

FIPA Nº 2017-53 “Evaluación de biomasa y análisis del estado de explotación de las praderas naturales de algas pardas (*L. trabeculata*, *L. berteroaana/spicata* y *Macrocystis pyrifera*) en las zonas de libre acceso de la III Región de Atacama y IV Región de Coquimbo



Informe Final

PROYECTO

FIPA N° 2017-53 "Evaluación de biomasa y análisis del estado de explotación de las praderas naturales de algas pardas (*L. trabeculata*, *L. berteroaanal spicata* y *Macrocystis pyrifera*) en las zonas de libre acceso de la III Región de Atacama y IV Región de Coquimbo"

REQUIRENTE

Fondo de Investigación Pesquera y Acuicultura
Presidente Consejo de Investigación Pesquera:
Román Zelaya Ríos

UNIDAD EJECUTORA

Centro de Investigación Ecos

JEFE PROYECTO

Felipe Thomas Álvarez
Centro de Investigación Ecos.
Av. Quillota 1130, Viña del Mar
Tel: 56-32-2213832
E-mail: fthomas@ecosmar.cl

•Valparaíso, Julio de 2020•



EQUIPO DE TRABAJO

Felipe Thomas Álvarez

Jefe de proyecto

Gonzalo Olea Stranger

David Gutiérrez Lagos

Evaluación de stocks

Gabriel Rojas Barrera

Sistemas de Información Geográfica

Modelo Geoestadístico

Franco Salas

Encargado Evaluación Directa,

Sistemas de Información Geográfica

Eduardo Pérez

Caracterización y evaluación de estado pesquerías

Evaluación Indirecta

Miguel Espíndola Rojas

Álvaro Villena Ortiz

Evaluación tasa de mortalidad

Alonso Vega

Evaluación tasa de deshidratación

Rolando Labraña

Facilitación Talleres

Mauricio Garrido

Edición

Felipe Sepúlveda

Nicole Zúñiga

Profesionales de apoyo



Resumen ejecutivo

A continuación, se describen los principales aspectos biológico-pesqueros de las macroalgas pardas huiro negro (*Lessonia berteroana* / *spicata*), huiro flotador (*Macrocystis pyrifera*) y huiro palo (*L. trabeculata*) distribuidos en las Áreas de Libre Acceso (ALA) de las regiones de Atacama y Coquimbo durante el período comprendido entre la primavera 2017 e invierno 2019.

Objetivo 1. Determinar y analizar la distribución espacial de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock), y biomasa explotable (standing crop), de huiro negro, huiro palo y huiro flotador en toda el área de estudio.

- Huiro negro

Al interior de la Región de Atacama, la Provincia de Huasco presentó los mayores diámetros de disco, reflejados en medianas de entre 15 cm y 13 cm para ambas campañas de evaluación. Lo anterior se ve reforzado al presentar Huasco las mayores proporciones de ejemplares adultos, rondando alrededor del 30% en ambas campañas. Por su parte, en la Provincia de Copiapó se observaron valores intermedios de la mediana, con valores entre 12 cm y 11 cm, y proporciones de ejemplares adultos alrededor de los 24% y 23%. Por último, la Provincia de Chañaral da cuenta de praderas de huiro negro con las medianas más bajas, alrededor de los 7 cm y 12 cm, presentando así mismo, las proporciones de algas adultas más bajas, siendo de 10% y 13% en ambas campañas.

La biomasa regional estimada en ambas campañas fluctuó entre 58.284 y 56.156 toneladas. En términos de biomasa, la Provincia de Huasco presentó los mayores valores de la Región de Atacama en ambas campañas, comprendiendo entre el 58% y 65% de la biomasa regional. Por otra parte, la Provincia de Copiapó presentó alrededor del 32% y 26% regional, mientras que Chañaral comprendió alrededor del 8% de la biomasa regional en ambos periodos.

En la Región de Coquimbo, la Provincia de Elqui presentó los mayores diámetros de disco, presentando medianas de 14 cm para ambas campañas, sumado a las mayores proporciones de ejemplares adultos, fluctuando entre 32% y 36% para ambas campañas. Mientras que las Provincias de Limarí y Choapa, no presentaron grandes diferencias, con medianas que fluctuaron entre 8 cm y 12,5 cm, y proporciones de ejemplares adultos entre 22% y 27% respecto del total.



La biomasa regional estimada en ambas campañas fluctuó entre 105.209 y 148.141 toneladas en las campañas 1 y 2 respectivamente. La Provincia del Limarí fue la que aportó en mayor magnitud a la biomasa regional en ambas campañas, comprendiendo entre el 46% y 41% del total, mientras que la provincia de Elqui representó entre el 25% y 23% de la biomasa regional para las campañas 1 y 2 respectivamente. Por su lado, la Provincia de Choapa comprendió entre el 28% y 35% de la biomasa regional, durante la primera y segunda campaña respectivamente.

- Huiro palo

En lo que respecta al análisis de los diámetros de disco de huiro palo para la Región de Atacama, la Provincia de Huasco presenta las mayores medianas, con 25 cm y 23 cm en cada campaña y máximos por sobre los 80 cm en ambas campañas. La Provincia de Copiapó presentó una mediana de 20,5 cm en ambas campañas, con máximos entre los 62 cm y 60 cm, mientras que la Provincia de Chañaral tuvo medianas entre 19,5 y 17 cm en cada campaña y máximos de 39 cm y 35 cm para cada campaña.

La biomasa regional estimada en ambas campañas varió entre 850 mil y 360 mil toneladas en las campañas 1 y 2 respectivamente. En ambas campañas, las provincias de Copiapó y Huasco comprendieron casi en su totalidad la biomasa regional estimada, con el 97% y 99,9% del total para la primera y segunda campaña respectivamente, quedando con escasa representación la Provincia de Chañaral en ambas campañas.

Para la Región de Coquimbo, en la Provincia de Limarí se observaron los mayores diámetros de disco, presentando medianas de 22,5 cm y 21 cm para las campañas 1 y 2 respectivamente, mientras que la provincia de Choapa presentó medianas de 21 cm y 19 cm. La Provincia de Elqui presentó la menor mediana, con un valor de 15 cm durante la primera campaña.

La biomasa regional estimada en ambas campañas fluctuó entre las 180 mil y 35 mil toneladas en las campañas 1 y 2 respectivamente. Sin embargo, la segunda campaña no incluyó las praderas de El Sauce y Talquilla debido a que las condiciones climáticas no permitieron la ejecución del estudio en dichos sectores. Es importante destacar que estas praderas aportaron en mayor medida a la biomasa durante la primera campaña. Durante la primera campaña, las provincias de Limarí y Choapa contribuyeron en cerca del 98% de la biomasa regional, mientras que Elqui representó alrededor del 2%.

- Huiro flotador

En la Región de Atacama, las superficies de huiro macro *Macrocystis pyrifera* estimadas, fueron de 159,05 ha y 33,95 ha para las campañas 2018 y 2019 respectivamente. En base a las praderas identificadas, para la campaña 1 se estimó una mediana de 200 cm y longitud máxima de 660 cm, mientras que para la campaña 2, una mediana de 160 cm y longitud máxima de 450 cm. En cuanto a las densidades, estas fluctuaron entre 7,9 (ind/m²) y 6,2



(ind/m²) entre las campañas 1 y 2. Con respecto a las biomásas totales, se estimaron valores de 5.828 t y 94 t para las campañas 1 y 2 respectivamente.

Para la Región de Coquimbo, se estimaron sustratos habitados por las praderas de huiro macro *Macrocystis pyrifera*, de 6,78 ha y 10,7 ha durante las campañas 1 y 2 respectivamente. La estructura de tallas durante la campaña 2018, se caracterizó por presentar una mediana de 183 cm, con una longitud máxima de 890 cm. La densidad estimada fue de 7,4 (ind/m²), mientras que la biomasa total estimada fue de 24 t.

Objetivo 2. Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos huiro negro, huiro palo y huiro flotador en la zona de estudio.

La metodología utilizada en este objetivo específico requiere como insumos los resultados obtenidos en el objetivo específico 5, fundamentalmente el valor estimado de la capacidad de carga (K) y su respectiva desviación estándar (s). Es a partir de estos parámetros que se definen los Puntos de Referencia (PR's) biológicos para determinar el estado actual de los recursos de interés en ambas Regiones. La estimación del tamaño poblacional actual, también un insumo de los resultados del objetivo específico 5, junto con su desviación estándar (\bar{x}, s) permiten determinar la posición relativa y el grado de sobreposición entre la biomasa actual y sus intervalos de confianza con los niveles de biomasa teóricos o PR's.

Los resultados obtenidos en el presente objetivo consideran la Biomasa en el Rendimiento Máximo Sostenido (BRMS) como Punto de Referencia Objetivo (PRO) el cual a su vez está reconocido por la Ley General de Pesca y Acuicultura como el referente biológico para determinar si una pesquería se encuentra en plena explotación. Para ello, se utilizó el punto de K/2, que por definición ha sido considerado como el punto de RMS (Caddy y Mahon, 1996). Mientras que para el Punto de Referencia Límite (PRL) se propone una condición de la población equivalente al 25% de K, lo que ha sido propuesto por Caddy y Mahon (1996), para el caso de poblaciones poco conocidas. A partir de este análisis, se estableció el estado de explotación de las distintas especies de algas de interés en ambas regiones de estudio.

En la Región de Atacama, el recurso huiro negro mostró una probabilidad de 38% de encontrarse en una situación de plena explotación. Sin embargo, la gran variabilidad del estimado del tamaño poblacional actual causa una gran incertidumbre respecto de su estatus, de hecho, el estado actual de la población también tiene una probabilidad del 6 % de encontrarse en su PRL. En este caso, la situación más plausible es que la condición actual del recurso huiro negro esté por debajo del PRO, pero por sobre el PRL. Esta situación es de preocupación, ya que la tendencia poblacional es hacia la disminución, por lo que el recurso podría encontrarse en una transición hacia la sobreexplotación. Para el caso del recurso huiro flotador de la región de Atacama, los resultados evidencian una condición de



subexplotación con una tendencia poblacional estable. Finalmente, para el caso del recurso huairo palo de la Región de Atacama no se logró establecer un estatus debido a que no se obtuvo una convergencia lógica del modelo.

Para el caso de la Región de Coquimbo, los resultados indican que el recurso huairo negro se encuentra en una condición de subexplotación leve con una tendencia a la disminución poblacional. En tanto, el recurso huairo palo estaría en una condición de subexplotación cuya tendencia poblacional iría en aumento. Finalmente, el recurso huairo macro evidenció una condición de subexplotación leve con tendencia al aumento.

Objetivo 3. Proponer y validar procedimiento para determinar la tasa de deshidratación de los recursos huairo negro y huairo palo.

En Chile, el huairo negro (*Lessonia berteroana /spicata*) y el huairo palo (*Lessonia trabeculata*) se comercializan en diferentes estados de humedad a través de la cadena productiva. El estudio de pérdida de humedad de algas pardas en el área de estudio indica una relación directa entre el tiempo de secado en el tendadero y el clima local, con una disminución del tiempo de secado en épocas más cálidas (i.e., verano austral). Aunque durante todo el año **las plantas alcanzaron un nivel de humedad equivalente al estado "semi seco"** (Res. Ex. N°3602/02.08.17). Por lo que el proceso de secado continúa en áreas de acopio de las plantas transformadoras. Considerando la variación espacial y temporal en el proceso de secado de algas pardas a través de la cadena productiva se sugiere monitorear in situ los rendimientos y el estado de humedad de los desembarques de algas pardas en Atacama y Coquimbo, dentro de un programa de seguimiento de la pesquería para complementar y/o validar los mecanismos de fiscalización implementados por la administración pesquera.

Objetivo 4. Evaluar la tasa de mortalidad natural en los varaderos naturales y determinar la tasa de varamiento (biomasa varada/unidad de tiempo).

Más del 80% de las macroalgas pardas son extraídas desde zonas de varado natural, siendo los principales **factores que afectan su "producción" o tasa de varado aquellos relacionados** con componentes climáticos y bio-oceanográficos. Sin embargo, a nivel nacional aún no se cuenta con un modelo predictivo que permita entender la relación existente entre la tasa de varado y las condiciones climáticas. Para indagar la relación existente entre la tasa de varado y las condiciones climáticas se seleccionaron dos varaderos históricos en Atacama y dos en Coquimbo (donde los recolectores reconocen su uso permanente en el tiempo y el espacio). En cada varadero se registró la tasa de varado en kg m⁻² día⁻¹ y el aporte de cada especie de alga parda a esta tasa de varado, lo cual se realizó durante tres días consecutivos. Esto fue replicado bajo distintas condiciones climáticas a fin de poder establecer una relación. Se testearon diferentes modelos de regresión utilizando distintas medidas de condición



oceanográfica y climática para explicar la tasa de varado, siendo la relación exponencial entre la altura de ola promedio y la tasa de varado el modelo que proporciona la mejor bondad de ajuste para explicar la varianza de la variable respuesta ($Ra^2 = 0,54$, p -valor = 0,009).

El modelo está dado por:

$$Y(\text{tasa de varado}) = 0,0131 * \exp(0,6698 * X(\text{altura de ola promedio}))$$

El análisis de los residuos del modelo evidencia la existencia de valores de tasa de varado "atípicos", los cuales corresponden a tasas de varado mayores a las que predice el modelo en el varadero de palo colorado sur (Región de Coquimbo). Esto podría estar dado por un mejor estado de condición de las praderas circundantes que alimentan este varadero, considerando que esta zona tiene restricciones de acceso para el barroteo de huiro negro y una amplia cobertura de AMERBs que podrían estar resguardando la extracción excesiva de huiro palo. De modo, que es pertinente en el futuro incorporar la condición de las praderas circundantes como variable predictora, la cual podría integrarse en un modelo múltiple con la altura de ola promedio.

Objetivo 5. Desarrollar y validar un modelo indirecto de estimación de biomasa que permita realizar proyecciones en el corto y mediano plazo bajo distintas estrategias de explotación para las 3 especies.

Para describir la dinámica de la biomasa a través del tiempo se empleó la versión dinámica del modelo de producción de Schaeffer (Haddon, 2001), el cual ha sido empleado anteriormente para describir la dinámica de la población explotable de huiro negro (*Lessonia berteriana*), huiro palo (*Lessonia trabeculata*) y huiro flotador (*Macrocystis pyrifera*) en las regiones de Coquimbo y Atacama (Thomas et al, 2014, 2015; Pérez, 2016, 2017).

Dado que la información pesquera a nivel regional proviene de las declaraciones de desembarque artesanal que administra el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura y esta base de datos no contiene información sobre estructura de tamaños de las capturas, la elección de un modelo de global parece ser la mejor opción en estas pesquerías de algas.

Las estimaciones de biomasa al momento de la evaluación fueron de 35.792, 275.638 y 13.926 toneladas de huiro negro, palo y macro respectivamente en la región de Coquimbo. Mientras que en la región de Atacama 75.940 y 8.584 toneladas fueron estimadas para huiro negro y huiro macro. Por su parte la estimación de biomasa mediante esta metodología de huiro palo no fue plausible por el modelo ya que estimó que con un aumento del esfuerzo la CPUE también aumenta. Esto no es acorde a la estructura lógica del modelo y por ende los resultados no son considerados válidos.



Executive summary

The main fishing biological aspects of the brown macroalgae *Lessonia* spp. (*Lessonia berteriana* / *spicata*), giant kelp (*Macrocystis pyrifera*) and *Lessonia* spp. (*L. trabeculata*) found in the open access areas of the regions Atacama and Coquimbo during the period between spring 2017 and winter 2019 are described below.

Objective 1. Determine and analyze the spatial distribution of abundance levels, total biomass (standing stock), and exploitable biomass (standing crop), of *Lessonia* spp. (*Lessonia berteriana* / *spicata*), giant kelp (*Macrocystis pyrifera*) and *Lessonia* spp. (*L. trabeculata*) throughout the study area.

- Chilean kelp (*Lessonia berteriana* / *spicata*)

Within the Atacama Region, the Province of Huasco presented the algae with the largest disc diameters, reflected in medians between 15 cm and 13 cm for both assessment campaigns. The foregoing is reinforced by the fact that Huasco is presenting the largest proportions of adult specimens, covering around 30% in both campaigns. On the other hand, in the province of Copiapó, intermediate values of the median were observed, with values between 12 cm and 11 cm, with proportions of adult specimens around 24% and 23%. Finally, the Province of Chañaral accounts for *Lessonia* spp. (*Lessonia berteriana* / *spicata*) meadows with the lowest medians, around 7 cm and 12 cm. This province also presents the lower proportions of adult algae, with proportions between 10% and 13% in both campaigns.

The regional biomass estimated in both campaigns fluctuated between 58.284 and 56,156 tons. In terms of biomass, the Province of Huasco presented the highest values of the Atacama Region in both campaigns, covering between 58% and 65% of the regional biomass. On the other hand, the province of Copiapó presented between 32% and 26% of the regional biomass, while Chañaral comprised about 8% of the regional biomass in both periods.

In the Coquimbo Region, the algae of the Province of Elqui presented the largest disc diameters, presenting medians of 14 cm for both campaigns, added to the greater proportions of adult specimens, ranging between 32% and 36% for both campaigns. While the provinces of Limarí and Choapa, did not show large differences, with medians that fluctuated between 8 cm and 12.5 cm, and proportions of adult specimens between 22% and 27% with respect to the total.

The regional biomass estimated in both campaigns fluctuated between 126.806 and 148.141 tons in campaigns 1 and 2 respectively. The Province of Limarí contributed the most to



regional biomass in both campaigns, covering between 46% and 41% of the total, while the provinces of Elqui accounted for 25% and 23% of the regional biomass for campaign 1 and 2 respectively. On the other hand, the Province of Choapa comprised between 28% and 35% of the regional biomass, during the first and second campaign respectively.

- *Lessonia* spp. *L. trabeculata*

Regarding the analysis of the *Lessonia trabeculata* disc diameters for the Atacama Region, the province of Huasco presents the largest medians, with 25 cm and 23 cm in each campaign and maximums above 80 cm in both campaigns. The province of Copiapó presented a median of 20.5 cm in both campaigns, with maximums between 62 cm and 60 cm, while the province of Chañaral had medians between 19.5 and 17 cm in each campaign and maximums of 39 cm and 35 cm for each campaign.

The regional biomass estimated in both campaigns, varied between 850,000 and 360,000 tons in campaigns 1 and 2 respectively. In both campaigns, the provinces of Copiapó and Huasco covered almost entirely the estimated regional biomass, with 97% and 99.9% of the total for the first and second campaigns respectively, leaving the Province of Chañaral with little representation in both campaigns.

For the Coquimbo Region, in the Province of Limarí, the largest disc diameters were observed, presenting medians of 22.5 cm and 21 cm for campaigns 1 and 2 respectively, while the province of Choapa presented medians of 21 cm and 19 cm. The province of Elqui presented the smallest median, with a value of 15 cm during the first campaign.

The regional biomass estimated in both campaigns fluctuated between 180,000 and 35,000 tons in campaigns 1 and 2 respectively. However, the second campaign did not include the El Sauce and Talquilla meadows due to the climatic conditions that did not allow the execution of the study in these sectors. It is important to highlight, that these meadows contributed the most to the biomass during the first campaign. During the first campaign, the provinces of Limarí and Choapa contributed about 98% of the regional biomass, while Elqui represented about 2%.

- Giant kelp *Macrocystis pyrifera*

In the Atacama Region, the estimated *Macrocystis pyrifera* areas were 159,05 ha and 33.95 ha for the 2018 and 2019 campaigns respectively. Based on the meadows identified, a median of 200 cm and a maximum length of 660 cm was estimated for campaign 1, while for campaign 2, a median of 160 cm and a maximum length of 450 cm. Regarding densities, these fluctuated between 7.9 (ind / m²) and 6.2 (ind / m²) between campaigns 1 and 2. With respect to total biomass, values of 5,828 t and 94 t were estimated for campaigns 1 and 2 respectively.



For the Coquimbo Region, the substrates inhabited by the meadows of *Macrocystis pyrifera* were estimated in 6.78 ha and 10.7 ha during campaigns 1 and 2 respectively. The size structure during the 2018 campaign was characterized by presenting a median of 183 cm, with a maximum length of 890 cm. The estimated density was 7.4 (ind / m²), while the total estimated biomass was 24 t.

Objective 2. Collect and analyze the available information in order to characterize and evaluate the current exploitation status of the *Lessonia* spp. (*Lessonia berteriana*/*spicata*), giant kelp (*Macrocystis pyrifera*) and *Lessonia* spp. (*L. trabeculata*) resources in the study area.

The methodology used in this goal requires the input obtained in specific objective 5, fundamentally the estimated average value of the load capacity (K) and its respective standard deviation (s). These parameters contribute to define the biological Reference Points (RP) in order to determine the current status of the resources of interest in both Regions. The estimation of the current population size, also an input of the results of specific objective 5, together with its standard deviation (\bar{x} ,s) allow to determine the relative position and the degree of overlap between the current biomass and its confidence intervals with the theoretical biomass levels or RP.

The results obtained in this objective consider the Biomass in the Maximum Sustainable Yield (MSY) as an Objective Reference Point (ORP) which in turn is mandated by the General Law of Fisheries and Aquaculture. For this, the K/2 point was used, which has been considered as the MSY point (Caddy & Mahon, 1996). While for the Limit Reference Point (LRP) a population condition equivalent to 25% of K is proposed, which has been suggested by Caddy & Mahon (1996), in the case of little-known populations. From this analysis, the exploitation status of the different algae species of interest in both study regions was established.

In the Atacama Region, the resource *Lessonia berteriana* / *Lessonia spicata* showed a 38% of probability of being in a situation of full exploitation. However, the great variability of the current population size estimate causes great uncertainty regarding its status; in fact, the current status of the population also has a 6% probability of being in its LRP. In this case, the most plausible situation is that the current condition of the *Lessonia berteriana*/*Lessonia spicata* resource is below the ORP, but above the LRP. This situation is of concern, since the population trend is towards a decline, so the resource could be in a transition to its overexploitation. In the case of the *Macrocystis pyrifera*/*Macrocystis integrifolia* resource in the Atacama region, the results show a condition of underexploitation with a stable population trend. Finally, in the case of the resource *Lessonia trabeculata*, it was not possible to establish a status because a convergence of the model was not obtained.



In the case of the Coquimbo Region, the results indicate that the resource *Lessonia berteriana* / *Lessonia spicata* is in a condition of slight under exploitation with a tendency to decrease in population. Meanwhile, the resource *Lessonia trabeculata* would be in a condition of under exploitation with an increasing population trend. Finally, the *Macrocystis pyrifera* / *Macrocystis integrifolia* resource evidenced a condition of slight under exploitation with an increasing tendency.

Objective 3. Propose and validate the procedure to determine the dehydration rate of the resources *Lessonia* spp. (*Lessonia berteriana* / *spicata*), and *Lessonia* spp. (*L. trabeculata*).

In Chile, the *Lessonia berteriana* / *spicata* and the *L. trabeculata* are marketed in different moisture content throughout the production chain. The study of moisture loss of brown algae in the study area indicates a direct relationship between drying time on the clothesline and the local climate, with a decrease in drying time during warmer weathers (i.e., southern summer). Although throughout the year the plants reached a humidity level equivalent to the "semi-dry" state (Res. Ex. N ° 3602 / 02.08.17). Therefore, the drying process continues in the collection areas of the processing plants. Considering the spatial and temporal variation in the drying process of brown algae through the production chain, it is suggested to monitor in situ the yields and the moisture content of the landings of brown algae in Atacama and Coquimbo, within a monitoring program of the fishery that will contribute to complement and / or validate the control mechanisms implemented by the fisheries administration.

Objective 4. Evaluate the natural mortality rate in the beaches where kelps cast ashore and determine the beached kelp rate (beached kelp biomass /unit of time).

More than 80% of brown macroalgae are extracted from natural beached kelp zones. The main factors affecting their "production" or beached kelp rate, have been related to climatic and bio-oceanographic components. However, at the national level there is still no predictive model that allows us to understand the relationship between the beached kelp rate and the climatic conditions. In order to investigate the relationship between the beached kelp rate and the climatic conditions, two historic beaches were selected in Atacama and two in Coquimbo (where the collectors recognize their permanent use in time and space). In each beach, the beached kelp rate (in kg m⁻² day⁻¹) and the contribution of each species of brown algae to this beached kelp rate was recorded, which was carried out for three consecutive days. This was replicated under different climatic conditions in order to establish a relationship. In order to explain the beached kelp rate, different regression models were



tested using different oceanographic and climatic condition measurements. The model that provides the best goodness of fit to explain the variance of the response variable was the exponential relationship between the average wave height and the beached kelp rate being (Ra2 = 0.54, P-value = 0.009).

The model is given by:

$$Y(\text{beached kelp rate}) = 0,0131 * \exp(0,6698 * X(\text{average wave height}))$$

The analysis **of the residuals of the model evidences the existence of "atypical" beached kelp rate**, which correspond to beached kelp rate higher than those predicted by the model in the southern beach of Palo Colorado (Coquimbo Region). This could be given by a better state of condition of the surrounding meadows that feed this beach, considering that this area has access restrictions for the extensive harvesting of *Lessonia berteroa* / *spicata* and a wide coverage of territorial use rights in fisheries(turf) that could be protecting the excessive extraction of *Lessonia trabeculata*. Thus, it is pertinent in the future, to incorporate the condition of the surrounding grasslands as a predictor variable, which could be integrated into a multiple model with the average wave height.

Objective 5. Develop and validate an indirect biomass estimation model that allows projections in the short and medium term under different exploitation strategies for the 3 species.

The Schaeffer production model used in the indirect evaluation allows to establish a status since it estimates a carrying capacity (virgin biomass) and with this it is possible to estimate the probability that the population will find a biomass above the point of Maximum Sustainable Yield (MSY). The fishing law establishes that the objective of the fisheries should be around the MSY, which is why it is taken as the Objective Reference Point (ORP). On the other hand, since there is no explicit Limit Reference Point (LRP) for algae, 25% of the virgin biomass was used as a reference.

In this way, the status of the algal resources that are considered under-exploited are the *Lessonia berteroa* / *spicata*, and giant kelp *Macrocystis pyrifera* of the Coquimbo region since they have a 100% probability of being above the ORP. Fully exploited is the *L. trabeculata* of the Coquimbo region with a high probability of being between the LRP and the ORP.

The *Lessonia berteroa* / *spicata* in the Atacama region, given the greater variance in the biomass estimation, presents a probability of being in the zone defined as LRP (6%) or being in the ORP area (38%). With this, there is a 56% probability that it is between both Reference points. This condition would allow defining the state of the resource with a tendency to overexploitation.



As for the resource *Lessonia berteroana / spicata*, the case of the current status of the giant kelp *Macrocystis pyrifera* is uncertain. According to current estimates, the resource would be close to its carrying capacity. Given this condition the calculated probability of exceeding the LRP is zero. The current biomass would be above the ORP, so its condition would be under-exploited. However, the most current Capture per unit effort (CPUE) suggests that biomass should be at a lower level than suggested through indirect evaluations. Indeed, the CPUE observed for divers in the Atacama Region suggest that the current level of biomass should be in the range of 3,100 - 3,800 tons. This range falls within the distribution of probabilities for the ORP, in which case the current status of the resource would be fully exploited.



Contenidos

1. Antecedentes.....	32
2. Objetivos	34
2.1 Objetivo General	34
2.2 Objetivos Específicos.....	34
3. Metodología	35
3.1 Coordinación y validación del plan de trabajo	35
3.2 Confección de TTR de pesca de investigación.....	36
3.3 Determinar y analizar la distribución espacial de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock) y biomasa cosechable (standing crop) de huiro negro, huiro palo y huiro flotador por tipo de especie, en toda el área de estudio.	37
3.3.1 Identificación de praderas de algas pardas.....	37
3.3.1.1 Cartografía participativa.....	37
3.3.1.2 Distribución y delimitación de praderas de algas pardas	38
3.3.2 Estimación de densidad, abundancia, biomasa total y biomasa explotable.....	45
3.3.2.1 Diseño muestral	45
3.3.2.2 Estimaciones de densidad, abundancia y biomasa total y cosechable.....	47
3.3.2.3 Estructura de tallas.....	52
3.3.2.4 Estimación de la biomasa	53
3.4 Objetivo específico 2.2. Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos huiro negro, huiro palo y huiro flotador en la zona de estudio.	55
3.4.1 Estado de las poblaciones	55
3.5 Objetivo específico 2.3. Proponer y validar procedimiento para determinar la tasa de deshidratación de los recursos huiro negro y huiro palo.....	60
3.5.1 Consideraciones técnicas	60
3.5.2 Procedimiento metodológico.....	61
3.6 Objetivo específico 2.4. Evaluar la tasa de mortalidad natural en los varaderos naturales y determinar la tasa de varamiento (biomasa varada/unidad de tiempo).	62



3.6.1	Consideraciones para el diseño metodológico.	62
3.6.2	Determinación de varaderos a prospectar.	63
3.6.3	Diseño de muestreo	64
3.6.4	Estimación de la superficie de varado y varadero	65
3.6.5	Determinación de la tasa de varado y porcentaje de varado	65
3.6.6	Variables ambientales	66
3.6.7	Relación entre tasa de varado (biomasa varada/unidad de tiempo) y condiciones ambientales.....	68
3.7	Objetivo específico 2.5. Desarrollar y validar un modelo indirecto de estimación de biomasa que permita realizar proyecciones en el corto y mediano plazo bajo distintas estrategias de explotación para las 3 especies.....	69
3.7.1	Enfoques utilizados para modelar la dinámica de la biomasa en algas	69
3.7.2	Fuente de información	71
3.7.3	Evaluación indirecta de los recursos huiro negro, palo y macro	72
3.7.4	Estimación de parámetros para los modelos.....	75
3.7.5	Escenarios de explotación.....	77
4.	Resultados	80
4.1	Objetivo específico 3.1. Determinar y analizar la distribución espacial de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock) y biomasa cosechable (standing crop) de huiro negro, huiro palo y huiro flotador por tipo de especie, en toda el área de estudio.....	80
4.1.1	Cartografía participativa.....	80
4.1.2	Huiro negro	87
4.1.2.1	Distribución espacial de las praderas de Huiro negro, Región de Atacama.....	87
4.1.2.2	Distribución espacial de las praderas de Huiro negro, R. de Coquimbo.	92
4.1.2.3	Estimaciones de densidad, abundancia y biomasa total y cosechable	97
4.1.2.4	Estructura de tallas y relación talla-peso	116
4.1.2.5	Estimación de Biomasa total y cosechable	131
4.1.3	Huiro macro.....	139
4.1.3.1	Distribución espacial de las praderas.....	139
4.1.3.2	Evaluación directa	140
4.1.3.3	Estimaciones de densidad, abundancia y biomasa total y cosechable.....	145
4.1.4	Huiro palo.....	152



4.1.4.1	Cartografía participativa y prospección hidroacústica.....	152
4.1.4.2	Distribución espacial de las praderas de Huiro palo,	160
4.1.4.3	Estimaciones de densidad, abundancia y biomasa total y cosechable	162
4.2	Objetivo específico 2.2. Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos huiro negro, huiro palo y huiro flotador en la zona de estudio.	172
4.2.1	Estado de situación de los recursos	172
4.2.1.1	Región de Atacama.....	174
4.2.1.2	Región de Coquimbo	176
4.2.2	Resumen estado de situación de los recursos	179
4.3	Objetivo específico 2.3. Proponer y validar procedimiento para determinar la tasa de deshidratación de los recursos huiro negro y huiro palo.....	181
4.3.1	Variables ambientales durante las campañas.....	181
4.3.2	Huiro negro	181
4.3.3	Huiro palo.....	188
4.3.4	Funciones descriptivas de la tasa de deshidratación	191
4.4	Objetivo específico 2.4. Evaluar la tasa de mortalidad natural en los varaderos naturales y determinar la tasa de varado (biomasa varada/unidad de tiempo).....	193
4.4.1	Superficie de varado y varadero	193
4.4.1.1	Tasa de varado total y variables ambientales	193
4.4.1.2	Aporte por especies a la tasa de varado, bajo distintas condiciones ambientales.....	196
4.4.1.3	Modelación entre la tasa de varado y condiciones ambientales	198
4.5	Objetivo específico 2.5. Desarrollar y validar un modelo indirecto de estimación de biomasa que permita realizar proyecciones en el corto y mediano plazo bajo distintas estrategias de explotación para las 3 especies.....	201
4.5.1	Evaluación Indirecta de Huiro Negro en la Región de Atacama.....	201
4.5.2	Evaluación Indirecta de Huiro Negro en la Región de Coquimbo	204
4.5.3	Evaluación Indirecta de Huiro Palo en la Región de Coquimbo	208
4.5.4	Evaluación Indirecta de Huiro Macro en la Región de Atacama	211
4.5.5	Evaluación Indirecta de Huiro Macro en la Región de Coquimbo.....	214
4.5.6	Sensibilidad de los modelos	217
4.5.7	Escenarios de explotación.....	219



5. Discusión	224
5.1 Objetivo 2.1: Determinar y analizar la distribución espacial de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock), y biomasa explotable (standing crop), de huiro negro, huiro palo y huiro flotador en toda el área de estudio	224
5.1.1 Huiro Negro.....	224
5.1.2 Huiro macro.....	226
5.1.3 Huiro Palo	227
5.2 Objetivo 2.2: Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos huiro negro, huiro palo y huiro flotador en la zona de estudio.....	230
5.3 Objetivo 2.3: Proponer y validar procedimiento para determinar la tasa de deshidratación de los recursos huiro negro y huiro palo.	235
5.4 Objetivo 2.4 Evaluación de la tasa de mortalidad natural en los varaderos naturales y determinar la tasa de varamiento (biomasa varada/unidad de tiempo).	238
5.5 Objetivo 2.5. Desarrollar y validar un modelo indirecto de estimación de biomasa que permita realizar proyecciones en el corto y mediano plazo bajo distintas estrategias de explotación para las 3 especies.....	240
6. Conclusiones.....	243
6.1 Objetivo 2.1: Determinar y analizar la distribución espacial de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock), y biomasa explotable (standing crop), de huiro negro, huiro palo y huiro flotador en toda el área de estudio.	243
6.2 Objetivo 2.2: Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos huiro negro, huiro palo y huiro flotador en la zona de estudio.....	245
6.3 Objetivo 2.3: Proponer y validar procedimiento para determinar la tasa de deshidratación de los recursos huiro negro y huiro palo.	247
6.4 Objetivo 2.4 Evaluación de la tasa de mortalidad natural en los varaderos naturales y determinar la tasa de varamiento (biomasa varada/unidad de tiempo).	248
6.5 Objetivo 2.5. Desarrollar y validar un modelo indirecto de estimación de biomasa que permita realizar proyecciones en el corto y mediano plazo bajo distintas estrategias de explotación para las 3 especies.....	250
7. Referencias.....	251
8. ANEXOS	263



Índice de Tablas

TABLA 1. PARÁMETROS DESCRIPTIVOS DE LA INTERPOLACIÓN DE LA ALTURA DEL DOSEL DE <i>L. TRABECULATA</i> * MÁX. RANGO DE DISTANCIA / MIN. RANGO DE DISTANCIA. ** 0°->DIRECCIÓN ESTE - OESTE; 90° = DIRECCIÓN NORTE - SUR	45
TABLA 2. ENFOQUES DE MODELAMIENTO APLICADOS PARA DESCRIBIR LA DINÁMICA DE LA BIOMASA EN ALGAS	70
TABLA 3. PERIODO DE INICIO Y TÉRMINO DE LA FASE DE AJUSTE DE PARÁMETROS POR RECURSO Y REGIÓN.....	75
TABLA 4. DISTRIBUCIÓN DE CUOTA DE ALGAS PARDAS DE LA REGIÓN DE ATACAMA. FUENTE: EXTRACTO RES. EX N° 183 DEL 17 DE ENERO DE 2019.	78
TABLA 5. DISTRIBUCIÓN DE CUOTA DE ALGAS PARDAS DE LA REGIÓN DE COQUIMBO. FUENTE: EXTRACTO RES. EX N° 22 DEL 17 DE ENERO DE 2018.	79
TABLA 6. INFORMACIÓN GENÉRICA DE LOS MUESTREOS DE EVALUACIÓN DIRECTA DE HUIRO NEGRO.	87
TABLA 7. SUPERFICIES HABITADAS DE LAS PRADERAS IDENTIFICADAS DE <i>LESSONIA BERTEROANA</i> EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO DE LA REGIÓN DE ATACAMA. SE INCLUYEN LOS TOTALES POR PROVINCIA.....	91
TABLA 8. INFORMACIÓN GENÉRICA DE LOS MUESTREOS DE EVALUACIÓN DIRECTA DE HUIRO NEGRO EN LA REGIÓN DE COQUIMBO.	92
TABLA 9. SUPERFICIE HABITADA DE LAS PRADERAS IDENTIFICADAS DE <i>LESSONIA SPICATA</i> EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO DE LA REGIÓN DE COQUIMBO. SE INCLUYEN LOS TOTALES POR PROVINCIA Y REGIÓN.	96
TABLA 10. DENSIDAD MEDIA (INDIVIDUOS/M ²) DE <i>L. BERTEROANA</i> PARA LAS PRADERAS EN LA REGIÓN DE ATACAMA, 2017, INDICANDO SU NÚMERO MUESTRAL Y DESVIACIÓN ESTÁNDAR.	98
TABLA 11. DENSIDAD MEDIA (INDIVIDUOS/M ²) DE <i>L. BERTEROANA</i> PARA LAS PRADERAS EN LA REGIÓN DE ATACAMA, 2019, INDICANDO SU NÚMERO MUESTRAL Y DESVIACIÓN ESTÁNDAR.	99
TABLA 12. DENSIDAD MEDIA (INDIVIDUOS/M ²) DE <i>L. BERTEROANA</i> PARA LAS PROVINCIAS EN LA REGIÓN DE ATACAMA, AÑOS 2017 Y 2019, INDICANDO SU NÚMERO MUESTRAL Y DESVIACIÓN ESTÁNDAR. EL P-VALOR REPRESENTA LA SIGNIFICANCIA ESTADÍSTICA EN LA COMPARACIÓN ENTRE PROVINCIAS PARA AMBOS PERIODOS DE TIEMPO.	100
TABLA 13. DENSIDAD MEDIA (INDIVIDUOS/M ²) DE <i>L. SPICATA</i> PARA LAS PRADERAS EN LA REGIÓN DE COQUIMBO, 2017, INDICANDO SU NÚMERO MUESTRAL Y DESVIACIÓN ESTÁNDAR.	102
TABLA 14. DENSIDAD MEDIA (INDIVIDUOS/M ²) DE <i>L. SPICATA</i> PARA LAS PRADERAS EN LA REGIÓN DE COQUIMBO, 2019, INDICANDO SU NÚMERO MUESTRAL Y DESVIACIÓN ESTÁNDAR.	103
TABLA 15. DENSIDAD MEDIA (INDIVIDUOS/M ²) DE <i>L. SPICATA</i> PARA LAS PROVINCIAS EN LA REGIÓN DE COQUIMBO, AÑOS 2017 Y 2019, INDICANDO SU NÚMERO MUESTRAL Y DESVIACIÓN ESTÁNDAR. EL P VALOR REPRESENTA LA SIGNIFICANCIA ESTADÍSTICA EN LA COMPARACIÓN ENTRE PROVINCIAS PARA AMBOS PERIODOS DE TIEMPO.	104
TABLA 16. PARÁMETROS UTILIZADOS PARA LA CONSTRUCCIÓN DEL VARIOGRAMA EXPERIMENTAL Y PARA EL AJUSTE AL MODELO TEÓRICO EN EL PROCEDIMIENTO DE INTERPOLACIÓN DE LAS DENSIDADES DE <i>L. BERTEROANA</i> , ENCONTRADAS DURANTE EL AÑO 2017 EN LA REGIÓN DE ATACAMA.....	108
TABLA 17. PARÁMETROS UTILIZADOS PARA LA CONSTRUCCIÓN DEL VARIOGRAMA EXPERIMENTAL Y PARA EL AJUSTE AL MODELO TEÓRICO EN EL PROCEDIMIENTO DE INTERPOLACIÓN DE LAS DENSIDADES DE <i>L. BERTEROANA</i> , ENCONTRADAS DURANTE EL AÑO 2019 EN LA REGIÓN DE ATACAMA.....	108
TABLA 18. RESUMEN POR PRADERA Y POR PROVINCIA DE PARÁMETROS POBLACIONALES DE <i>LESSONIA BERTEROANA</i> ESTIMADOS MEDIANTE MÉTODOS GEOESTADÍSTICOS EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO DE LA REGIÓN DE ATACAMA PARA EL AÑO 2017.....	109
TABLA 19. RESUMEN POR PRADERA Y POR PROVINCIA DE PARÁMETROS POBLACIONALES DE <i>LESSONIA BERTEROANA</i> ESTIMADOS MEDIANTE MÉTODOS GEOESTADÍSTICOS EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO DE LA REGIÓN DE ATACAMA PARA EL AÑO 2019.....	110



TABLA 20. PARÁMETROS UTILIZADOS PARA LA CONSTRUCCIÓN DEL VARIOGRAMA EXPERIMENTAL Y PARA EL AJUSTE AL MODELO TEÓRICO EN EL PROCEDIMIENTO DE INTERPOLACIÓN DE LAS DENSIDADES DE <i>L. SPICATA</i> , ENCONTRADAS DURANTE EL AÑO 2017 EN LA REGIÓN DE COQUIMBO.....	114
TABLA 21. PARÁMETROS UTILIZADOS PARA LA CONSTRUCCIÓN DEL VARIOGRAMA EXPERIMENTAL Y PARA EL AJUSTE AL MODELO TEÓRICO EN EL PROCEDIMIENTO DE INTERPOLACIÓN DE LAS DENSIDADES DE <i>L. BERTEROANA</i> , ENCONTRADAS DURANTE EL AÑO 2018 EN LA REGIÓN DE COQUIMBO.....	114
TABLA 22. RESUMEN POR PRADERA Y POR PROVINCIA DE PARÁMETROS POBLACIONALES DE <i>LESSONIA SPICATA</i> ESTIMADOS MEDIANTE MÉTODOS GEOESTADÍSTICOS EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO DE LA REGIÓN DE COQUIMBO PARA EL AÑO 2017.....	115
TABLA 23. RESUMEN POR PRADERA Y POR PROVINCIA DE PARÁMETROS POBLACIONALES DE <i>LESSONIA SPICATA</i> ESTIMADOS MEDIANTE MÉTODOS GEOESTADÍSTICOS EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO DE LA REGIÓN DE COQUIMBO PARA EL AÑO 2019.....	115
TABLA 24. ESTADÍSTICOS DE LA ESTRUCTURA DE TALLAS DE LAS PRADERAS DE HUIRO NEGRO <i>L. BERTEROANA</i> EN LA REGIÓN DE ATACAMA PARA EL AÑO 2017.	117
TABLA 25. ESTRUCTURA POBLACIONAL, EXPRESADA EN PORCENTAJE, EN FUNCIÓN DEL DIÁMETRO DE ADHESIÓN DE <i>L. BERTEROANA</i> POR CADA PRADERA. REGIÓN DE ATACAMA PARA EL AÑO 2017.....	118
TABLA 26. ESTADÍSTICOS DE LA ESTRUCTURA DE TALLAS DE LAS PRADERAS DE HUIRO NEGRO (<i>L. BERTEROANA</i>) EN LA REGIÓN DE ATACAMA PARA EL AÑO 2019. FUENTE:	119
TABLA 27. ESTRUCTURA POBLACIONAL, EXPRESADA EN PORCENTAJE, EN FUNCIÓN DEL DIÁMETRO DE ADHESIÓN DE <i>L. BERTEROANA</i> POR CADA PRADERA. REGIÓN DE ATACAMA PARA EL AÑO 2019.....	120
TABLA 28. ESTADÍSTICOS DE LA ESTRUCTURA DE TALLAS DE HUIRO NEGRO <i>L. BERTEROANA</i> POR PROVINCIA DE LA REGIÓN DE ATACAMA PARA LOS AÑOS 2017 Y 2019. EL P VALOR REPRESENTA LA SIGNIFICANCIA ESTADÍSTICA EN LA COMPARACIÓN ENTRE PROVINCIAS PARA AMBOS PERIODOS DE TIEMPO.	121
TABLA 29. ESTRUCTURA POBLACIONAL, EXPRESADA EN PORCENTAJE, EN FUNCIÓN DEL DIÁMETRO DEL DISCO DE ADHESIÓN DE <i>L. BERTEROANA</i> PARA LA REGIÓN DE ATACAMA PARA LOS AÑOS 2017 Y 2019.	122
TABLA 30. ESTADÍSTICOS DE LA ESTRUCTURA DE TALLAS DE LAS PRADERAS DE HUIRO NEGRO <i>L. BERTEROANA</i> EN LA REGIÓN DE COQUIMBO PARA EL AÑO 2017.	125
TABLA 31. ESTRUCTURA POBLACIONAL, EXPRESADA EN PORCENTAJE, EN FUNCIÓN DEL DIÁMETRO DE ADHESIÓN DE <i>L. BERTEROANA</i> POR CADA PRADERA. REGIÓN DE COQUIMBO PARA EL AÑO 2017.....	125
TABLA 32. ESTADÍSTICOS DE LA ESTRUCTURA DE TALLAS DE LAS PRADERAS DE HUIRO NEGRO <i>L. BERTEROANA</i> EN LA REGIÓN DE COQUIMBO PARA EL AÑO 2019.	126
TABLA 33. ESTRUCTURA POBLACIONAL, EXPRESADA EN PORCENTAJE, EN FUNCIÓN DEL DIÁMETRO DE ADHESIÓN DE <i>L. BERTEROANA</i> POR CADA PRADERA DE LA REGIÓN DE COQUIMBO PARA EL AÑO 2019.....	127
TABLA 34. ESTADÍSTICOS DE LA ESTRUCTURA DE TALLAS DE HUIRO NEGRO <i>L. BERTEROANA</i> POR PROVINCIA DE LA REGIÓN DE COQUIMBO PARA LOS AÑOS 2017 Y 2019. EL P VALOR REPRESENTA LA SIGNIFICANCIA ESTADÍSTICA EN LA COMPARACIÓN ENTRE PROVINCIAS PARA AMBOS PERIODOS DE TIEMPO.	128
TABLA 35. ESTRUCTURA POBLACIONAL, EXPRESADA EN PORCENTAJE, EN FUNCIÓN DEL DIÁMETRO DE ADHESIÓN DE <i>L. BERTEROANA</i> POR CADA PRADERA PARA LA REGIÓN DE COQUIMBO PARA LOS AÑOS 2017 Y 2019.....	129
TABLA 36. ESTIMADOS DE BIOMASA DE HUIRO NEGRO <i>LESSONIA BERTEROANA</i> POR PRADERA, EN LA REGIÓN DE ATACAMA, DURANTE PRIMAVERA DE 2017.	131
TABLA 37. ESTIMADOS DE BIOMASA DE HUIRO NEGRO <i>LESSONIA BERTEROANA</i> POR PRADERA, EN LA REGIÓN DE ATACAMA, DURANTE OTOÑO DE 2019.	133
TABLA 38. ESTIMADOS DE BIOMASA DE HUIRO NEGRO <i>LESSONIA SPICATA</i> POR PRADERA, EN LA REGIÓN DE COQUIMBO, DURANTE PRIMAVERA DE 2017.	135
TABLA 39. ESTIMADOS DE BIOMASA DE HUIRO NEGRO <i>LESSONIA SPICATA</i> POR PRADERA, EN LA REGIÓN DE COQUIMBO, DURANTE OTOÑO DE 2019.	137



TABLA 40. SUPERFICIES HABITADAS DE LAS PRADERAS IDENTIFICADAS DE <i>MACROCYSTIS PYRIFERA</i> EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO DE LA REGIÓN DE ATACAMA. FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA.	139
TABLA 41. SUPERFICIES HABITADAS DE LAS PRADERAS IDENTIFICADAS DE <i>MACROCYSTIS PYRIFERA</i> EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO DE LA REGIÓN DE COQUIMBO.	140
TABLA 42. INFORMACIÓN GENÉRICA DE LOS MUESTREOS DE EVALUACIÓN DIRECTA DE HUIRO MACRO EN LA REGIÓN DE ATACAMA.	140
TABLA 43. INFORMACIÓN GENÉRICA DE LOS MUESTREOS DE EVALUACIÓN DIRECTA DE HUIRO MACRO EN LA REGIÓN DE COQUIMBO.	141
TABLA 44. RESUMEN DE LAS ESTADÍSTICAS OBTENIDAS A PARTIR DE LA EVALUACIÓN DIRECTA DE <i>M. PYRIFERA</i> REALIZADA EN LA REGIÓN DE ATACAMA, DURANTE 2018.	145
TABLA 45. RESUMEN ESTADÍSTICAS DE LA ESTRUCTURA DE TALLAS. FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA.	146
TABLA 46. RESUMEN DE LAS ESTADÍSTICAS OBTENIDAS A PARTIR DE LA EVALUACIÓN DIRECTA DE <i>M. PYRIFERA</i> REALIZADA EN LA REGIÓN DE ATACAMA, DURANTE 2019.	147
TABLA 47. RESUMEN ESTADÍSTICAS DE LA ESTRUCTURA DE TALLAS OBTENIDAS A PARTIR DE LA EVALUACIÓN DIRECTA DE <i>M. PYRIFERA</i> REALIZADA EN LA REGIÓN DE ATACAMA, DURANTE 2019.	148
TABLA 48. RESUMEN DE LAS ESTADÍSTICAS OBTENIDAS A PARTIR DE LA EVALUACIÓN DIRECTA DE <i>M. PYRIFERA</i> REALIZADA EN LA REGIÓN DE COQUIMBO, DURANTE 2018.	149
TABLA 49. RESUMEN ESTADÍSTICAS DE LA ESTRUCTURA DE TALLAS COQUIMBO 2018.	150
TABLA 50. BIOMASA TOTAL Y COSECHABLE DE HUIRO CANUTILLO EN LA REGIÓN DE ATACAMA Y REGIÓN DE COQUIMBO.	151
TABLA 51. RESUMEN DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS EN LA ETAPA DE CARTOGRAFÍA PARTICIPATIVA Y PLANIFICACIÓN DEL MUESTREO HIDROACÚSTICO POR REGIONES.	152
TABLA 52. MATRIZ DE CONTINGENCIA ENTRE VALORES OBSERVADOS Y ESPERADOS POR EL MODELO LOGIT. FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA.	155
TABLA 53. SUPERFICIES HABITADAS DE LAS PRADERAS IDENTIFICADAS DE <i>LESSONIA TRABECULATA</i> EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO DE LA REGIÓN DE ATACAMA. SE INCLUYEN LOS TOTALES POR PROVINCIA.	161
TABLA 54. SUPERFICIE HABITADA DE LAS PRADERAS IDENTIFICADAS DE <i>LESSONIA TRABECULATA</i> EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO DE LA REGIÓN DE COQUIMBO. SE INCLUYEN LOS TOTALES POR PROVINCIA.	162
TABLA 55. ESTIMADORES POBLACIONALES DE DENSIDAD, ABUNDANCIA Y BIOMASA POR CADA PRADERA DE <i>LESSONIA TRABECULATA</i> , REGIÓN DE ATACAMA PARA EL AÑO 2018.	163
TABLA 56. ESTIMADORES POBLACIONALES DE DENSIDAD, ABUNDANCIA Y BIOMASA POR CADA PRADERA DE <i>LESSONIA TRABECULATA</i> , REGIÓN DE ATACAMA PARA EL AÑO 2019. FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA.	164
TABLA 57. ESTIMADORES POBLACIONALES DE DENSIDAD, ABUNDANCIA Y BIOMASA POR CADA PRADERA DE <i>LESSONIA TRABECULATA</i> , REGIÓN DE COQUIMBO PARA EL AÑO 2018.	166
TABLA 58. ESTIMADORES POBLACIONALES DE DENSIDAD, ABUNDANCIA Y BIOMASA POR CADA PRADERA DE <i>LESSONIA TRABECULATA</i> , REGIÓN DE COQUIMBO PARA EL AÑO 2019.	167
TABLA 59. ESTADÍSTICOS DE LA ESTRUCTURA DE TALLAS DE HUIRO PALO <i>LESSONIA TRABECULATA</i> POR PROVINCIA DE LA REGIÓN DE ATACAMA PARA LOS AÑOS 2018 Y 2019. FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA.	170
TABLA 60. ESTADÍSTICOS DE LA ESTRUCTURA DE TALLAS DE HUIRO PALO <i>LESSONIA TRABECULATA</i> POR PROVINCIA DE LA REGIÓN DE COQUIMBO PARA LOS AÑOS 2018 Y 2019.	171
TABLA 61. RESUMEN DE LOS ESTIMADOS DE CAPACIDAD DE CARGA (K) Y TASA INTRÍNSECA DE CRECIMIENTO POBLACIONAL (R) Y CAPTURABILIDAD (Q) PARA CADA UNO DE LOS RECURSOS REPORTADOS EN ESTE INFORME. A PARTIR DE ESTOS VALORES SE ESTIMARON LAS BIOMASAS EN EL PRO Y PRL.	173
TABLA 62. ESTIMADOS DE BIOMASA COSECHABLE PROVENIENTES DE LA PRIMERA CAMPAÑA DE EVALUACIÓN DIRECTA (CAMPAÑA MÁS CERCANA AL HORIZONTE DE TIEMPO UTILIZADO PARA LA EVALUACIÓN INDIRECTA), FACTORES DE CORRECCIÓN UTILIZADOS Y VALOR ESTIMADO CORREGIDO. PARA EL RECURSO HUIRO NEGRO. SE PRESENTA UN ESCENARIO ALTERNATIVO QUE CONSIDERA	



LA SUSTRACCIÓN DE LA PRADERA IV-08 UBICADA EN LA PROVINCIA DEL LIMARÍ. EN NEGRITA SE MUESTRAN LOS VALORES UTILIZADOS PARA REALIZAR COMPARACIONES.	173
TABLA 63. ESTIMACIONES DE BIOMASA POR RECURSO Y REGIÓN. LI: LÍMITE INFERIOR DE LA ESTIMACIÓN; LS: LÍMITE SUPERIOR; PRL: PUNTO DE REFERENCIA LÍMITE; PRO: PUNTO DE REFERENCIA OBJETIVO.	180
TABLA 64. ESTADO DE LAS POBLACIONES DE ALGAS PARDAS POR RECURSO Y REGIÓN. LAS PROBABILIDADES CALCULADAS SE REFIEREN A LA PROBABILIDAD DE EXCEDER UN PRL O DE ALCANZAR EL PRO.	180
TABLA 65. CARACTERIZACIÓN DEL CLIMA DURANTE LOS MUESTREOS REALIZADOS ESTACIONALMENTE DURANTE EL AÑO 2018 (I.E., VERANO, OTOÑO, INVIERNO, PRIMAVERA). REGISTROS DE LAS ESTACIONES METEOROLÓGICAS “EL ROMERAL” Y PUNTA DE CHOROS” DE LA RED CEAZAMET.	182
TABLA 66. ANÁLISIS DE VARIANZA (ANDEVA), CONSIDERANDO COMO FACTOR PRINCIPAL LA ESTACIÓN DEL AÑO Y EL TAMAÑO DE LAS PLANTAS POR LOCALIDAD, Y COMO VARIABLE RESPUESTA LA TASA DE DESHIDRATACIÓN DE HUIRO NEGRO (LESSONIA SPP.). DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS ENTRE ESTACIÓN DEL AÑO O ENTRE TAMAÑO DE LAS PLANTAS FUERON DETECTADAS USANDO LA PRUEBA DE TUKEY.	187
TABLA 67. ANÁLISIS DE VARIANZA (ANDEVA), CONSIDERANDO COMO FACTOR PRINCIPAL LA ESTACIÓN DEL AÑO Y EL TAMAÑO DE LAS PLANTAS POR LOCALIDAD, Y COMO VARIABLE RESPUESTA LA TASA DE DESHIDRATACIÓN DE HUIRO NEGRO (LESSONIA SPP.). DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS ENTRE ESTACIONES DEL AÑO O ENTRE TAMAÑOS DE LAS PLANTAS FUERON DETECTADAS USANDO LA PRUEBA DE TUKEY.	190
TABLA 68. FUNCIONES DE LAS TASAS DE DESHIDRATACIÓN (% PÉRDIDA DE PESO) DE LAS PLANTAS DE HUIRO NEGRO (LESSONIA SPP.) A TRAVÉS DE LOS DÍAS TENDIDAS EN LA PLAYA, REPRESENTANDO EL MEJOR AJUSTE Y EL RESPECTIVO COEFICIENTE DE DETERMINACIÓN (R^2), POR LOCALIDAD Y TALLA.	192
TABLA 69. RESULTADOS DEL ÁREA CUBIERTA DE ALGAS VARADAS (M^2), VARADERO (M^2), VARADO TOTAL (KG), PORCENTAJE DEL VARADO EN EL VARADERO (%), Y UNA SERIE DE VARIABLES ATMOSFÉRICAS Y OCEANOGRÁFICAS PARA CADA CAMPAÑA DE MUESTREO. PCN: PALO COLORADO NORTE; PCS: PALO COLORADO SUR; TS: TETILLAS SUR; TN: TETILLAS NORTE.	195
TABLA 70. PORCENTAJES DEL PESO DEL VARADO SEGÚN LA COMPOSICIÓN DE LAS ALGAS PARDAS <i>LESSONIA TRABECULATA</i> , <i>LESSONIA SPICATA/BERTEROANA</i> , <i>DURVILLAEA ANTARCTICA</i> Y <i>MACROCYSTIS PYRIFERA</i> EN EL VARADO PARA CADA CAMPAÑA DE MUESTREO. PCN: PALO COLORADO NORTE; PCS: PALO COLORADO SUR; TS: TETILLAS SUR; TN: TETILLAS NORTE.	197
TABLA 71. RESULTADOS DE LOS MODELOS DE REGRESIÓN LINEAL SIMPLE ENTRE LA TASA DE VARADO (KG M-2 DÍA-1) Y DISTINTAS MEDICIONES DE LAS VARIABLES ALTURA DE OLA E INTENSIDAD DEL VIENTO. EN NARANJO SE DESTACAN LOS MODELOS QUE PRESENTARON UN R^2 MAYOR CON SU P-VALOR ASOCIADO.	198
TABLA 72. RESUMEN DE LOS RESULTADOS DE LOS MODELOS DE REGRESIÓN TESTEADOS, ENTRE LA TASA DE VARADO (KG M-2 DÍA-1) Y DOS FORMAS DE MEDICIÓN DE LA VARIABLE ALTURA DE OLA Y DOS FORMAS DE MEDICIÓN DE LA VARIABLE INTENSIDAD DEL VIENTO. LOS MODELOS ESTÁN ORDENADOS MEDIANTE EL VALOR ASCENDENTE DE AIC. LOS MODELOS DESTACADOS EN NARANJO OSCURO PRESENTAN UN AJUSTE ALTAMENTE SIGNIFICATIVO, AJUSTE SIGNIFICATIVO EN NARANJO CLARO Y EN BLANCO LOS MODELOS QUE NO PRESENTARON UN AJUSTE SIGNIFICATIVO.	199
TABLA 73. VALORES ESTIMADOS PARA LA CAPACIDAD DE CARGA (K, TON), TASA INTRÍNSECA DE CRECIMIENTO POBLACIONAL (R, MES-1) Y CAPTURABILIDAD (Q, DA-1) PARA EL RECURSO HUIRO NEGRO EN LA REGIÓN DE ATACAMA. ELABORACIÓN PROPIA..	201
TABLA 74. VALORES OBTENIDOS PARA LOS PARÁMETROS DEL MODELO DINÁMICO AJUSTADO PARA EL RECURSO HUIRO NEGRO EN LA REGIÓN DE COQUIMBO. LOS VALORES DE BIOMASA ESTIMADOS REPRESENTAN EL 30% DE LA BIOMASA HÚMEDA.	205
TABLA 75. VALORES ESTIMADOS PARA LA CAPACIDAD DE CARGA (K, TON), TASA INTRÍNSECA DE CRECIMIENTO POBLACIONAL (R, MES-1) Y CAPTURABILIDAD (Q, DA-1) PARA EL RECURSO HUIRO PALO EN LA REGIÓN DE COQUIMBO.	208
TABLA 76. VALORES ESTIMADOS PARA LA CAPACIDAD DE CARGA (K, TON), TASA INTRÍNSECA DE CRECIMIENTO POBLACIONAL (R, MES-1) Y CAPTURABILIDAD (Q, DA-1) PARA EL RECURSO HUIRO MACRO EN LA REGIÓN DE ATACAMA.	211
TABLA 77. VALORES ESTIMADOS PARA LA CAPACIDAD DE CARGA (K, TON), TASA INTRÍNSECA DE CRECIMIENTO POBLACIONAL (R, MES-1) Y CAPTURABILIDAD (Q, DA-1) PARA EL RECURSO HUIRO MACRO EN LA REGIÓN DE COQUIMBO.	214
TABLA 78. ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD EXPRESADO EN PORCENTAJE DE LA BIOMASA ESTIMADA.	218



TABLA 79. ESTIMACIONES DE BIOMASA DE HUIRO NEGRO <i>LESSONIA SPICATA/BERTEROANA</i> EN LA REGIÓN DE ATACAMA.	224
TABLA 80. ESTIMACIONES DE BIOMASA DE HUIRO NEGRO <i>LESSONIA SPICATA/BERTEROANA</i> EN LA REGIÓN DE COQUIMBO.	226
TABLA 81. ESTIMACIONES DE BIOMASA DE HUIRO PALO <i>LESSONIA TRABECULATA</i> EN LA REGIÓN DE ATACAMA.	227
TABLA 82. ESTIMACIONES DE BIOMASA DE <i>LESSONIA TRABECULATA</i> EN LA REGIÓN DE COQUIMBO.	227



Índice de Figuras

FIGURA 1. EJEMPLO DEL PROCESO DE ELABORACIÓN DE LOS POLÍGONOS QUE REPRESENTAN EL SUSTRATO HABITADO DE <i>L. BERTEROANA</i> EN LA REGIÓN DE ATACAMA. FUENTE: THOMAS ET AL. (2016).	39
FIGURA 2. ACTIVIDAD DE MAPEO PARTICIPATIVO REALIZADA EN LA PROVINCIA DE CHOAPA, REGIÓN DE COQUIMBO. LOS POLÍGONOS TRAZADOS POR LOS ALGUEROS SON SISTEMATIZADOS EN UN SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA, PARA EL POSTERIOR DISEÑO DE MUESTREO HIDROACÚSTICO Y DE EVALUACIÓN DIRECTA.	41
FIGURA 3. ECOGRAMA OBTENIDO MEDIANTE PROSPECCIÓN HIDROACÚSTICA DE LA TRANSECTA OBSERVADA EN COLOR ROJO EN EL MAPA DE LA DERECHA. EN COLOR ROJO- ANARANJADO (-40 A -35 DB), SE OBSERVA EL FONDO, MIENTRAS QUE, SOBRE ESTA BANDA EN COLORES VERDE Y CELESTE (-60 A -55 DB) SE OBSERVA EL DOSEL DE ALGAS DETECTADAS POR EL ECOSONDA.	42
FIGURA 4. FOTOGRAMAS OBTENIDOS A PARTIR DE LOS VIDEOS SUBMARINOS UTILIZADOS PARA CONTRASTAR LA INFORMACIÓN ENTREGADA POR EL ECOSONDA. A LA IZQUIERDA SE OBSERVA EL ECOGRAMA OBTENIDO EN UNA ZONA HABITADA POR HUIRO PALO, MIENTRAS QUE A LA DERECHA SE OBSERVA EL ECOGRAMA OBTENIDO EN UNA ZONA DOMINADA POR ROCA DESNUDA.	42
FIGURA 5. PASOS DE LA MODELACIÓN DEL VARIOGRAMA. (A) UBICACIÓN DE PUNTOS, (B) NUBE DE SEMIVARIANZAS DE CADA PAR DE PUNTOS, (C) SEMIVARIANZAS AGREGADAS EN LAGS DE 300 METROS, Y (D) EL MODELO FINAL DEL VARIOGRAMA AJUSTADO. FUENTE: (HENGL 2007).	48
FIGURA 6. PARÁMETROS UTILIZADOS GENERALMENTE PARA DESCRIBIR LOS MODELOS AJUSTADOS DE UN SEMI VARIOGRAMA. EL RANGO (RANGE: DISTANCIA A LA QUE EL MODELO COMIENZA A APLANARSE), LA MESETA (SILL: VALOR DEL EJE Y EN EL CUAL EL MODELO DE SEMIVARIOGRAMA ALCANZA EL RANGO) Y EL NUGGET (VALOR DONDE EL MODELO INTERCEPTA EN EL EJE Y). FUENTE: ARCGIS ONLINE.....	49
FIGURA 7. EJEMPLO DE LA DISTRIBUCIÓN DE PROBABILIDAD DE UNA VARIABLE ALEATORIA DE DISTRIBUCIÓN NORMAL CON MEDIA M Y DEVIACIÓN ESTÁNDAR Σ	56
FIGURA 8. REPRESENTACIÓN DE UN POSIBLE ESTADO DE COLAPSO, REPRESENTADO POR LA SOBRE POSICIÓN DE LA CURVA DE PRL (EN ROJO) Y LA CURVA DE NIVEL DE BIOMASA ACTUAL (EN AZUL). LA MAGNITUD DEL COLAPSO QUEDA DADA POR EL ÁREA LA BAJO LA CURVA SOBREPUESTA ENTRE AMBAS CURVAS. LA CURVA EN VERDE A LA DERECHA REPRESENTA EL PRO..	57
FIGURA 9. REPRESENTACIÓN DE UN POSIBLE ESTADO DE PLENA EXPLOTACIÓN (EVENTUALMENTE SUBEXPLOTACIÓN) REPRESENTADO POR LA SOBRE POSICIÓN DE LA CURVA DE PRO (EN VERDE) Y LA CURVA DE NIVEL DE BIOMASA ACTUAL (EN AZUL). LA MAGNITUD DE ESTE ESTADO QUEDA DADA POR EL ÁREA LA BAJO LA CURVA SOBREPUESTA ENTRE AMBAS CURVAS. LA CURVA EN VERDE A LA IZQUIERDA REPRESENTA EL PRL.	58
FIGURA 10. REPRESENTACIÓN DE UN POSIBLE ESTADO DE SOBRE EXPLOTACIÓN, REPRESENTADO POR LA POSICIÓN DE LA CURVA DE NIVEL DE BIOMASA ACTUAL (EN AZUL) RESPECTO DEL PRO Y DEL PRL. LA MAGNITUD DE ESTE ESTADO QUEDA DADA POR LA DISTANCIA RELATIVA DE LA BIOMASA ACTUAL ENTRE LOS PR'S A LA DERECHA E IZQUIERDA.....	59
FIGURA 11. POSICIONAMIENTO DE COORDENADAS DE POSIBLE VARADERO A PROSPECTAR EN SERVICIO DE PRONÓSTICO DE CLIMA GLOBAL BUOYWEATHER. FUENTE: WWW.BUOYWEATHER.COM.....	67
FIGURA 12. EJEMPLO DE PRONÓSTICO EN VARADERO A PROSPECTAR EN SERVICIO DE CLIMA GLOBAL BUOYWEATHER PARA LAS VARIABLES VELOCIDAD, RÁFAGAS Y DIRECCIÓN DEL VIENTO, ALTURA, PERIODO Y DIRECCIÓN DE OLAS CON EL MODELO NCEP PARA 7 DÍAS DE PRONÓSTICO. FUENTE: WWW.BUOYWEATHER.COM.....	67
FIGURA 13. EJEMPLO DE LA REPRESENTACIÓN GRÁFICA EN UN ANÁLISIS EXPLORATORIO DE LA INFORMACIÓN CONTENIDA EN LA BASE DE DATOS DE SERNAPESCA. LOS VALORES POR SOBRE EL BIGOTE SUPERIOR DE CADA CAJA (MES) REPRESENTAN A LOS "SÚPER RECOLECTORES / BUZOS" DESCRITOS EN EL TEXTO.....	73
FIGURA 14. EFECTO DE LA CORRECCIÓN DE LOS DATOS ORIGINALES PRESENTES EN LA BASE DE DATOS DE SERNAPESCA (DA) UTILIZANDO EL VALOR DE LA MEDIANA (DA CORREGIDA).	74



FIGURA 15. ACTIVIDAD DE MAPEO PARTICIPATIVO CON PESCADORES ARTESANALES EN LA SEDE DE FEPEMACH DE LOS VILOS, NOVIEMBRE 2017.....	80
FIGURA 16. PRADERAS Y VARADEROS DE MACROALGAS PARDAS IDENTIFICADOS POR LOS USUARIOS EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO EN LA ZONA NORTE DE LA REGIÓN DE ATACAMA.....	81
FIGURA 17. PRADERAS Y VARADEROS DE MACROALGAS PARDAS IDENTIFICADOS POR LOS USUARIOS EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO EN LA ZONA CENTRO DE LA REGIÓN DE ATACAMA.....	82
FIGURA 18. PRADERAS Y VARADEROS DE MACROALGAS PARDAS IDENTIFICADOS POR LOS USUARIOS EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO EN LA ZONA SUR DE LA REGIÓN DE ATACAMA.....	83
FIGURA 19. PRADERAS Y VARADEROS DE MACROALGAS PARDAS IDENTIFICADOS POR LOS USUARIOS EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO EN LA ZONA NORTE DE LA REGIÓN DE COQUIMBO.....	84
FIGURA 20. PRADERAS Y VARADEROS DE MACROALGAS PARDAS IDENTIFICADOS POR LOS USUARIOS EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO EN LA ZONA CENTRO DE LA REGIÓN DE COQUIMBO.....	85
FIGURA 21. PRADERAS Y VARADEROS DE MACROALGAS PARDAS IDENTIFICADOS POR LOS USUARIOS EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO EN LA ZONA SUR DE LA REGIÓN DE COQUIMBO.....	86
FIGURA 22. DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA DE LAS ESTACIONES EFECTIVAS DE MUESTREO Y DE LAS PRADERAS DE <i>LESSONIA BERTEROANA</i> IDENTIFICADAS EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO DE LA REGIÓN DE ATACAMA, SECTOR NORTE.....	88
FIGURA 23. DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA DE LAS ESTACIONES EFECTIVAS DE MUESTREO Y DE LAS PRADERAS DE <i>LESSONIA BERTEROANA</i> IDENTIFICADAS EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO DE LA REGIÓN DE ATACAMA, SECTOR CENTRO.....	89
FIGURA 24. DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA DE LAS ESTACIONES EFECTIVAS DE MUESTREO Y DE LAS PRADERAS DE <i>LESSONIA BERTEROANA</i> IDENTIFICADAS EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO DE LA REGIÓN DE ATACAMA, SECTOR SUR.....	90
FIGURA 25. SUPERFICIES HABITADAS DE LAS PRADERAS IDENTIFICADAS DE <i>LESSONIA SPICATA</i> EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO DE LA REGIÓN DE COQUIMBO, SECTOR NORTE.....	93
FIGURA 26. SUPERFICIES HABITADAS DE LAS PRADERAS IDENTIFICADAS DE <i>LESSONIA SPICATA</i> EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO DE LA REGIÓN DE COQUIMBO, SECTOR CENTRO.....	94
FIGURA 27. SUPERFICIES HABITADAS DE LAS PRADERAS IDENTIFICADAS DE <i>LESSONIA SPICATA</i> EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO DE LA REGIÓN DE COQUIMBO, SECTOR SUR.....	95
FIGURA 28. DENSIDAD MEDIA (INDIVIDUOS/M ²) DE <i>L. BERTEROANA</i> PARA LAS PRADERAS EN LA REGIÓN DE ATACAMA, 2017. LAS LÍNEAS VERTICALES NEGRAS INDICAN LA DESVIACIÓN ESTÁNDAR DE CADA PRADERA.....	98
FIGURA 29. DENSIDAD MEDIA (INDIVIDUOS/M ²) DE <i>L. BERTEROANA</i> PARA LAS PRADERAS EN LA REGIÓN DE ATACAMA, 2019. LAS LÍNEAS VERTICALES NEGRAS INDICAN LA DESVIACIÓN ESTÁNDAR DE CADA PRADERA.....	99
FIGURA 30. DENSIDAD MEDIA (INDIVIDUOS/M ²) DE <i>L. BERTEROANA</i> PARA LAS PROVINCIAS EN LA REGIÓN DE ATACAMA, AÑOS 2017 Y 2019. LAS LÍNEAS VERTICALES NEGRAS INDICAN LA DESVIACIÓN ESTÁNDAR DE CADA PROVINCIA.....	101
FIGURA 31. DENSIDAD MEDIA (INDIVIDUOS/M ²) DE <i>L. SPICATA</i> PARA LAS PRADERAS EN LA REGIÓN DE COQUIMBO, 2017. LAS LÍNEAS VERTICALES NEGRAS INDICAN LA DESVIACIÓN ESTÁNDAR DE CADA PRADERA.....	102
FIGURA 32. DENSIDAD MEDIA (INDIVIDUOS/M ²) DE <i>L. SPICATA</i> PARA LAS PRADERAS EN LA REGIÓN DE COQUIMBO, 2019. LAS LÍNEAS VERTICALES NEGRAS INDICAN LA DESVIACIÓN ESTÁNDAR DE CADA PRADERA.....	103
FIGURA 33. DENSIDAD MEDIA (INDIVIDUOS/M ²) DE <i>L. SPICATA</i> PARA LAS PROVINCIAS EN LA REGIÓN DE COQUIMBO, AÑOS 2017 Y 2019. LAS LÍNEAS VERTICALES NEGRAS INDICAN LA DESVIACIÓN ESTÁNDAR DE CADA PROVINCIA.....	104
FIGURA 34. SE MUESTRAN A LA IZQUIERDA LOS VARIOGRAMAS EXPERIMENTALES (LÍNEA NEGRA) Y SUS MODELOS DE AJUSTE LINEAL (LÍNEA AZUL) PARA LOS MODELOS DE INTERPOLACIÓN DE KRIGING DE LA DENSIDAD DE <i>LESSONIA BERTEROANA</i> QUE SE MUESTRAN A LA DERECHA PARA LAS ZONAS NORTE (ARRIBA), CENTRO (CENTRO) Y SUR (ABAJO) DE LA REGIÓN DE ATACAMA EN EL AÑO 2017.....	106
FIGURA 35. SE MUESTRAN A LA IZQUIERDA LOS VARIOGRAMAS EXPERIMENTALES (LÍNEA NEGRA) Y SUS MODELOS DE AJUSTE LINEAL (LÍNEA AZUL) PARA LOS MODELOS DE INTERPOLACIÓN DE KRIGING DE LA DENSIDAD DE <i>LESSONIA BERTEROANA</i> QUE SE	



MUESTRAN A LA DERECHA PARA LAS ZONAS NOTE (ARRIBA), CENTRO (CENTRO) Y SUR (ABAJO) DE LA REGIÓN DE ATACAMA EN EL AÑO 2019.....	107
FIGURA 36. SE MUESTRAN A LA IZQUIERDA LOS VARIOGRAMAS EXPERIMENTALES (LÍNEA NEGRA) Y SUS MODELOS DE AJUSTE LINEAL (LÍNEA AZUL) PARA LOS MODELOS DE INTERPOLACIÓN DE KRIGING DE LA DENSIDAD DE <i>LESSONIA SPICATA</i> QUE SE MUESTRAN A LA DERECHA PARA LAS ZONAS NOTE (ARRIBA), CENTRO (CENTRO) Y SUR (ABAJO) DE LA REGIÓN DE COQUIMBO EN EL AÑO 2017.	112
FIGURA 37. SE MUESTRAN A LA IZQUIERDA LOS VARIOGRAMAS EXPERIMENTALES (LÍNEA NEGRA) Y SUS MODELOS DE AJUSTE LINEAL (LÍNEA AZUL) PARA LOS MODELOS DE INTERPOLACIÓN DE KRIGING DE LA DENSIDAD DE <i>LESSONIA SPICATA</i> QUE SE MUESTRAN A LA DERECHA PARA LAS ZONAS NOTE (ARRIBA), CENTRO (CENTRO) Y SUR (ABAJO) DE LA REGIÓN DE COQUIMBO EN EL AÑO 2018.	113
FIGURA 38. DIAGRAMA DE LA ESTRUCTURA DE TALLAS DE LAS PRADERAS DE HUIRO NEGRO <i>L. BERTEROANA</i> DE LA REGIÓN DE ATACAMA PARA EL AÑO 2017. SE PRESENTA LA MEDIANA, PRIMER Y TERCER CUARTIL, MÍNIMOS Y MÁXIMOS ADEMÁS DE LOS OUTLIERS.	117
FIGURA 39. DIAGRAMA DE LA ESTRUCTURA DE TALLAS DE LAS PRADERAS DE HUIRO NEGRO <i>L. BERTEROANA</i> DE LA REGIÓN DE ATACAMA PARA EL AÑO 2019. SE PRESENTA LA MEDIANA, PRIMER Y TERCER CUARTIL, MÍNIMOS Y MÁXIMOS, ADEMÁS DE LOS OUTLIERS. EL ASTERISCO INDICA DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS.	119
FIGURA 40. DIAGRAMA DE LA ESTRUCTURA DE TALLAS DE LAS PROVINCIAS DE HUIRO NEGRO <i>L. BERTEROANA</i> DE LA REGIÓN DE ATACAMA PARA LOS AÑOS 2017 Y 2019, PRESENTANDO LA MEDIANA, PRIMER Y TERCER CUARTIL, MÍNIMOS Y MÁXIMOS ADEMÁS DE LOS OUTLIERS. EL ASTERISCO INDICA DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS.	121
FIGURA 41. PORCENTAJE ACUMULADO DE LA ESTRUCTURA POBLACIONAL DE LAS PROVINCIAS DE LA REGIÓN DE ATACAMA PARA LOS AÑOS 2017 Y 2019.	122
FIGURA 42. RELACIÓN TALLA-PESO DE HUIRO NEGRO <i>LESSONIA BERTEROANA</i> . REGIÓN DE ATACAMA.	123
FIGURA 43. DIAGRAMA DE LA ESTRUCTURA DE TALLAS DE LAS PRADERAS DE HUIRO NEGRO <i>L. BERTEROANA</i> DE LA REGIÓN DE COQUIMBO PARA EL AÑO 2017. SE PRESENTA LA MEDIANA, PRIMER Y TERCER CUARTIL, MÍNIMOS Y MÁXIMOS ADEMÁS DE LOS OUTLIERS. ASTERISCO INDICA DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS.....	124
FIGURA 44. DIAGRAMA DE LA ESTRUCTURA DE TALLAS DE LAS PRADERAS DE HUIRO NEGRO <i>L. BERTEROANA</i> DE LA REGIÓN DE COQUIMBO PARA EL AÑO 2019. SE PRESENTA LA MEDIANA, PRIMER Y TERCER CUARTIL, MÍNIMOS Y MÁXIMOS Y/U OUTLIERS. EL ASTERISCO INDICA DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS.	126
FIGURA 45. DIAGRAMA DE LA ESTRUCTURA DE TALLAS DE LAS PROVINCIAS DE HUIRO NEGRO <i>L. BERTEROANA</i> DE LA REGIÓN DE COQUIMBO PARA LOS AÑOS 2017 Y 2019, PRESENTANDO LA MEDIANA, PRIMER Y TERCER CUARTIL, MÍNIMOS Y MÁXIMOS ADEMÁS DE LOS OUTLIERS. EL ASTERISCO INDICA DIFERENCIAS SIGNIFICATIVAS.	128
FIGURA 46. PORCENTAJE ACUMULADO DE LA ESTRUCTURA POBLACIONAL DE LAS PROVINCIAS DE LA REGIÓN DE COQUIMBO PARA LOS AÑOS 2017 Y 2019.	130
FIGURA 47. RELACIÓN TALLA-PESO DE HUIRO NEGRO <i>LESSONIA SPICATA</i> , EN LA REGIÓN DE COQUIMBO	130
FIGURA 48. ESTIMADOS DE BIOMASA DE HUIRO NEGRO <i>LESSONIA BERTEROANA</i> POR PRADERA, EN LA REGIÓN DE ATACAMA, DURANTE PRIMAVERA DE 2017.	132
FIGURA 49. ESTIMADOS DE BIOMASA DE HUIRO NEGRO <i>LESSONIA BERTEROANA</i> POR PROVINCIA, EN LA REGIÓN DE ATACAMA, DURANTE PRIMAVERA DE 2017.	133
FIGURA 50. ESTIMADOS DE BIOMASA DE HUIRO NEGRO <i>LESSONIA BERTEROANA</i> POR PRADERA, EN LA REGIÓN DE ATACAMA, DURANTE OTOÑO DE 2019.	134
FIGURA 51. ESTIMADOS DE BIOMASA DE HUIRO NEGRO <i>LESSONIA BERTEROANA</i> POR PROVINCIA, EN LA REGIÓN DE ATACAMA, DURANTE OTOÑO 2019	134
FIGURA 52. ESTIMADOS DE BIOMASA DE HUIRO NEGRO <i>LESSONIA SPICATA</i> POR PRADERA, EN LA REGIÓN DE COQUIMBO, DURANTE PRIMAVERA DE 2017.	136



FIGURA 53. ESTIMADOS DE BIOMASA DE HUIRO NEGRO <i>LESSONIA SPICATA</i> POR PROVINCIA, EN LA REGIÓN DE COQUIMBO, DURANTE PRIMAVERA DE 2017.	136
FIGURA 54. ESTIMADOS DE BIOMASA DE HUIRO NEGRO <i>LESSONIA SPICATA</i> POR PRADERA, EN LA REGIÓN DE COQUIMBO, DURANTE OTOÑO DE 2019.	137
FIGURA 55. ESTIMADOS DE BIOMASA DE HUIRO NEGRO <i>LESSONIA SPICATA</i> POR PROVINCIA, EN LA REGIÓN DE COQUIMBO, DURANTE OTOÑO DE 2019.	138
FIGURA 56. PRADERAS DE <i>MACROCYSTIS PYRIFERA</i> IDENTIFICADAS DURANTE EL AÑO 2018 EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO DE LA REGIÓN DE ATACAMA.	142
FIGURA 57. PRADERAS DE <i>MACROCYSTIS PYRIFERA</i> IDENTIFICADAS DURANTE EL AÑO 2019, EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO DE LA REGIÓN DE ATACAMA.	143
FIGURA 58. PRADERAS DE <i>MACROCYSTIS PYRIFERA</i> IDENTIFICADAS DURANTE LA PRIMERA CAMPAÑA (IZQUIERDA) Y SEGUNDA CAMPAÑA (DERECHA) EN ÁREAS DE LIBRE ACCESO DE LA REGIÓN DE COQUIMBO.	144
FIGURA 59. ESTRUCTURA DE TALLAS DE <i>MACROCYSTIS PYRIFERA</i> POR CLASES DE TALLA (DERECHA) Y DIAGRAMA DE CAJA (IZQUIERDA) PRESENTANDO MEDIANA, PRIMER Y TERCER CUARTIL, MÍNIMOS Y MÁXIMOS Y/U OUTLIERS DE CAMPAÑA ATACAMA-2018. FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA	146
FIGURA 60. ESTRUCTURA DE TALLAS DE <i>MACROCYSTIS PYRIFERA</i> , POR CLASES DE TALLA (IZQUIERDA) Y DIAGRAMA DE CAJA (DERECHA) PRESENTANDO MEDIANA, PRIMER Y TERCER CUARTIL, MÍNIMOS Y MÁXIMOS Y/U OUTLIERS DE CAMPAÑA ATACAMA-2019.	148
FIGURA 61. ESTRUCTURA DE TALLAS DE <i>MACROCYSTIS PYRIFERA</i> , POR CLASES DE TALLA (IZQUIERDA) Y DIAGRAMA DE CAJA (DERECHA) PRESENTANDO MEDIANA, PRIMER Y TERCER CUARTIL, MÍNIMOS Y MÁXIMOS ADEMÁS DE OUTLIERS. COQUIMBO-2018.	150
FIGURA 62. BIOMASA COSECHABLE POR CAMPAÑA EN LA REGIÓN DE ATACAMA Y COQUIMBO.	151
FIGURA 63. DISTRIBUCIÓN DE PRADERAS DE <i>L. TRABECULATA</i> EVALUADAS EN EL PRESENTE ESTUDIO. EN ROJO SE MUESTRAN LAS ÁREAS DE LIBRE ACCESO DONDE SE EXTRAE HUIRO PALO EN LAS REGIONES DE ATACAMA (IZQUIERDA Y CENTRO) Y COQUIMBO (DERECHA) DE ACUERDO CON LA INFORMACIÓN REUNIDA CON LA CARTOGRAFÍA PARTICIPATIVA. SE MUESTRAN EN VERDE LAS TRANSECTAS DE BARRIDO HIDROACÚSTICO REALIZADAS EN CADA SECTOR.	153
FIGURA 64. MODELO LOGIT CON LA VARIABLE ALTURA DE DOSEL COMO PREDICTOR Y LA PROBABILIDAD DE DETECCIÓN COMO RESPUESTA. LA LÍNEA ROJA PUNTEADA INDICA EL CRUCE ENTRE EL VALOR UMBRAL DE PROBABILIDAD 0,5 Y EL VALOR DE X.	154
FIGURA 65. BOXPLOT DE VARIACIÓN EN LA ALTURA DE DOSEL (M) ENTRE CAMPAÑAS. SUPERIOR: ECORREGIÓN CHILE CENTRAL; INFERIOR: INFORMACIÓN DESAGREGADA POR REGIÓN. EL NÚMERO AL INTERIOR DE LA CAJA INDICA EL VALOR DE LA MEDIANA.	156
FIGURA 66. BOXPLOT DE VARIACIÓN EN LA ALTURA DE DOSEL (M) ENTRE CAMPAÑAS A ESCALA PROVINCIAL EN LA REGIÓN DE ATACAMA. EL NÚMERO AL INTERIOR DE LA CAJA INDICA EL VALOR DE LA MEDIANA.	157
FIGURA 67. BOXPLOT DE VARIACIÓN EN LA ALTURA DE DOSEL (M) ENTRE CAMPAÑAS A ESCALA DE PRADERA EN LA REGIÓN DE ATACAMA. EL NÚMERO ARRIBA DE LA SERIE INDICA EL VALOR DE LA MEDIANA EN METROS, EL COLOR DEL NÚMERO INDICA SI LA VARIACIÓN ES NEGATIVA (ROJO), POSITIVA (VERDE) O SE MANTIENE (AMARILLO).	158
FIGURA 68. BOXPLOT DE VARIACIÓN EN LA ALTURA DE DOSEL (M) ENTRE CAMPAÑAS A ESCALA PROVINCIAL EN LA REGIÓN DE COQUIMBO. EL NÚMERO SOBRE LA SERIE INDICA EL VALOR DE LA MEDIANA.	159
FIGURA 69. BOXPLOT DE VARIACIÓN EN LA ALTURA DE DOSEL (M) ENTRE CAMPAÑAS A ESCALA DE PRADERA EN LA REGIÓN DE COQUIMBO. EL NÚMERO ARRIBA DE LA SERIE INDICA EL VALOR DE LA MEDIANA EN METROS, EL COLOR DEL NÚMERO INDICA SI LA VARIACIÓN ES NEGATIVA (ROJO), POSITIVA (VERDE), SE MANTIENE (AMARILLO) O SOLO HA SIDO EVALUADA EN UNA OCASIÓN (NEGRO).	160
FIGURA 70. BIOMASA TOTAL Y COSECHABLE DE <i>LESSONIA TRABECULATA</i> , PARA LAS PROVINCIAS DE LA REGIÓN DE ATACAMA, 2018.	163



FIGURA 71. BIOMASA TOTAL Y COSECHABLE DE <i>LESSONIA TRABECULATA</i> , PARA LAS PROVINCIAS DE LA REGIÓN DE ATACAMA, 2019.	165
FIGURA 72. BIOMASA TOTAL Y COSECHABLE DE <i>LESSONIA TRABECULATA</i> , PARA LAS PROVINCIAS DE LA REGIÓN DE COQUIMBO, 2018.	166
FIGURA 73. BIOMASA TOTAL Y COSECHABLE DE <i>LESSONIA TRABECULATA</i> , PARA LAS PROVINCIAS DE LA REGIÓN DE COQUIMBO, 2019.	167
*NO CONSIDERA EL SAUCE; **NO CONSIDERA TALQUILLA.	167
FIGURA 74: RELACIÓN TALLA-PESO DE HUIRO PALO <i>LESSONIA TRABECULATA</i> , EN LA REGIÓN DE ATACAMA.	168
FIGURA 75. RELACIÓN TALLA-PESO DE HUIRO PALO <i>LESSONIA TRABECULATA</i> , EN LA REGIÓN DE COQUIMBO.	169
FIGURA 76. DIAGRAMA DE CAJA Y BIGOTE DE ESTRUCTURA DE TALLAS DE HUIRO PALO <i>LESSONIA TRABECULATA</i> , POR PROVINCIAS DE LA REGIÓN DE ATACAMA PARA LOS AÑOS 2018 Y 2019, PRESENTANDO LA MEDIANA, PRIMER Y TERCER CUARTIL, MÍNIMOS Y MÁXIMOS.	170
FIGURA 77. DIAGRAMA DE CAJA Y BIGOTE DE ESTRUCTURA DE TALLAS DE HUIRO PALO <i>LESSONIA TRABECULATA</i> , POR PROVINCIAS DE LA REGIÓN DE COQUIMBO PARA LOS AÑOS 2018 Y 2019, PRESENTANDO LA MEDIANA, PRIMER Y TERCER CUARTIL, MÍNIMOS Y MÁXIMOS.	171
FIGURA 78. DISTRIBUCIÓN DE PROBABILIDADES ESTIMADAS DE HALLAR A LA BIOMASA ACTUAL DEL RECURSO HUIRO NEGRO EN LA REGIÓN DE ATACAMA (LÍNEA AZUL) POR SOBRE O POR DEBAJO DEL PRL (LÍNEA ROJA) O DEL PRO (LÍNEA VERDE). LA DISTRIBUCIÓN DE VALORES PARA EL PRL Y PRO SE OBTIENE A PARTIR DE LA VARIABILIDAD ESTIMADA PARA LA CAPACIDAD DE CARGA. LA LÍNEA NEGRA PUNTEADA INDICA EL VALOR PROMEDIO DE LA BIOMASA ESTIMADA POR LA EVALUACIÓN DIRECTA DEL OBJETIVO ESPECÍFICO 1, CORREGIDA AL 30% DEL VALOR DEL PESO HÚMEDO.	174
FIGURA 79. DISTRIBUCIÓN DE PROBABILIDADES ESTIMADAS DE HALLAR A LA BIOMASA ACTUAL DEL RECURSO HUIRO MACRO DE LA REGIÓN DE ATACAMA (LÍNEA AZUL) POR SOBRE O POR DEBAJO DEL PRL (LÍNEA ROJA) O DEL PRO (LÍNEA VERDE). LA DISTRIBUCIÓN DE VALORES PARA EL PRL Y PRO SE OBTIENE A PARTIR DE LA VARIABILIDAD ESTIMADA PARA LA CAPACIDAD DE CARGA. LA LÍNEA NEGRA PUNTEADA REPRESENTA EL VALOR PROMEDIO DE BIOMASA ESTIMADA POR LA EVALUACIÓN DIRECTA DE LA PRIMERA CAMPAÑA DE EVALUACIÓN.	175
FIGURA 80. DISTRIBUCIÓN DE PROBABILIDADES ESTIMADAS DE HALLAR A LA BIOMASA ACTUAL DEL RECURSO HUIRO MACRO EN LA REGIÓN DE ATACAMA (LÍNEA AZUL) POR SOBRE O POR DEBAJO DEL PRL (LÍNEA ROJA) O DEL PRO (LÍNEA VERDE). ESTA SITUACIÓN ALTERNATIVA A LA FIGURA 79 ES DEBIDA A UNA ESTIMACIÓN A PARTIR DE LAS CPUÉ ACTUALES OBSERVADAS.	176
FIGURA 81. DISTRIBUCIÓN DE PROBABILIDADES ESTIMADAS DE HALLAR A LA BIOMASA ACTUAL DEL RECURSO HUIRO NEGRO EN LA REGIÓN DE COQUIMBO (LÍNEA AZUL) POR SOBRE O POR DEBAJO DEL PRL (LÍNEA ROJA) O DEL PRO (LÍNEA VERDE). LA DISTRIBUCIÓN DE VALORES PARA EL PRL Y PRO SE OBTIENE A PARTIR DE LA VARIABILIDAD ESTIMADA PARA LA CAPACIDAD DE CARGA. LA LÍNEA NEGRA REPRESENTA EL VALOR PROMEDIO DE BIOMASA ESTIMADA A NIVEL REGIONAL POR LA EVALUACIÓN DIRECTA DE LA PRIMERA CAMPAÑA, MIENTRAS QUE LA LÍNEA NEGRA PUNTEADA MUESTRA EL ESTIMADO DE LA EVALUACIÓN DIRECTA QUE SUSTRAE LA ESTIMACIÓN DE UNA PRADERA QUE ESTÁ SOMETIDA A BAJO NIVELES DE EXPLOTACIÓN.	177
FIGURA 82. DISTRIBUCIÓN DE PROBABILIDADES ESTIMADAS DE HALLAR A LA BIOMASA ACTUAL DEL RECURSO HUIRO PALO EN LA REGIÓN DE COQUIMBO (LÍNEA AZUL) POR SOBRE O POR DEBAJO DEL PRL (LÍNEA ROJA) O DEL PRO (LÍNEA VERDE). LA DISTRIBUCIÓN DE VALORES PARA EL PRL Y PRO SE OBTIENE A PARTIR DE LA VARIABILIDAD ESTIMADA PARA LA CAPACIDAD DE CARGA. LA LÍNEA NEGRA PUNTEADA REPRESENTA EL VALOR PROMEDIO DE BIOMASA ESTIMADA POR LA EVALUACIÓN DIRECTA DE LA PRIMERA CAMPAÑA DEL OBJETIVO ESPECÍFICO 1.	178
FIGURA 83. DISTRIBUCIÓN DE PROBABILIDADES ESTIMADAS DE HALLAR A LA BIOMASA ACTUAL DEL RECURSO HUIRO MACRO EN LA REGIÓN DE COQUIMBO (LÍNEA AZUL) POR SOBRE O POR DEBAJO DEL PRL (LÍNEA ROJA) O DEL PRO (LÍNEA VERDE). LA DISTRIBUCIÓN DE VALORES PARA EL PRL Y PRO SE OBTIENE A PARTIR DE LA VARIABILIDAD ESTIMADA PARA LA CAPACIDAD DE CARGA. LA LÍNEA NEGRA PUNTEADA REPRESENTA EL VALOR PROMEDIO DE BIOMASA ESTIMADA POR LA EVALUACIÓN DIRECTA DE LA PRIMERA CAMPAÑA DEL OBJETIVO ESPECÍFICO 1.	179
FIGURA 84. MONITOREO DEL PESO PROMEDIO RELATIVO DIARIO (\pm DESVIACIÓN ESTÁNDAR) DE PLANTAS DE HUIRO NEGRO COSECHADAS EN LA COSTA DE CALDERA Y DE COQUIMBO (N=15 PLANTAS).	184



FIGURA 85. MONITOREO DEL PESO PROMEDIO RELATIVO DIARIO (\pm DESVIACIÓN ESTÁNDAR) DE PLANTAS DE HUIRO NEGRO COSECHADAS EN LA COSTA DE CALDERA Y DE COQUIMBO EN TRES RANGOS DE TAMAÑOS (N=5 PLANTAS), BASADOS EN EL DIÁMETRO MAYOR DEL DISCO DE ADHESIÓN.	185
FIGURA 86. TASA DESHIDRATACIÓN DIARIA (\pm DESVIACIÓN ESTÁNDAR) DE HUIRO NEGRO LESSONIA SPP. OBTENIDA DESPUÉS DE 10 DÍAS DE SECADO EN LA PLAYA POR ESTACIÓN DEL AÑO (A) Y TAMAÑO DE LA PLANTA (B) EN CALDERA; Y POR ESTACIÓN DEL AÑO (C) Y TAMAÑO DE LA PLANTA (D) EN COQUIMBO.	186
FIGURA 87. MONITOREO DEL PESO PROMEDIO RELATIVO DIARIO (\pm DESVIACIÓN ESTÁNDAR) DE PLANTAS DE HUIRO PALO COSECHADAS EN LA COSTA DE HUASCO Y DE COQUIMBO (N=15 PLANTAS). FUENTE: ELABORACIÓN PROPIA.	189
FIGURA 88. TASA DESHIDRATACIÓN DIARIA (\pm DESVIACIÓN ESTÁNDAR) DE HUIRO PALO LESSONIA TRABECULATA OBTENIDA DESPUÉS DE 10 DÍAS DE SECADO EN LA PLAYA POR ESTACIÓN DEL AÑO EN HUASCO Y EN COQUIMBO.....	190
FIGURA 89. TASA DE DESHIDRATACIÓN DE PLANTAS DE HUIRO NEGRO LESSONIA SPP. (LÍNEA SALMÓN: COQUIMBO; LÍNEA AZUL: CALDERA) Y HUIRO PALO LESSONIA TRABECULATA (LÍNEA ROJA: COQUIMBO; LÍNEA AZUL: HUASCO) TENDIDAS EN PLAYA POR DIEZ DÍAS (N=60 PLANTAS), CON LAS FUNCIONES QUE DESCRIBEN EL MEJOR AJUSTE Y SU COEFICIENTE DE DETERMINACIÓN (R ²).	191
FIGURA 90. SUPERFICIE DE VARADO (%) EVALUADO EN LAS DIFERENTES CAMPAÑAS (1-5) EN VARADEROS DE AMBAS REGIONES. PCN: PALO COLORADO NORTE; PCS: PALO COLORADO SUR; TS: TETILLAS SUR; TN: TETILLAS NORTE.	193
FIGURA 91. SUPERFICIE DE VARADO ANALIZADAS A TRAVÉS DE IMAGEJ EN LOS CUATRO VARADEROS PROSPECTADOS. EN LA REGIÓN DE COQUIMBO: PALO COLORADO NORTE (A) Y PALO COLORADO SUR (B). EN LA REGIÓN DE ATACAMA: TETILLAS NORTE (C) Y TETILLAS SUR (D).	194
FIGURA 92. COMPOSICIÓN DE ESPECIES OBSERVADA EN LA TASA DE VARADO. PCN: PALO COLORADO NORTE; PCS: PALO COLORADO SUR; TS: TETILLAS SUR; TN: TETILLAS NORTE.	197
FIGURA 93. A) REGRESIÓN EXPONENCIAL ENTRE LA TASA DE VARADO (KG M-2 DÍA-1) Y LA ALTURA DE OLA PROMEDIO (M), LA ZONA GRIS OSCURA REPRESENTA EL INTERVALO DE CONFIANZA DEL 95%. B) ANÁLISIS DE LOS RESIDUOS DEL MODELO DE REGRESIÓN EXPONENCIAL.	200
FIGURA 94. DINÁMICA DE LA BIOMASA DEL RECURSO HUIRO NEGRO EN LA REGIÓN DE ATACAMA, ENTRE ENERO DE 2014 Y AGOSTO DE 2017. LAS LÍNEAS PUNTEADAS MUESTRAN EL INTERVALO DE CONFIANZA PARA LA ESTIMACIÓN. EL CÍRCULO NEGRO REPRESENTA LA BIOMASA ESTIMADA EN OCTUBRE DE 2015.....	202
FIGURA 95. VALORES OBSERVADOS Y ESPERADOS PARA LA CPUE (TON/DA), EN CÍRCULOS BLANCOS Y NEGROS, RESPECTIVAMENTE.	202
FIGURA 96. COMPORTAMIENTO DE LOS VALORES RESIDUALES (CPUE OBS – CPUE ESP).....	203
FIGURA 97. DISTRIBUCIÓN OBSERVADA DE LOS VALORES RESIDUALES GENERADOS POR EL MODELO.	203
FIGURA 98. VALORES OBSERVADOS (CÍRCULOS BLANCOS) Y ESPERADOS A PARTIR DEL MODELO (CÍRCULOS NEGROS) PARA EL DESEMBARQUE DE HUIRO NEGRO EN LA REGIÓN DE ATACAMA, ENTRE ENERO DE 2014 Y AGOSTO DE 2017.	204
FIGURA 99. DINÁMICA DE LA BIOMASA DEL RECURSO HUIRO NEGRO EN LA REGIÓN DE COQUIMBO, ENTRE ENERO DE 2010 Y OCTUBRE DE 2017. EL CÍRCULO NEGRO INDICA EL RESULTADO DE LA EVALUACIÓN DIRECTA REALIZADA EN DICIEMBRE DE 2012.	205
FIGURA 100. VALORES OBSERVADOS Y ESPERADOS PARA LA CPUE (TON/DA) EN CÍRCULOS BLANCOS Y NEGROS, RESPECTIVAMENTE.	206
FIGURA 101. COMPORTAMIENTO DE LOS VALORES RESIDUALES (CPUE OBS – CPUE ESP). LA LÍNEA CONTINUA ES HIPOTÉTICA Y FUE GRAFICADA PARA ILUSTRAR EL POSIBLE PATRÓN RESULTANTE.	206
FIGURA 102. DISTRIBUCIÓN OBSERVADA DE LOS VALORES RESIDUALES GENERADOS POR EL MODELO.	207
FIGURA 103. VALORES OBSERVADOS (CÍRCULOS BLANCOS) Y ESPERADOS A PARTIR DEL MODELO (CÍRCULOS NEGROS) PARA LA CAPTURA, ENTRE ENERO DE 2010 Y OCTUBRE DE 2017.....	207
FIGURA 104. DINÁMICA DE LA BIOMASA DEL RECURSO HUIRO PALO EN LA REGIÓN DE COQUIMBO, ENTRE ENERO DE 2010 Y OCTUBRE DE 2017. EL CÍRCULO NEGRO INDICA EL RESULTADO DE LA EVALUACIÓN DIRECTA REALIZADA EN DICIEMBRE DE 2012 (144 MIL TONELADAS, 70% PESO HÚMEDO).	209



FIGURA 105. VALORES OBSERVADOS Y ESPERADOS PARA LA CPUE (TON/DA) EN CÍRCULOS BLANCOS Y NEGROS, RESPECTIVAMENTE.	209
FIGURA 106. COMPORTAMIENTO DE LOS VALORES RESIDUALES (CPUE OBS – CPUE ESP). LA LÍNEA CONTINUA ES HIPOTÉTICA Y FUE GRAFICADA PARA ILUSTRAR EL POSIBLE PATRÓN RESULTANTE.	210
FIGURA 107. DISTRIBUCIÓN OBSERVADA DE LOS VALORES RESIDUALES GENERADOS POR EL MODELO.	210
FIGURA 108. VALORES OBSERVADOS (CÍRCULOS BLANCOS) Y ESPERADOS A PARTIR DEL MODELO (CÍRCULOS NEGROS) PARA EL DESEMBARQUE DE HUIRO PALO (70% PESO HÚMEDO), ENTRE ENERO DE 2010 Y OCTUBRE DE 2017.	211
FIGURA 109. DINÁMICA DE LA BIOMASA DEL RECURSO HUIRO MACRO EN LA REGIÓN DE ATACAMA, ENTRE ENERO DE 2014 Y DICIEMBRE DE 2017. LAS LÍNEAS PUNTEADAS MUESTRAN EL INTERVALO DE CONFIANZA PARA LA ESTIMACIÓN. LOS CÍRCULOS NEGROS REPRESENTAN DISTINTOS ESTIMADOS DE BIOMASA EN OCTUBRE DE 2014.	212
FIGURA 110. VALORES OBSERVADOS Y ESPERADOS PARA LA CPUE (TON/DA) EN CÍRCULOS BLANCOS Y NEGROS, RESPECTIVAMENTE.	213
FIGURA 111. COMPORTAMIENTO DE LOS VALORES RESIDUALES (CPUE OBS – CPUE ESP).....	213
FIGURA 112. DINÁMICA DE LA BIOMASA DEL RECURSO HUIRO PALO EN LA REGIÓN DE COQUIMBO, ENTRE ENERO DE 2010 Y OCTUBRE DE 2017.....	215
FIGURA 113. VALORES OBSERVADOS Y ESPERADOS PARA LA CPUE (TON/DA) EN CÍRCULOS BLANCOS Y NEGROS, RESPECTIVAMENTE.	215
FIGURA 114. COMPORTAMIENTO DE LOS VALORES RESIDUALES (CPUE OBS – CPUE ESP).....	216
FIGURA 115. DISTRIBUCIÓN OBSERVADA DE LOS VALORES RESIDUALES GENERADOS POR EL MODELO.	216
FIGURA 116. VALORES OBSERVADOS (CÍRCULOS BLANCOS) Y ESPERADOS A PARTIR DEL MODELO (CÍRCULOS NEGROS) PARA EL DESEMBARQUE DE HUIRO MACRO (PESO HÚMEDO), ENTRE ENERO DE 2014 Y OCTUBRE DE 2017.	217
FIGURA 117. VALORES PROYECTADOS DE BIOMASA (LÍNEA PUNTEADA ROJA) A PARTIR DE SEPTIEMBRE DE 2017 A MARZO DE 2019 APLICANDO LA DISTRIBUCIÓN TEMPORAL DE LA CUOTA DE HUIRO NEGRO EN LA REGIÓN DE ATACAMA, SEGÚN LO SEÑALADO EN LA RES. Ex. N° 183 DEL 17 ENERO DE 2019.	219
FIGURA 118. VALORES PROYECTADOS DE BIOMASA (LÍNEA PUNTEADA ROJA) A PARTIR DE SEPTIEMBRE DE 2017 A MARZO DE 2019 APLICANDO LA DISTRIBUCIÓN TEMPORAL DE LA CUOTA DE HUIRO FLOTADOR EN LA REGIÓN DE ATACAMA, SEGÚN LO SEÑALADO EN LA RES. Ex. N° 183 DEL 17 ENERO DE 2019.	220
FIGURA 119. VALORES PROYECTADOS DE BIOMASA (LÍNEA PUNTEADA ROJA) A PARTIR DE SEPTIEMBRE DE 2017 A MARZO DE 2019 APLICANDO LA DISTRIBUCIÓN TEMPORAL DE LA CUOTA DE HUIRO NEGRO EN LA REGIÓN DE COQUIMBO, SEGÚN LO SEÑALADO EN LA RES. Ex. N° 552 DEL 9 DE FEBRERO DE 2018. LOS VALORES REPRESENTAN LA BIOMASA CON UN 30% DE HUMEDAD.	221
FIGURA 120. VALORES PROYECTADOS DE BIOMASA (LÍNEA GRUESA ROJA) A PARTIR DE SEPTIEMBRE DE 2017 A MARZO DE 2019 APLICANDO LA DISTRIBUCIÓN TEMPORAL DE LA CUOTA DE HUIRO MACRO EN LA REGIÓN DE COQUIMBO, SEGÚN LO SEÑALADO EN LA RES. Ex. N° 22 DEL 12 DE ENERO DE 2018. LOS VALORES REPRESENTAN LA BIOMASA CON UN 70% DE HUMEDAD.	222
FIGURA 121. VALORES PROYECTADOS DE BIOMASA (LÍNEA PUNTEADA ROJA) A PARTIR DE SEPTIEMBRE DE 2017 A MARZO DE 2019 APLICANDO LA DISTRIBUCIÓN TEMPORAL DE LA CUOTA DE HUIRO PALO EN LA REGIÓN DE COQUIMBO, SEGÚN LO SEÑALADO EN LA RES. Ex. N° 22 DEL 12 DE ENERO DE 2018. LOS VALORES REPRESENTAN LA BIOMASA CON UN 70% DE LA BIOMASA TOTAL YA QUE 30% SE DESCUENTA POR LAS HOJAS ELIMINADAS.	223



Índice de anexos

ANEXO 1: PLAN DE ACTIVIDADES. SE DETALLAN LAS ACTIVIDADES POR OBJETIVO	263
ANEXO 2: CARTA GANTT PROYECTO FIPA 2017-53: “EVALUACIÓN DE BIOMASA Y ANÁLISIS DEL ESTADO DE EXPLOTACIÓN DE LAS PRADERAS NATURALES DE ALGAS PARDAS (<i>L. TRABECULATA</i> , <i>L. BERTEROANA</i> Y <i>MACROCYSTIS PYRIFERA</i>) EN LAS ZONAS DE LIBRE ACCESO DE LA III REGIÓN DE ATACAMA Y IV REGIÓN DE COQUIMBO”	264
ANEXO 3: ACTIVIDADES DE TERRENO, REUNIONES Y TALLERES	265
ANEXO 4: ACTIVIDADES DE TERRENO, LEVANTAMIENTO DE INFORMACIÓN Y ANÁLISIS	266
ANEXO 5: COMPOSICIÓN DEL EQUIPO Y ASIGNACIÓN DE HORAS POR PROFESIONAL. RESUMEN DE LAS HORAS UTILIZADAS POR CADA INTEGRANTE DEL GRUPO DE TRABAJO RESPECTO DEL TOTAL DE HORAS COMPROMETIDAS.....	267
ANEXO 6: DETALLE DE HORAS UTILIZADAS POR ACTIVIDAD E INTEGRANTE.	268
ANEXO 7: TALLER DE PRESENTACIÓN DE RESULTADOS FINALES.....	270
ANEXO 8: ESTACIONES FIJAS GEOREFERENCIADAS PARA LAS ESPECIES HUIRO NEGRO Y HUIRO PALO	289



1. Antecedentes

Las algas pardas (Phaeophyceae) son organismos multicelulares compuestos por filamentos ramificados o por crecimientos parecidos a hojas denominados talos. Los ambientes conformados por este grupo de algas establecen zonas de alta productividad y albergan una importante diversidad y abundancia de macroinvertebrados y peces. Asociaciones de dichas especies de los órdenes Laminariales y Fucales, dominan los ambientes intermareales y submareales someros (< 30 m profundidad) de fondos duros del norte de Chile (Vásquez et al., 2001; Vásquez & Vega, 2004).

Junto con ser la base de las cadenas tróficas bentónicas, su importancia ecológica también radica en otorgar soporte para eventos de asentamiento larval, desove, reclutamiento, así como también proporcionar refugio para una amplia gama de especies de invertebrados y peces (Vásquez & Santelices, 1984; Cancino & Santelices, 1984; Villouta & Santelices, 1984; Thomas et al. 2016).

La pesquería de algas pardas de la costa del norte chico se sustenta sobre la base de tres recursos principales: Huiro negro (*Lessonia berteroana/spicata*, ex *L. nigrescens*, González et al., 2012), Huiro palo (*L. trabeculata*) y Huiro canutillo (*Macrocystis* spp.). Su modo de explotación resulta atípico, ya que consta de la recolección de una fracción varada (alga removida por mortalidad) de carácter histórico durante los últimos 60 años, y otra removida por los agentes extractores (remoción directa) promovida durante los últimos 20 años debido a factores del precio en el mercado, pesqueros y socioeconómicos, constituyendo una pesquería secuencial de dos stocks: uno asociado a la población (standing stock), y otro al stock de alga varada, ambos relacionados entre sí en función de la dinámica de productividad del recurso (González et al., 2002; Vásquez et al., 2008).

Debido a que la actividad extractiva se realizó durante años sin normas ni medidas que la regularan, se generaron condiciones propicias para la sobreexplotación de las praderas ubicadas en áreas de libre acceso (ALA), lo que trajo consigo el deterioro ecológico del ecosistema y la generación de conflictos entre usuarios del recurso a lo largo de su cadena productiva, junto a las implicancias socioeconómicas negativas para el sector (Vásquez et al., 2008; SUBPESCA, 2013; Vega et al. 2014)

Frente a este deterioro, han surgido iniciativas como la implementación de "Comités de Manejo de Algas Pardas", que corresponde a una instancia de diálogo que busca generar alternativas de administración participativa y el ordenamiento de la actividad extractiva asociada, asegurando su sustentabilidad en el tiempo.

El reunir, sistematizar y levantar información biológica-pesquera actualizada y evaluar los efectos de la explotación sobre las comunidades asociadas a las praderas de algas pardas, así como proponer e implementar un método de evaluación indirecta, es fundamental para



llevar a cabo un manejo adecuado de la pesquería, en base a un asesoramiento biológico apropiado (Vásquez et al., 2012; Canales et al., 2018).

Respecto de lo anterior, el presente estudio se enfoca en proporcionar información actualizada respecto del estado de las praderas de *Lessonia berteroana*, *L. spicata*, *L. trabeculata* y *Macrocystis* spp. y a su vez dimensionar la importancia de la mortalidad natural en las praderas de macroalgas.



2. Objetivos

2.1 Objetivo General

Determinar los niveles de abundancia y biomasa de los recursos *Lessonia berteroana*, *L. spicata* (huiro negro), *Lessonia trabeculata* (Huiro palo) y *Macrocystis pyrifera* (Huiro flotador), en las zonas de distribución ubicadas en las áreas de libre acceso, de la III y IV Regiones.

2.2 Objetivos Específicos

- Determinar y analizar la distribución espacial de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock), y biomasa explotable (standing crop), de huiro negro, huiro palo y huiro flotador en toda el área de estudio.
- Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos huiro negro, **huiro palo y huiro flotador** en la zona de estudio.
- Proponer y validar procedimiento para determinar la tasa de deshidratación de los recursos huiro negro y huiro palo.
- Evaluar la tasa de mortalidad natural en los varaderos naturales y determinar la tasa de varamiento (biomasa varada/unidad de tiempo).
- Desarrollar y validar un modelo indirecto de estimación de biomasa que permita realizar proyecciones en el corto y mediano plazo bajo distintas estrategias de explotación para las 3 especies.



3. Metodología

3.1 Coordinación y validación del plan de trabajo

Para dar inicio al proyecto, se realizó una primera reunión en dependencias de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SSPA) en Valparaíso, entre el equipo ejecutor y la contraparte técnica del FIPA y la SSPA, donde se presentó el equipo de trabajo puesto a disposición para el desarrollo del proyecto, la metodología planteada, las actividades propuestas para llevar a buen término el desarrollo de los objetivos, incluyendo el plan de actividades y plazos comprometidos para la ejecución de cada una de ellas. Durante la jornada se definieron los interlocutores designados de cada entidad para generar un proceso de retroalimentación que vaya en beneficio de un adecuado desarrollo del proyecto. En este sentido, los interlocutores definidos fueron Manuel Andrade y Nicole Maturana por parte de la SSPA, mientras que por parte de Ecos Felipe Thomas y Gonzalo Olea.

Otro objetivo de la reunión fue recibir la opinión de la contraparte y atender las sugerencias técnicas que pudiesen existir frente a lo propuesto, en este sentido la metodología de trabajo se consideró apropiada. No obstante, las siguientes observaciones fueron manifestadas:

- Consulta 1. Antonio González (SSPA): Indica que sería de interés considerar información de AMERB en los análisis:

Respuesta 1. Miguel Espíndola (Ecos): Plantea que los objetivos del proyecto están orientados tanto en sus TTR como en la propuesta realizada, a desarrollar actividades en Áreas de Libre Acceso (ALA). No obstante, indica que en el proceso de discusión de los resultados podría ser de interés revisar antecedentes de AMERB, como parte del proceso de revisión bibliográfica.

- Consulta 2. Manuel Andrade (SSPA): Plantea que como se consideró un muestreo sistemático a lo largo de la costa de la III y IV regiones, existe la preocupación de que las ALA en la Región de Coquimbo son más escasas debido al gran número de AMERB que existen, en ese sentido manifiesta que es posible que muy pocas estaciones de muestreo queden en ALA pudiendo afectar las estimaciones de stock. Por lo que consulta si está considerado destinar mayor intensidad de muestreo (estaciones menos distantes entre sí), para el caso de la IV región.

Respuesta 2: Miguel Espíndola (Ecos): Indica que es una observación correcta la que se plantea, y que se trabajará en los mapas de estaciones de muestreo para disminuir la distancia que se propuso entre estaciones, debido a la gran cantidad de espacios ocupados por AMERB.



- Consulta 3: Miguel Espíndola (Ecos): Manifiesta que en los TTR no está totalmente claro so la evaluación de huiro macro de Bahía Chascos, debe ser considerada en el presente proyecto.

Respuesta 3: Manuel Andrade (SSPA): Indica que la evaluación de huiro macro de Bahía Chascos, se hace de manera paralela y que no es necesario considerarla en el presente proyecto

3.2 Confección de TTR de pesca de investigación

A partir de la base metodológica se confeccionó una propuesta técnica de Pesca de Investigación, la cual fue ingresada formalmente a la SSPA, siendo autorizada la pesca de prospección para cumplir los objetivos específicos planteados en la presente licitación.



3.3 Determinar y analizar la distribución espacial de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock) y biomasa cosechable (standing crop) de huiro negro, huiro palo y huiro flotador por tipo de especie, en toda el área de estudio.

3.3.1 Identificación de praderas de algas pardas

3.3.1.1 Cartografía participativa

Como una primera aproximación a la identificación de las principales praderas de algas pardas de las regiones III y IV, se realizó una serie de talleres de cartografía participativa en localidades en las que se registra actividad extractiva de algas.

Para el desarrollo de los talleres se generó un mapa a escala provincial (1:50.000) con los principales usos del borde costero, además de aspectos geomorfológicos de la costa como arrecifes, rocas y rompientes. Sobre la carta base elaborada, se solicitó directamente a los actores de la pesquería (buzos, recolectores de orilla, algueros y dirigentes de las organizaciones de la zona), indicar las zonas donde se extraen las distintas especies de algas, además de otros sectores donde haya presencia de macroalgas, aún cuando éstas no sean extraídas, y las principales zonas donde se recolecta alga varada.

Para dar respuesta a las consultas del equipo encargado de facilitar la actividad, se solicitó a los participantes, indicar gráficamente, sobre una carta base que contiene elementos referenciales fácilmente reconocibles, los límites de las distintas áreas de distribución de las algas.

Los antecedentes recopilados se consideran a la hora de realizar las evaluaciones directas de las praderas de algas pardas submareales, y concentrar los esfuerzos de las evaluaciones directas en los sectores reconocidos como praderas de algas como el huiro macro y el huiro palo. Junto con ello, son determinantes a la hora de definir los varaderos de algas donde se estudiará la mortalidad natural.



3.3.1.2 Distribución y delimitación de praderas de algas pardas

Estimación del área de distribución espacial (*L. berteroana*/*L. spicata*)

Para delimitar el ancho del cinturón de huiro negro, se midió la extensión de la pradera desde la costa hacia mar afuera utilizando un telémetro.

Mediante la interpolación de los valores del ancho del cinturón promedio por estación, se generó una superficie continua de anchos de cinturón a lo largo de la costa evaluada, utilizando el método de Ponderación Inversa de la Distancia (IDW) (Phillip y Watson, 1982).

A partir del modelo ráster generado mediante la interpolación, se extrajeron las isolíneas que describen el modo en que varía el ancho de cinturón a lo largo de la costa de la III y IV regiones.

La línea de costa se dividió en cada intersección con las isolíneas, asignando a cada segmento el valor inferior del rango de anchos en que se encuentra. Este valor se usó para generar un área buffer en cada segmento de costa, polígonos que finalmente son disueltos en una única área que va desde la línea de costa hacia mar afuera y cuyo ancho varía de acuerdo con el valor derivado de la interpolación de los valores promedio del ancho de la pradera en cada estación.

El polígono que delimita el ancho del cinturón es recortado en los sectores donde existen AMERB decretadas y en los sectores donde se identifican playas de arena, acotándose exclusivamente al sustrato habitable distribuido en áreas libres (Figura 1).

Finalmente, las distintas fracciones del polígono original con el que se modeló el ancho del cinturón son agrupadas en base a criterios de continuidad geográfica, y tratadas como unidades de análisis denominadas praderas.

Los criterios de agrupación de polígonos corresponden a aspectos como grado de exposición, tipo de costa, y distancia respecto de las estaciones de muestreo efectivas, las que fueron evaluadas mediante inspección visual de la información geomorfológica disponible en la base de datos geográficos construida para el desarrollo de este proyecto.



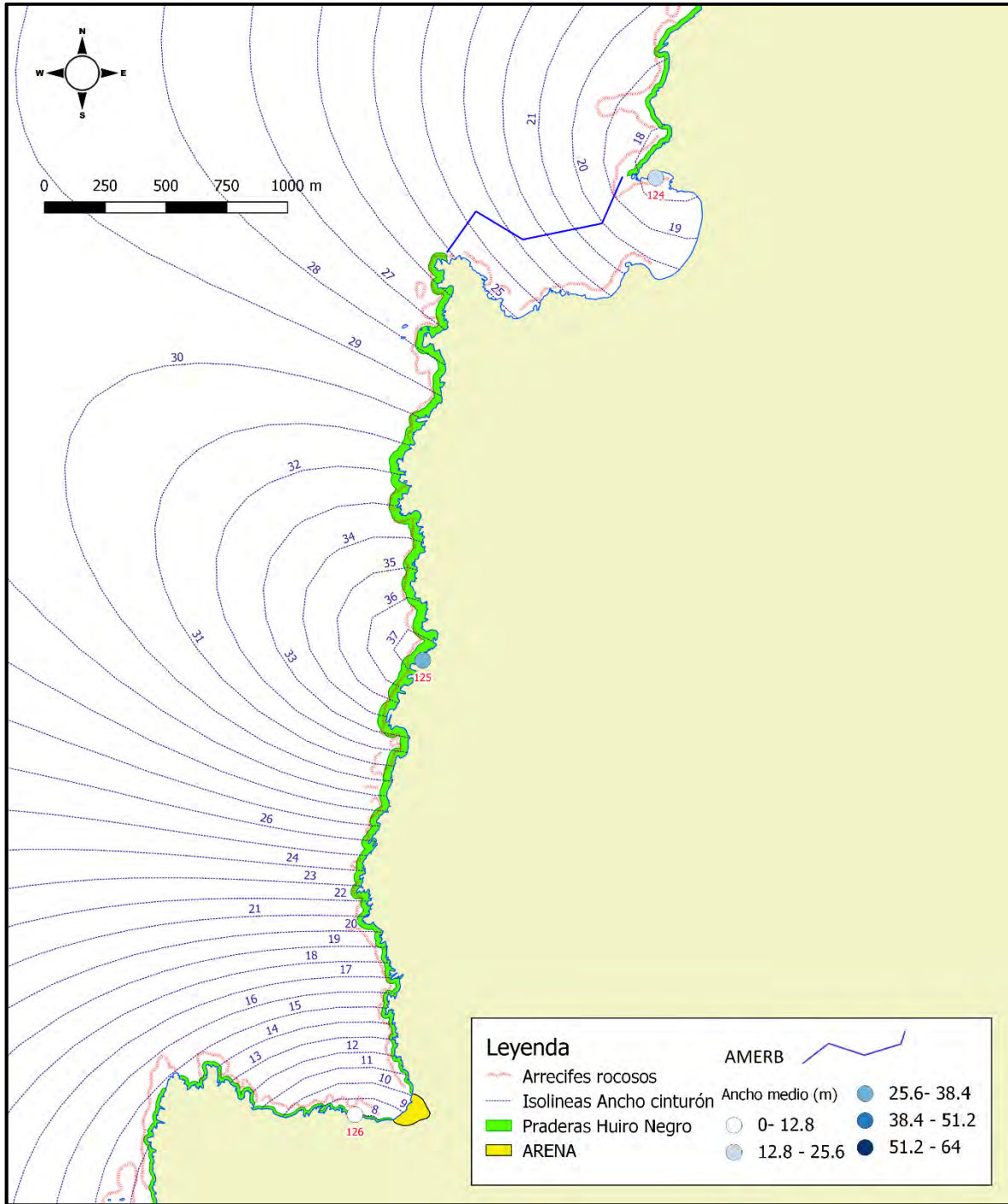


Figura 1. Ejemplo del proceso de elaboración de los polígonos que representan el sustrato habitado de *L. berteriana* en la Región de Atacama. Fuente: Thomas et al. (2016).

Estimación del área de distribución espacial (*Macrocystis pyrifera*)

La distribución de *Macrocystis pyrifera* se caracteriza por la formación de parches a lo largo de la costa, ubicados principalmente en zonas protegidas del oleaje directo, como pequeñas bahías, sin constituirse como un cinturón continuo, como es el caso de *L. berteroa* y *L. spicata*.

Debido a estas características, de manera previa a la evaluación directa de *Macrocystis pyrifera*, se consideró la información obtenida de las actividades de cartografía participativa descrita en los párrafos anteriores, en las que se identificaron en conjunto con los actores locales, aquellos sectores donde ellos mismos reconocen la existencia de praderas de la especie. Dicha información fue contrastada con las observaciones de campo realizadas durante la evaluación directa de algas pardas intermareales, con lo que se procedió en primer término a definir los sectores de la costa donde posteriormente se delimitó la extensión de las praderas y parches de *Macrocystis pyrifera*.

Para ello, se llevó a cabo una prospección desde la costa, a fin de ubicar espacialmente las agrupaciones de las algas detectadas previamente.

Mediante la utilización del telémetro, se midió el ancho de cada pradera o parche, es decir, la distancia desde la orilla hasta el límite de la distribución de las algas en dirección perpendicular a la línea de costa. En aquellos sectores donde la pradera forma un continuo a lo largo de la costa, la medición del ancho del parche se repitió, registrando al menos el inicio, el término y un punto medio de la pradera.

En aquellos casos en que las algas se encuentran formando un parche acotado a un roquerío o a la orilla de una bahía, se procedió a medir con el telémetro, además del ancho, el largo del parche, es decir su extensión en forma paralela a la costa.

Cada estación de medición fue georreferenciada con el uso de un GPS, generándose además un registro fotográfico de la costa, a fin de tener una adecuada interpretación de la información levantada en el terreno.

En base a la información puntual de los anchos medidos en cada pradera y cada parche, se construyeron polígonos para describir la distribución espacial de la especie siguiendo un procedimiento homólogo al seguido para el cinturón de huiro negro.

Estimación del área de distribución espacial (*Lessonia trabeculata*)

A fin de estimar el área habitada por el recurso, se desarrolló una metodología basada en el sondeo hidroacústico, la que es capaz de detectar la presencia de Vegetación Sumergida, y estimar indicadores de cobertura de algas mediante la interpretación de un ecograma (Valley & Drake 2005).



Con el fin de acotar los estudios de prospección hidroacústica y evaluación directa de *L. trabeculata* a las Áreas de Libre Acceso (ALA) de las regiones de Atacama y Coquimbo, que resultan de interés para la actividad extractiva del recurso, el diseño de muestreo consideró la definición de un número variable de transectas perpendiculares a la costa, en cada uno de los polígonos identificados por los pescadores como praderas de huiro palo (Figura 1). En general se utilizó una resolución de una transecta cada 2 kilómetros al interior de cada polígono. Cada transecta se recorrió navegando a una velocidad constante de 5 nudos a bordo de una embarcación de pesca artesanal equipada con un ecosonda Biosonics modelo MX Acquatic Habitat. El MX utiliza un transductor monohaz de 200 kHz, con un ángulo de haz de nueve grados. La tasa de ping del ecosonda (5.0 pps) y la duración del pulso (0.4 ms) son fijas (Munday et al., 2013).



Figura 2. Actividad de mapeo participativo realizada en la provincia de Choapa, Región de Coquimbo. Los polígonos trazados por los algueros son sistematizados en un sistema de información geográfica, para el posterior diseño de muestreo hidroacústico y de evaluación directa.

Cada transecta generó un ecograma, el que fue analizado utilizando el software Visual Habitat, que permite obtener un archivo vectorial en el que se registra la información hidroacústica en sondas batimétricas que promedian la data batimétrica y de altura del dosel de algas, cada 5 pings. Se consideran umbrales de detección entre -35 y -40 dB para el fondo, y entre -55 y -60 dB para las algas (Figura 3).

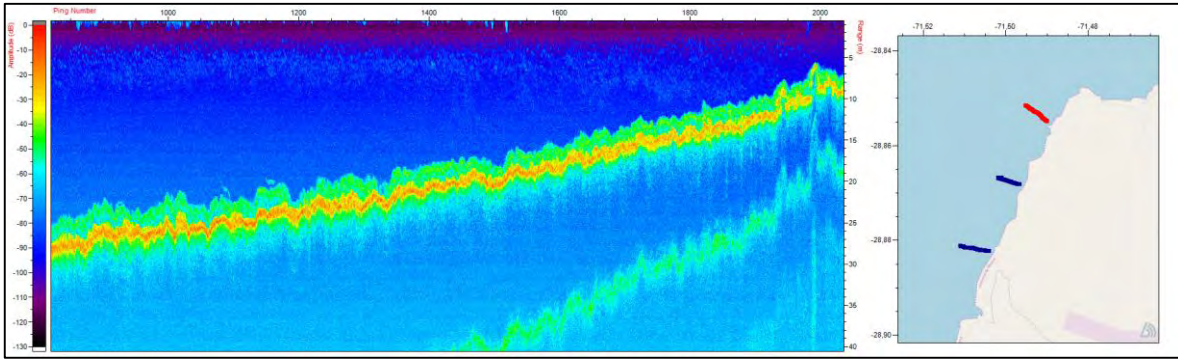


Figura 3. Ecograma obtenido mediante prospección hidroacústica de la transecta observada en color rojo en el mapa de la derecha. En color rojo- anaranjado (-40 a -35 db), se observa el fondo, mientras que, sobre esta banda en colores verde y celeste (-60 a -55 db) se observa el dosel de algas detectadas por el ecosonda.

- Validación de datos hidroacústicos (Groundthruing)

Los resultados de la prospección hidroacústica son contrastados con información obtenida mediante la captura de videos submarinos, que permitieron registrar presencia o ausencia de huero palo sobre 34 tramos de sondeo hidroacústico aleatorio, cada uno de 30 segundos de duración (Figura 4). A partir de este registro, se elaboró una base de datos binaria (presencia/ausencia de huero palo) asociado al promedio de la altura de las algas obtenida tras el análisis de los ecogramas obtenidos en cada uno de los tramos.

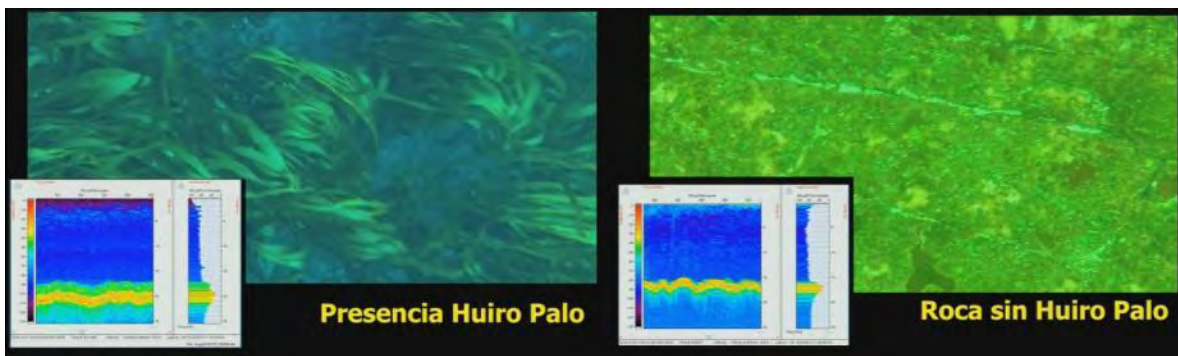


Figura 4. Fotogramas obtenidos a partir de los videos submarinos utilizados para contrastar la información entregada por el ecosonda. A la izquierda se observa el ecograma obtenido en una zona habitada por huero palo, mientras que a la derecha se observa el ecograma obtenido en una zona dominada por roca desnuda.

A partir de esta información se desarrolló un modelo de regresión logística, considerado como uno de los modelos más utilizados para analizar variables de respuesta binaria (Salas et al. 2018). Estos modelos pertenecen al grupo de los modelos lineales generalizados (MLG), y puede ser usado para analizar la relación entre una variable de respuesta binaria y 1 o más variables explicativas (Ysebaert et al. 2002). En este caso, se analizó la variable binaria presencia/ausencia de huiro palo y la lectura de altura de dosel proporcionada por el ecosonda, cuya función de enlace logístico es la siguiente:

$$\text{logit } \{p(x)\} = \log \{p(x)/1-p(x)\} = b_0 + b_1x(1)$$

donde $p(x)$ es la probabilidad de que el **evento "presencia" ocurra en función de la variable X** (altura de dosel), mientras que b_0 y b_1 son los parámetros de regresión. Así la Ecuación (1) puede reescribirse para definir la probabilidad estimada $p(x)$, que varía entre 0 y 1, como:

$$p(x) = \{e(b_0 + b_1x)\} / \{1 + e(b_0 + b_1x)\}$$

El ajuste del modelo se llevó a cabo mediante Máxima Verosimilitud. Para la evaluación del modelo, se utilizó el método Likelihood ratio para calcular la significancia global (McDonald, 2014), mientras que para calcular la significancia individual de cada uno de los predictores introducidos se empleó el estadístico Z y el test Wald chi-test. Todos los análisis fueron realizados usando el software R Project (R Core Team, 2019)

Para clasificar la variable binaria en función del valor que toma el predictor, se estableció un umbral de probabilidad a partir de la cual se considera que la variable pertenece a uno de los niveles, es decir si la probabilidad de presencia de huiro es superior a este valor, entonces predecimos presencia de algas, por el contrario, si la probabilidad está por debajo, entonces predecimos ausencia. En este caso, se consideró la asignación de una observación al grupo 1 si $p^{\wedge}(Y=1|X) > 0.5$ o en caso contrario al grupo 0. El valor que alcanza x en el umbral se consideró como el punto de corte para establecer el valor de la altura de dosel por sobre la cual se predice presencia por el ecosonda.

- Análisis estadístico de la data hidroacústica

Para analizar la variación de la altura de dosel de huiro palo entre cada campaña de evaluación, se realizaron comparaciones pareadas a distintos niveles de resolución espacial. A nivel de ecorregión, se consideró la base de datos de las regiones de Atacama y Coquimbo



en conjunto, lo que constituye casi la totalidad de la ecorregión marina de Chile Central (Sullivan and Bustamante, 1999), análogamente se realizó este análisis a nivel de región, provincia y pradera. Las unidades de praderas consideradas son aquellas que fueron identificadas en el presente proyecto por medio de un enfoque combinado de conocimiento ecológico local y prospección hidroacústica.

Para seleccionar la prueba estadística de comparación, se aplicó la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov a los datos totales de cada campaña. Dependiendo de la distribución de los datos se realizaron comparaciones pareadas con pruebas para dos muestras (t-student o t-Wilcoxon). Todos los análisis fueron realizados en el Software R.

Los valores de altura de dosel menores al umbral de detección definido por el proceso de validación de la data hidroacústica, se consideraron como ausencia de algas, luego todos los valores de ausencia de algas fueron removidos de la base de datos previo a la realización de los análisis, con el fin de evitar sesgos por efecto de disminuciones o incrementos de valores de ausencia entre campañas. En consecuencia, los análisis se realizaron con la data hidroacústica que predice presencia de algas.

- Mapeo de praderas

Las observaciones hidroacústicas respecto de la altura del alga fueron convertidas a superficies continuas mediante el método de interpolación **del 'vecino más cercano', que es** un modelo local que utiliza sólo un subconjunto de muestras que circundan a un punto de consulta y asegura que las alturas interpoladas estarán dentro del rango de los datos entregados por los perfiles (Sibson, 1981). A fin de incorporar al modelo la diferencia en la gradualidad del cambio en la variable en el sentido perpendicular (variación más abrupta) respecto del sentido paralelo a la costa, se consideran anisotropías locales. La Tabla 1 muestra las relaciones entre las distancias y los ángulos de la anisotropía utilizados en cada interpolación realizada utilizando el software Surfer® 16 (Golden Software, LLC). Los valores obtenidos a partir de la interpolación de los datos fueron reclasificados en términos de identificar las superficies con presencia de huero palo, por lo que el umbral de altura del alga, obtenido en el modelo de regresión logística, es usado como altura de corte, considerándose área habitada toda aquella que presente individuos de tamaños mayores al valor que alcanza x cuando la probabilidad de encontrar algas es del 50%. El límite batimétrico para la modelación de las praderas fue establecido en los 40 m y se obtuvo tras la interpolación triangular de la data batimétrica obtenida por el ecosonda.



Tabla 1. Parámetros descriptivos de la interpolación de la altura del dosel de *L. trabeculata*
* Máx. Rango de distancia / Min. Rango de Distancia. ** 0°->Dirección este - oeste; 90° =
Dirección norte - sur

Región	Sector	Ratio*	Ángulo de Anisotropía **
Atacama	Chañaral	6	90°
Atacama	Frodden	3,6	90°
Atacama	Chascos	3	45°
Atacama	Rada Blanca	3	65°
Atacama	Los Burros	3	72°
Atacama	Carrizal Norte	3	65°
Atacama	Carrizal Sur	3	65°
Atacama	Huasco	10	60°
Atacama	Bandurrias	6	70°
Atacama	Chorrillos	5	65°
Atacama	Chañaral de Aceituno	10	105°
Coquimbo	Pto. Aldea	4	75°
Coquimbo	Talcaruca	10	90°
Coquimbo	El Sauce	10	90°
Coquimbo	Pto. Oscuro	3	100°
Coquimbo	Pto. Manso Norte	3	90
Coquimbo	Pto Manso Sur	3	100

3.3.2 Estimación de densidad, abundancia, biomasa total y biomasa explotable

El muestreo de las especies objetivo, para fines de estimación de abundancia y biomasa, se basa en la determinación de la densidad media de algas por pradera, mediante el conteo directo del número de ejemplares de *Lessonia spicata/berteroana* en la zona intermareal y de plantas de *L. trabeculata* y *Macrocystis pyrifera*, en la zona submareal

3.3.2.1 Diseño muestral

- Intermareales (*Lessonia spicata* / *L. berteroana*)

Para obtener la información necesaria que permita definir la distribución espacial y estimar la abundancia y biomasa total y cosechable de huiro negro, en la zona de estudio (III y IV regiones), se realizó un muestreo sistemático mediante el establecimiento de Estaciones de Muestreo (EM) a lo largo de la línea de costa y distanciadas de manera equidistante cada 3 a 4 km en las regiones de Coquimbo y Atacama.



En cada EM se dispusieron de forma paralela a la línea de costa, 3 transectas de 20 m² (Unidad Muestral, UM), separadas equidistantemente cada 20 metros y en cada una de ellas se efectuó un conteo de algas. Esta metodología nos proporciona un área muestreada de 60 m² por cada EM. Cada transecta fue posicionada con GPS y el ancho del cinturón de algas pardas fue medido con un telémetro láser desde el límite superior hasta el límite inferior del mismo, en cada una de las transectas previamente posicionadas, considerando de esta forma la variabilidad espacial natural de las praderas (Thomas et al. 2016). Lo anterior es de gran relevancia, considerando que el ancho de cinturón varía en función del grado de exposición al oleaje y de inclinación de las rocas (Vásquez et al. 2005, Vásquez et al. 2006, Vásquez et al. 2008).

Tanto la información del ancho del cinturón, como la extensión latitudinal de la pradera, permiten delimitar el sustrato que es efectivamente habitado por el recurso, superficie a partir de la cual se obtienen las estimaciones de su biomasa y sus abundancias.

- Submareal (*Macrocystis pyrifera*)

Una vez definidas las áreas de distribución de la especie, se procedió a estimar la densidad de plantas en las distintas praderas identificadas.

El muestreo que se considera adecuado a las características del área y el recurso es un muestreo aleatorio simple por pradera, distribuido sobre el sustrato habitable previamente definido. Para ello se realizó un conteo directo de individuos por metro cuadrado, disponiendo cuadrantes de 1m² (UM) al azar en el área habitada.

El ancho del cinturón de algas pardas fue medido con un telémetro láser desde el límite superior hasta el límite inferior del mismo, en cada una de las praderas evaluadas.

- Submareal (*L. trabeculata*)

Para obtener la información necesaria que permita estimar la abundancia y biomasa total y cosechable de huiro palo en las áreas libres de las regiones de Atacama y Coquimbo, realizó un muestreo sistemático estratificado de las áreas libres en la zona costera de estas regiones.

El muestreo propuesto, considera la distribución de un total de 26 estaciones de muestreo distribuidas en los 15 sectores donde se estudió la distribución del huiro palo.

En cada EM se evaluaron dos estratos (0-10 m y 10.-20 m) contabilizando el total de plantas dentro de una transecta georreferenciada de 20 m² (10m X 2m) con tres réplicas equidistantes, y dispuestas de forma perpendicular a la línea de costa.



3.3.2.2 Estimaciones de densidad, abundancia y biomasa total y cosechable

Una vez obtenidos los datos de terreno, un aspecto central lo constituye el análisis de los datos para la estimación de la abundancia y biomasa. La evaluación directa se realiza, generalmente, mediante la expansión de un estimador de la media de la densidad, multiplicado por el área de distribución del recurso. Una de las fuentes importantes de incertidumbre en el resultado final de la evaluación directa, es el estimador usado para hacer la extrapolación al área total.

Considerando lo anterior, para el cálculo de las estimaciones de abundancia y biomasa, serán empleados tanto métodos geoestadísticos como de tendencia central.

Densidad

- Estimadores geoestadísticos de densidad

Para describir geográficamente la distribución espacial de la densidad individual de *Lessonia berteriana* y *L. spicata* en áreas de libre acceso de las regiones de Atacama y Coquimbo, se construyeron superficies continuas de su densidad, las que fueron acotadas a las superficies identificadas como praderas.

Las superficies continuas de densidad se construyeron mediante la interpolación geoestadística de los valores promedio de densidad registrados en cada estación del muestreo sistemático realizado para la evaluación directa de las praderas.

La interpolación geoestadística es un proceso de modelación de variables regionalizadas que, en base a un análisis de la distribución espacial de los datos existentes, permite realizar una predicción de los valores que asume la variable en sitios que no fueron medidos.

Los datos obtenidos a partir de la evaluación directa fueron agrupados en tres zonas geográficas dentro de cada región, (norte, centro, sur) y fueron interpolados mediante el método de kriging ordinario (Isaaks & Srivastava, 1989). En Kriging, el peso de los valores que se utilizan para hacer una predicción depende de un modelo ajustado a los puntos medidos, y considera tanto la distancia a la ubicación de predicción, como las relaciones espaciales entre los valores medidos en los alrededores de la ubicación de predicción.

Para describir el modo en que los valores varían y se relacionan en el espacio (Figura 5a), se construye un gráfico en el que se plotean las diferencias de densidad entre pares de puntos (semivarianzas) v/s la distancia entre ellos. Este ejercicio produce una nube de puntos difícil de interpretar (Figura 5b) por lo que las semivarianzas se promedian dentro de tramos de distancia conocidos como lags, generando un modelo conocido como variograma experimental (Figura 5c, Hengl 2007).



Una vez calculado el variograma experimental, se busca el mejor ajuste de éste a los modelos teóricos existentes (Figura 5d), entre los cuales se cuentan el lineal, esférico, exponencial y el Gaussiano (Isaaks & Srivastava, 1989). El ajuste del variograma experimental al modelo más adecuado se basa en una serie de parámetros que se utilizan para describir la forma de la curva final (Figura 6), y que pueden ser ajustados en base al conocimiento del parámetro medido y del territorio estudiado (Golden Software Inc., 2002).

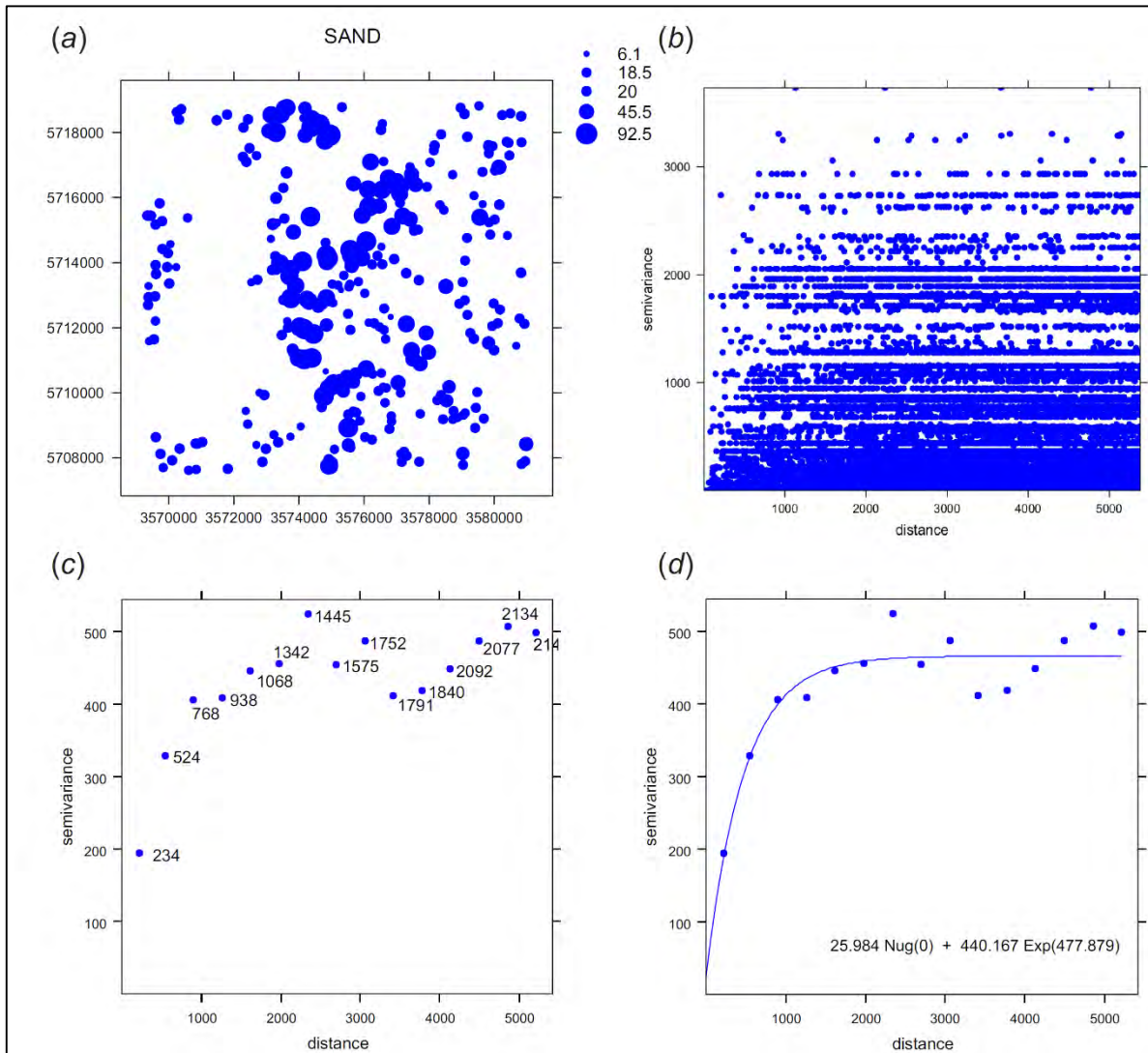


Figura 5. Pasos de la modelación del Variograma. (a) Ubicación de puntos, (b) nube de semivarianzas de cada par de puntos, (c) semivarianzas agregadas en lags de 300 metros, y (d) el modelo final del Variograma ajustado. Fuente: (Hengl 2007).



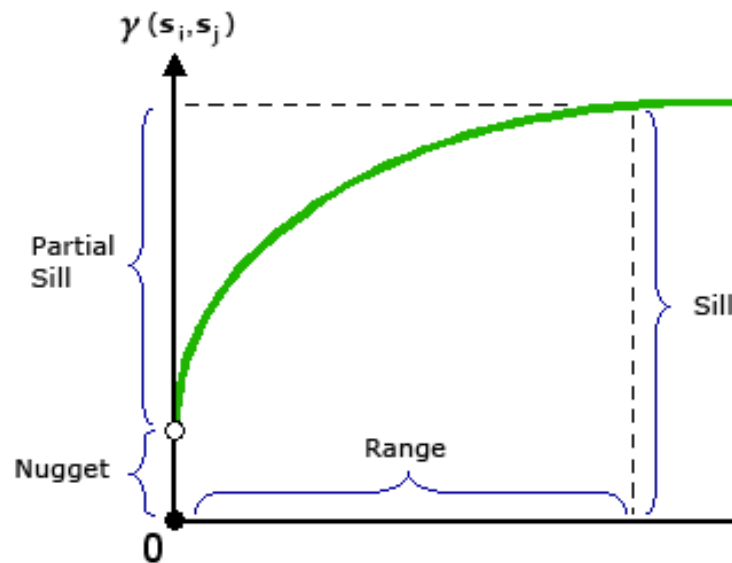


Figura 6. Parámetros utilizados generalmente para describir los modelos ajustados de un semi Variograma. El rango (Range: distancia a la que el modelo comienza a aplanarse), la meseta (Sill: valor del eje Y en el cual el modelo de semivariograma alcanza el rango) y el nugget (Valor donde el modelo intercepta en el eje Y). Fuente: ArcGIS Online¹.

El modelo ajustado se utiliza finalmente para predecir el valor de las variables en los puntos que no fueron muestreados, con lo que se construye una grilla de valores estimados para cada ubicación. A partir de esta grilla de valores, se generarán las isolíneas que finalmente se ocupan para graficar cómo varía, en este caso, la densidad de algas en el área estudiada.

Para modelar los variogramas y ejecutar los procesos de interpolación se utilizaron las herramientas de Creación de Archivos Raster del software Surfer® 16 (Golden Software, LLC).

Para estimar el error de la predicción se calculó el Promedio Absoluto del Error (PAE), que corresponde al promedio de los valores absolutos de los residuales (valor observado – valor estimado) obtenidos mediante un proceso de validación cruzada.

Las interpolaciones fueron acotadas a los sectores identificados como praderas, mediante una serie de geoprocursos y secuencias de álgebra de mapas, para finalmente obtener un resumen de los datos modelados en cada pradera a través de un procedimiento de cálculo de Estadísticas de zona. Toda esta secuencia metodológica se realizó en el Sistema de Información Geográfica QGIS 2.14 (QGIS Development Team, 2014).

¹ [Desktop.arcgis.com/es/desktop/latest/tools/3d-analyst-toolbox/how-kriging-works.htm](https://desktop.arcgis.com/es/desktop/latest/tools/3d-analyst-toolbox/how-kriging-works.htm)



El tratamiento de los datos requirió la agrupación previa de las estaciones efectivas de muestreo, en tres (3) grandes zonas dentro de cada región, una zona norte, otra al centro y una al sur. Esta agrupación permitió llevar a cabo un análisis comprensible y acotado a la condición local de cada tramo de la costa del Norte Chico, facilitando además los procesos computacionales que conlleva la elaboración de modelos complejos como los geoestadísticos.

- Estimador de tendencia central de la densidad

La abundancia total de algas de las especies submareales, *L. trabeculata* y *M. pyrifera*, se estimó mediante la expansión de un estimador de la media de la densidad, multiplicado por el área de distribución del recurso

Para fines de estimar la abundancia de individuos en un banco de recursos, es crítica la especificación de la distribución de los datos. En este sentido es conocido que, en general, los datos de abundancia no presentan una distribución normal, sino que presentan un sesgo hacia la derecha y/o algunos o muchos valores cero. En la mayoría de los casos, el estimador empleado es la media de la distribución normal. Sin embargo, mediante análisis estadísticos descriptivos se ha evidenciado que el promedio simple de los datos no es un buen estimador de la media poblacional. La especificación incorrecta de la media de los datos de densidad asumiendo una distribución normal, resultaría en un estimador sesgado de la variable de análisis y, como lo muestra Conquest et al. (1996), en una potencial sobrestimación del valor de abundancia.

Una forma de lidiar con esta situación es usar el teorema del límite central (TLC), el cual establece que el promedio de los promedios obtenidos en distintos puntos del área de distribución del recurso, si tiene un comportamiento normal, de manera tal que es un mejor indicador del parámetro de la población.

Para trabajar en la estimación de la densidad se calcularon las medias para cada estación de muestreo. Se calculó el TLC promediando los promedios de todas las estaciones de muestreo:

$$\bar{x}_{\text{TLC}} = \frac{\sum \bar{x}}{n}$$

mientras que la varianza queda determinada por:

$$\text{Var} = \frac{s^2}{n}$$

El valor medio del TLC fue multiplicado entonces por la superficie habitable estimada para cada recurso, obteniéndose así un nuevo estimado de abundancia.



- Prueba de normalidad para las medias

Para evaluar la normalidad en la distribución de los datos de densidad en la evaluación directa se utilizó la prueba de Kolmogorov – Smirnov para datos agrupados (dmax, Zar 1995). Para ello los datos son agrupados en marcas de clase de amplitud 1 ind/m².

- Error de estimación de densidad

Las metodologías anteriormente descritas han sido empleadas exitosamente en la evaluación de praderas de algas pardas (Thomas et al. 2016), con bajos valores de error de estimación de densidades (menores a 20%), cumpliendo con lo recomendado por la SSPA (1995, 2001).

El cálculo del error de estimación se obtuvo al desarrollar el siguiente algoritmo:

1. **Errortípico** = $\frac{de}{\sqrt{n}}$
2. **Errorestándar** = **Errortípico** * $\sqrt{1 - \left(\frac{n}{N}\right)}$
3. **Errorabsoluto** = **Z** * **Errorestándar**
4. **Errordeestimación** = $\frac{\text{ErrorAbsoluto}}{\bar{X}}$
5. % **deerror** = **Errordeestimación** * **100%**

Donde:

de = Desviación estándar de la media

n = Número de UM (Unidades Muestrales)

N = Área habitable/ (N° de UM*Área de UM)

Z = Z de tabla al 95%

▪ = Media de la densidad

En definitiva, si posterior al muestreo piloto los resultados nos indican que se requiere realizar un mayor número de EM, para asegurar un error de estimación menor al 30 %, se procederá de acuerdo con el algoritmo anterior.



3.3.2.3 Estructura de tallas

- Muestreo de parámetros poblacionales

En cada UM se cuantificaron parámetros poblacionales. Así, en cada UM se posicionaron de manera aleatoria cuadrantes de 1 m² y en cada uno se obtuvo un registro de todas las plantas observadas al interior de los cuadrantes. Para el caso de *Lessonia spicata*, se dispusieron 3 cuadrantes por UM, midiéndose el diámetro máximo basal del disco de adhesión, para *Lessonia trabeculata* se midieron las plantas contenidas en una transecta de cada estrato, mientras que para *Macrocystis pyrifera* se dispusieron cuadrantes aleatorios dentro de las praderas identificadas, midiéndose la longitud máxima de los estipes a cada planta del cuadrante.

- Estimación de la estructura de talla de la población

La estructura de talla en cada UM fue calculada usando como estimador indirecto la talla del disco adhesivo de las plantas para *Lessonia* spp. y longitud máxima de estipes para *Macrocystis pyrifera* (Ávila et al. 2005; Vásquez et al. 2012). El tamaño de las plantas fue obtenido de las evaluaciones no destructivas realizadas en cada UM. Para cada clase (pi) se calculó la proporción de individuos por tamaño (al centímetro) con la ecuación:

$$p_i = \frac{n_i}{\sum_{i=\min}^{i=\max} n} \cdot 100$$

Donde:

n_i = es el número de individuos para la talla i .

n = es el número total de individuos muestreados en la pradera.

La estimación del número de ejemplares de talla k (\hat{x}_k) fue efectuada mediante el estimador:

$$\hat{x}_k = \hat{x} p_k$$

Donde:

X_k = Abundancia total de individuos a la talla k .

P_k = Proporción de individuos a la talla k .

\hat{x} = Abundancia total de individuos.



3.3.2.4 Estimación de la biomasa

La estimación de la biomasa para cada planta medida en cada UM fue obtenida indirectamente usando un modelo de regresión con aquella relación que mejor se ajustó a estos parámetros.

Esta es coincidente con la regresión potencial ($y=ax^b$), descrita para algas pardas (Ávila et al. 2005; Vásquez et al. 2010, 2012). Esta función ocupa el atributo medido (como variable independiente) para predecir el peso de la planta (variable dependiente), según la ecuación:

$$\bar{w}_k = a l_k^b$$

Donde:

a = corresponde al intercepto

b = a la pendiente del modelo potencial

Esta función tiene un ajuste significativo que es útil para estimar la biomasa individual de algas pardas evaluadas a través de muestreos no destructivos. Además, estudios previos han validado estos descriptores morfológicos como estimadores de peso de las plantas en praderas de algas pardas (ver Ávila et al. 2005; Vásquez et al. 2012). Sin embargo, siempre es necesario calibrar el modelo al momento de realizar un nuevo estudio demográfico, de **esta forma se ajusta el estimador al estado "actual" de la biomasa en la pradera donde se realizará el monitoreo**. Por esta razón, se realizará un muestreo destructivo, contemplando todo el espectro de tamaños de plantas encontradas en las praderas (n mín=50 plantas). La calibración del modelo es útil para: (a) aumentar el ajuste del modelo, (b) detectar potenciales cambios morfométricos de las plantas en las praderas, y/o (c) validar los descriptores morfológicos de peso y tamaño previamente disponibles.

La biomasa (expresada en Kg de alga húmeda por m²) es estimada calculando la biomasa para cada tamaño de planta medido en cada UM, con la función presentada en la siguiente ecuación:

$$B_i = a * L^b$$

Donde

a y b= parámetros de regresión potencial



L= diámetro del disco basal adhesivo de la planta para *Lessonia* spp. y largo del estipe para *Macrocystis pyrifera* (Ávila et al. 2005; Vásquez et al. 2012)

Bl= peso estimado por la función para dicha planta.

Posteriormente, y repitiendo el procedimiento para cada Bl se obtendrá la biomasa total estimada para los individuos evaluados en las unidades de muestreo:

$$B_{TOTAL} = \sum_{i=0}^{i=n} a * L^b$$

Las estimaciones son calculadas para la biomasa disponible (que considera todas las plantas medidas en cada UM) y para la biomasa cosechable (considera solo las plantas con tallas sobre la mínima legal en cada UM). La biomasa disponible y cosechable por unidad de área también pueden ser utilizadas como potenciales indicadores del estado de la pradera de algas pardas.

La biomasa cosechable (standing crop) es acorde a las estrategias de manejo definidas en los planes de manejo respectivos: para el caso de *Lessonia* spp. se estima la biomasa de las plantas con discos de fijación superiores a 20 cm de diámetro y para el caso específico de huiro palo, además de la talla mínima, se consideran sólo las praderas bajo los 20 m de profundidad dado la profundidad permitida para los buzos mariscadores.

- Biomasa cosechable *Macrocystis pyrifera*

Dado que la reproducción de *Macrocystis pyrifera* se realiza en las hojas (filoides) cercanos al disco de fijación (rizoide), el cálculo de la biomasa cosechable (Standing crop), se estimó de manera que se mantenga una biomasa perenne, con una altura desde el fondo de 150 cm, siendo el resultado de la biomasa total menos la biomasa perenne, la biomasa cosechable (Standing Crop). La metodología para calcular la biomasa cosechable de *M. pyrifera*, se realizó en tres pasos, primero (I) se calculó la biomasa perenne a partir del cálculo del peso de una planta de 150 cm ($B_{150 (cm)}$), luego (II) se multiplicó este peso por la abundancia total, obteniendo la biomasa perenne y posteriormente (III) se restó a la biomasa total (Standing Stock) esta última:

$$I. \quad B_{150 (cm)} = a * 150 (cm)^b$$

$$II. \quad B_{perenne} = B_{150 (cm)} * Abundancia Total$$

$$III. \quad B_{cosechable} = B_{total} - B_{perenne}$$



3.4 Objetivo específico 2.2. Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos huiro negro, huiro palo y huiro flotador en la zona de estudio.

3.4.1 Estado de las poblaciones

Este objetivo específico integra resultados de los objetivos específicos 1 y 5, ya que de alguna manera estos resultados están involucrados en la definición del estado actual de las poblaciones por ser las estimaciones poblacionales más actuales disponibles. El objetivo Específico 1, esto es los resultados de la evaluación directa, proporcionan información que permite contrastar aquellos obtenidos mediante el objetivo específico 5, que son las biomazas obtenidas por el modelo de evaluación indirecta. A su vez los resultados del objetivo específico 5 permiten estimar los Puntos de Referencia Biológicos que sirven para determinar el estado actual de las poblaciones. Naturalmente, información complementaria obtenida de otras fuentes es también incorporada en la discusión, tanto de los objetivos específicos 2 como del 5.

La aproximación a la definición sobre el estado de explotación de los recursos involucra dos conceptos centrales: a) la probabilidad de ocurrencia de un cierto nivel de biomasa y b) la probabilidad de exceder una situación indeseada o bien de alcanzar una situación deseada en términos de biomasa.

Parte de la metodología utilizada en este objetivo específico usa como insumos los resultados obtenidos en el objetivo específico 5, fundamentalmente el valor estimado del valor promedio de la capacidad de carga (K) y su respectiva desviación estándar (s). **Es a partir de estos parámetros que se definen los puntos de referencia (PR's) biológicos para determinar el estado actual de los recursos en ambas Regiones.** La estimación del tamaño poblacional actual, también un insumo desde los resultados del objetivo específico 5, junto con su desviación estándar (\bar{x}, s) permite determinar la posición relativa y el grado de sobreposición entre la biomasa actual y sus intervalos de confianza con los niveles de biomasa teóricos (los PR's). **el procedimiento se detalla a continuación.**

Para encontrar la probabilidad de hallarse actualmente por sobre o por debajo de un cierto **PR's se utiliza la distribución z o también conocida como la distribución normal estándar** (Zar, 1999), la cual es una distribución normal con una media 0 y una desviación estándar 1. El cálculo para encontrar los valores de z es básicamente

$$z = \frac{X - \mu}{\sigma}$$



Donde X sería la variable aleatoria con distribución normal con media μ y desviación estándar σ . Este valor de z se busca en la Tabla de Valores de Z que representa el área bajo la curva, ejemplificada en la Figura 7.

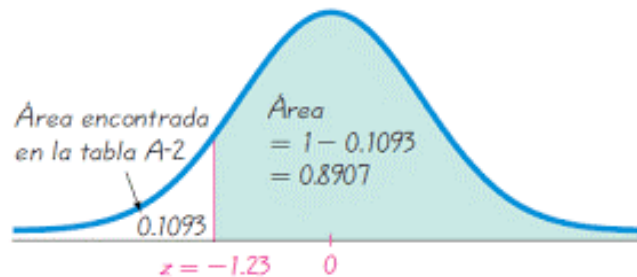


Figura 7. Ejemplo de la distribución de probabilidad de una variable aleatoria de distribución normal con media μ y desviación estándar σ .

Esta área equivale entonces a la probabilidad de estar a la derecha o a la izquierda de un valor de referencia de z , que para el caso de este objetivo **específico son los PR's, los que** fueron determinados mediante los siguientes criterios.

Siguiendo las recomendaciones de Caddy y Mahon (1996) se definieron puntos de referencia (PR) para el estado de las poblaciones de algas pardas analizadas. Estos PR's consistieron en dos niveles de biomasa que representan estados distintos de explotación para cada uno de los recursos. El nivel de biomasa considerado como satisfactorio es conocido como Punto de Referencia Objetivo (PRO) y representa un nivel de biomasa deseado (Caddy y Mahon, 1996). Dado que la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) considera como punto objetivo el Máximo Rendimiento Sostenible (RMS), se considera esta referencia como PRO en el presente proyecto. La biomasa que define el PRO, es la biomasa a mitad de la capacidad de carga, que es por definición donde se obtiene el máximo excedente de producción que genera el recurso (Caddy y Mahon, 1996). En tanto, el Punto de Referencia Límite (PRL) es el PR que representa una condición no deseada para el recurso en términos de biomasa. Dado que no existe un PRL explícito para algas se tomó como referencia el 25% de la biomasa máxima del recurso, que es la recomendación de Caddy y Mahon (1996) para poblaciones poco conocidas. **Estos mismos PR's han sido adoptados** en anteriores oportunidades para algas pardas (Thomas et al, 2016; Pérez, 2016, 2017) por lo que se decidió continuar con ellos.

Dado que en este proyecto se obtuvieron intervalos de confianza para los parámetros poblaciones, particularmente la Capacidad de Carga K (ver objetivo específico 5) se puede obtener una distribución de probabilidades tanto para el PRL como para el PRO. Conocido el valor promedio estimado para K , \bar{x} y s , es posible conocer el rango de valores esperados



para los niveles de biomasa que definen el PRL. Esto se representa en la Figura 8 con la curva normal de color rojo, obtenida de los valores del coeficiente de variación (media y desviación estándar) derivadas del objetivo específico 5. La probabilidad de que la biomasa actual (línea azul) coincida con la distribución normal de valores para el PRL equivale a la sobreposición de ambas distribuciones. Así la probabilidad de exceder este punto de referencia puede ser conocida normalizando los valores lo que permite estimar el área bajo la curva, usando para ello la distribución normal estándar indicada previamente. Debido a que el PRL es por definición un nivel de biomasa demasiado bajo, que pone en peligro la sustentabilidad del recurso en el tiempo estos valores de biomasa podrían ser considerados como indicadores de colapso del recurso.

La forma usual de calcular el máximo rendimiento sostenible (MRS) es

$$B_{MRS} = \left[1 - \frac{q \cdot f_{MRS}}{r} \right] \cdot K$$

Donde

$$f_{MRS} = \frac{r}{2 \cdot q}$$

Donde q es el coeficiente de capturabilidad calculado en el objetivo específico 5.

Dado que la BPRL quedó definida por el criterio sugerido por Caddy y Mahon (1996) es la mitad BMRS.

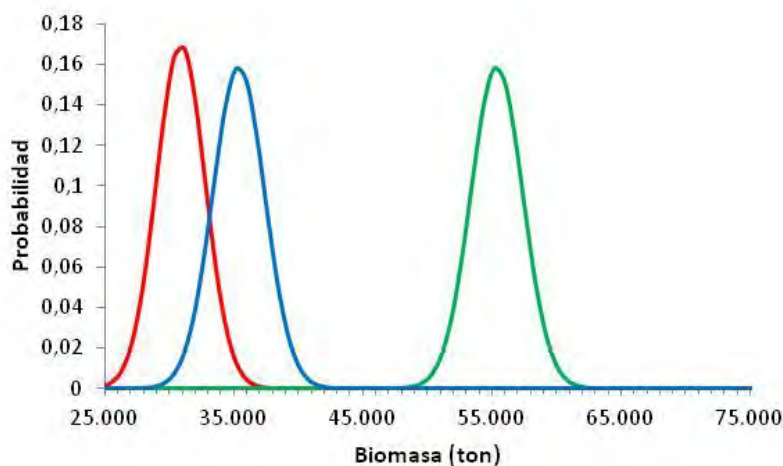


Figura 8. Representación de un posible estado de colapso, representado por la sobreposición de la curva de PRL (en rojo) y la curva de nivel de biomasa actual (en azul). La magnitud del colapso queda dada por el área la bajo la curva sobrepuesta entre ambas curvas. La curva en verde a la derecha representa el PRO..



Algo similar ocurre para el PRO, que se representa en la Figura 9 (línea verde). En este caso la probabilidad de alcanzar un nivel de biomasa definido como satisfactorio equivale al área bajo la curva donde se sobrepone la biomasa actual (línea azul) y la biomasa que define el PRO. El que estas curvas se sobrepongan es indicio del nivel de probabilidad que el recurso esté en condiciones de plena explotación. Esto es así debido al hecho que la LGPA define como PRO el máximo rendimiento sostenible, que es el punto definido como plena explotación de acuerdo con la Ley. En el caso de que la biomasa actual se encuentra a la derecha del PRO se podría hablar de un recurso subexplotado.

Existe una tercera posibilidad que ocurre cuando la biomasa actual queda entre los valores del PRL y del PRO (Figura 10). En este caso, la situación del recurso podría ser definida como sobreexplotada. La magnitud de esta sobreexplotación va a depender de qué tan cerca esté desplazada la curva de biomasa actual hasta la zona de PRL o PRO.

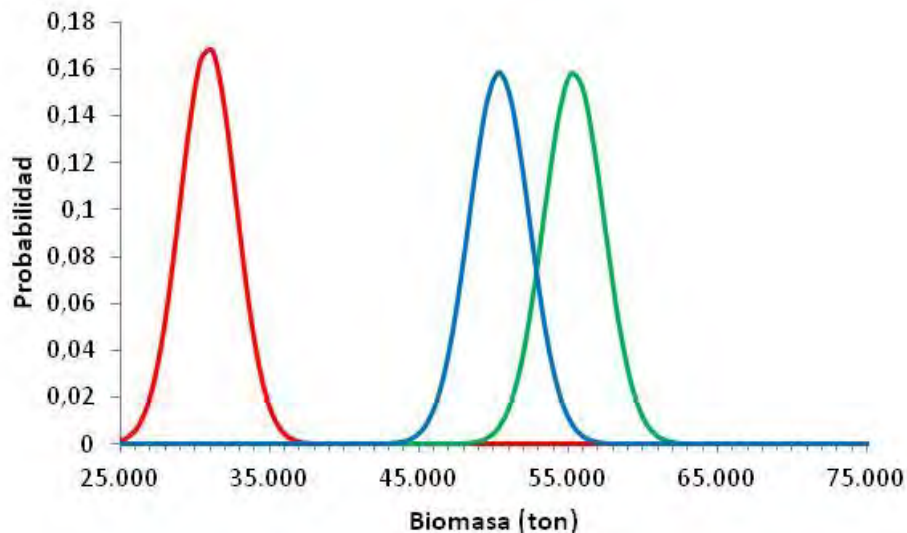


Figura 9. Representación de un posible estado de plena explotación (eventualmente subexplotación) representado por la sobre posición de la curva de PRO (en verde) y la curva de nivel de biomasa actual (en azul). La magnitud de este estado queda dada por el área la bajo la curva sobrepuesta entre ambas curvas. La curva en verde a la izquierda representa el PRL.



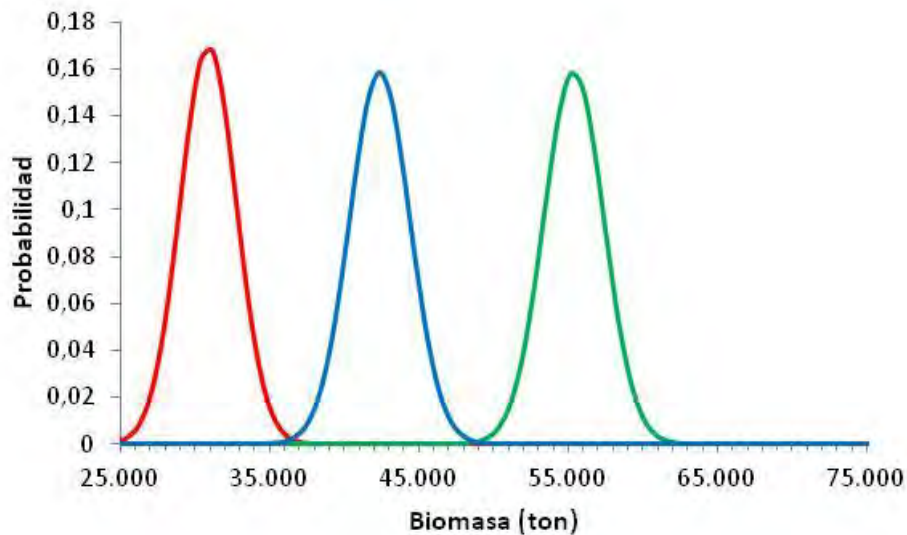


Figura 10. Representación de un posible estado de sobre explotación, representado por la posición de la curva de nivel de biomasa actual (en azul) respecto del PRO y del PRL. La magnitud de este estado queda dada por la distancia relativa de la biomasa actual entre los PR's a la derecha e izquierda.

Así, el estado actual del recurso, es decir, si se encuentra colapsado, sobrexplotado, en plena explotación o subexplotado dependerá de la posición relativa de la curva normal para **la biomasa actual respecto de los PR's (PRO, PRL)**. Bajo estos criterios es posible entonces tener una estimación del estado de la población en tiempo actual, que es lo que busca responder este objetivo específico. Para detalles de cómo se obtiene la estimación de la biomasa actual y la estimación de capacidad de carga se recomienda revisar la metodología y resultados descritos para el objetivo específico 5.

Adicionalmente, se compararon los resultados de los modelos de evaluación indirecta con los resultados de la evaluación directa derivados del desarrollo del objetivo específico 1. Debido a que los resultados del modelo de evaluación indirecta son realizados con su valor de peso corregido y los valores de los estimados de la evaluación directa se presentan con un 100% de porcentaje de humedad, se aplicaron a estos últimos los mismos factores de corrección que los servicios de pesca regionales aplican a cada recurso.



3.5 Objetivo específico 2.3. Proponer y validar procedimiento para determinar la tasa de deshidratación de los recursos huiro negro y huiro palo.

3.5.1 Consideraciones técnicas

Históricamente, han existido distintos métodos para estimar el contenido de agua en macroalgas (e.g., Gortner & Hoffman 1922, Vega et al. 2007). En general, es sabido que el contenido de agua es específico de cada especie (Alveal & Ponce 1997), y tiene relación con la morfología del hábito, así como con la composición química de la macroalga (Schiener et al. 2015).

Desde la perspectiva pesquera, es frecuente que la producción de macroalgas requiera de un proceso de normalización de la humedad de la biomasa comercializada en playa, para estandarizar las estadísticas de desembarque (e.g. peso seco Lindsey Zemke-White & Ohno 1999). Más aún, raramente se informa a la vez el peso seco y el peso húmedo de la biomasa desembarcada (Lindsey Zemke-White & Ohno 1999).

El contenido de agua en macroalgas también varía estacionalmente (e.g., Alveal & Ponce 1997), o al comparar entre localidades, dependiendo de la humedad ambiental en que las plantas son secadas en la playa (Vega 2015, Vega & Toledo 2018). Por lo tanto, se requiere desarrollar una estrategia de muestreo que detecte la variabilidad espacial y temporal del contenido de agua promedio por especie, poder convertir el peso húmedo en peso seco, ó viceversa, en función de la estación del año, especie y tiempo de secado en el tendedero.

Para lograr lo anterior, el contenido de agua en algas pardas (e.g., *Lessonia*) debe ser estimada por individuo, considerando las distintas estructuras morfo-funcionales que conforma el organismo: láminas, estipes y disco de adhesión (Westermeier & Gómez 1996, Vega & Toledo 2018).



3.5.2 Procedimiento metodológico

Se estimó el porcentaje de deshidratación de plantas de huiro negro (*L. berteriana* y *L. spicata*) y de huiro palo (*L. trabeculata*) durante cuatro campañas de muestreo, realizada en verano, otoño, invierno y primavera del año 2018. Las plantas de *L. berteriana* usadas para estimar la deshidratación fueron cosechadas desde el intermareal rocoso en la costa de Caldera, en la Región de Atacama; mientras que las plantas de *L. spicata* fueron cosechadas desde el intermareal rocoso en la costa de Coquimbo, en la Región de Coquimbo. Las plantas de *L. trabeculata* cosechadas en el submareal rocoso usando buceo hooka, provienen de la costa de Huasco y de la costa de Coquimbo.

En cada localidad, se estimó diariamente la deshidratación por una semana (ca. 10 días). El porcentaje de deshidratación diario (o tasa de deshidratación) fue evaluado desde que la planta es desprendida del sustrato y puesta en el tendedero hasta su retiro, para la elaboración de un fardo. El contenido de agua es el resultado de la sustracción del peso fresco (PF) y del peso **fresco al tiempo "x" (PFx) de cada planta pesada diariamente. Así la** tasa de deshidratación diaria, porcentaje de deshidratación de la planta (ó pérdida de agua), es el producto porcentual en cada tiempo de secado (i.e., en el tendedero al sol).

El peso de las plantas completas fue medido cada 24 horas, entre las 10 am y las 16 pm. Antes de cosechar cada planta seleccionada fue marcada. Inmediatamente después de cosechada, cada planta fue caracterizada morfométricamente, midiendo la longitud total (LT) desde el disco de adhesión hasta la punta de la fronda más larga y el diámetro mayor del disco de adhesión, además los estipes fueron contados y la planta completa pesada (**día 0**); **posteriormente las plantas fueron puestas en el suelo, en el "tendedero" hasta el "día 10", pesando una por una cada día. Los datos obtenidos fueron promediados (\pm desviación estándar) por día y graficados por localidad y especie.**

Para caracterizar el clima durante los días que duró el periodo de evaluación, se descargaron las bases de datos de distintas variables ambientales (i.e., Temperatura del aire, Humedad relativa, velocidad y dirección del viento, y radiación solar) desde la estación meteorológica **"El Romeral" ubicada al norte de la Ciudad de La Serena (Lat: -29.754, Long:-71.257; altura de 162msnm)** y desde la estación meteorológica **"Punta Choros" ubicada en Punta Choros (Lat: -29.246, Long:-71.469; altura de 1msnm)**, ambas de la red CEAZAMET (www.ceazamet.cl).



3.6 Objetivo específico 2.4. Evaluar la tasa de mortalidad natural en los varaderos naturales y determinar la tasa de varamiento (biomasa varada/unidad de tiempo).

3.6.1 Consideraciones para el diseño metodológico

El modelo conceptual establecido para la pesquería de algas pardas reconoce la existencia de dos stocks en el recurso, uno asociado a la población (standing stock), y el otro asociado al varado (stock de alga varada), los cuales están relacionados entre sí, en función de la dinámica de productividad poblacional del recurso (González et al., 2002).

Se estima que un porcentaje importante de macroalgas pardas extraídas provienen de la recolección manual de la mortalidad natural en playas, además de la extraída por remoción directa (barreteo). Es así como en la Región de Atacama se han definido dos modalidades de cuotas: una cuota de varado más barreteado ($v+b$) y un valor de cuota límite al alga varada (v), siendo esta última cuota más del 50 y 20% del total para *Lessonia berteroana* y *Lessonia trabeculata* respectivamente (SUBPESCA 2017). En Thomas et al. (2016) también se estima que un porcentaje importante de los desembarques proviene del varado, con una componente estacional marcada que está relacionado con aspectos climáticos y bio oceanográficos.

Existe una necesidad de mayor conocimiento del varado de algas pardas (Canales et al. 2018), para lo cual esta descrita una relación entre variables oceanográficas como las corrientes marinas, impacto del oleaje, altura de ola y eventos de marejada, con la mortalidad natural de algas pardas (Vásquez et al. 2004, 2006, 2012, Vega et al. 2005, Wernberg & Goldberg 2008 y Gorman et al. 2013), inclusive señalando que mayores desembarques de algas pardas provienen de varaderos tras eventos de marejada en el norte de Chile (Vásquez et al. 2008, 2010).

Debido a esto, nace el interés de evidenciar la existencia de una relación entre la tasa de varado y variables ambientales, con el fin de predecir la cantidad de varado (mortalidad natural).

Se define varadero como un sitio geográfico particular en el litoral que se caracteriza por la constancia y frecuencia del arribo de algas pardas a la costa. En este se produce el acopio de biomasa en la playa, la cual es recolectada generalmente por los algueros, acumulada fuera de la zona de mareas y transportada unos metros tierra adentro hacia las canchas de **secado**. Un **“varadero histórico”** es entonces, un lugar establecido en el tiempo de permanencia de los usuarios que recolectan algas pardas varadas. En cambio, se define como varado al acopio de biomasa acumulada durante un evento de ciertas características oceanográficas que ocupa un área y volumen determinado en el sitio denominado varadero.



Un varadero, análogo a la dinámica de una población, se caracteriza por presentar entradas y salidas de biomasa. Las primeras están dadas por condiciones naturales, que responden principalmente a características de la población donante (i.e. condición de pradera de macroalgas), a condiciones climáticas (e.g. vientos, corrientes, mareas y oleaje) y a características topográficas del varadero (e.g. exposición, pendiente y tipo de fondo).

Por otro lado, las salidas responden principalmente a recolección de macroalgas desde el varadero y en menor grado, por descomposición natural. En virtud de ello, debe tenerse en cuenta al momento de caracterizar el varadero, que generalmente las faenas de recolección comienzan inmediatamente luego de ocurrido el evento de varado, lo que permite a los recolectores evitar la pérdida de biomasa por herbivoría y descomposición.

3.6.2 Determinación de varaderos a prospectar

Los varaderos de algas donde se estudió la mortalidad natural fueron seleccionados a partir del levantamiento de información ecológica local de los principales actores de la pesquería (buzos, recolectores de orilla, algueros y dirigentes de las organizaciones de la zona), lo cual fue contrastado con información obtenida durante las evaluaciones directas, donde se recorrió gran parte de la costa de las regiones de Atacama y Coquimbo.

Para efectos de la selección de varaderos a prospectar, se consideraron solo los históricos, es decir, aquellos considerados estables en el tiempo por parte de los usuarios que recolectan algas pardas varadas. Otro criterio de consideración fue la facilidad de acceso para los muestreadores con tal de acceder temprano a su evaluación antes de comenzadas las faenas de recolección.

Se seleccionaron dos varaderos en el sector de Palo Colorado, Provincia del Choapa, Región de Coquimbo y dos varaderos en Punta Tetillas, Provincia de Huasco, Región de Atacama. Los varaderos de la Región de Coquimbo fueron identificados como Palo Colorado Norte (E: 261936; N: 6450032) y Palo Colorado Sur (E: 261872; N: 6449479). Los varaderos de la Región de Atacama fueron identificados como Tetillas Norte (E: 257218; N: 6789792) y Tetillas Sur (E: 257123; N: 6789544).



3.6.3 Diseño de muestreo

Se evaluaron los dos varaderos en la Región de Coquimbo y los dos varaderos en la Región de Atacama durante diferentes condiciones ambientales según la escala del estado del mar de Douglas (Schule 1966), que clasifica los diferentes estados del mar en 10 grados tomando como referencia el tamaño de las olas y la escala de Beaufort (WMO, 1970), la cual es una medida empírica de la intensidad del viento basada principalmente en el estado del mar, de sus olas y la fuerza del viento.

Estas evaluaciones se realizaron durante tres días consecutivos considerando, además, un día previo extra (día 0) para retirar todas las algas del varadero con tal de considerar la tasa diaria de varado efectiva. Se procedió a evaluar cada día siguiente al alba para evitar la presencia de recolectores de orilla y al finalizar la evaluación todas las algas fueron retiradas metros más arriba de la línea de más alta marea con tal de evaluar al siguiente día el varado efectivo diario. Se registraron las condiciones ambientales durante las 24 horas previas a la evaluación obteniendo el mínimo y máximo para las variables altura de ola promedio, peaks de altura de ola, dirección de la ola predominante, periodo de ola, intensidad del viento promedio, rachas de viento, dirección de viento predominante. En total se realizaron cinco campañas de evaluaciones, tres campañas en la Región de Coquimbo y dos en la Región de Atacama (Anexo 4)

Durante cada mañana, a partir del día 1, se operó un Vehículo Aéreo No Tripulado (UAV por sus siglas en inglés) DJI Mavic Pro Platinum a una altura de 50-90 metros para fotografiar el varadero considerando una referencia en terreno de 3x2 metros para calcular el área de algas pardas varadas en los posteriores análisis de imagen con el software ImageJ (Rasband 2012).

Además, se recolectó la totalidad de algas pardas varadas pesándolas en un balde de 20 litros de capacidad previamente tarado de manera consecutiva hasta pesar la totalidad. Se separaron las algas completas, fragmentos, trozos y frondas por especie (*L. spicata/berteroana*, *L. trabeculata*, *M. pyrifer* y *Durvillaea antarctica*). De esta manera se obtuvo la biomasa relativa y absoluta de cada macroalga en el varado diario.



3.6.4 Estimación de la superficie de varado y varadero

Las imágenes obtenidas con el UAV DJI Mavic Pro Platinum fueron analizadas mediante el software de procesamiento de imagen digital ImageJ (Rasband 2012). Primero se procedió a establecer una escala en la imagen utilizando para ello la lona de 3x2 metros colocada en el varadero para este propósito.

Posteriormente, se utilizó la herramienta de selección difusa, la cual selecciona zonas por su color, creando una selección mediante el trazado de los objetos de color uniforme. El nivel de tolerancia asignado en la herramienta de selección difusa es fundamental cuando el contraste de colores del varado seleccionado con la playa no es significativo. El resultado final de selección es siempre supervisado por el usuario.

Se procedió a seleccionar la totalidad del varado de la imagen y se midió con tal de obtener el área cubierta (m²) obteniendo como resultado parches individualizados del varadero con su superficie respectiva. Además, se obtuvo el área total del varadero considerando un largo de 50 m y el ancho desde la más baja marea a la más alta marea.

3.6.5 Determinación de la tasa de varado y porcentaje de varado

La tasa de varado diaria se calculó mediante la siguiente relación:

$$T_d = (P_d / A_d)$$

Donde:

T_d= tasa de varado diario

P_d= peso de varado diario

A_d= área del varadero



El porcentaje de varado se calculó mediante la siguiente relación:

$$V\% = (A_v/A_d) * 100$$

Donde:

V%= porcentaje de varado en el varadero

A_v= área del varado diario

A_d = área del varadero

Estas estimaciones fueron realizadas tanto para el total de algas varadas como para cada especie.

3.6.6 Variables ambientales

Las variables ambientales que se registraron durante los monitoreos de los varaderos fueron la velocidad del viento promedio (kn), rachas de viento (kn) dirección del viento, altura de ola promedio (m), altura de ola máximas (m), dirección de la ola y periodos de ola cada seis horas los cuales fueron obtenidos desde el servicio de clima global Buoyweather que presenta datos de pronóstico disponibles para una ubicación geográfica seleccionada exacta para 7 días según el modelo NCEP (Centros Nacionales de Predicción Ambiental por su sigla en inglés, Figura 11). A diferencia de otros servicios de pronósticos marinos que generan pronósticos para una región general, Buoyweather utiliza los modelos numéricos Sistema de Pronóstico Global, Mesoescala Norte Americano y Wavewatch o GFS y NAM por sus siglas en inglés respectivamente, los cuales permiten obtener pronósticos de variables del clima y ola para los lugares donde se ubican los varaderos (Figura 12)



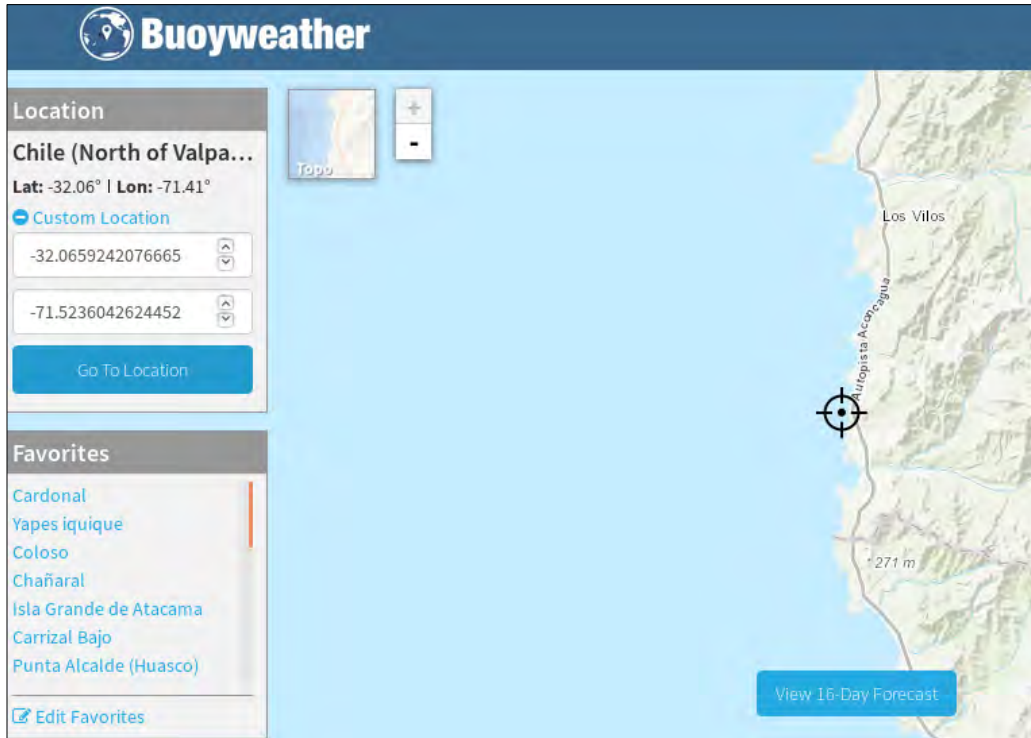


Figura 11. Posicionamiento de coordenadas de posible varadero a prospectar en servicio de pronóstico de clima global Buoyweather. Fuente: www.buoyweather.com

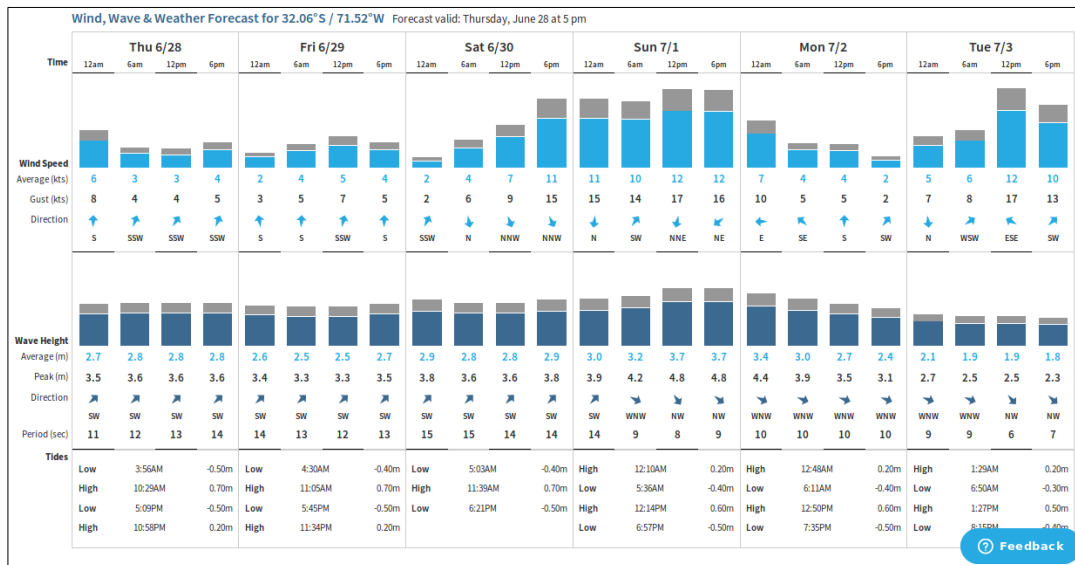


Figura 12. Ejemplo de pronóstico en varadero a prospectar en servicio de clima global Buoyweather para las variables velocidad, ráfagas y dirección del viento, altura, periodo y dirección de olas con el modelo NCEP para 7 días de pronóstico. Fuente: www.buoyweather.com



3.6.7 Relación entre tasa de varado (biomasa varada/unidad de tiempo) y condiciones ambientales.

Se estimó una tasa de varado en kg m⁻² día⁻¹, la cual fue relacionada con variables climáticas de altura de ola e intensidad de viento. Para efectos de la modelación se consideró como supuesto una tasa de varado cero a niveles de altura de ola e intensidad de viento cero. Por otro lado, no fue considerado en el modelo otras variables explicativas o condicionantes como podrían ser la condición de la pradera donante (biomasa) y las características topográficas del varadero. Las variables climáticas consideradas provienen de dos conjuntos de datos. Uno ofrece distintas maneras de medición de la altura de ola, como altura de ola promedio (m), altura de ola máximas (m), dirección de la ola y periodos, entre otras y de manera análoga ocurre con la variable intensidad del viento. De modo que para seleccionar que forma de medición de la variable posee un mayor poder predictivo, se generaron modelos de regresión lineal simple entre la tasa de varado y las variables de cada set (Weisberg 2005), de acuerdo con:

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 X_i + e_i;$$

$$e_i \sim N(0; \sigma_e^2)$$

Donde:

- Y_i es la variable respuesta Y para el i -ésimo elemento (u observación) de la población; X_i es la variable predictora X para la i -ésima observación; β_0, β_1 son los parámetros (coeficientes); e_i es un error aleatorio asociado a la i -ésima observación, y dicho error aleatorio se distribuye de acuerdo con la función de densidad de **probabilidades Normal con media cero y varianza σ_e^2** .

Se seleccionaron dos formas de medición de altura de ola y dos formas de medición de intensidad de viento en función de su poder predictivo de la tasa de varado, de acuerdo con los valores del coeficiente de determinación R^2 y el nivel de significancia. A partir de estas, se desarrollaron distintos modelos de regresión, los cuales fueron ajustados mediante máxima verosimilitud y comparados en función del valor del coeficiente de determinación ajustado (R_a^2), el p -valor y el Criterio de Información de Akaike (AIC) (Cavanaugh, 1997), dado por:

$$AIC = 2k - 2\ln(L)$$

Donde: k = es el número de parámetros en el modelo estadístico; L = es el máximo valor de la función de verosimilitud para el modelo estimado.



3.7 Objetivo específico 2.5. Desarrollar y validar un modelo indirecto de estimación de biomasa que permita realizar proyecciones en el corto y mediano plazo bajo distintas estrategias de explotación para las 3 especies.

3.7.1 Enfoques utilizados para modelar la dinámica de la biomasa en algas

Existen variadas formas en que se ha intentado llevar a cabo una modelación de la dinámica temporal de la biomasa en algas las que requieren distinto tipo de información de entrada. Figueroa (2016) realizó una revisión de distintos enfoques disponibles en la literatura especializada (Tabla 2). Estos modelos han sido empleados tradicionalmente para la evaluación de peces e invertebrados, junto con otras aproximaciones basadas en el concepto de Máximo Rendimiento Sostenible (Die y Caddy, 1997). La aproximación de Santos et al. (2003) es adecuada para una temporada de pesca y permite estimar la biomasa (o abundancia) al inicio y final de la temporada de pesca a través de regresiones lineales. La aproximación de Biber et al. (2004) requiere el uso de información sobre parámetros físicoquímicos de la localidad en estudio. En el caso del trabajo de Ortiz (2010) se requieren datos demográficos tales como número de individuos y distribución de tamaños en la población, junto con el parámetro de mortalidad natural y emigración sitio – específico. Fong y Harwell (1994) usaron la cantidad de nutrientes en la columna de agua y las tasas de productividad y de pérdida de biomasa. Finalmente, Duarte y Ferreira (1993) requirieron para su modelo información sobre fisiología de las plantas, entre otros requerimientos. Existe otra experiencia en la cual se emplearon parámetros demográficos, pero a pequeña escala en cuadrantes de monitoreo de 25 m² para evaluar el standing stock de un ensamble de algas intermareales (Gunnill, 1980), aunque su aplicabilidad a poblaciones silvestres sometidas a explotación hace difícil su extrapolación al área total de distribución de los recursos.

Como puede desprenderse de lo anterior en estos casos se requirió de una cantidad de información que no está disponible para el caso de este proyecto. En este sentido la propuesta técnica partió con el requerimiento de emplear las bases de datos disponibles sobre desembarques de algas pardas en la región de Atacama y de Coquimbo.



Tabla 2. Enfoques de modelamiento aplicados para describir la dinámica de la biomasa en algas (tomado de Figueroa, 2016). 1 (i) q = capturabilidad, N_t = biomasa total promedio (ii) N_0 = biomasa anterior, K_t = captura acumulada; 2 (i) g = crecimiento o natalidad, d = mortalidad, B = biomasa (ii) B = biomasa, K = capacidad de carga, $f(L)$ = Luz, $f(T)$ = temperatura, $f(S)$ = salinidad, $f(N)$ = nutrientes; 3 (i) $B_{i(t)}$ = biomasa inicial, $B_{i(e)}$ = biomasa inicial en equilibrio, $W_{i(t)}$ = peso exponencial (ii) Z_t = tasa de mortalidad, E_i = tasa de emigración; 4 (i) B_{et} = biomasa, P_{maxe} = máxima productividad, T_e = temperatura, L_e = luz, $N_{water-columne}$ = nutrientes en la columna de agua (ii) B_{et} = biomasa, E_{sr} = tasa de senescencia, $Loss_{s1+2+3}$ = Biomasa total perdida, $B_{st1+2+3}$ = biomasa total; 5 (i) $PROD_t$ = productividad integrada en la profundidad, $RESP_t$ = respiración en función de la temperatura, $EXSUD_t$ = exudación de la productividad integrada en la profundidad, $MORT_t$ = mortalidad en función de las corrientes, b = biomasa, Y = conversión del factor mgC de los gramos de peso seco (ii) $Z_1 - z_0$ = mínima y máxima profundidad, $PROD_z d_z$ = productividad en profundidad en función de intensidad de luz y temperatura.

	Especie	Modelo	Fuente	Lugar
1	<i>Gelidium sesquipedale</i>	$CPUE = qN_t(i)$ $N_t = N_0 - K_t(ii)$	Santos et al. (2003)	Portugal
2	Pasto marino <i>Thalassia testudinum</i>	$\frac{dB}{dt} = (g - d)B (i)$ $g = g_{max} \times (1 - B/K) \times f(L) \times f(T) \times f(S) \times f(N) (ii)$	Biber et al. (2004)	Estados unidos
3	<i>Lessonia trabeculata</i> y <i>Macrocystis integrifolia</i>	$B_{i(t+\Delta t)} = W_{i(t)} \times B_{i(t)} + (1 - W_{i(t)}) \times B_{i(e)} (i)$ $W_{i(t)} = e^{-(Z_i + E_i) \times \Delta t} (ii)$	Ortiz (2010)	Chile
4	Pasto marino <i>Thalassia testudinum</i> , <i>Halodule wrightii</i> & <i>Syringodium filiforme</i>	$P_e = B_{et} (P_{maxe} \times T_e \times L_e \times N_{water-columne})(i)$ $Loss_e = (B_{et} \times E_{sr}) + (B_{et} \times Loss_{s1+2+3} / B_{st1+2+3}) (ii)$	Fong y Harwell (1994)	Estados unidos
5	<i>Gelidium Sesquipedale</i>	$\frac{d_b}{d_t} = (PROD_t - RESP_t - EXSUD_t - MORT_t) b Y (i)$ $PROD = \frac{1}{Z_1 - z_0} \int_{z_0}^{z_1} PROD_z d_z (ii)$	Duarte y Ferreira (1993)	Portugal



3.7.2 Fuente de información

Al igual que en ocasiones anteriores (Thomas et al. 2014, 2015), la información base para la estimación de biomasa por recurso consiste en las declaraciones de desembarque artesanal aportada por el SERNAPESCA. Esta base de datos no contiene información sobre estructura de tamaños de lo declarado ni tampoco hace una diferenciación entre alga barreteada y alga que se desprende en forma natural y que es colectada ya sea en varaderos naturales en la playa o bien queda atrapada en pozones donde son colectadas. Para el caso de los recursos huiro flotador y huiro palo se asumió que todo el desembarque declarado atribuido a botes (buzos) es extraído de forma activa y que las declaraciones de orilleros corresponden a alga varada en playa. Este supuesto es razonable por tratarse de recursos de distribución submareal. Para el recurso huiro negro, por tratarse de un recurso intermareal, se asumió que el desembarque declarado por botes (buzos) es producto de alga desprendida en forma natural y que es colectada a la deriva. En cambio, las declaraciones de orilleros corresponden a una mezcla de alga removida activamente (barroteo) y alga desprendida de manera natural y varada en playa, pero que la base de datos utilizada no hace distinción entre una y otra. La otra complejidad es la presencia de los **llamados "súper recolectores", esto es declaraciones de pesca que exceden largamente el desembarque medio.**

Esta situación compromete seriamente la evaluación indirecta, particularmente para el recurso huiro negro, debido a la imposibilidad de asignar con certeza la cantidad de biomasa que es removida activamente y que se puede considerar como efectivamente debida a mortalidad por pesca. En evaluaciones anteriores (Thomas et al, 2014, 2015, Pérez, 2016, 2017) se asumió que un porcentaje de lo desembarcado de huiro negro era atribuible a barroteo activo y el resto a alga desprendida y varada de forma natural. Este supuesto se tomó considerando lo declarado por representantes de la pesca artesanal que forman parte del Comité de Manejo de Algas Pardas, tanto en la III como en la IV Región. Para la evaluación indirecta actual, este supuesto fue omitido y reemplazado por otro que establece **que para este recurso (huiro negro) un pescador "normal" no es capaz de manipular más de 900 kg de alga fresca cuando opera a través del barroteo.** Así, toda declaración en los registros de SERNAPESCA que sea inferior a 900 kg de peso corresponde a alga removida por barroteo y toda declaración superior a esta corresponde a alga varada y/o a actividad **de los llamados "súper recolectores". Este supuesto se adoptó de común acuerdo entre el equipo de la Dirección Zonal de Pesca III y IV Región y el equipo técnico, adoptando de este modo una actualización más realista de los supuestos subyacentes a la data.** Esta actualización parte de conversaciones y observaciones directas de la actividad de recolección en playa por parte de la Autoridad competente en el tema. De esta forma, los resultados en términos de biomasa estimada es esperable que difieran de los resultados obtenidos en evaluaciones anteriores (ECOS, 2014, 2015).



Se debe mencionar que a partir de enero de 2017 la forma de registrar el peso de lo desembarcado cambió en la base de datos de SERNAPESCA. Desde esa fecha se registra el alga desembarcada con 100% de humedad (peso fresco), a diferencia de años anteriores donde, por ejemplo, lo desembarcado para huiro palo era el 70% del peso fresco (debido a **la remoción de las "hojas"**), **30% para huiro negro. En el caso de huiro macro se ha mantenido el registro del 100% de humedad.**

3.7.3 Evaluación indirecta de los recursos huiro negro, palo y macro

Para describir la dinámica de la biomasa a través del tiempo se empleó la versión del modelo de no equilibrio (dinámico) de Schaeffer (Haddon, 2001), el cual ya ha sido empleado anteriormente para describir la dinámica de la población explotable de huiro negro (*Lessonia berteriana*), huiro palo (*Lessonia trabeculata*) y huiro flotador (*Macrocystis pyrifera*) en las regiones de Coquimbo y Atacama (Thomas et al, 2014, 2015; Pérez, 2016, 2017). El mismo modelo también ha sido empleado en otras pesquerías bentónicas en Chile, como por ejemplo en el caso de la pesquería de erizo en la X y XI Región (Roa – Ureta, et al., 2015), siendo empleado por el Comité Científico Técnico Bentónico (CCTB, 2016) para la estimación de cuotas de captura para la extracción de erizo.

Las principales razones para seleccionar este modelo fueron: es un modelo sencillo; adaptable a escalas de tiempo variables (anual o intra anual) y que es abordable a partir de los datos disponibles para la consultoría, básicamente las declaraciones de pesca artesanal (DA) registradas por Sernapesca. Esta constituye la estadística oficial de pesca en Chile la cual es registrada en toneladas y sin estructuras de tamaño. Dado que esta base de datos histórica es probablemente la única que existe con este nivel de cobertura temporal y espacial y a pesar de que pueda contener errores en sus registros, es la mejor información disponible. En este sentido la base de datos de Sernapesca fue empleada utilizando el criterio propuesto por FAO (1996) en el sentido que, con la finalidad de aplicar el concepto de Enfoque Precautorio en Pesquerías, la asesoría técnica debe emplear la mejor información disponible y que la ausencia o incertidumbre en la información no debe ser justificación para dejarla de lado.

La principal fuente de incertidumbre contenida en la base de datos de Sernapesca guarda relación con el registro de valores atípicos, muy por encima de la tendencia general de los datos de desembarque. Esto es reconocido por los usuarios y por la SSPA como usuarios **denominados como "súper recolectores" o "súper buzos"**. En muchos casos estos registros de desembarque muy altos son producto de que el usuario no declara diariamente sus desembarques, sino que declara en un mismo DA (el formulario o instrumento legal donde hace sus declaraciones) la suma de varios días de faenas de recolección. Esta situación



puede verse ejemplificada en la Figura 13. Ahí las declaraciones anómalas (“súper recolectores / buzos”) se muestran como círculos o asteriscos por encima del bigote superior de la distribución de valores. aunque son numerosos visualmente representan solo una fracción menor del total de datos.

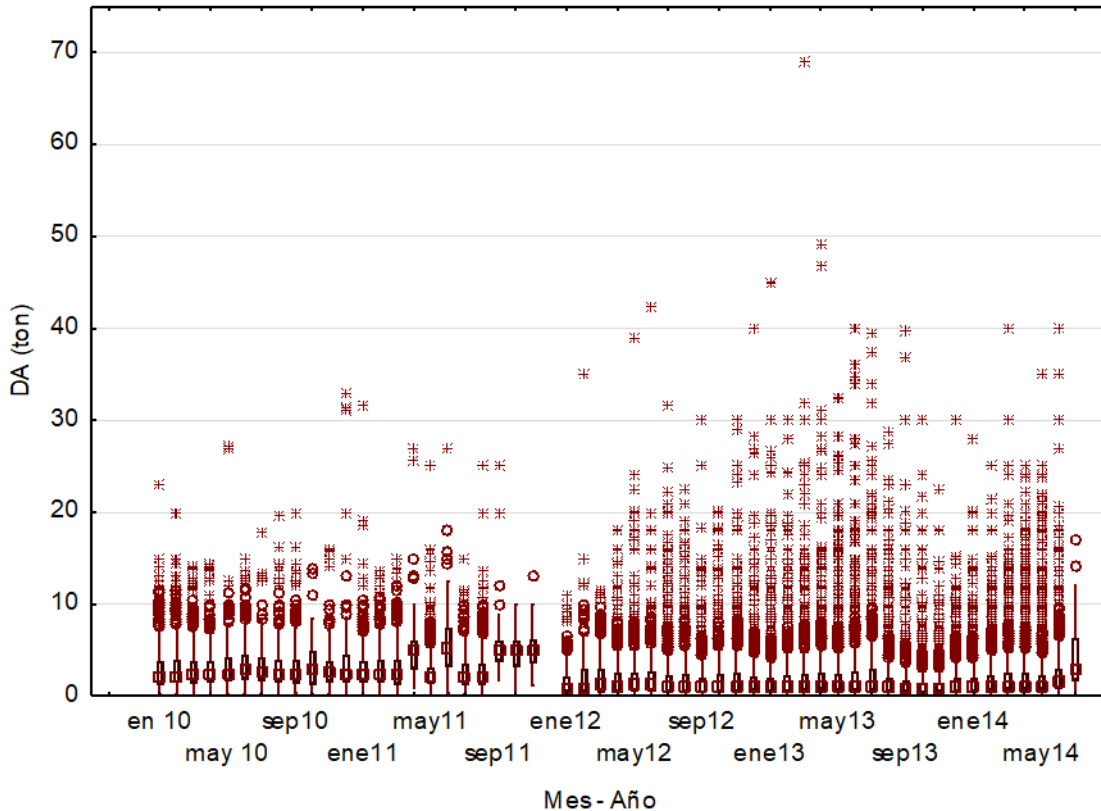


Figura 13. Ejemplo de la representación gráfica en un análisis exploratorio de la información contenida en la base de datos de Sernapesca. Los valores por sobre el bigote superior de cada caja (mes) representan a los “súper recolectores / buzos” descritos en el texto.

El tratamiento que se ha seguido en los últimos años para corregir estas anomalías ha sido emplear el valor de la mediana de las DA mensuales (Thomas et al, 2016; Pérez, 2016, 2017) y llevar estos valores fuera de rango al valor de mediana simplemente dividiendo el valor del desembarque de cada valor fuera de rango por el valor mensual de la mediana. **Esto tiene la ventaja de “sintonizar” el número de días de recolección que está representado en la suma diaria que hizo el declarante del DA y permite tener una mejor estimación del esfuerzo real en número de días trabajados.** En el caso de eliminar el dato anómalo el esfuerzo estaría subrepresentado. Así, la distribución de desembarques quedaría “sintonizado” de una forma similar al que indica la Figura 14.



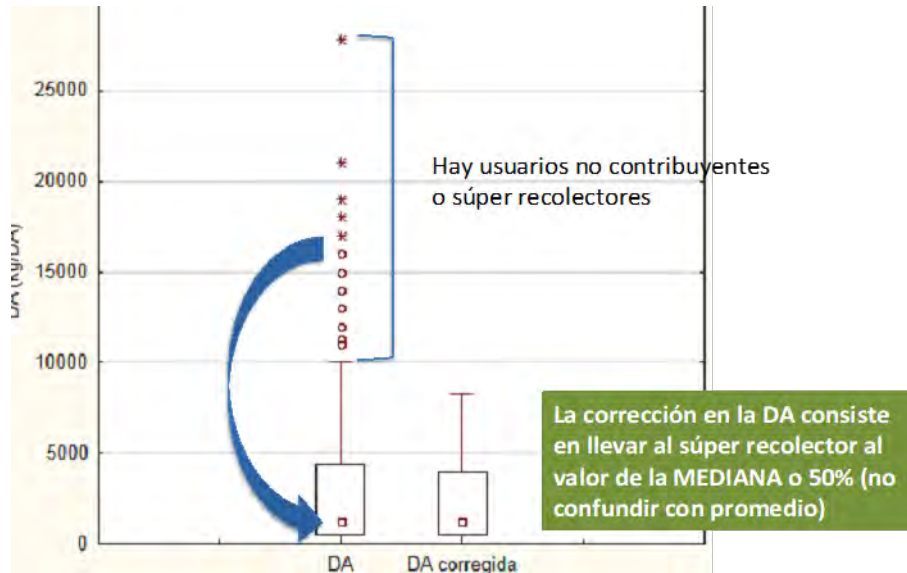


Figura 14. Efecto de la corrección de los datos originales presentes en la base de datos de Sernapesca (DA) utilizando el valor de la mediana (DA corregida).

Esta corrección genera una nueva distribución que es más realista a las magnitudes de biomasa que un recolector/buzo puede manejar físicamente en forma diaria (Thomas et al, 2016; Pérez, 2016, 2017), criterio que ha sido validado por la SSPA. Esta "corrección" es importante ya que el modelo de biomasa dinámico propuesto para este proyecto se basa en datos de desembarque y de esfuerzo observado.

La estructura básica del modelo es

$$B_{t+1} = B_t + \frac{r}{p} B_t \left[1 - \left(\frac{B_t}{K} \right)^p \right] - B_t \cdot q \cdot f_t \quad (1)$$

Donde B_t es la biomasa a un tiempo t ; r es la tasa intrínseca de crecimiento poblacional; K es la capacidad de carga; q es el coeficiente de capturabilidad; f es el esfuerzo, medido en **número de DA's mensuales** y corregido cuando se observaron declaraciones DA por sobre lo normal, tal como fue explicado anteriormente. En la ecuación (1) el modelo representa el modelo de Pella y Tomlinson (1969) dada la existencia del parámetro p , el cual permite cierto grado de asimetría en la función de producción. Dependiendo del valor de p la respuesta en la dinámica de la biomasa puede cambiar. Así si $p = 1$ tiene un comportamiento de acuerdo con la expresión usual propuesta por Schaeffer (1954). En cambio, si p tiende a cero, entonces la ecuación (1) adopta el comportamiento sugerido por Fox (1970).

Como se mencionó anteriormente, este modelo ya ha sido empleado para la pesquería de erizo en la X y XI Región. En este caso las observaciones de entrada al modelo provienen de un ajuste año a año (no dinámico) empleando el software CatDyn desarrollado por Roa - Ureta (2012) el que permite estimar las biomazas de escape y la biomasa inicial para cada

año independientemente (Roa – Ureta, et al., 2015), la cual es empleada como insumo para el modelo de Pella – Tomlinson (ecuación 1). En el caso de la aproximación metodológica propuesta para este proyecto, esta aproximación presenta la ventaja que las cantidades se van calculando automáticamente considerando toda la historia del desembarque y no como “estancos” anuales sin relación causa – efecto como en la aproximación de Roa – Ureta (2012).

La expresión a la derecha del signo menos en la ecuación (1) representa la captura al tiempo t (Ct), en tanto que

$$\frac{r}{p} B_t \left[1 - \left(\frac{B_t}{K} \right)^p \right] \quad (2)$$

es el excedente de producción.

3.7.4 Estimación de parámetros para los modelos

La dinámica de la biomasa expresada a través de la ecuación (1) fue aplicada para modelar cada uno de los tres recursos en las dos regiones de interés. De este modo seis modelos fueron ajustados. Para inicializar cada uno de los modelos los parámetros a estimar fueron r, K, q y B (0), siendo este último la biomasa estimada al tiempo de inicio del modelo. Dado que para cada recurso y región se dispuso de bases de datos de distinta longitud el tiempo de inicio fue distinto en cada caso, como lo fue el tiempo de término para realizar los ajustes de los parámetros (Tabla 3).

Tabla 3. Periodo de inicio y término de la fase de ajuste de parámetros por recurso y región.

Recurso	Región	Inicio	Término
Huiro Palo	III	Enero 2010	Septiembre 2017
Huiro Negro	III	Enero 2014	Agosto 2017
Huiro Flotador	III	Enero 2014	Agosto 2017
Huiro Palo	IV	Enero de 2010	Octubre 2017
Huiro Negro	IV	Enero de 2010	Octubre 2017
Huiro Flotador	IV	Enero de 2010	Octubre 2017

Para obtener los parámetros de cada modelo se utilizó el método clásico de minimizar los cuadrados del error asociado a la estimación

$$\min \rightarrow \sum_{p=0}^B (CPUE_{obs,t} - CPUE_{esp,t})^2 \quad (3)$$



donde CPUE es la captura por unidad de esfuerzo promedio observada o esperada, obs_t y esp_t , respectivamente, para cada mes t . La expresión anterior asume una distribución normal de los residuales. Aunque otros medios de ajuste pueden existir el uso de los mínimos cuadrados ha sido recomendado como un método válido por varios autores (Fox, 1975; Hilborn y Walters, 1991; Gallucci, et al., 1996; Saila et al., 1996; Zar, 1999; Haddon, 2001; Walters y Martell, 2004). Mientras menor sea la suma de cuadrados del error, entonces más confiable será la estimación de los parámetros.

En la ecuación (1) la serie se inicia con una estimación de B_0 . A partir de esta cantidad el modelo se usa entonces para predecir la biomasa requerida para producir las CPUE (I_t) observadas, conociendo el valor del coeficiente de capturabilidad

$$\hat{I}_t = \frac{C_t}{E_t} = qB_t e^\varepsilon \quad (4)$$

donde \hat{I}_t es la CPUE esperada a partir de los parámetros del modelo y de la biomasa estimada por éste y ε son los residuales con una distribución normal.

Para cada uno de los parámetros del modelo (K , r , q) fueron estimados sus niveles de significancia y su error estándar.

Para medir la bondad del ajuste se emplea el índice de inequidad de Theil, comparando las capturas observadas y las esperadas por medio del modelo. Este índice es utilizado usualmente como una medida de la exactitud en las predicciones obtenidas a partir de un modelo de simulación (Leuthold, 1975).

$$U_1 = \frac{\sqrt{\sum (P_i - A_i)^2}}{\left(\sqrt{\sum P_i^2} + \sqrt{\sum A_i^2}\right)} \quad (5)$$

donde P_i es el valor de predicción y A_i es el valor observado.

- Análisis de Sensibilidad del Modelo

Para verificar la sensibilidad del modelo a cambios en el valor de entrada de los parámetros (K , r y q) se hicieron cambios de +/- 5 y +/- 10 % registrando el cambio porcentual en la biomasa resultante, tomando como valor de referencia lo estimado para agosto de 2017.



3.7.5 Escenarios de explotación

Se evaluó como escenarios de explotación lo contenido en Decretos y Resoluciones Exentas de la SSPA referidas a cuotas de extracción para cada recurso por región. El sentido de este ejercicio es explorar el impacto de estas medidas sobre el comportamiento de la biomasa explotable. Se excluye del análisis el caso del huiro palo en la región de Atacama ya que no hubo convergencia para este modelo (ver resultados obj. 5).

- Región de Atacama

Se tomo como base la Res. Ex N° 183 del 17 de enero de 2019 que establece la distribución de la cuota de los recursos huiro negro, huiro palo y huiro macro para la región de Atacama. Esta distribución es similar a la establecida para el año 2018. En ella se establece una distribución por trimestres y por provincia. Dado que la evaluación indirecta se hace sobre la base de la región los totales provinciales fueron sumados. Además, la Res. Ex 183 establece la separación entre cuota de alga varada y alga segada o barreteada (Tabla 4).

Como puede apreciarse, hay una temporalidad en la asignación de la cuota en términos de alga varada + barreteada, que sólo es permitido en marzo, septiembre y diciembre de cada año. Hay dos consideraciones importantes: (a) dado que no es posible predecir por separado en estos meses cuanto será declarado ya sea por alga barreteada o varada se consideró el 100% como alga barreteada; (b) los pesos fueron llevados a las mismas unidades de biomasa que están presentes en el modelo de evaluación indirecta, esto es en los mismos porcentajes de humedad.



Tabla 4. Distribución de cuota de algas pardas de la región de Atacama. Fuente: Extracto Res. Ex N° 183 del 17 de enero de 2019.

DISTRIBUCIÓN DE CUOTA DE CAPTURA (TONELADAS) DE HUIRO FLOTADOR 2019 (EXCLUYE B. CHASCO)															
TRIMESTRE	1° TRIMESTRE			2° TRIMESTRE			3° TRIMESTRE			4° TRIMESTRE			TOTAL		
MES	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic			
ÍTEM	VARADO		V+S	V	VARADO		VARADO		V+S	V	VARADO		V+S	V	
CHAÑARAL	0		8	2	5		0		0	0	0		0	0	15
COPIAPO	197		51	13	284		252		84	21	74		32	8	1.016
HUASCO	426		102	25	180		138		21	5	154		158	40	1.250
CUOTA INVESTIGACIÓN	3												3		
TOTAL	825			469			521			466			2.284		

DISTRIBUCIÓN CUOTA DE CAPTURA (TONELADAS) DE HUIRO NEGRO (<i>Lessonia berteroa</i> / <i>Lessonia spicata</i>)															
TRIMESTRE	1° TRIMESTRE			2° TRIMESTRE			3° TRIMESTRE			4° TRIMESTRE			TOTAL		
MES	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic			
PROVINCIA/ÍTEM	VARADO		V+B	V	VARADO		VARADO		V+B	V	VARADO		V+B	V	
CHAÑARAL	3.256		1.220	305	3.463		1.505		316	79	1.275		411	103	11.933
COPIAPO	5.599		2.114	528	6.240		3.625		1.034	258	2.471		836	209	22.915
HUASCO	7.632		2.775	694	6.686		4.374		976	244	2.406		728	182	26.515
CUOTA INVESTIGACIÓN	6												6		
TOTAL	24.123			16.389			12.412			8.621			61.551		

DISTRIBUCIÓN DE CUOTA DE CAPTURA (TONELADAS) DE HUIRO PALO 2019													
PROVINCIA	1° Trimestre			2° Trimestre			3° Trimestre			4° Trimestre			TOTAL
	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	
ÍTEM	V+B		V	V+B		V	V+B		V	V+B		V	
CHAÑARAL	185		10	268		14	285		15	20		1	799
COPIAPÓ	928		49	814		43	1.621		86	287		15	3.842
HUASCO	2.341		124	2.200		116	3.883		205	858		45	9.772
CUOTA INVESTIGACIÓN	6												6
TOTAL	3.637			3.455			6.095			1.226			14.419



- Región de Coquimbo

De acuerdo con el Decreto Exento N° 22 del 12 de enero de 2018 corresponden las siguientes cuotas de extracción por recurso para la Región de Coquimbo: huiro negro 24.030 t; huiro palo 11.660 t y huiro macro 3.522 t. En los tres casos hay una distribución trimestral de las cuotas de acuerdo con el siguiente patrón (Tabla 5).

Tabla 5. Distribución de cuota de algas pardas de la región de Coquimbo. Fuente: Extracto Res. Ex N° 22 del 17 de enero de 2018.

Cuota	HUIRO NEGRO											Investigación (t)	Total (t)	
	PERIODO	ENE-FEB		MAR		ABR-MAY		JUN-JUL		AGO-SEP				OCT-NOV
COMUNA/ITEM	V	V+B	V	V+B	V	V	V+B	V	V	V+B	V	V	V+B	V
LA HIGUERA	139	218	28	503	426	426	500	278	296	250	259	6	3.322	
COQUIMBO	163	139	17	557	149	149	557	116	118	294	116		2.372	
OVALLE	484	776	127	1.810	1.145	1.145	1.795	713	764	897	713		10.368	
CANELA	115	191	19	645	206	206	635	134	144	201	134		2.632	
LOS VILOS	518	78	34	1.137	473	473	1.026	368	395	459	368		5.330	
Total	1.418	1.402	225	4.652	2.399	2.399	4.513	1.608	1.716	2.101	1.590		6	24.030

Cuota	HUIRO PALO									Investigación (t)	Total (t)
	PERIODO	ENE-MAR		ABR-JUN		JUL-SEP		OCT-DIC			
COMUNA/ITEM	V+B	V	V+B	V	V+B	V	V+B	V			
LA HIGUERA	15	2	65	2	55	6	28	2	6	175	
COQUIMBO	364	20	172	10	173	14	156	7		915	
OVALLE	1.431	72	938	76	1.421	95	948	42		5.022	
CANELA	784	45	764	45	507	32	482	30		2.689	
LOS VILOS	608	34	845	55	808	37	431	35		2.853	
Total	3.202	173	2.784	188	2.965	183	2.044	116		6	11.660

Cuota	HUIRO FLOTADOR									Investigación	Total
	PERIODO	ENE-MAR		ABR-JUN		JUL-SEP		OCT-DIC			
COMUNA/ITEM	V+S	V	V+S	V	V+S	V	V+S	V			
LA HIGUERA	1	1	1	0	1	0	1	0	6	5	
COQUIMBO	135	10	38	29	36	29	31	29		338	
OVALLE	966	7	615	359	88	234	88	103		2.460	
CANELA	116	34	74	34	11	13	11	4		295	
LOS VILOS	150	48	90	48	30	18	30	6		419	
Total	1.368	99	817	470	165	294	160	143		6	3.522



4. Resultados

4.1 Objetivo específico 3.1. Determinar y analizar la distribución espacial de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock) y biomasa cosechable (standing crop) de huiro negro, huiro palo y huiro flotador por tipo de especie, en toda el área de estudio.

4.1.1 Cartografía participativa

Los talleres de cartografía participativa se realizaron durante la primera semana del mes de Noviembre de 2017 en las localidades de la Región de Coquimbo, y durante la segunda semana de diciembre de 2018 en la Región de Atacama (Anexo 3, Figura 15).

A partir de lo manifestado por los representantes de los extractores de algas identificaron 16 praderas de huiro palo, 2 praderas de huiro macro, y 7 varaderos de macroalgas en la Región de Atacama (Figura 16, Figura 17, Figura 18); mientras que en la Región de Coquimbo se identificaron 16 praderas de huiro palo, 12 praderas de huiro macro, 19 de huiro negro y 16 varaderos de macroalgas (Figura 19, Figura 20, Figura 21).



Figura 15. Actividad de mapeo participativo con pescadores artesanales en la Sede de FEPEMACH de Los Vilos, Noviembre 2017.

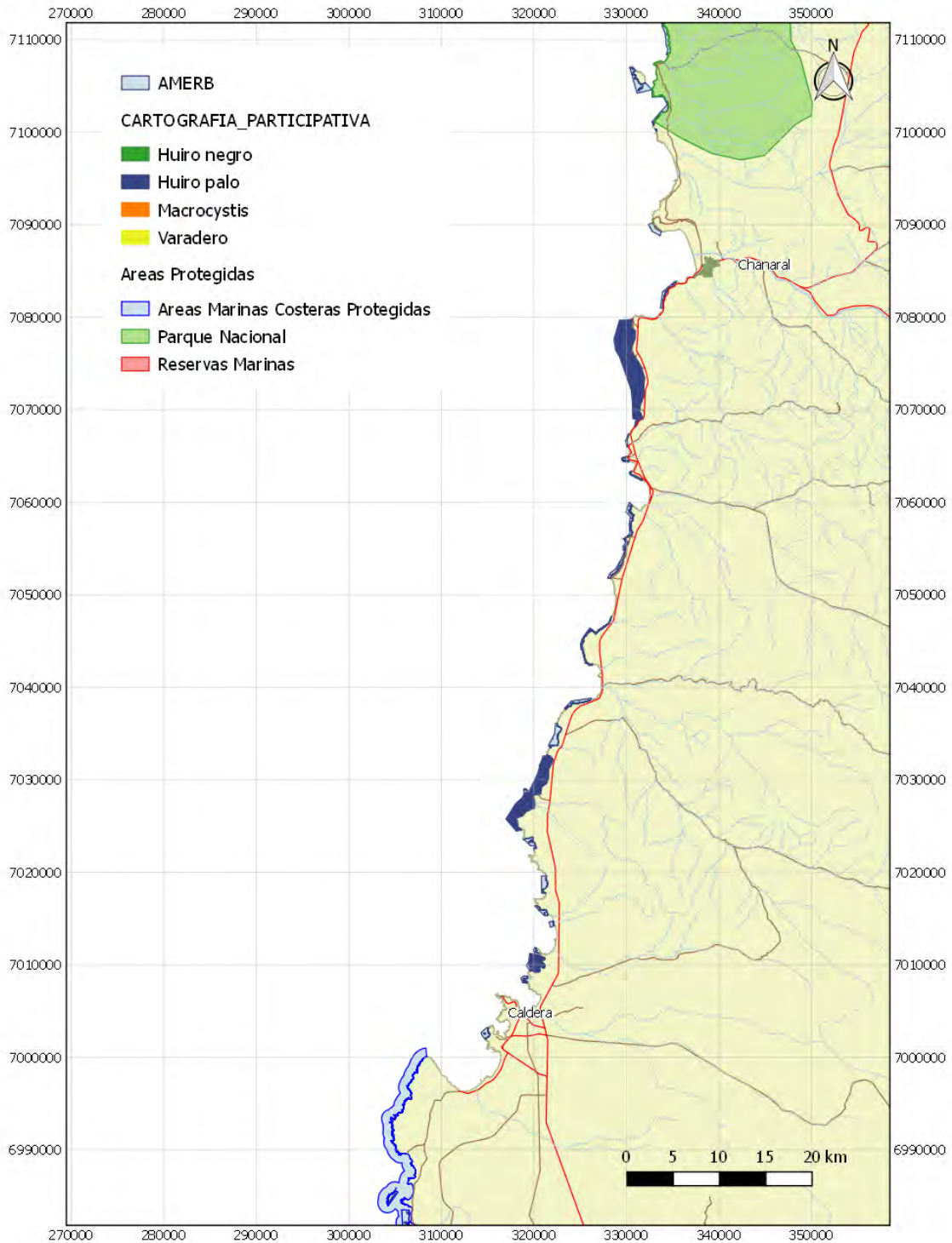


Figura 16. Praderas y varaderos de macroalgas pardas identificados por los usuarios en áreas de libre acceso en la zona norte de la Región de Atacama.

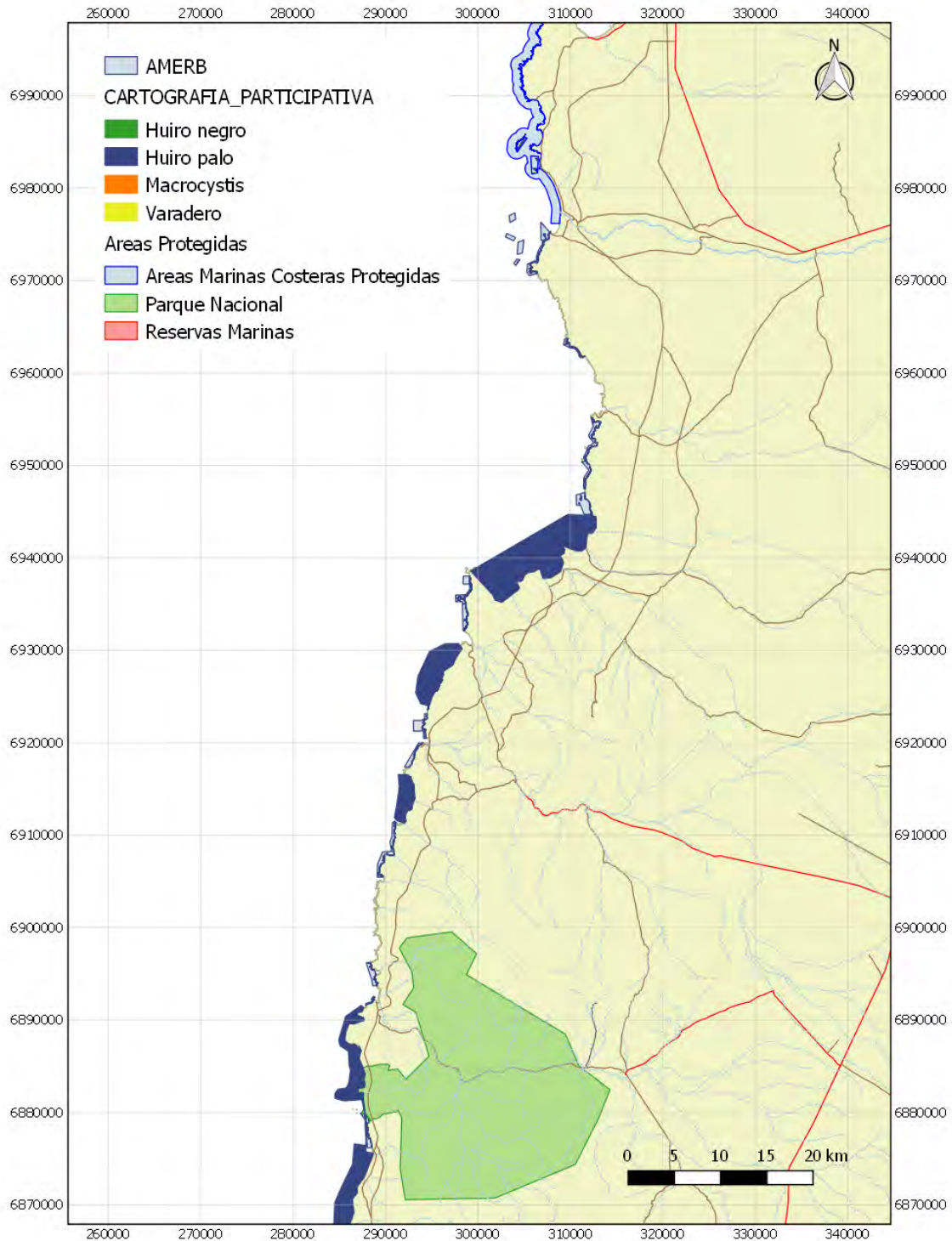


Figura 17. Praderas y varaderos de macroalgas pardas identificados por los usuarios en áreas de libre acceso en la zona centro de la Región de Atacama.

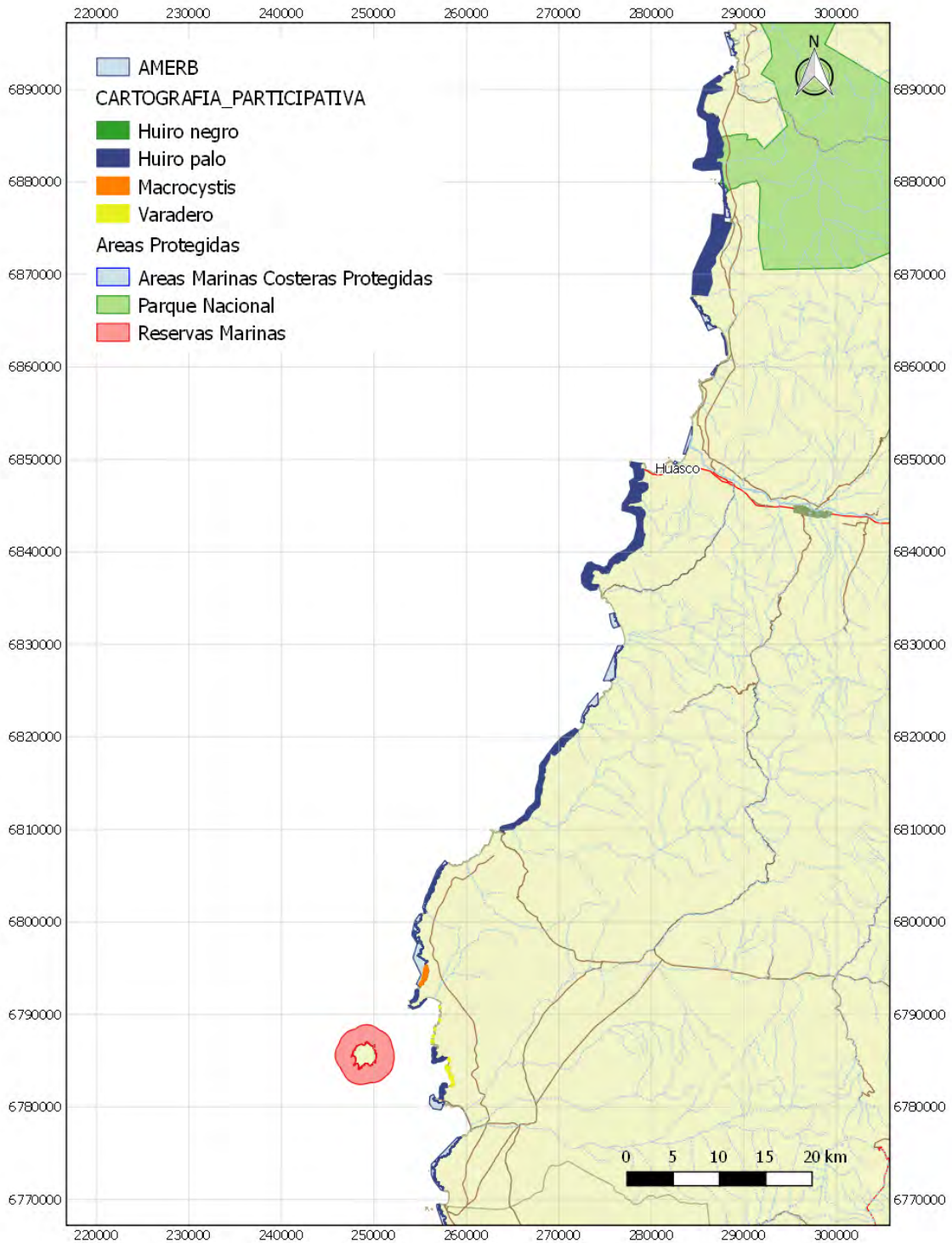


Figura 18. Praderas y varaderos de macroalgas pardas identificados por los usuarios en áreas de libre acceso en la zona sur de la Región de Atacama.

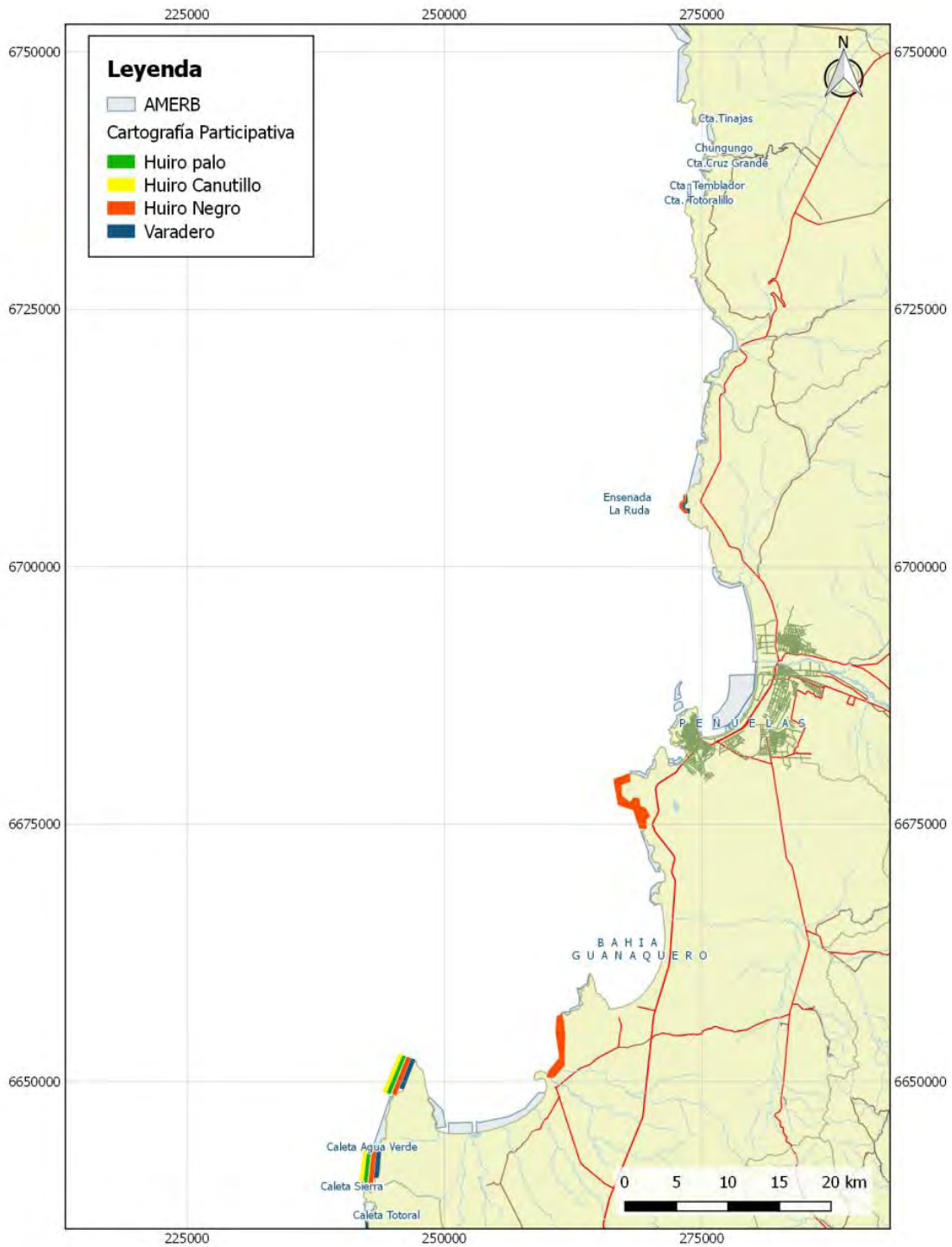


Figura 19. Praderas y varaderos de macroalgas pardas identificados por los usuarios en áreas de libre acceso en la zona norte de la Región de Coquimbo.

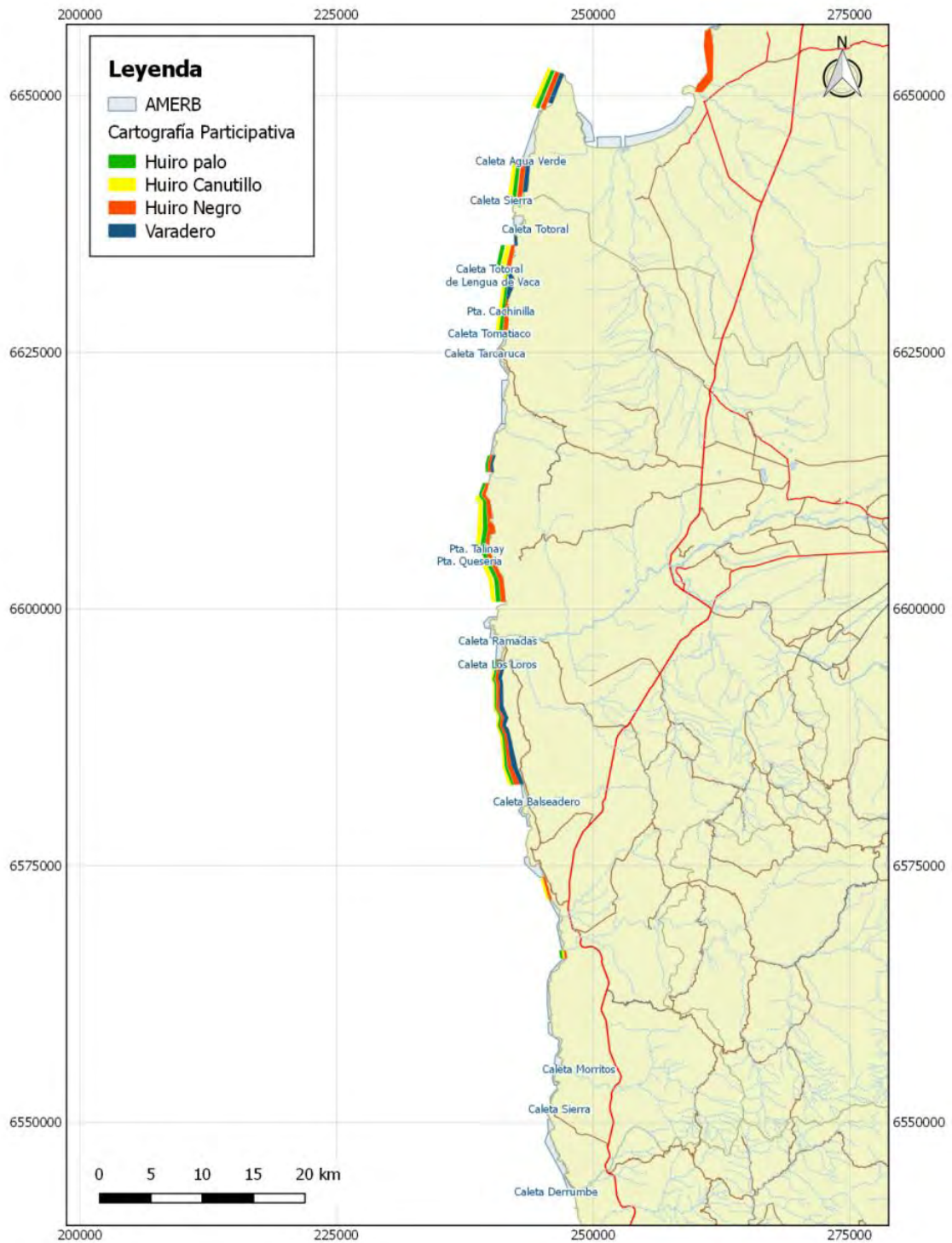


Figura 20. Praderas y varaderos de macroalgas pardas identificados por los usuarios en áreas de libre acceso en la zona centro de la Región de Coquimbo.

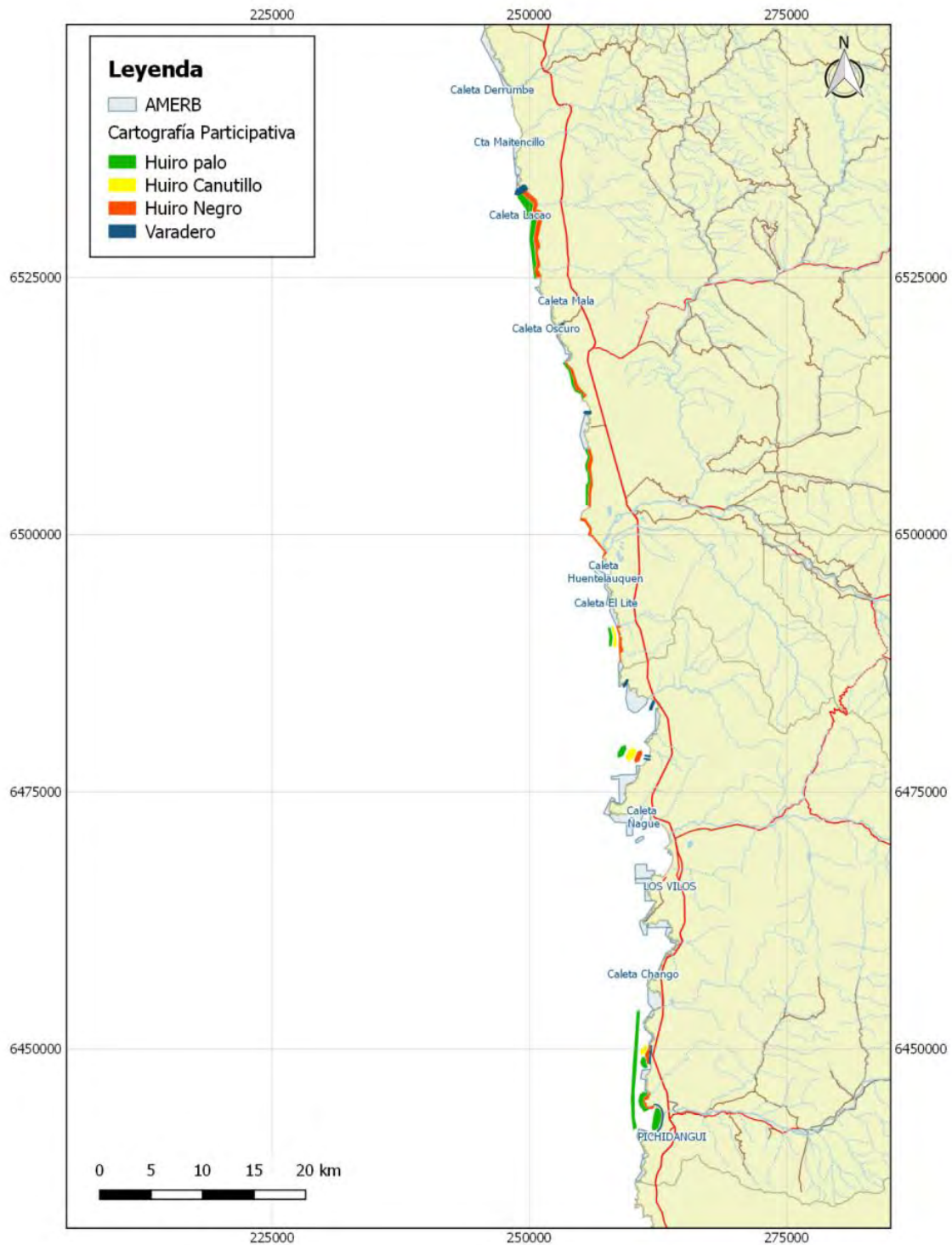


Figura 21. Praderas y varaderos de macroalgas pardas identificados por los usuarios en áreas de libre acceso en la zona sur de la Región de Coquimbo.

4.1.2 Huiro negro

4.1.2.1 Distribución espacial de las praderas de Huiro negro, Región de Atacama

En el marco de las actividades de evaluación directa de huiro negro, dentro de la Región de Atacama fueron establecidas 105 estaciones, dentro de las que se distribuyeron tres unidades muestrales (una muestra y 2 réplicas) distribuidas de manera sistemática a lo largo de la costa, registrándose un total de 282 unidades muestrales efectivas durante la evaluación del año 2017 y 274 unidades muestrales efectivas en 2019 (Tabla 6, Figura 22, Figura 23, Figura 24).

En el Anexo 4 se muestran las fechas en las que se realizaron las campañas de evaluación directa por recurso y por región.

Tabla 6. Información genérica de los muestreos de evaluación directa de huiro negro.

Provincia	Campaña	Estaciones muestreadas (n°)	Unidades muestrales (n°)
Chañaral	1	15	45
Copiapó	1	41	125
Huasco	1	37	112
Chañaral	2	15	40
Copiapó	2	43	127
Huasco	2	38	107

A partir de los polígonos delimitados, en base a las mediciones del ancho del cinturón intermareal realizadas durante 2017, se identificaron un total de 15 praderas de *Lessonia berteroa* en áreas libres de la Región de Atacama las que suman una superficie total de 813,1 hectáreas. Por su parte, la evaluación realizada durante 2019, correspondiente a la segunda campaña, permitió estimar un total de 542,4 hectáreas. La Tabla 7 muestra las superficies estimadas por pradera y los totales por provincia.



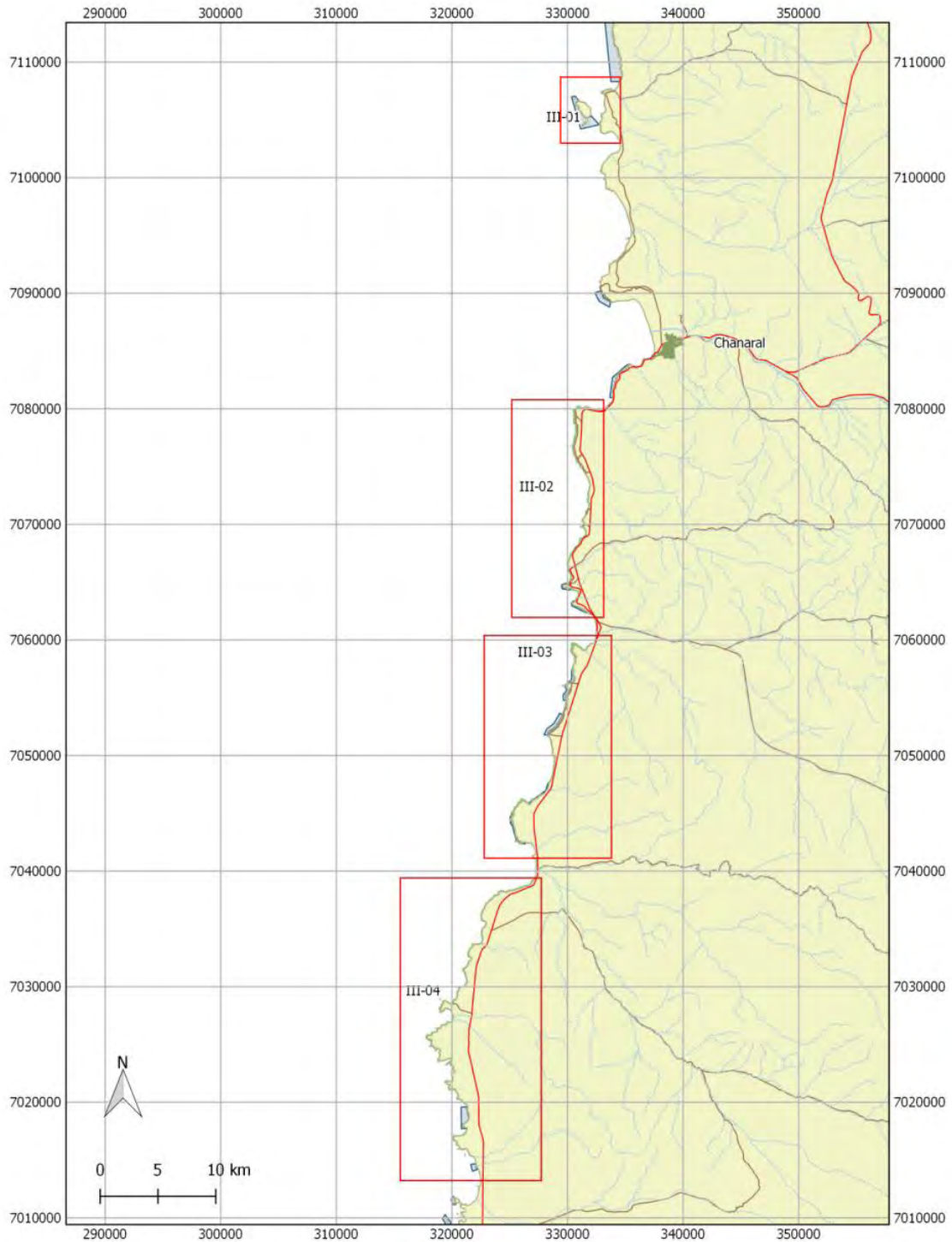


Figura 22. Distribución geográfica de las estaciones efectivas de muestreo y de las praderas de *Lessonia berteriana* identificadas en áreas de libre acceso de la Región de Atacama, sector norte.

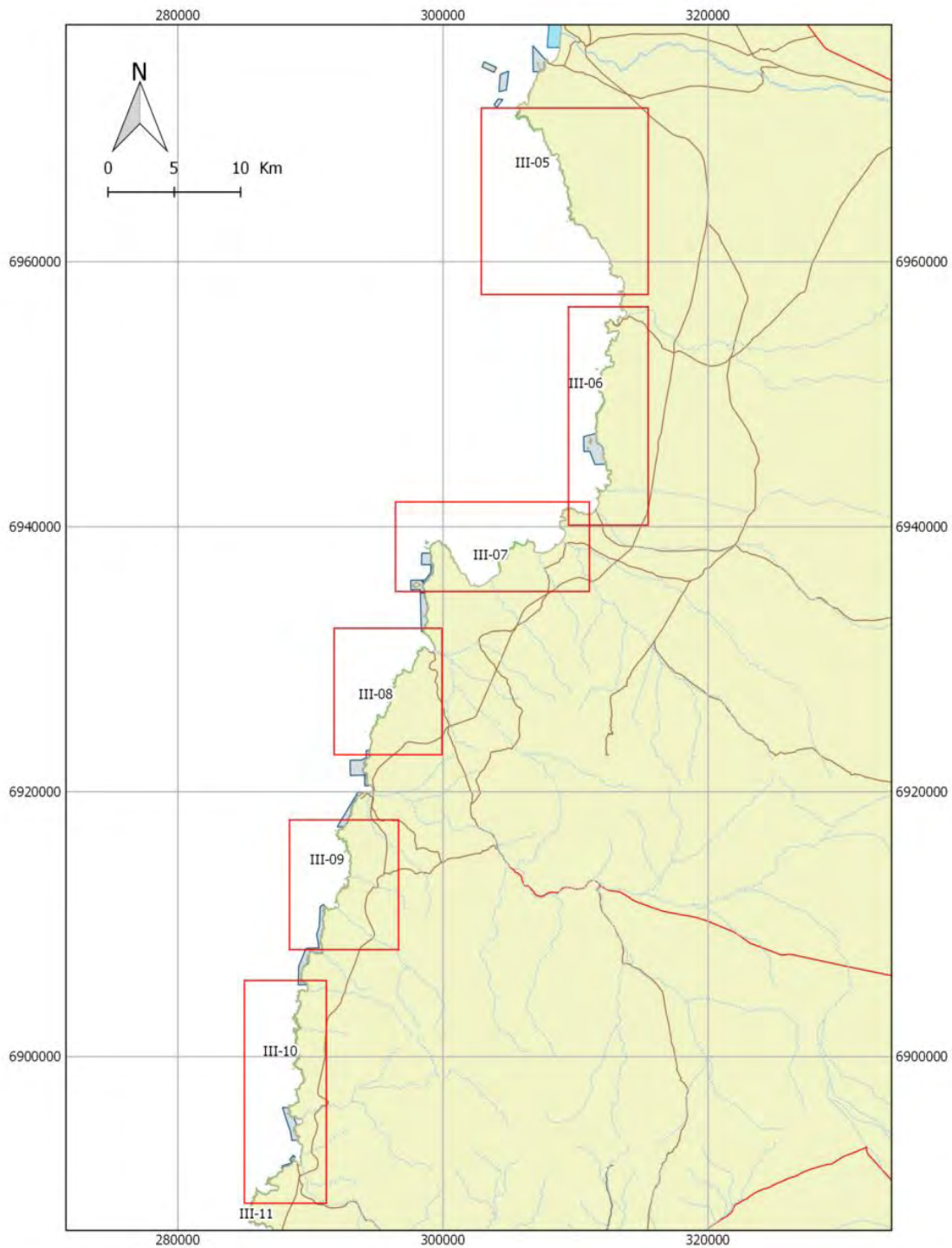


Figura 23. Distribución geográfica de las estaciones efectivas de muestreo y de las praderas de *Lessonia berteriana* identificadas en áreas de libre acceso de la Región de Atacama, sector centro.

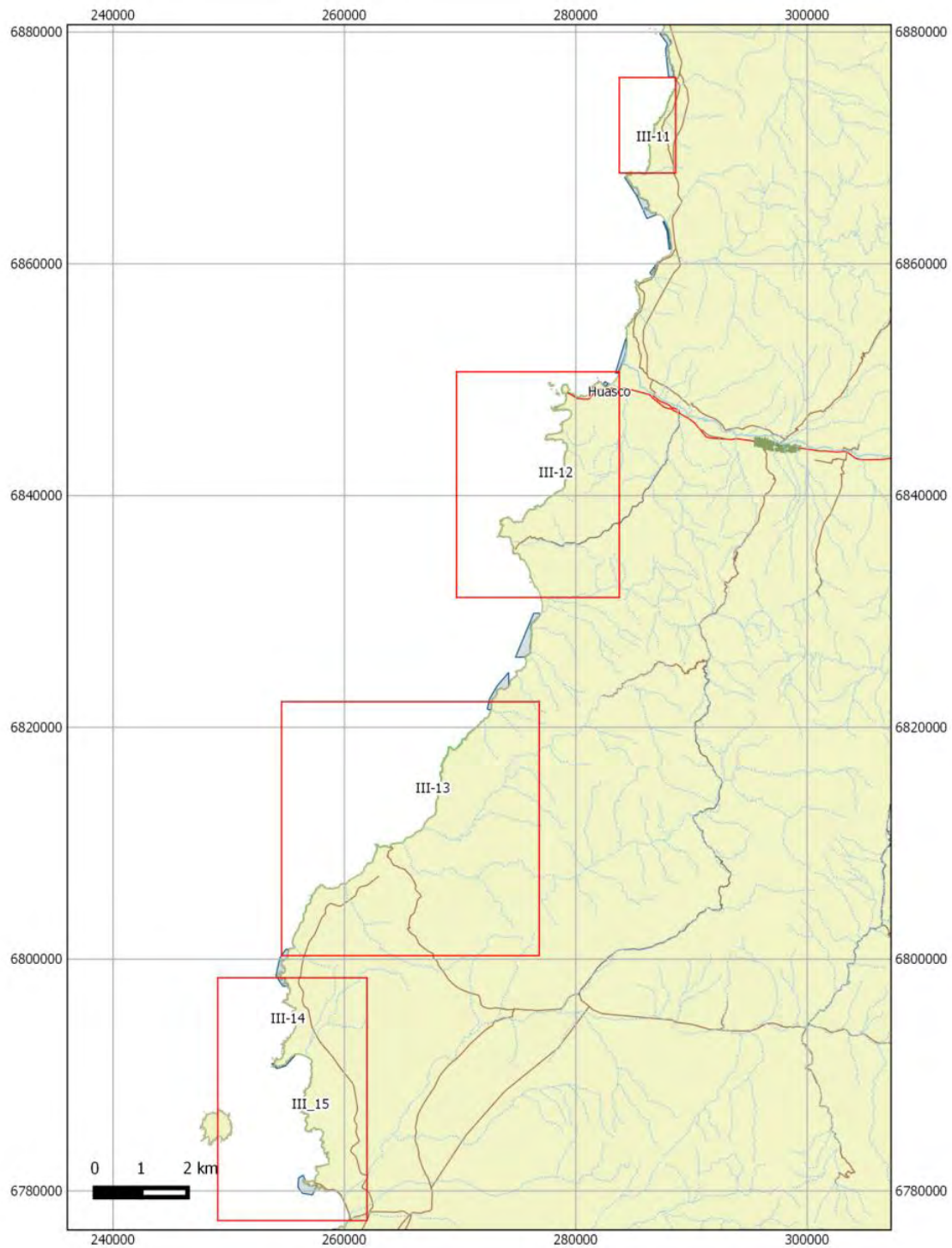


Figura 24. Distribución geográfica de las estaciones efectivas de muestreo y de las praderas de *Lessonia berteriana* identificadas en áreas de libre acceso de la Región de Atacama, sector sur.

Tabla 7. Superficies habitadas de las praderas identificadas de *Lessonia berteriana* en áreas de libre acceso de la Región de Atacama. Se incluyen los totales por provincia.

Pradera	Superficie (ha) 2017	Superficie (ha) 2019
III-01	8,3	4,43
III-02	61	27,6
III-03 a	27,3	18,1
Chañaral	96,6	50,1
III-03 b	22,2	24,9
III-04	77,2	84,9
III-05	47,3	20,3
III-06	38,5	15,2
III-07	49,2	12,2
III-08	46,9	14,5
III-09	31,1	5,9
Copiapó	312,4	177,9
III-10	69,7	33,9
III-11	95,8	58,8
III-12	75,9	37,1
III-13	108,4	103,2
III-14	13,8	30,4
III-15	40,6	51,0
Huasco	404,1	314,4
TOTAL	813,1	542,4

4.1.2.2 Distribución espacial de las praderas de Huiro negro, R. de Coquimbo.

En el marco de las actividades de evaluación directa de huiro negro, dentro de la Región de Coquimbo fueron establecidas 81 estaciones, dentro de las que se distribuyeron tres unidades muestrales (una muestra y 2 réplicas) distribuidas de manera sistemática a lo largo de la costa, registrándose un total de 161 unidades muestrales efectivas durante la evaluación del año 2017 y 156 unidades muestrales efectivas en 2019 (Tabla 8, Figura 25, Figura 26, Figura 27).

Tabla 8. Información genérica de los muestreos de evaluación directa de huiro negro en la Región de Coquimbo.

Provincia	Campaña	Estaciones muestreadas (n°)	Estaciones inaccesibles (n°)	Unidades muestrales (n°)
Elqui	1	32	4	92
Limarí	1	10	11	27
Choapa	1	14	10	42
Elqui	2	17	19	81
Limarí	2	11	10	31
Choapa	2	16	8	44

A partir de los polígonos delimitados en base a las mediciones del ancho del cinturón intermareal de huiro negro realizadas durante la campaña de evaluación directa realizada durante 2017, se identificaron un total de 10 praderas de *Lessonia spicata* en las áreas libres de la Región de Coquimbo con una superficie total de 470,6 hectáreas. Por su parte, la evaluación realizada durante 2019 estimó en un total de 515,4 hectáreas el área habitada por el huiro negro en la región (Tabla 9).

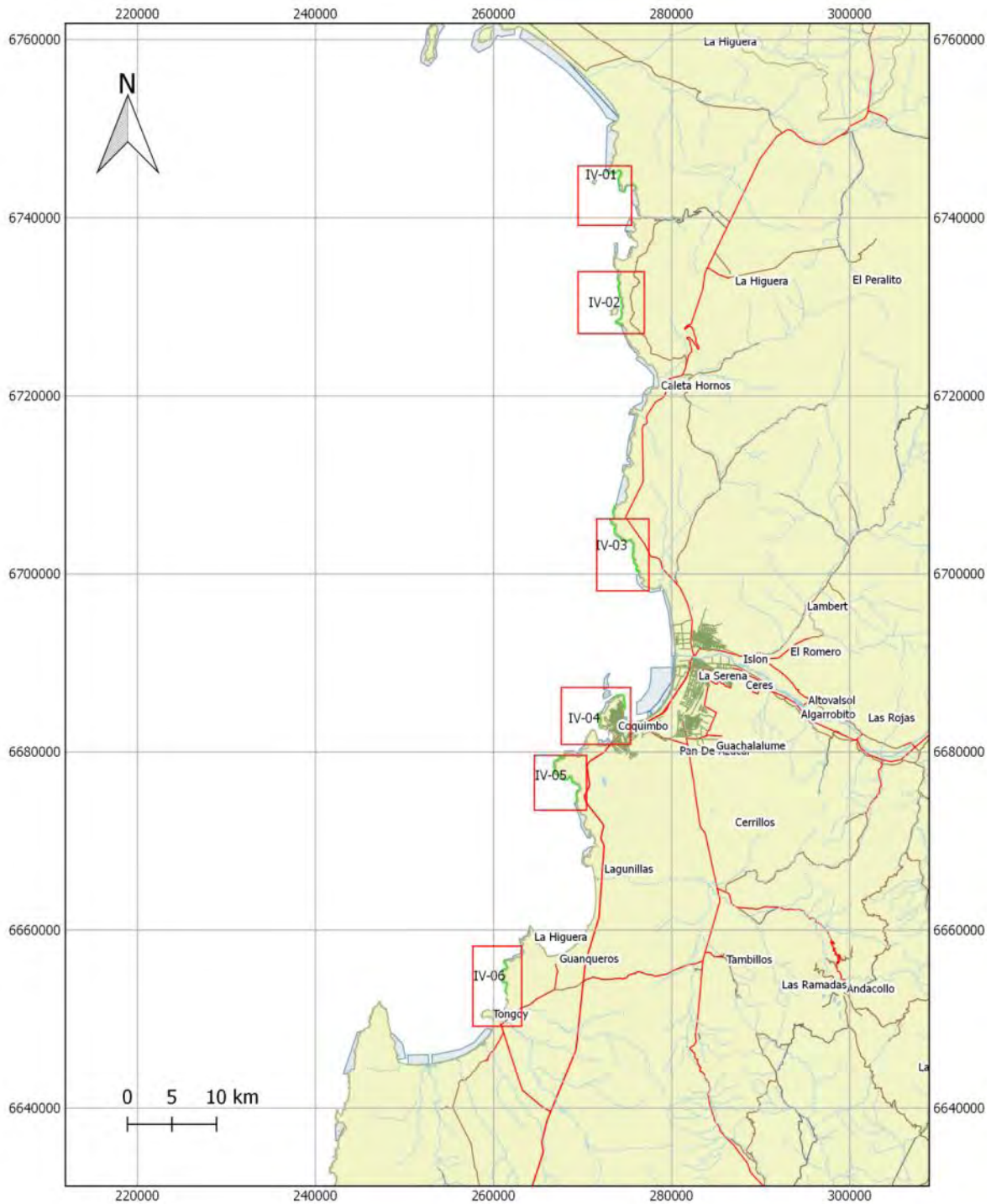


Figura 25. Superficies habitadas de las praderas identificadas de *Lessonia spicata* en áreas de libre acceso de la Región de Coquimbo, sector norte.

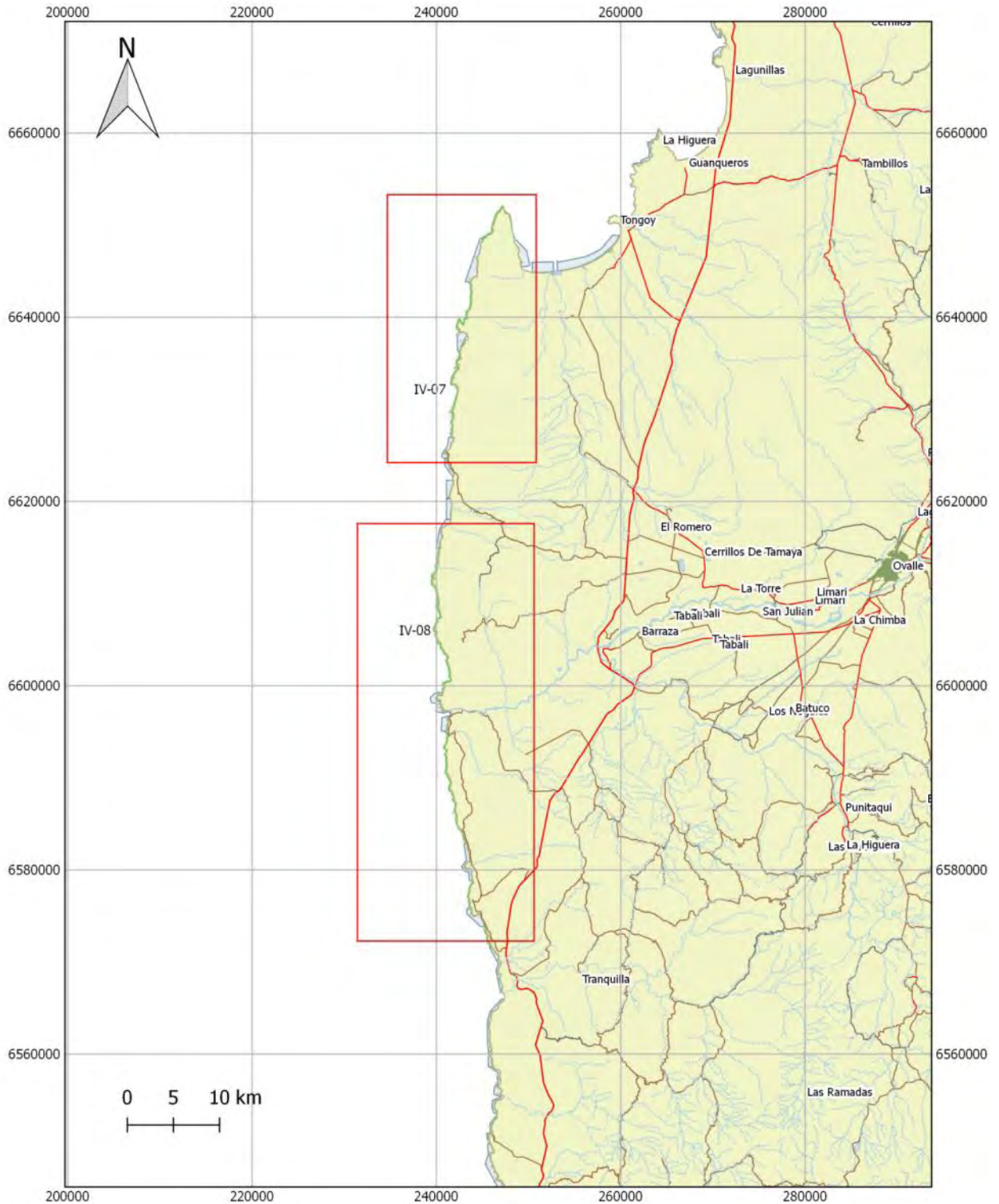


Figura 26. Superficies habitadas de las praderas identificadas de *Lessonia spicata* en áreas de libre acceso de la Región de Coquimbo, sector centro.

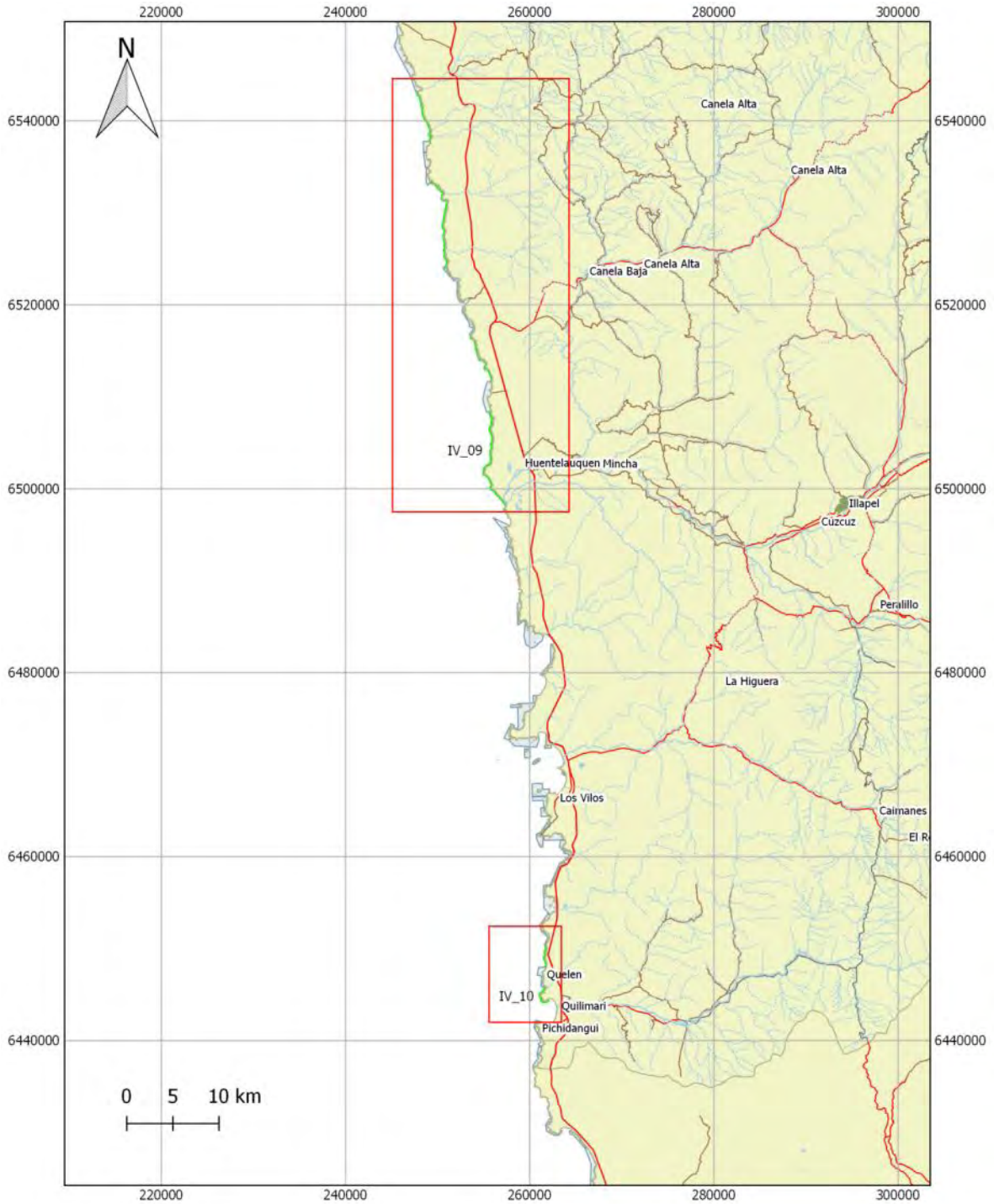


Figura 27. Superficies habitadas de las praderas identificadas de *Lessonia spicata* en áreas de libre acceso de la Región de Coquimbo, sector sur.

Tabla 9. Superficie habitada de las praderas identificadas de *Lessonia spicata* en áreas de libre acceso de la Región de Coquimbo. Se incluyen los totales por provincia y región.

Pradera	Superficie (ha) 2017	Superficie (ha) 2019
IV-01	16,7	15,3
IV-02	20,3	29,2
IV-03	38,0	24,5
IV-04	9,7	18,0
IV-05	28,2	31,5
IV-06	9,5	8,6
Elqui	122,4	127,1
IV-07	61,2	35,2
IV-08	100,8	201,1
Limarí	162,0	236,3
IV-09	169,2	149,0
IV-10	17,0	3,0
Choapa	186,2	152,0
TOTAL	470,6	515,4



4.1.2.3 Estimaciones de densidad, abundancia y biomasa total y cosechable

Estimador de tendencia central para la densidad

- Análisis por praderas Región de Atacama

Durante el año 2017, las praderas que se encuentran hacia la zona norte de la región de Atacama (III-01 a III-03) presentaron una densidad media de entre 2,74 y 4,71 individuos/m²; las que se encuentran en la zona centro de la región (III-04 a III-10) varían entre 0,79 y 5,81 individuos/m², mientras que las praderas que se encuentran en la zona más sur de la región (III-11 a III-15) registran entre 1,86 y 3,15 individuos/m². La mayor densidad media se encuentra en la pradera III-05 con un total de 5,81 individuos/m² (Desv. Estándar=3,26) y, por otro lado, la pradera III-07 es la que presenta la menor densidad media con 0,79 individuos/m² (Desv. Estándar=0,77) (Figura 28, Tabla 10).

En lo que respecta a las praderas de la Región de Atacama para el año 2019, la densidad media ubicada en la zona norte de la región (III-01 a III-03) varían entre 2,27 y 4,38 individuos/m², mientras que las praderas ubicadas en la zona centro de la región (III-04 a III-10) varían su densidad media entre 1,33 y 3,80 individuos/m² y, por último, las praderas de la zona sur de la región (III-11 a III-15) presentan una densidad media entre 1,95 y 4,20 individuos/m². La densidad media para las praderas III-03 (4,38 individuos/m²; Desv. Estándar=0,99), III-05 (3,80 individuos/m²; Desv. Estándar=0,81) y III-13 (4,2 individuos/m²; Desv. Estándar=2,43) son las más altas encontradas para la Región de Atacama. Por otro lado, las praderas III-07 (1,33 individuos/m²; Desv. Estándar=1,54) y III-11 (1,95 individuos/m²; Desv. Estándar=1,38) corresponden a las que poseen la menor densidad media de la zona (Figura 29, Tabla 11).



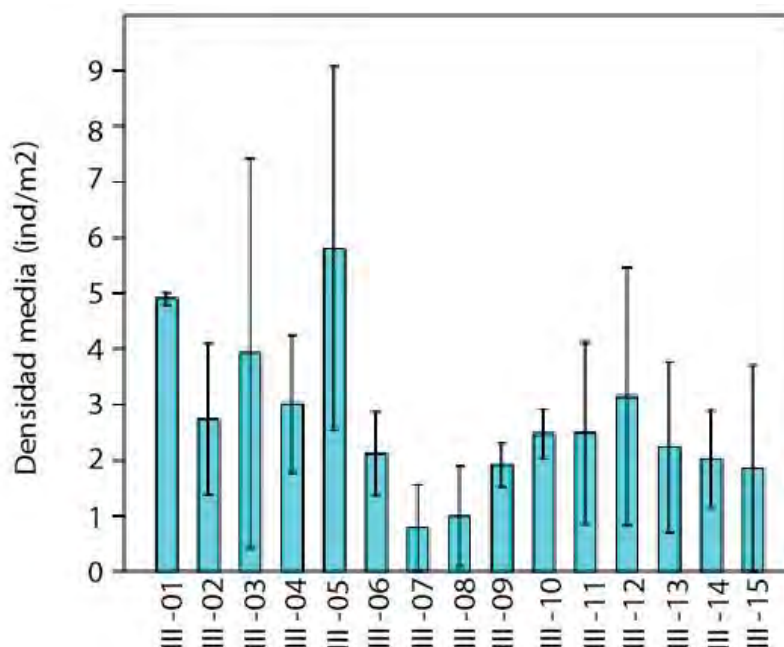


Figura 28. Densidad media (individuos/m²) de *L. berteroana* para las praderas en la Región de Atacama, 2017. Las líneas verticales negras indican la desviación estándar de cada pradera.

Tabla 10. Densidad media (individuos/m²) de *L. berteroana* para las praderas en la Región de Atacama, 2017, indicando su número muestral y desviación estándar.

Praderas	Estaciones	Densidad media	Desviación Estándar
III-01	2	4,91	0,11
III-02	5	2,74	1,35
III-03	4	3,93	3,50
III-04	7	3,01	1,23
III-05	3	5,81	3,26
III-06	3	2,12	0,74
III-07	5	0,79	0,77
III-08	3	0,99	0,90
III-09	3	1,92	0,40
III-10	3	2,47	0,44
III-11	9	2,49	1,64
III-12	6	3,15	2,32
III-13	8	2,24	1,54
III-14	3	2,03	0,87
III-15	6	1,86	1,85

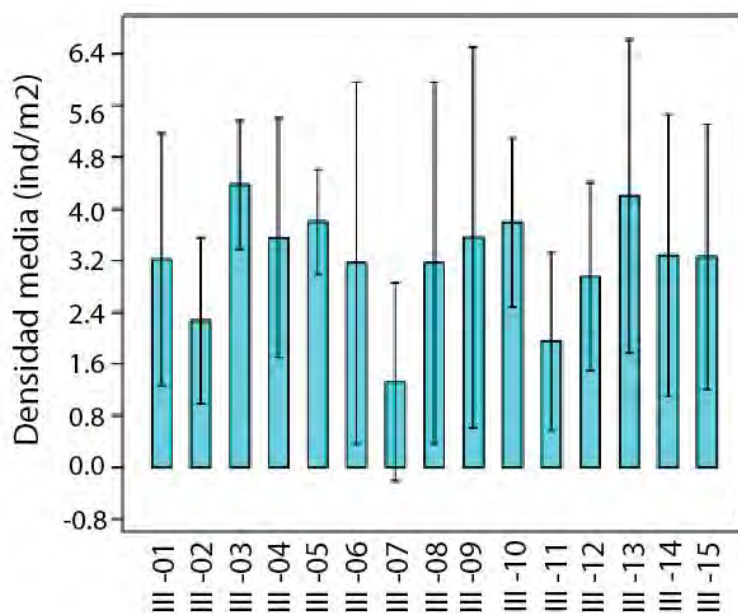


Figura 29. Densidad media (individuos/m²) de *L. berteriana* para las praderas en la Región de Atacama, 2019. Las líneas verticales negras indican la desviación estándar de cada pradera.

Tabla 11. Densidad media (individuos/m²) de *L. berteriana* para las praderas en la Región de Atacama, 2019, indicando su número muestral y desviación estándar.

Praderas	Estaciones	Densidad media	Desviación estándar
III-01	2	3,23	1,94
III-02	5	2,27	1,28
III-03	4	4,38	0,99
III-04	7	3,55	1,85
III-05	3	3,80	0,81
III-06	3	3,17	2,80
III-07	4	1,33	1,54
III-08	3	3,17	2,80
III-09	3	3,56	2,95
III-10	3	3,79	1,30
III-11	9	1,95	1,38
III-12	6	2,96	1,45
III-13	8	4,20	2,43
III-14	3	3,28	2,18
III-15	6	3,26	2,06

- Análisis por provincias Región de Atacama

En lo que respecta a las provincias de la Región de Atacama, se observa, en términos generales, una densidad media similar para cada provincia entre los diferentes años, no encontrándose diferencias significativas entre ellas.

En la provincia de Chañaral se encontró una densidad media mayor para el año 2017 con 3,70 individuos/m² (Desv. Estándar=2,21) y una menor densidad media para el año 2019 con 3,04 individuos/m² (Desv. Estándar=0,52). Por otro lado, las provincias de Copiapó y Huasco muestran una densidad media menor en el año 2017 y una mayor en el año 2019. Copiapó posee 2,54 individuos/m² (Desv. Estándar=1,98) y 3,30 individuos/m² (Desv. Estándar=0,45), respectivamente; mientras tanto, Huasco tiene 2,34 individuos/m² (Desv. Estándar=1,66) para el año 2017 y 3,18 individuos/m² (Desv. Estándar=0,31) para el año 2019 (Tabla 12, Figura 30).

Tabla 12. Densidad media (individuos/m²) de *L. berteroana* para las provincias en la Región de Atacama, años 2017 y 2019, indicando su número muestral y desviación estándar. El p-valor representa la significancia estadística en la comparación entre provincias para ambos periodos de tiempo.

Provincia	Año	N	Densidad media		
			x	Desv. Estándar	p valor
Chañaral	2017	9	3,70	2,21	0,63
	2019	9	3,04	1,57	
Copiapó	2017	27	2,54	1,98	0,30
	2019	37	3,30	2,75	
Huasco	2017	34	2,34	1,66	0,06
	2019	33	3,18	1,80	



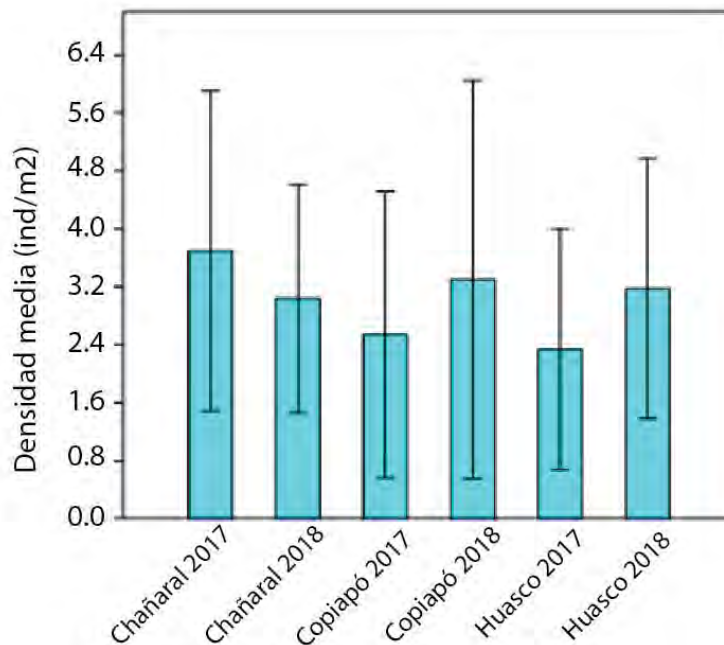


Figura 30. Densidad media (individuos/m²) de *L. berteriana* para las provincias en la Región de Atacama, años 2017 y 2019. Las líneas verticales negras indican la desviación estándar de cada provincia.

- Análisis por praderas Región de Coquimbo

Para la campaña de 2017, la densidad media encontrada entre las praderas de *L. spicata* presenta mayores densidades relativas en los extremos norte y sur de la región de Coquimbo. Para el caso de la zona norte de la región se encontraron 4,34 (Desv. Estándar=0,19) y 2,87 (Desv. Estándar=1,17) individuos/m² para las praderas IV-01 y IV-02, respectivamente. Por su parte, la zona sur presenta 3,71 (Desv. Estándar=1,99), 4,01 (Desv. Estándar =2,09) y 3,16 (Desv. Estándar=2,84) individuos/m² para las praderas IV-08, IV-09 y IV-10, respectivamente. Por otro lado, las praderas que presentaron la menor densidad media fueron la pradera IV-04 y IV-05 con 0,63 (Desv. Estándar=0,21) y 1,03 (Desv. Estándar=0,12) individuos/m² (Figura 31, Tabla 13).

Las praderas del año 2019 en la Región de Coquimbo presentan su menor densidad media en IV-04, IV-06 y IV-10 con 2,09 (Desv. Estándar= 1,19), 2,07 (Desv. Estándar=0,33) y 1,67 (Desv. Estándar=0,00) individuos/m², respectivamente. Mientras tanto, las praderas que presentan una mayor densidad media de *L. spicata* corresponden a IV-05, IV-07 y IV-09 con 4,36 (Desv. Estándar=1,03), 4,92 (Desv. Estándar=2,66) y 4,35 (Desv. Estándar=1,52) individuos/m², respectivamente (Figura 32, Tabla 14).



- Análisis por provincias Región de Coquimbo

Al realizar una comparación de la densidad de *L. spicata* entre los años 2017 y 2019 para las 3 provincias de la Región de Coquimbo, es posible observar que sólo la provincia del Elqui presenta una diferencia significativa entre las densidades medias ($p=0,008$) con 2,07 individuos/m² (Desv. Estándar=1,29) en 2017 y 3,37 individuos/m² (Desv. Estándar=1,21), en 2019. La densidad media para las provincias de Choapa y Limarí tienden a ser mayores en el periodo de 2019. Sin embargo, no se encuentran diferencias significativas para esta observación (Figura 33, Tabla 15).

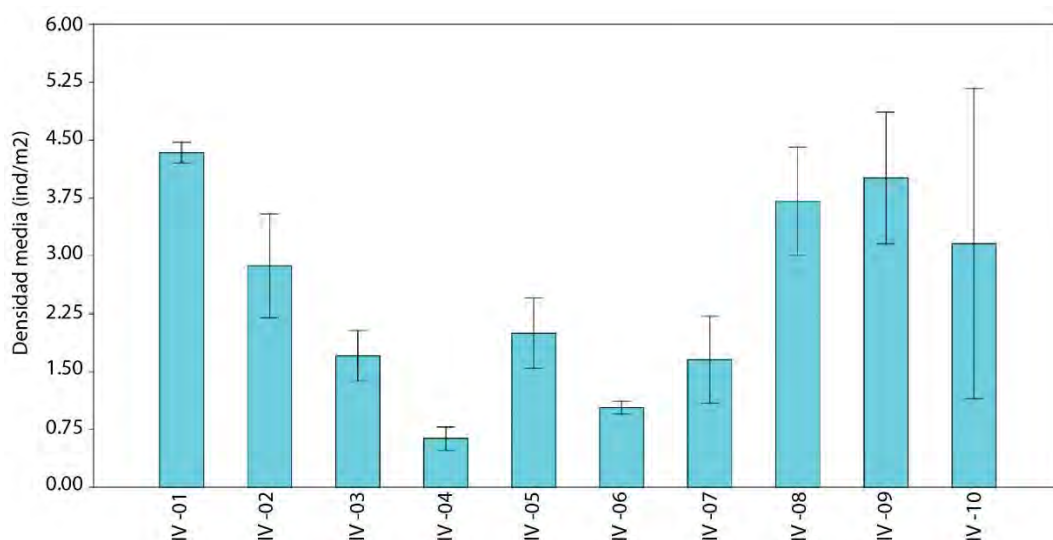


Figura 31. Densidad media (individuos/m²) de *L. spicata* para las praderas en la Región de Coquimbo, 2017. Las líneas verticales negras indican la desviación estándar de cada pradera.

Tabla 13. Densidad media (Individuos/m²) de *L. spicata* para las praderas en la Región de Coquimbo, 2017, indicando su número muestral y desviación estándar.

Pradera	N	Densidad media	Desviación Estándar
IV-01	2	4,34	0,19
IV-02	3	2,87	1,17
IV-03	2	1,70	0,47
IV-04	2	0,63	0,21
IV-05	4	2,00	0,91
IV-06	2	1,03	0,12
IV-07	4	1,65	1,12
IV-08	8	3,71	1,99
IV-09	6	4,01	2,09
IV-10	2	3,16	2,84

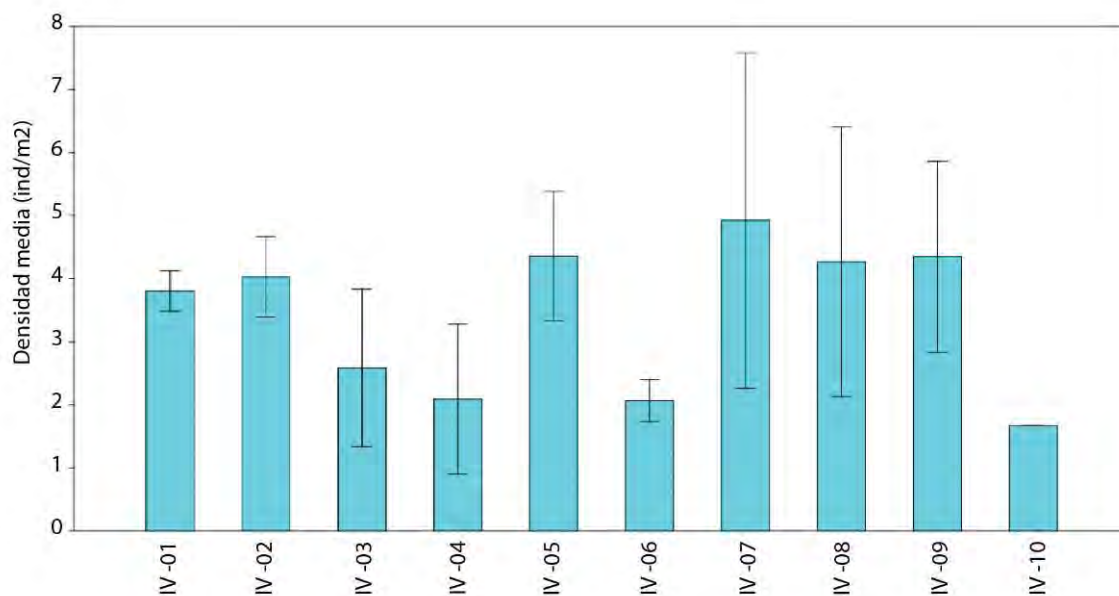


Figura 32. Densidad media (individuos/m²) de *L. spicata* para las praderas en la Región de Coquimbo, 2019. Las líneas verticales negras indican la desviación estándar de cada pradera.

Tabla 14. Densidad media (individuos/m²) de *L. spicata* para las praderas en la Región de Coquimbo, 2019, indicando su número muestral y desviación estándar.

Pradera	N	Densidad media	Desviación Estándar
IV-01	2	3,81	0,32
IV-02	3	4,03	0,64
IV-03	2	2,59	1,25
IV-04	2	2,09	1,19
IV-05	4	4,36	1,03
IV-06	2	2,07	0,33
IV-07	3	4,92	2,66
IV-08	7	4,27	2,14
IV-09	6	4,35	1,52
IV-10	1	1,67	0,00

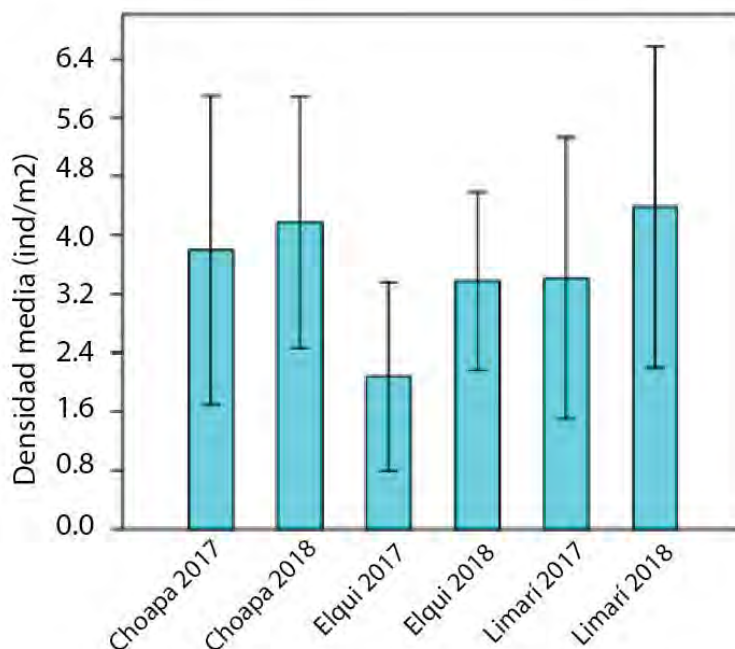


Figura 33. Densidad media (individuos/m²) de *L. spicata* para las provincias en la Región de Coquimbo, años 2017 y 2019. Las líneas verticales negras indican la desviación estándar de cada provincia.

Tabla 15. Densidad media (individuos/m²) de *L. spicata* para las provincias en la Región de Coquimbo, años 2017 y 2019, indicando su número muestral y desviación estándar. El p valor representa la significancia estadística en la comparación entre provincias para ambos periodos de tiempo.

Provincia	Año	N	Densidad media		
				Desviación estándar	p valor
Choapa	2017	8	3,80	2,10	0,77
	2019	9	4,18	1,71	
Elqui	2017	18	2,07	1,29	0,008
	2019	15	3,37	1,21	
Limarí	2017	10	3,41	1,92	0,97
	2019	10	4,38	2,18	

Estimador geoestadístico de abundancia total

Región de Atacama

- Atacama Norte

La distribución de la densidad de *Lessonia berteriana* registrada durante 2017 en la zona norte de la Región de Atacama, se modeló en base a información proveniente de un total de 32 estaciones de muestreo, obteniendo un modelo ráster de 2700 celdas (100 filas, 27 columnas), cada una con una extensión de 1.102 m en el eje X y de 1.088 m en el eje Y. El modelo de variación espacial de la densidad se ajustó a un semivariograma lineal (Figura 34 y Figura 35 arriba) de acuerdo a los parámetros que se indican en la Tabla 16 para el año 2017 y en la Tabla 17 para el 2019, donde se incluye también el Promedio Absoluto del Error.

- Atacama Centro

La distribución de la densidad de *Lessonia berteriana* para la zona centro de la Región de Atacama, se modeló en base a información proveniente de un total de 25 estaciones de muestreo, obteniendo un modelo ráster de 3200 celdas (100 filas, 32 columnas), cada una con una extensión de 878,5 m en el eje X y de 874,1 m en el eje Y. El modelo de variación espacial de la densidad se ajustó a un semivariograma lineal en la campaña de 2017 (Figura 34 centro) y a uno esférico el 2019 (Figura 35centro), de acuerdo a los parámetros que se indican en la Tabla 16 para el año 2017 y en la Tabla 17 para el 2019, donde se incluye también el Promedio Absoluto del Error.

- Atacama Sur

La distribución de la densidad de *Lessonia berteriana* para la zona sur de la Región de Atacama, se modeló en base a información proveniente de un total de 34 estaciones de muestreo, obteniendo un modelo ráster de 3000 celdas (100 filas, 30 columnas), cada una con una extensión de 1190,6 m en el eje X y de 1230,6 m en el eje Y. El modelo de variación espacial de la densidad se ajustó a un semivariograma lineal (Figura 34 y Figura 35abajo) de acuerdo a los parámetros que se indican en la Tabla 16 para el año 2017 y en la Tabla 17 para el 2019, donde se incluye también el Promedio Absoluto del Error.

Los datos de densidad modelados mediante el método de kriging ordinario, fueron acotados a las superficies delimitadas como sustrato habitado y permitieron estimar las abundancias totales de ejemplares de huiro negro, dentro de cada pradera identificada en la costa de la Región de Atacama para el año 2017 (Tabla 18) y para el año 2019 (Tabla 19).



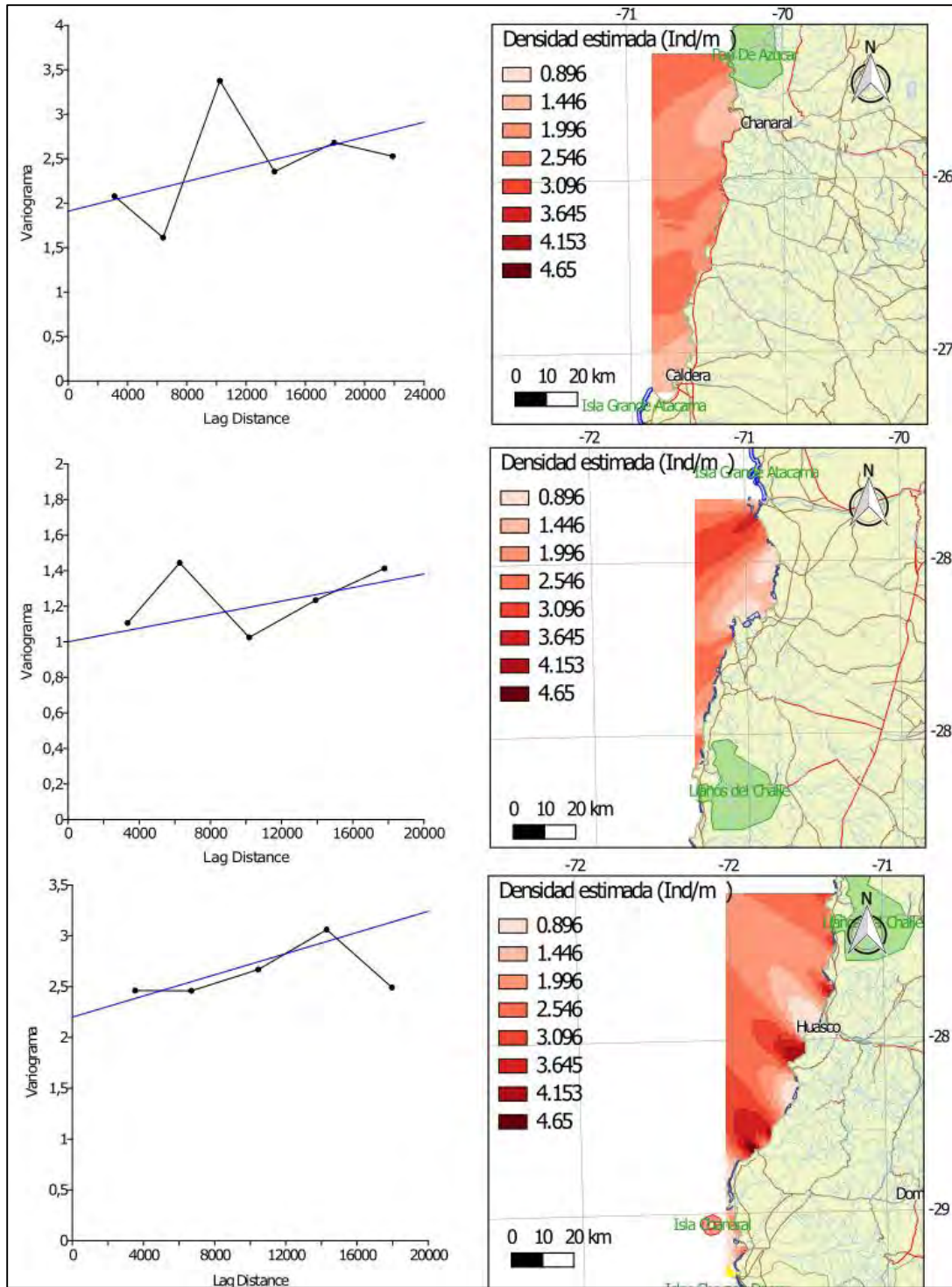


Figura 34. Se muestran a la izquierda los variogramas experimentales (línea negra) y sus modelos de ajuste lineal (línea azul) para los modelos de interpolación de kriging de la densidad de *Lessonia berteriana* que se muestran a la derecha para las zonas norte (arriba), centro (centro) y sur (abajo) de la región de Atacama en el año 2017.

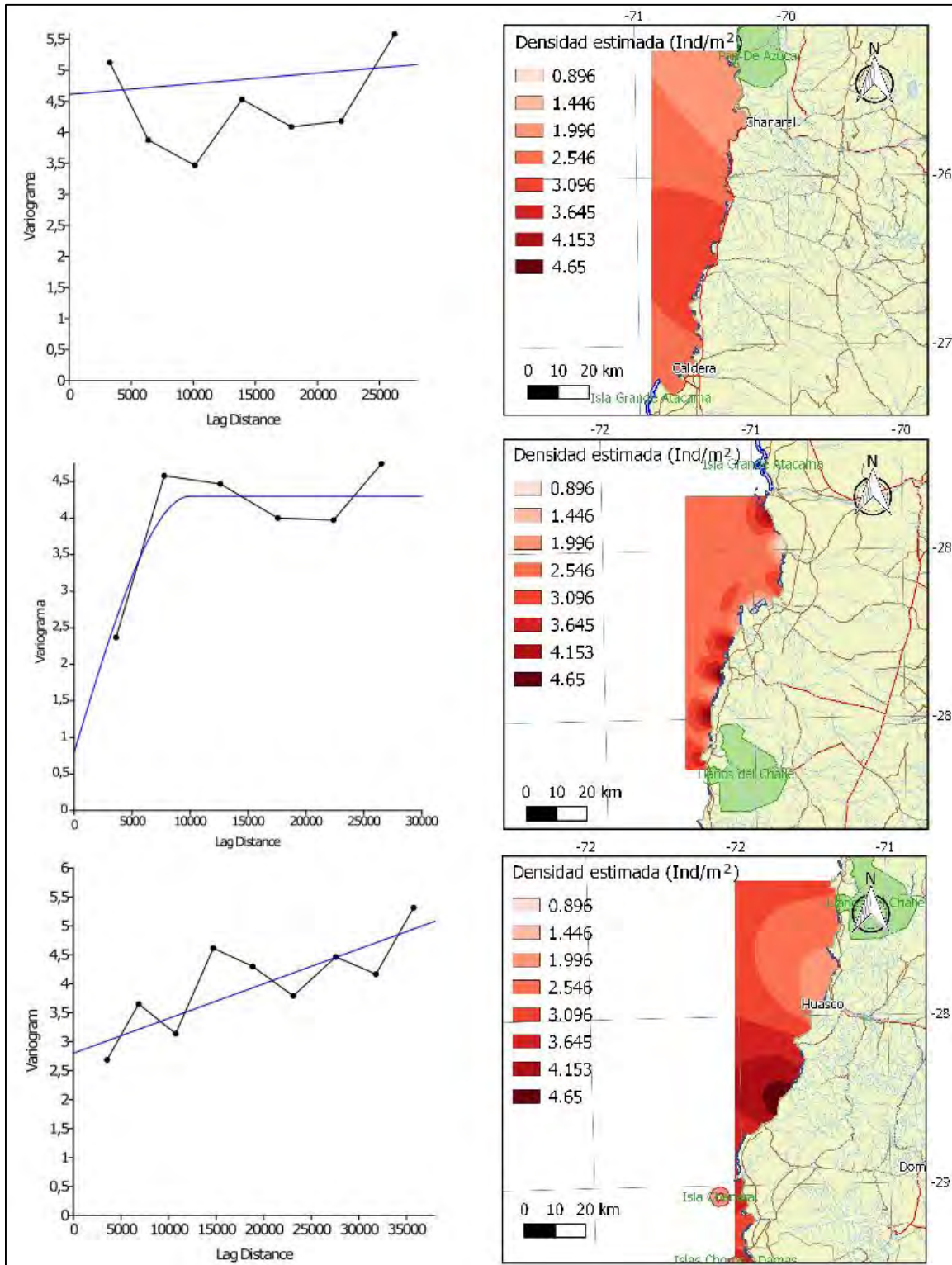


Figura 35. Se muestran a la izquierda los variogramas experimentales (línea negra) y sus modelos de ajuste lineal (línea azul) para los modelos de interpolación de kriging de la densidad de *Lessonia berteriana* que se muestran a la derecha para las zonas norte (arriba), centro (centro) y sur (abajo) de la región de Atacama en el año 2019.



Tabla 16. Parámetros utilizados para la construcción del variograma experimental y para el ajuste al modelo teórico en el procedimiento de interpolación de las densidades de *L. berteroana*, encontradas durante el año 2017 en la Región de Atacama.

	Zona Norte	Zona Centro	Zona Sur
Variograma experimental			
Ancho de Lag:	4000	4000	4000
Distancia Máxima de Lag:	2400	2000	2000
Dirección:	0°	0°	0°
N° de Lags:	6	5	5
Escala Vertical	4	2	3,5
Tolerancia:	90°	90°	90°
Ajuste modelo Lineal			
Razón de Anisotropía	2	2	2
Ángulo	40,18	34,49	125
Efecto Nugget	1,91	1	2,2
Pendiente	2,78 x10-5	1,36 x 10-5	3 x 10-5
Promedio Absoluto del Error	1,285	1,312	1,56

Tabla 17. Parámetros utilizados para la construcción del variograma experimental y para el ajuste al modelo teórico en el procedimiento de interpolación de las densidades de *L. berteroana*, encontradas durante el año 2019 en la Región de Atacama.

	Zona Norte	Zona Centro	Zona Sur
Variograma experimental			
Ancho de Lag:	4000	5000	4222
Distancia Máxima de Lag:	28000	30000	38000
Dirección:	90°	90°	0
N° de Lags:	7	6	9
Escala Vertical	5,59	4,75	6
Tolerancia:	30	30	90
Ajuste modelo Lineal			
Razón de Anisotropía	2	-	-
Ángulo	126,7	-	-
Efecto Nugget	4,61	0,8	2,8
Pendiente	1,19 x 10-5	-	6x10-5
Promedio Absoluto del Error	1,975	1,876	1,583
Ajuste modelo esférico			
Rango		10000	
Alcance		3,5	



Tabla 18. Resumen por pradera y por provincia de parámetros poblacionales de *Lessonia berteriana* estimados mediante métodos geoestadísticos en áreas de libre acceso de la Región de Atacama para el año 2017.

Pradera	Área (m ²)	Densidad Media (Ind/m ²)	Desv. est.	Abundancia (Ind)
III-01	82.699	3,36	0,30	277.925
III-02	610.392	2,49	0,73	1.513.585
III-03a	273.019	1,68	0,47	455.000
Chañaral	966.110	2,51	0,5	2.246.510
III-03b	221.850	2,59	1,49	570.159
III-04	771.509	2,65	0,71	2.025.809
III-05	472.796	2,50	0,66	1.183.673
III-06	384.518	0,90	0,43	345.624
III-07	492.030	0,76	0,21	373.542
III-08	469.480	1,81	0,54	850.201
III-09	310.918	1,52	0,17	471.969
Copiapó	3.123.101	1,82	0,60	5.820.977
III-10	697.284	1,93	0,93	1.346.991
III-11	957.774	2,01	0,22	1.923.114
III-12	758.623	1,96	0,34	1.484.893
III-13	1.083.735	2,18	0,35	2.366.093
III-14	137.701	1,29	0,04	178.137
III-15	405.598	1,36	0,05	550.880
Huasco	4.040.715	1,79	0,32	7.850.108



Tabla 19. Resumen por pradera y por provincia de parámetros poblacionales de *Lessonia berteroa* estimados mediante métodos geoestadísticos en áreas de libre acceso de la Región de Atacama para el año 2019.

Pradera	Área m ²	Densidad Media (Ind/m ²)	(Desv. est.)	Abundancia (Ind)
III-01	44.274	1,69	0,031	74.171
III-02	276.422	2,01	0,213	551.343
III-03a	180.847	2,51	0,076	451.140
Chañaral	501.543	2,07	0,107	1.076.654
III-03b	249.372	2,69	0,01	664.498
III-04	849.524	2,68	0,016	2.260.764
III-05	202.732	3,55	0,51	713.527
III-06	151.531	2,34	0,519	351.736
III-07	122.406	1,7	0,536	206.423
III-08	144.764	3,09	1,178	444.272
III-09	59.103	4,22	0,646	247.433
Copiapó	1.779.432	2,89	0,49	4.888.653
III-10	338.802	3,59	0,839	1.214.706
III-11	587.962	1,88	0,462	1.070.391
III-12	371.275	2,63	0,451	970.093
III-13	1.032.124	3,88	0,5	3.980.987
III-14	303.834	3,46	0,02	1.033.524
III-15	510.024	3,25	0,272	1.648.686
Huasco	3.144.021	3,115	0,424	9.918.387



Región de Coquimbo

- Coquimbo Norte

La distribución de la densidad de *Lessonia spicata* para la zona norte de la Región de Coquimbo, se modeló en base a información proveniente de un total de 28 estaciones de muestreo, obteniendo un modelo ráster de 2.000 celdas (100 filas, 20 columnas), cada una con una extensión de 942 m en el eje X y de 957 m en el eje Y. El modelo de variación espacial de la densidad se ajustó a un semivariograma lineal (Figura 36 y Figura 37 arriba) de acuerdo a los parámetros que se indican en la Tabla 20 para el año 2017 y Tabla 21 para el año 2018, donde se incluye también el Promedio Absoluto del Error.

- Coquimbo Centro

La distribución de la densidad de *Lessonia spicata* para la zona centro de la Región de Coquimbo, se modeló en base a información proveniente de un total de 13 estaciones de muestreo, obteniendo un modelo ráster de 1.100 celdas (100 filas, 11 columnas), cada una con una extensión de 775,6 m en el eje X y de 812,2 m en el eje Y.

El modelo de variación espacial de la densidad se ajustó a un semivariograma lineal (Figura 36 y Figura 37 centro) de acuerdo a los parámetros que se indican en la Tabla 20 para el año 2017 y la Tabla 21 para el año 2018, donde se incluye también el Promedio Absoluto del Error.

- Coquimbo Sur

La distribución de la densidad de *Lessonia spicata* para la zona sur de la Región de Coquimbo, se modeló en base a información proveniente de un total de 14 estaciones de muestreo, obteniendo un modelo ráster de 1300 celdas (100 filas, 13 columnas), cada una con una extensión de 734 m en el eje X y de 735 m en el eje Y.

El modelo de variación espacial de la densidad se ajustó a un semivariograma lineal (Figura 36 y Figura 37 abajo) de acuerdo a los parámetros que se indican en la Tabla para el año 2017 y Tabla 21 para el año 2018, donde se incluye también el Promedio Absoluto del Error.

Los datos de densidad modelados mediante el método de kriging ordinario permitieron estimar las abundancias totales de ejemplares de huiro negro dentro de cada pradera identificada en la costa de la Región de Coquimbo para el año 2017 (Tabla 22) y para el año 2019 (Tabla 23).



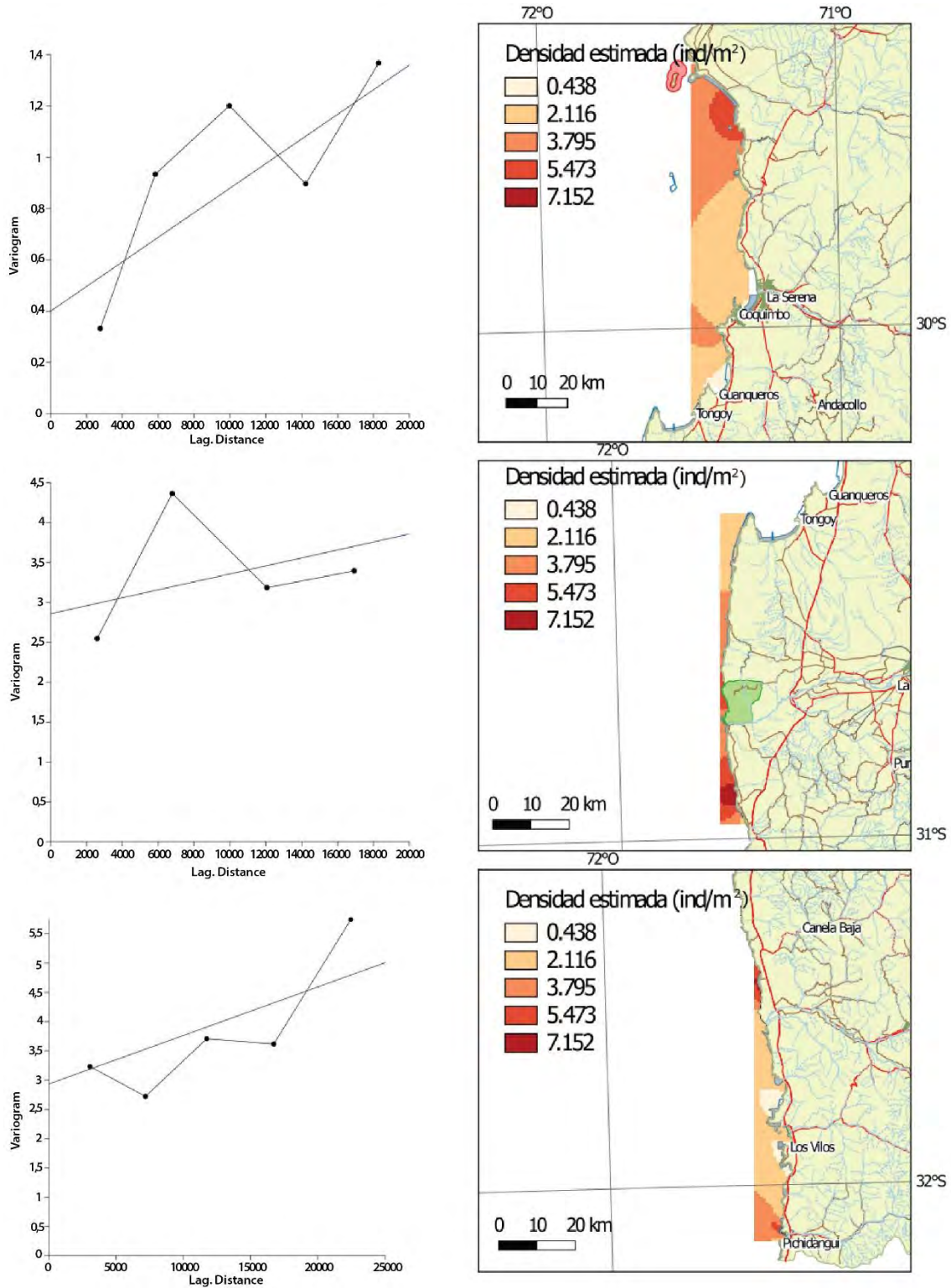


Figura 36. Se muestran a la izquierda los variogramas experimentales (línea negra) y sus modelos de ajuste lineal (línea azul) para los modelos de interpolación de kriging de la densidad de *Lessonia spicata* que se muestran a la derecha para las zonas norte (arriba), centro (centro) y sur (abajo) de la región de Coquimbo en el año 2017.

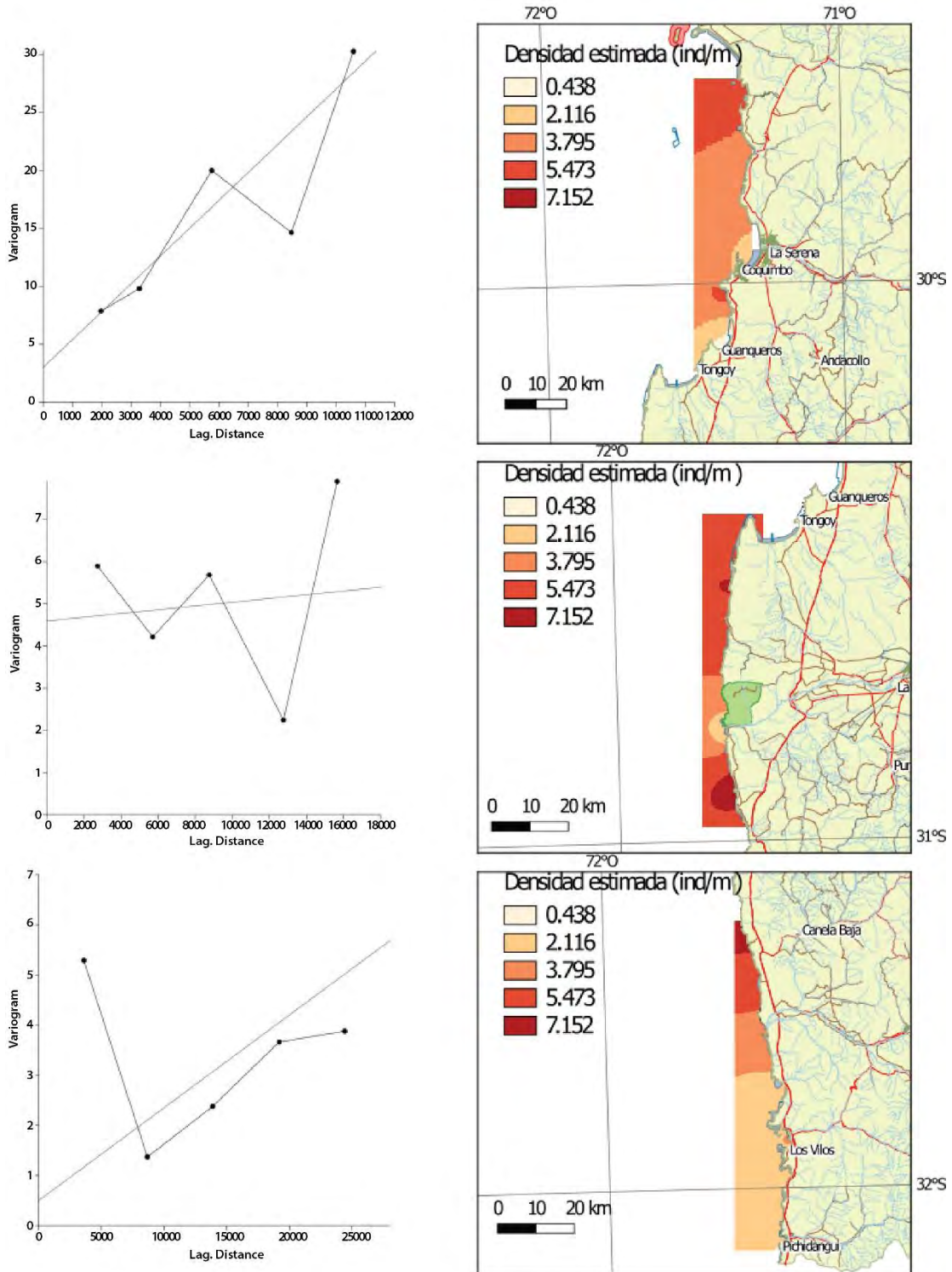


Figura 37. Se muestran a la izquierda los variogramas experimentales (línea negra) y sus modelos de ajuste lineal (línea azul) para los modelos de interpolación de kriging de la densidad de *Lessonia spicata* que se muestran a la derecha para las zonas norte (arriba), centro (centro) y sur (abajo) de la región de Coquimbo en el año 2018.

Tabla 20. Parámetros utilizados para la construcción del variograma experimental y para el ajuste al modelo teórico en el procedimiento de interpolación de las densidades de *L. spicata*, encontradas durante el año 2017 en la Región de Coquimbo.

	Zona Norte	Zona Centro	Zona Sur
Variograma experimental			
Ancho de Lag:	4000	5000	5000
Distancia Máxima de Lag:	20000	20000	25000
Dirección:	0°	0°	0°
N° de Lags:	5	4	5
Escala Vertical	1,4	4,5	5,75
Tolerancia:	90°	90°	90°
Ajuste modelo Lineal			
Razón de Anisotropía	1	1	2
Ángulo	0	0	135,9
Efecto Nugget	0,4	2,858	2,93
Pendiente	4,8 x 10-5	5x10-5	5,3 x 10-5
Promedio Absoluto del Error	0,555	2,361	1,77

Tabla 21. Parámetros utilizados para la construcción del variograma experimental y para el ajuste al modelo teórico en el procedimiento de interpolación de las densidades de *L. berteriana*, encontradas durante el año 2018 en la Región de Coquimbo.

	Zona Norte	Zona Centro	Zona Sur
Variograma experimental			
Ancho de Lag:	2400	3600	5600
Distancia Máxima de Lag:	12000	18000	28000
N° de Lags:	5	5	5
Escala Vertical	30.3	7,9	7
Dirección:	0°	90°	90°
Tolerancia:	90°	45°	60°
Ajuste modelo Lineal			
Razón de Anisotropía	1	2	1
Ángulo	0	12,37	0
Efecto Nugget	3	4,592	0,5
Pendiente	0,0024	2,254 x 10-5	1,85x10-4
Promedio Absoluto del Error	0,967	2,629	1,654



Tabla 22. Resumen por pradera y por provincia de parámetros poblacionales de *Lessonia spicata* estimados mediante métodos geoestadísticos en áreas de libre acceso de la Región de Coquimbo para el año 2017.

Pradera	Área (m ²)	Densidad Media (Ind/m ²)	Desv. est.	Abundancia (ind)
IV-01	167.012	4,247	0,077	709.589
IV-02	203.211	2,963	0,613	602.099
IV-03	380.404	1,685	0,229	640.908
IV-04	96.661	0,525	0,171	50.712
IV-05	282.233	2,279	0,502	643.257
IV-06	95.196	0,976	0,069	92.939
Elqui	1.224.717	2,11	0,227	2.739.505
IV-07	612.416	1,720	0,624	1.047.175
IV-08	1.008.425	4,009	1,244	4.021.293
Limarí	1.620.841	2,86	0,934	5.068.469
IV-09	1.692.168	4,25	0,672	7.150.826
IV-10	169.924	3,535	1,470	597.567
Choapa	1.862.092	3,85	1,516	7.748.393

Tabla 23. Resumen por pradera y por provincia de parámetros poblacionales de *Lessonia spicata* estimados mediante métodos geoestadísticos en áreas de libre acceso de la Región de Coquimbo para el año 2019.

Pradera	Área (m ²)	Densidad Media (Ind/m ²)	Desv. est.	Abundancia (ind)
IV-01	153.051	3,89	0,04	591.671
IV-02	292.382	3,98	0,21	1.157.159
IV-03	245.103	2,48	0,16	604.835
IV-04	180.026	1,56	0,38	279.148
IV-05	314.806	3,75	0,36	1.176.900
IV-06	85.857	1,42	0,24	120.982
Elqui	1.271.225	2,85	0,23	3.930.695
IV-07	351.828	4,53	0,683	3.086.471
IV-08	2.010.605	3,54	1,24	7.068.742
Limarí	2.362.433	4,04	0,962	10.155.213
IV-09	1.490.304	4,4	1,147	6.518.560
IV-10	30.493	1,23	0,233	37.253
Choapa	1.520.797	2,82	0,69	6.555.813



4.1.2.4 Estructura de tallas y relación talla-peso

- Estructura de tallas por Praderas Región de Atacama

La estructura poblacional en base al diámetro del disco de adhesión, indica que la mayoría de las praderas se encuentran mayormente dominadas por la fracción no cosechable, es decir, aquellas plantas donde el diámetro de disco es menor a los 20 cm. La fracción cosechable es considerablemente menor, alcanzando su mayor porcentaje en las praderas III-09 y III-14, mientras que los discos que presentan el diámetro se encuentran en la pradera III-15, alcanzando los 84 cm (Figura 38). La pradera III-09 presenta valores de 18,50, 11,00 y 28,75 cm para la mediana, primer y tercer cuartil, respectivamente, mientras que para la pradera III-14, los valores alcanzados son 23,50, 19,75 y 30,75 cm, respectivamente (Tabla 24).

Centrándonos en la fracción no cosechable, se observan que en las praderas III-01 y la pradera III-03 alcanzan un máximo de 91% y 92% respectivamente. En el caso de la pradera III-01 es una de las praderas con una cantidad de individuos considerablemente menor, en comparación a otras praderas (N= 53) cuyos valores para el primer cuartil, tercer cuartil y la mediana fueron 10,00; 7,00 y 14,50 cm respectivamente. En cuanto a la pradera III-03 la cual es una de las praderas que posee una gran mayoría de individuos (N=104) cuyos valores para el primer cuartil, tercer cuartil y la mediana fueron de 4,00; 2,00 y 11,75 cm respectivamente. Cabe destacar que en dichas praderas el máximo diámetro de disco alcanzado fue de 33 cm para la pradera III-01 y 30 cm para la pradera III-03 siendo en ambas praderas los valores más pequeños en comparación a las praderas restantes (Tabla 24, Tabla 25, Figura 38).

De lo anterior se puede inferir una relación existente entre los mayores diámetros de disco en las praderas del centro sur y sur de la región, donde los valores máximos de diámetro de disco logran alcanzar los 84 cm en las praderas ubicadas al sur específicamente en la pradera III-15, en contraste en el norte de la región alcanzan los 38 cm en la pradera III-02. Sin embargo, cabe destacar que en la pradera III-05 en el norte de la región se presenta un valor atípicamente alto respecto del resto de los discos, alcanzando los 58 cm en el norte de la región (Figura 38).



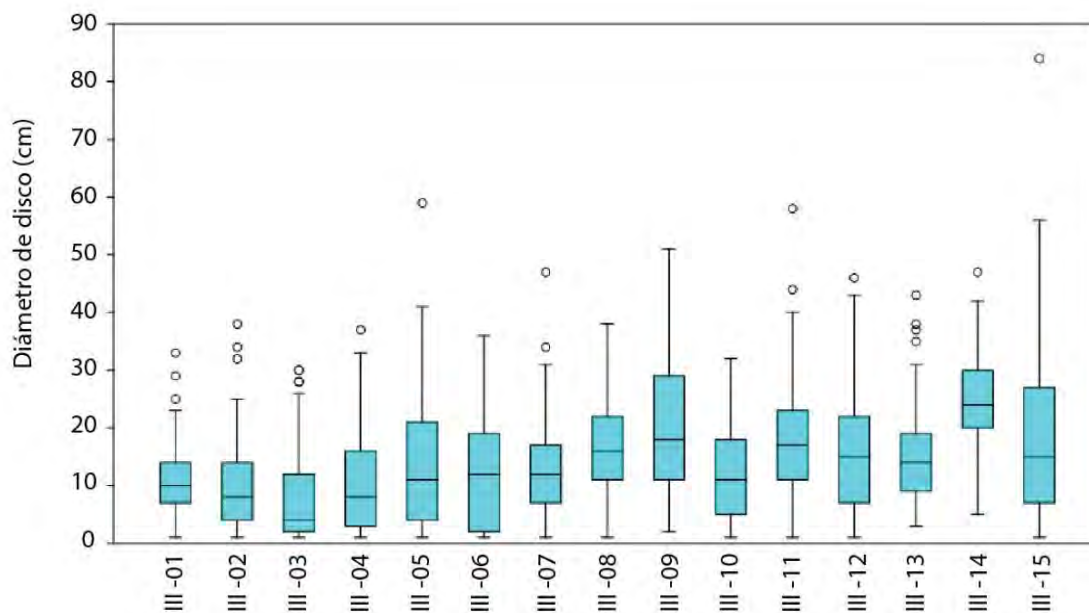


Figura 38. Diagrama de la estructura de tallas de las praderas de huiro negro *L. berteriana* de la Región de Atacama para el año 2017. Se presenta la mediana, primer y tercer cuartil, mínimos y máximos además de los outliers.

Tabla 24. Estadísticos de la estructura de tallas de las praderas de huiro negro *L. berteriana* en la Región de Atacama para el año 2017.

Pradera	N	Mediana	Primer cuartil	Tercer cuartil	Mínimo	Máximo
III-01	53	10,00	7,00	14,50	1	33
III-02	118	8,00	4,00	14,00	1	38
III-03	104	4,00	2,00	11,75	1	30
III-04	157	8,00	2,50	16,00	1	37
III-05	80	11,50	4,00	21,00	1	59
III-06	72	12,00	2,00	18,75	1	36
III-07	34	12,00	6,00	17,50	1	47
III-08	65	17,00	12,00	22,50	1	38
III-09	56	18,50	11,00	28,75	2	51
III-10	62	11,00	5,00	18,25	1	32
III-11	135	17,00	11,00	23,00	1	58
III-12	107	15,00	7,00	22,00	1	46
III-13	141	14,00	8,50	19,00	3	43
III-14	34	23,50	19,75	30,75	5	47
III-15	76	15,00	7,00	26,75	1	84

Tabla 25. Estructura poblacional, expresada en porcentaje, en función del diámetro de adhesión de *L. berteriana* por cada pradera. Región de Atacama para el año 2017.

Caracterización estructura de tallas															
	III 01	III 02	III 03	III 04	III 05	III 06	III 07	III 08	III 09	III 10	III 11	III 12	III 13	III 14	III 15
N	53	118	104	157	80	72	34	65	56	62	135	107	141	34	76
Fracción recluta	17	28	54	36	29	38	24	2	9	16	12	13	8	0	16
Fracción juvenil	74	59	38	48	44	43	56	63	45	61	53	59	70	24	47
Fracción adulta	9	13	9	17	28	19	21	35	46	23	35	28	23	76	37

En cuanto a la evaluación de *L. berteriana* de la Región de Atacama para el año 2019, los resultados indican que la estructura poblacional de las praderas basada en el diámetro del disco de adhesión se encuentra mayoritariamente dominada por la fracción no cosechable. La fracción cosechable es considerablemente menor, siendo mayor en las praderas III-05 y III-07, donde se observan plantas alcanzando diámetros de disco de 50 cm y 60 cm respectivamente. En cuanto a la fracción no cosechable, se observa que la pradera III-01 presenta los menores diámetros de disco, alcanzando tallas menores a los 20 cm en el 96% de las mediciones, siendo los 21 cm la máxima talla encontrada (Figura 39 Tabla 26).

Los resultados obtenidos en la caracterización de estructura de tallas en las praderas de la Región de Atacama durante el año 2019 señalan que las mayores fracciones cosechables (fracción adulta, diámetro de disco > 20,00 cm) se encuentran en las praderas III-05, III-07, III-09, III-11 y III-12, representando el 38, 36, 35, 36 y 34% de la población en cada caso (Tabla 27).

La fracción recluta menor se encuentra en la zona norte de la Región, considerando un 4, 19, 9, 16 y 13% para las praderas III-01, III-02, III-03, III-04 y III-06, respectivamente. Por otro lado, la fracción recluta mayor se encuentra desde la pradera III-07 hacia el sur de la Región, con excepción de la pradera III-14, que posee un 8% de la población en su fracción recluta. Es importante destacar que el mayor porcentaje de la población se encuentra dentro de la fracción juvenil para todas las praderas, exceptuando la pradera III-08 y III-09, en donde la fracción recluta posee un 68% de la población para III-08, mientras que la pradera III-09 tiene un 35% en la fracción adulta (Tabla 27).

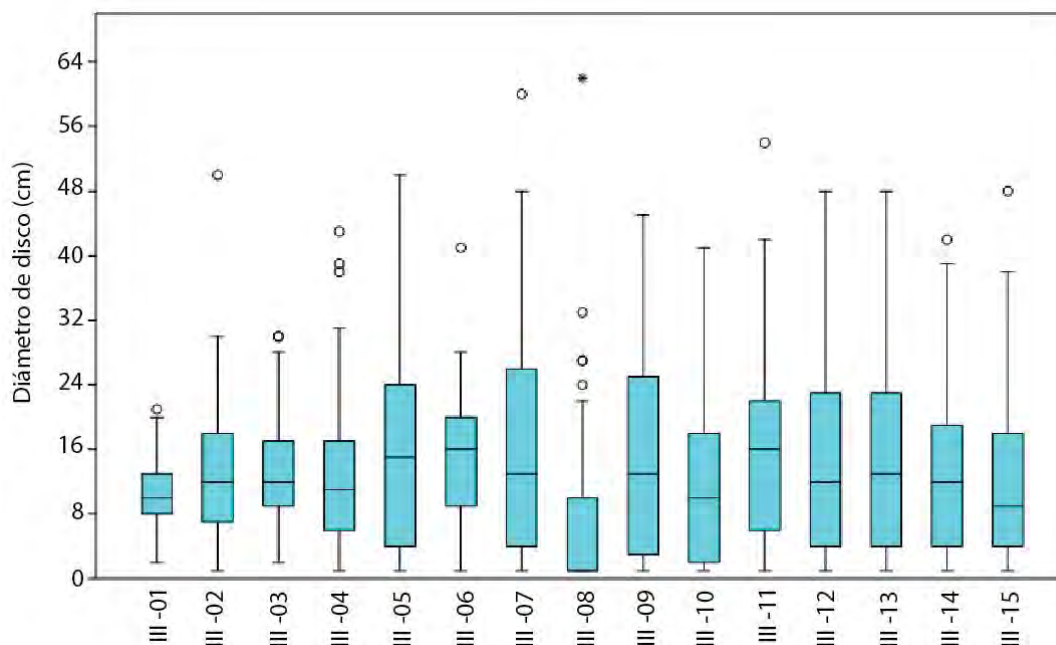


Figura 39. Diagrama de la estructura de tallas de las praderas de huiro negro *L. berteroa* de la Región de Atacama para el año 2019. Se presenta la mediana, primer y tercer cuartil, mínimos y máximos, además de los outliers. El asterisco indica diferencias significativas.

Tabla 26. Estadísticos de la estructura de tallas de las praderas de huiro negro (*L. berteroa*) en la Región de Atacama para el año 2019. Fuente:

Pradera	N	Mediana	Primer cuartil	Tercer cuartil	Mínimo	Máximo
III-01	53	10,00	8,00	13,50	2	21
III-02	69	12,00	7,00	18,50	1	50
III-03	114	12,00	9,00	17,00	2	30
III-04	170	11,00	6,00	17,00	1	43
III-05	66	15,00	3,75	24,25	1	50
III-06	30	16,00	8,75	20,00	1	41
III-07	42	12,50	4,00	26,50	1	60
III-08	77	1,00	1,00	10,50	1	62
III-09	77	13,00	3,00	25,50	1	45
III-10	60	11,00	2,00	17,75	1	41
III-11	138	16,00	6,00	22,00	1	54
III-12	125	12,00	4,00	23,00	1	48
III-13	195	13,00	4,00	23,00	1	48
III-14	60	12,00	4,00	18,75	1	42
III-15	129	9,00	4,00	18,00	1	48

Tabla 27. Estructura poblacional, expresada en porcentaje, en función del diámetro de adhesión de *L. berteroana* por cada pradera. Región de Atacama para el año 2019.

Caracterización estructura de tallas															
	III 01	III 02	III 03	III 04	III 05	III 06	III 07	III 08	III 09	III 10	III 11	III 12	III 13	III 14	III 15
N	53	69	11 4	17 0	66	30	42	77	77	60	13 8	12 5	19 5	60	12 9
Fracción Recluta	4	19	9	16	26	13	26	68	32	42	22	29	25	8	29
Fracción juvenil	92	61	79	67	36	60	38	21	32	40	42	37	44	48	51
Fracción adulta	4	20	12	17	38	27	36	12	35	18	36	34	31	23	19

- Estructura de tallas por Provincia. Región de Atacama

En lo que respecta a las provincias de la Región de Atacama, es posible observar que en Huasco se encuentran los ejemplares de *L. berteroana* que poseen un mayor diámetro de disco para el año 2017 con un máximo de 84,00 cm, siendo su mediana de 16,00 cm. Mientras que para el año 2019 el valor máximo del diámetro de disco fue de 54,00 cm y su mediana fue de 13,00 cm, encontrándose diferencias significativas entre ambos años ($p=4,39E-07$) (Figura 40 y Tabla 28).

La provincia de Copiapó alcanzó en el año 2019 el segundo valor más alto de diámetro de disco con máximo de 62 cm, mientras que para el año 2017 el valor máximo fue de 59 cm, siendo sus medianas de 12,00 y 11,00 cm, respectivamente, no encontrándose diferencias significativas entre ambos periodos de tiempo (Figura 40 y Tabla 28).

Por último, la provincia de Chañaral presenta el valor de mediana y valor máximo de diámetro de disco más bajo en comparación a las otras provincias, siendo de 7,00 y 38,00 cm, respectivamente, ambos para el año 2017; mientras que para el año 2019 presenta una mediana de 12,00 cm y un valor máximo de diámetro de disco de 50,00 cm, encontrándose diferencias significativas entre ambos periodos de tiempo ($p= 2,64E-8$) (Figura 40, Tabla 28)

En términos generales, el mayor porcentaje de la población para todas las provincias en ambos años se encuentra en la fracción juvenil; mientras que la menor fracción recluta para el año 2017 se encuentra en Huasco con un 10%, y para el año 2019 se encuentra en Chañaral con un 11% de la población. Por otro lado, la menor fracción adulta fue encontrada en la provincia de Chañaral para ambos periodos de tiempo con un 10 y 13% para el año 2017 y 2019, respectivamente. La fracción recluta de esta provincia es de un 36% para el año 2017, disminuyendo a un 11% para el año 2019, sin embargo, la fracción adulta varía



de un 10 a un 13% de año a año. En cuanto a la fracción juvenil, esta aumenta de un 54% en el año 2017 a un 76% en el año 2019 (Tabla 29).

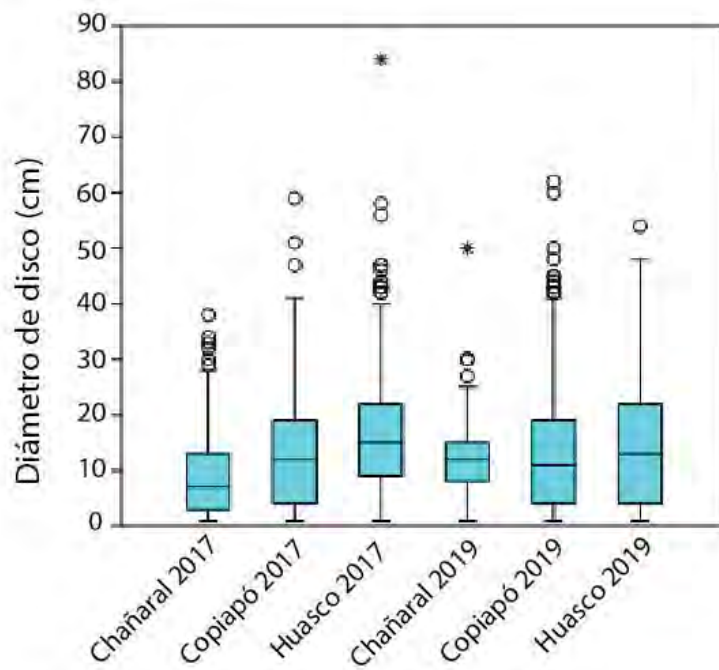


Figura 40. Diagrama de la estructura de tallas de las provincias de huiro negro *L. berteroana* de la Región de Atacama para los años 2017 y 2019, presentando la mediana, primer y tercer cuartil, mínimos y máximos además de los outliers. El asterisco indica diferencias significativas.

Tabla 28. Estadísticos de la estructura de tallas de huiro negro *L. berteroana* por provincia de la Región de Atacama para los años 2017 y 2019. El p valor representa la significancia estadística en la comparación entre provincias para ambos periodos de tiempo.

Provincia	Año	N	Mediana		Primer cuartil	Tercer cuartil	Mínimo	Máximo
				p valor				
Chañaral	2017	244	7,00	2,65E-08	3,00	13,00	1	38
	2019	176	12,00		8,00	15,00	1	50
Copiapó	2017	505	12,00	0,572	4,00	19,00	1	59
	2019	549	11,00		4,00	19,00	1	62
Huasco	2017	532	15,00	4,39E-07	9,00	22,00	1	84
	2019	680	13,00		4,00	21,75	1	54

En cuanto a la provincia de Copiapó, esta muestra que las distintas fracciones de la población son similares para ambos años. La fracción recluta para el año 2017 es de 27% y para el año 2019 es de 28%, mientras que la fracción juvenil se mantiene al 49% de la población para ambos periodos de tiempo. De la misma forma, la fracción cosechable corresponde al 24% en el año 2017 y al 23% en el año 2019 de la población total (Tabla 29).

Por último, la provincia de Huasco muestra el menor porcentaje de la fracción recluta de la población para el año 2017 con un 10%, mientras que su fracción adulta representa al 33% de la población y la fracción juvenil un 57%. En cuanto al año 2019, se observa que la fracción recluta aumenta considerablemente a un 27% y la fracción juvenil contiene al 44% de la población. Por otro lado, la fracción cosechable disminuye a un 29% de la población total para el año en cuestión (Tabla 29).

Tabla 29. Estructura poblacional, expresada en porcentaje, en función del diámetro del disco de adhesión de *L. berteroana* para la Región de Atacama para los años 2017 y 2019.

Caracterización estructura de tallas						
	2017			2019		
	Chañaral	Copiapó	Huasco	Chañaral	Copiapó	Huasco
N	244	505	532	176	549	680
Fracción recluta	36	27	10	11	28	27
Fracción juvenil	54	49	57	76	49	44
Fracción adulta	10	24	33	13	23	29

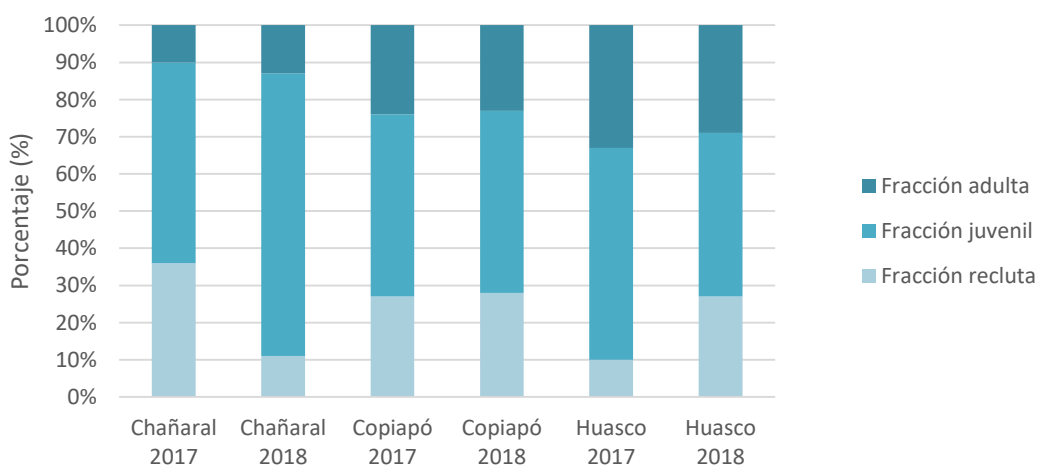


Figura 41 Porcentaje acumulado de la estructura poblacional de las provincias de la Región de Atacama para los años 2017 y 2019.



Relación Longitud- peso

- Región de Atacama

De la base de datos empleada para la relación talla-peso, los diámetros de disco empleados en el análisis fluctuaron entre los 4,00 y 38,00 cm, mientras que los pesos variaron entre 0,11 y 17,7 Kg. De acuerdo con los análisis, los valores se ajustaron de mejor forma a una relación potencial, obteniéndose un R² de 0,8773. Por otro lado, los valores estimados de los parámetros de la relación fueron de 0,0124 y 2,0063 para a y b respectivamente (Figura 42).

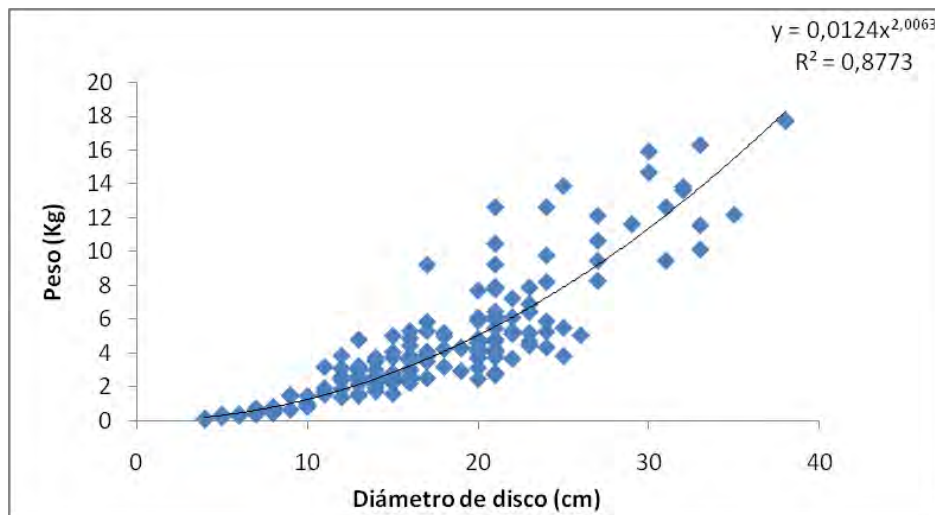


Figura 42. Relación talla-peso de huiro negro *Lessonia berteriana*. Región de Atacama.

- Estructura de tallas por Praderas Región de Coquimbo

Los resultados obtenidos para las praderas de la Región de Coquimbo para el año 2017 indican que los discos de adhesión con menor diámetro se encuentran en las praderas IV-01 y IV-08, siendo sus medianas 7,00 y 8,00 cm, respectivamente; mientras que sus valores máximos fueron de 56,00 cm para IV-01 y de 117,00 cm para IV-08, considerando valores de primer y tercer cuartil de 2,00 y 18,00 y 1,00 y 19,00 cm, respectivamente (Figura 43; Tabla 30).

Por otro lado, las praderas IV-04 y IV-06 son aquellas que presentan los valores de diámetro de disco mayores en relación con sus medianas (IV-04 = 21,00 y IV-06 = 24,00 cm). El valor mínimo de disco encontrado en IV-04 fue de 7,00 cm y el máximo fue 8,00 cm; en tanto, en la pradera IV-06 se observó un mínimo de 8,00 y un máximo de 44,00 cm (Figura 43; Tabla 30).



La estructura población de *L. berteroana* para el año 2017, demuestra que las praderas que se encuentran en la zona centro norte de la Región contienen al menor porcentaje de la población en la fracción recluta siendo las praderas IV-03, IV-04, IV-05 y IV-06 con un 3, 0, 7 y 0% de la población, respectivamente. Asimismo, contienen al mayor porcentaje de la fracción adulta, correspondiendo un 46, 59, 43 y 57% para cada caso (Tabla 31).

Por otro lado, las praderas IV-01, IV-02 y IV-08 son aquellas que poseen el menor porcentaje de la población contenida en la fracción adulta, siendo esta de un 19% para las dos primeras y un 21% para la IV-08. Además, la fracción recluta contenida en estas praderas es la mayor encontrada para toda la Región de Coquimbo, en donde la IV-01 y IV-08 concentran el 40% de la población y la pradera IV-02 un 29%; mientras tanto, la fracción juvenil contiene al 41, 52 y 38% de la población, respectivamente (Tabla 31).

Por último, las praderas IV-07, IV-09 y IV-10 contienen en su fracción recluta al 18, 15 y 13% de la población, respectivamente; mientras que la fracción adulta corresponde al 28, 25 y 42% de la población para cada caso. La estructura población de *L. berteroana* para el año 2017, demuestra que las praderas que se encuentran en la zona centro norte de la Región contienen al menor porcentaje de la población en la fracción recluta siendo las praderas IV-03, IV-04, IV-05 y IV-06 con un 3, 0, 7 y 0% de la población, respectivamente. Asimismo, contienen al mayor porcentaje de la fracción adulta, correspondiendo un 46, 59, 43 y 57% para cada caso (Tabla 31).

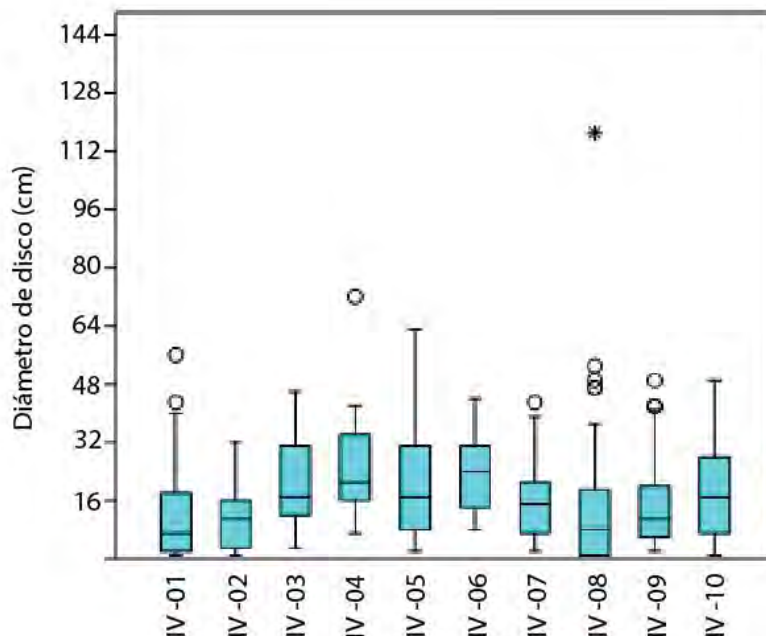


Figura 43. Diagrama de la estructura de tallas de las praderas de huiro negro *L. berteroana* de la Región de Coquimbo para el año 2017. Se presenta la mediana, primer y tercer cuartil, mínimos y máximos además de los outliers. Asterisco indica diferencias significativas.



Tabla 30. Estadísticos de la estructura de tallas de las praderas de huiro negro *L. berteriana* en la Región de Coquimbo para el año 2017.

Pradera	N	Mediana	Primer cuartil	Tercer cuartil	Mínimo	Máximo
IV-01	85	7,00	2,00	18,00	1	56
IV-02	79	11,00	3,00	16,00	1	32
IV-03	37	17,00	12,00	31,50	3	46
IV-04	22	21,00	15,75	34,25	7	72
IV-05	68	17,00	8,00	29,75	2	63
IV-06	21	24,00	13,50	31,50	8	44
IV-07	50	14,50	6,75	21,50	2	43
IV-08	131	8,00	1,00	19,00	1	117
IV-09	169	11,00	6,00	19,50	2	49
IV-10	24	17,50	7,00	27,75	1	49

Tabla 31. Estructura poblacional, expresada en porcentaje, en función del diámetro de adhesión de *L. berteriana* por cada pradera. Región de Coquimbo para el año 2017.

Caracterización estructura talla										
	IV-01	IV-02	IV-03	IV-04	IV-05	IV-06	IV-07	IV-08	IV-09	IV-10
N	85	79	37	22	68	21	50	131	169	24
Fracción recluta	40	29	3	0	7	0	18	40	15	13
Fracción juvenil	41	52	51	41	50	43	54	38	60	46
Fracción adulta	19	19	46	59	43	57	28	21	25	42

En el caso de los resultados obtenidos en las praderas para el año 2019, los diámetros de disco mayores, en relación con sus medianas, se encontraron en IV-03 con 27,00 cm y en IV-04 con 26,00 cm, presentando valores máximos de 42,00 y 92 cm. Aun así, el segundo valor máximo de diámetro de disco fue encontrado en IV-09 con 83,00 cm (Figura 44; Tabla 32).

Los discos con menor diámetro se encontraron en las praderas IV-05, IV-07 y IV-09, en donde sus medianas fueron de 9,00, 10,00 y 10,50 cm, respectivamente. La pradera IV-05 muestra un primer cuartil de 4,00 y un tercer cuartil de 20,00 cm; mientras que su valor máximo de diámetro de disco fue de 34,00 cm. En lo que respecta la pradera IV-07, su



primer cuartil es de 4,75 y el tercero de 17,25 cm, con un diámetro máximo de disco de 36,00 cm. Por último, la pradera IV-09 cuenta con 5,00 y 17,00 cm en su primer y tercer cuartil, respectivamente y considera un valor máximo de diámetro de disco de 83,00 cm (Figura 44; Tabla 32).

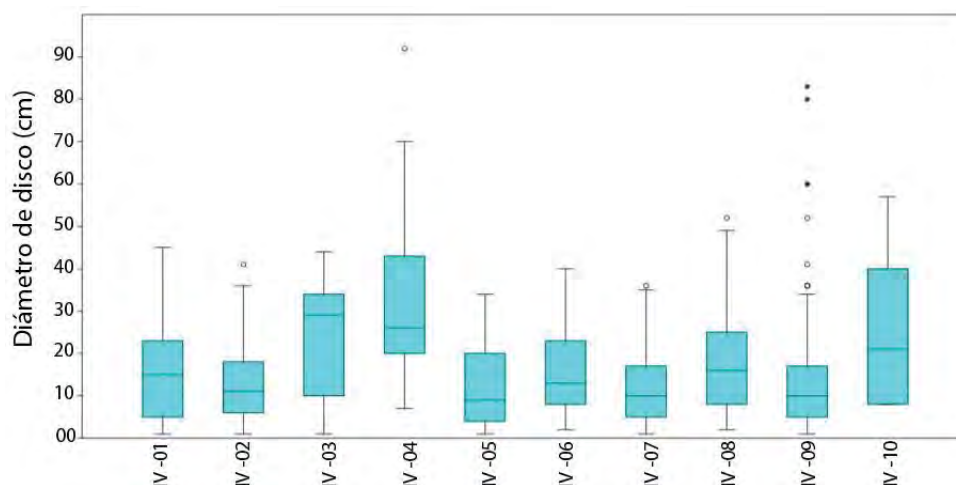


Figura 44. Diagrama de la estructura de tallas de las praderas de huiro negro *L. berteroaana* de la Región de Coquimbo para el año 2019. Se presenta la mediana, primer y tercer cuartil, mínimos y máximos y/u outliers. El Asterisco indica diferencias significativas.

Tabla 32. Estadísticos de la estructura de tallas de las praderas de huiro negro *L. berteroaana* en la Región de Coquimbo para el año 2019.

Pradera	N	Mediana	Primer cuartil	Tercer cuartil	Mínimo	Máximo
IV-01	110	15	6,00	22,00	1	45
IV-02	62	11	6,00	18,00	1	41
IV-03	18	27	9,00	34,25	1	44
IV-04	25	26	20,00	39,00	7	92
IV-05	81	9	4,00	20,00	1	34
IV-06	35	13	8,00	23,00	2	40
IV-07	106	10	4,75	17,25	1	36
IV-08	160	14,5	8,00	23,75	2	52
IV-09	202	10,5	5,00	17,00	1	83
IV-10	11	21	8,00	40,00	8	57

En cuanto a la estructura poblacional para las praderas de la Región de Coquimbo en el año 2019, es posible observar que IV-04, IV-06 y IV-10 concentran los menores porcentajes de la población con un 0% para IV-04 y IV-10 y con un 6% para IV-06, mientras que su fracción

juvenil representa al 20, 60 y 45% de la población, respectivamente. Por otro lado, la fracción adulta de la pradera IV-04 es la mayor encontrada para toda la región, conteniendo al 80% de la población (Tabla 33).

Las praderas IV-01, IV-05, IV-07 y IV-09 concentran los mayores porcentajes de la fracción recluta de toda la Región, con un 30, 26, 25 y 24% en cada caso. Mientras que la fracción adulta representa un 23 y 26% para IV-01 y IV-05 y un 20% para IV-07 y IV-09. Por otro lado, la fracción juvenil contiene al 47 y 48% para las dos primeras y un 56% para las dos últimas (Tabla 33).

Tabla 33. Estructura poblacional, expresada en porcentaje, en función del diámetro de adhesión de *L. berteroana* por cada pradera de la Región de Coquimbo para el año 2019.

Caracterización estructura talla										
	IV-01	IV-02	IV-03	IV-04	IV-05	IV-06	IV-07	IV-08	IV-09	IV-10
N	110	62	18	25	81	35	106	160	202	11
Fracción recluta	30	19	17	0	26	6	25	14	24	0
Fracción juvenil	47	58	11	20	48	60	56	54	56	45
Fracción adulta	23	23	61	80	26	34	20	33	20	55

- Estructura de tallas por Provincias Región de Coquimbo

Considerando la agrupación por provincias durante el año 2017 y 2019, se destaca que el máximo valor de diámetro de disco se encontró en la provincia del Limarí, alcanzando los 117 cm para el año 2017, no así para el año 2019, donde la provincia que obtuvo el máximo diámetro de disco fue Elqui con 92 cm. Por otro lado, el menor diámetro máximo fue encontrado en Choapa en el año 2017, siendo de 49 cm. Para la provincia de Limarí, los valores de la mediana fueron de 8,00 cm para el año 2017 y 12,50 cm para el año 2019, existiendo diferencias significativas para la medida de tendencia central en esta provincia. En el caso de las provincias del Elqui y del Choapa, se observa que no hay diferencias significativas entre campañas (Figura 45, Tabla 34).

El mayor porcentaje de la fracción cosechable fue encontrado en la provincia del Elqui con un 32% para el año 2017, mientras que para el año 2019, esta fracción alcanzó el 36%. La fracción no cosechable tiene sus mayores porcentaje en la provincia de Limarí para el año 2017 con un 77%; y en la provincia de Choapa, con un 76% para el año 2019 (Tabla 35, Figura 46).



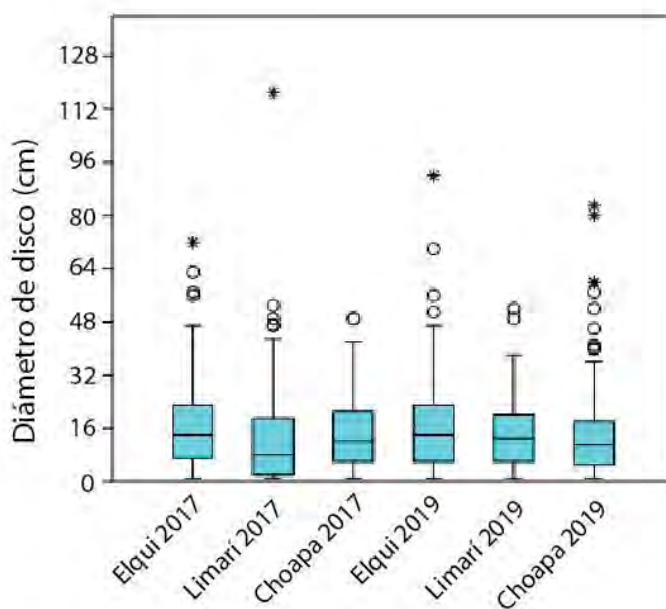


Figura 45. Diagrama de la estructura de tallas de las provincias de huiro negro *L. berteriana* de la Región de Coquimbo para los años 2017 y 2019, presentando la mediana, primer y tercer cuartil, mínimos y máximos además de los outliers. El asterisco indica diferencias significativas.

Tabla 34. Estadísticos de la estructura de tallas de huiro negro *L. berteriana* por provincia de la Región de Coquimbo para los años 2017 y 2019. El p valor representa la significancia estadística en la comparación entre provincias para ambos periodos de tiempo.

Provincia	Año	N	Mediana		1er cuartil	3er cuartil	Mín	Máx
				p valor				
Elqui	2017	344	14,00	0,648	7,00	23,00	1	72
	2019	286	14,00		6,00	23,00	1	92
Limarí	2017	149	8,00	0,001	2,00	19,00	1	117
	2019	266	12,50		6,00	20,00	1	52
Choapa	2017	193	12,00	0,107	6,00	21,00	1	49
	2019	213	11,00		5,00	18,00	1	83



Tabla 35. Estructura poblacional, expresada en porcentaje, en función del diámetro de adhesión de *L. berteroana* por cada pradera para la Región de Coquimbo para los años 2017 y 2019.

Caracterización estructura de tallas						
	2017			2019		
	Elqui	Limarí	Choapa	Elqui	Limarí	Choapa
N	344	149	193	286	266	213
Fracción recluta	19	40	15	19	18	23
Fracción juvenil	49	36	59	45	55	55
Fracción adulta	32	23	27	36	27	22

Para la estructura poblacional de *L. berteroana* para las provincias de la Región de Coquimbo se observa, en términos generales, que el mayor porcentaje se encuentra concentrado en la fracción juvenil en ambos periodos de tiempo. De todas formas, es la provincia de Elqui la que muestra el mayor porcentaje retenido en la fracción cosechable de la población (Tabla 35, Figura 46).

Los resultados indican que la provincia del Limarí presenta, para el año 2017, el mayor porcentaje de la población en su fracción recluta con un 40%, mientras que para el año 2019 muestra una disminución considerable en esta fracción con un 18% de la población, mostrando un alza la fracción juvenil, que aumenta de un 36 a un 55%, mientras que la fracción adulta no muestra grandes variaciones, aumentando de un 23 a un 27% de un año a otro (Tabla 35, Figura 46).

Por último, la provincia de Choapa indica que el año 2017 la población se contiene en un 19% dentro de la fracción recluta, siendo el menor porcentaje encontrado y aumentando a un 23% para el año 2019. Mientras tanto, la fracción juvenil disminuye de un 59% en el año 2017 a un 55% para el año 2019. Caso similar se observa dentro de la fracción adulta, en donde existe una disminución de un 27% de la población a un 22% de ella (Tabla 35, Figura 46).

- Relación talla-peso Región de Coquimbo

De la base de datos empleada para la relación talla-peso, los diámetros de disco empleados en el análisis fluctuaron entre los 3,00 y 61,00 cm, mientras que los pesos variaron entre 0,14 y 89,50 Kg. De acuerdo con los análisis, los valores se ajustaron de mejor forma a una relación potencial, obteniéndose un R² de 0,8205. Por otro lado, los valores estimados de los parámetros de la relación fueron de 0,0029 y 2,5814 para a y b respectivamente (Figura 47).



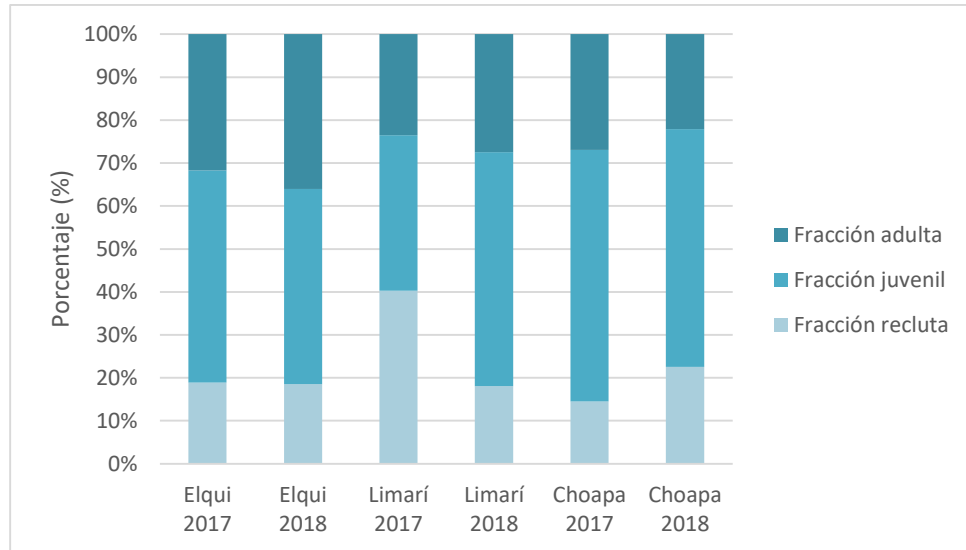


Figura 46. Porcentaje acumulado de la estructura poblacional de las provincias de la Región de Coquimbo para los años 2017 y 2019.

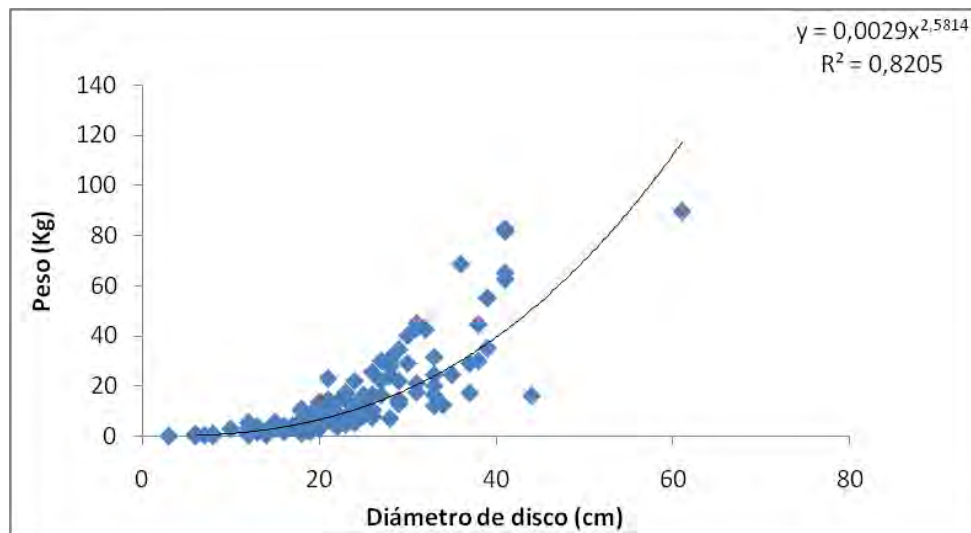


Figura 47. Relación talla-peso de huiro negro *Lessonia spicata*, en la Región de Coquimbo



4.1.2.5 Estimación de Biomasa total y cosechable

- Región de Atacama

Las estimaciones de biomasa en la región de Atacama durante la primavera de 2017, a partir del análisis por pradera, dan cuenta de valores dispares, conteniendo las menores magnitudes en aquellas ubicadas en el sector norte de la región, entre las provincias de Chañaral y Copiapó, con valores que no superan las 6.000 toneladas por pradera, mientras que las praderas ubicadas al sur de la región, en la provincia de Huasco, concentran las mayores biomásas, comprendiendo en su conjunto el 58% de la biomasa regional (Tabla 36, Figura 48).

Tabla 36. Estimados de biomasa de huiro negro *Lessonia berteroana* por pradera, en la Región de Atacama, durante primavera de 2017.

Provincia	Pradera	Superficie (m ²)	Abundancia total (ind)	Biomasa total (t)	Biomasa cosechable (t)
Chañaral	III_01	82.699	277.925	608	234
Chañaral	III_02	610.392	1.513.585	2.859	1.515
Chañaral-Copiapó	III_03	494.869	1.025.159	1.442	747
Copiapó	III_04	771.509	2.025.809	4.798	2.883
Copiapó	III_05	472.796	1.183.673	5.127	4.094
Copiapó	III_06	384.518	345.624	952	557
Copiapó	III_07	492.030	373.542	1.371	931
Copiapó	III_08	469.480	850.201	3.830	2.488
Copiapó	III_09	310.918	471.969	3.076	2.581
Huasco	III_10	697.284	1.346.991	4.020	2.678
Huasco	III_11	957.774	1.923.114	10.123	7.519
Huasco	III_12	758.623	1.484.893	6.636	4.692
Huasco	III_13	1.083.735	2.366.093	8.249	4.783
Huasco	III_14	137.701	178.137	1.593	1.483
Huasco	III_15	405.598	550.880	3.602	3.116

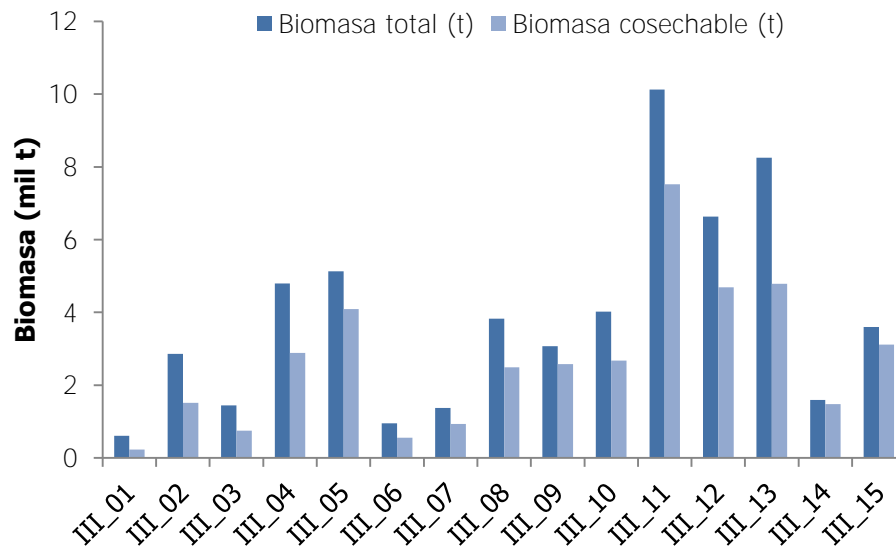


Figura 48. Estimados de biomasa de huiro negro *Lessonia berteriana* por pradera, en la Región de Atacama, durante primavera de 2017.

La biomasa estimada, desde el enfoque provincial y tal como se observa en los valores por pradera, permiten dar cuenta de las mayores magnitudes en la provincia de Huasco, superando las 34.000 toneladas y representando más del 50% de la biomasa regional. Por otra parte, las provincias de Copiapó y Chañaral alcanzan alrededor de las 20.000 y 4.000 toneladas respectivamente (Figura 49).

Las biomاسas estimadas para la Región de Atacama, durante el otoño de 2019, dan cuenta de una menor variación latitudinal respecto de la temporada primavera 2017, con valores fluctuando aproximadamente entre 120 y 6.000 toneladas, con excepción de la pradera III_13 en la provincia de Huasco, la cual supera las 16.000 toneladas (Tabla 37, Figura 50), representando el cerca del 30% de la biomasa regional.

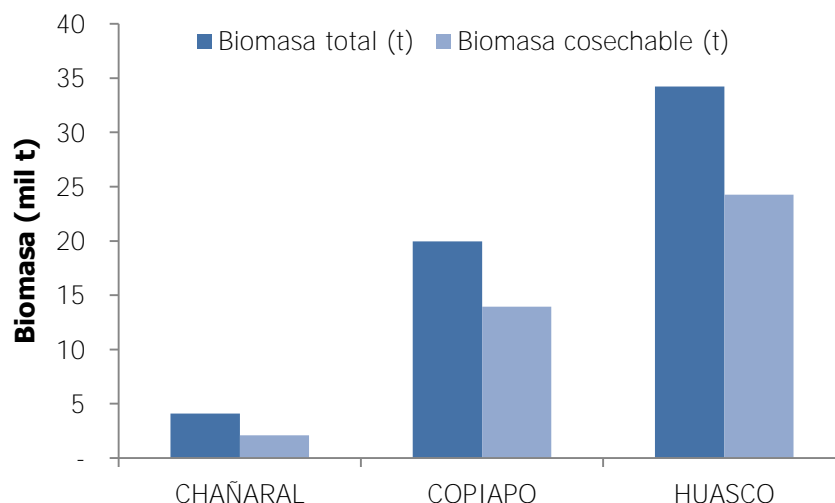


Figura 49. Estimados de biomasa de huiro negro *Lessonia berteroana* por provincia, en la Región de Atacama, durante primavera de 2017.

Tabla 37. Estimados de biomasa de huiro negro *Lessonia berteroana* por pradera, en la Región de Atacama, durante otoño de 2019.

Provincia	Pradera	Superficie (m ²)	Abundancia Total (ind)	Biomasa total (t)	Biomasa cosechable (t)
Chañaral	III_01	44.274	74.171	121	15
Chañaral	III_02	276.422	551.343	1.665	985
Chañaral-Copiapó	III_03	430.219	1.115.638	2.836	1.002
Copiapó	III_04	849.524	2.260.764	6.094	3.273
Copiapó	III_05	202.732	713.527	3.760	3.219
Copiapó	III_06	151.531	351.736	1.365	816
Copiapó	III_07	122.406	206.423	1.318	1.176
Copiapó	III_08	144.764	444.272	867	639
Copiapó	III_09	59.103	247.433	1.311	1.122
Huasco	III_10	338.802	1.214.706	3.613	2.350
Huasco	III_11	587.962	1.070.391	4.726	3.606
Huasco	III_12	371.275	970.093	4.188	3.526
Huasco	III_13	1.032.124	3.980.987	16.207	12.589
Huasco	III_14	303.834	1.033.524	3.501	2.388
Huasco	III_15	510.024	1.648.686	4.585	3.025

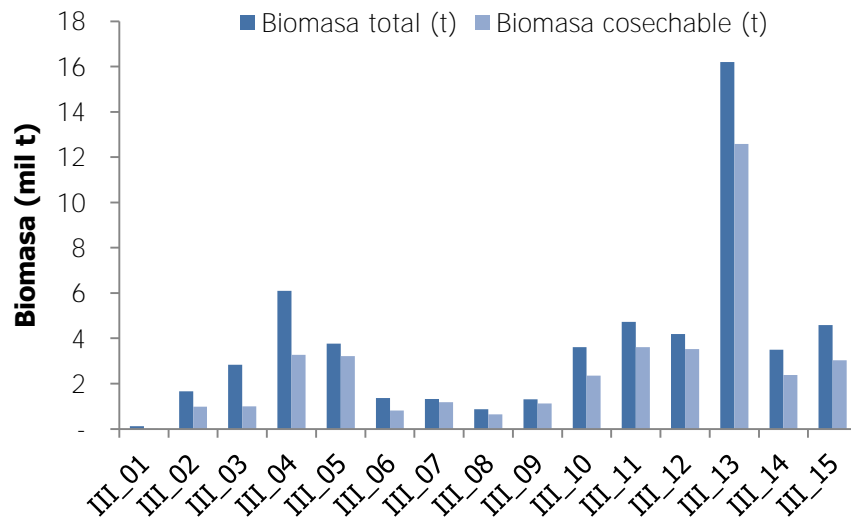


Figura 50. Estimados de biomasa de huiro negro *Lessonia berteriana* por pradera, en la Región de Atacama, durante otoño de 2019.

En términos provinciales, las biomazas siguieron una tendencia similar a las estimadas durante la primavera de 2017, con las mayores magnitudes observadas en la provincia de Huasco, representando cerca del 65% de la biomasa regional. Por su parte, Copiapó y Chañaral presentaron biomazas cerca de las 16.000 y 3.000 toneladas respectivamente (Figura 51).

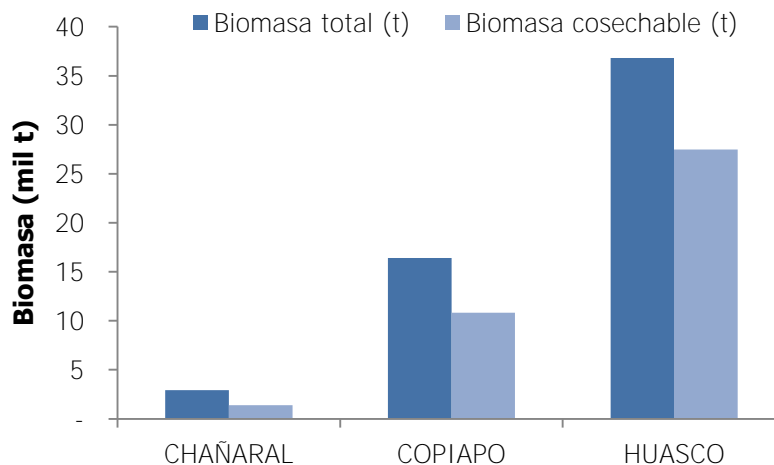


Figura 51. Estimados de biomasa de huiro negro *Lessonia berteriana* por provincia, en la Región de Atacama, durante otoño 2019



- Región de Coquimbo

Las estimaciones de biomasa en la región de Coquimbo durante la primavera de 2017, a partir del análisis por pradera, no presentan un patrón latitudinal claro, con valores que varían entre 1.000 y 10.000 toneladas, con excepción de las praderas IV_08 y IV_09, con biomásas que superan las 40.000 toneladas (Tabla 38, Figura 52).

Del análisis por provincia, se puede observar que las mayores biomásas estimadas están en las provincias de Limarí y Choapa, representando cada una cerca del 40% de la biomasa regional, con alrededor de 50.000 toneladas. Por otro lado, la provincia de Elqui tuvo una menor representación, alcanzando una biomasa por sobre las 26.000 toneladas (Figura 53).

Tabla 38. Estimados de biomasa de huiro negro *Lessonia spicata* por pradera, en la Región de Coquimbo, durante primavera de 2017.

Provincia	Pradera	Superficie (m ²)	Abundancia Total (ind)	Biomasa total (t)	Biomasa cosechable (t)
Elqui	IV-01	167.012	709.589	3.752	3.116
Elqui	IV-02	203.211	602.099	2.033	1.395
Elqui	IV-03	380.404	640.908	8.948	4.180
Elqui	IV-04	96.661	50.712	1.093	1.032
Elqui	IV-05	282.233	643.257	9.521	8.857
Elqui	IV-06	95.196	92.939	1.190	1.092
Limarí	IV-07	612.416	1.047.175	6.655	5.302
Limarí	IV-08	1.008.425	4.021.293	42.548	38.703
Choapa	IV-09	1.692.168	7.150.826	44.335	37.053
Choapa	IV-10	169.924	597.567	6.731	6.097



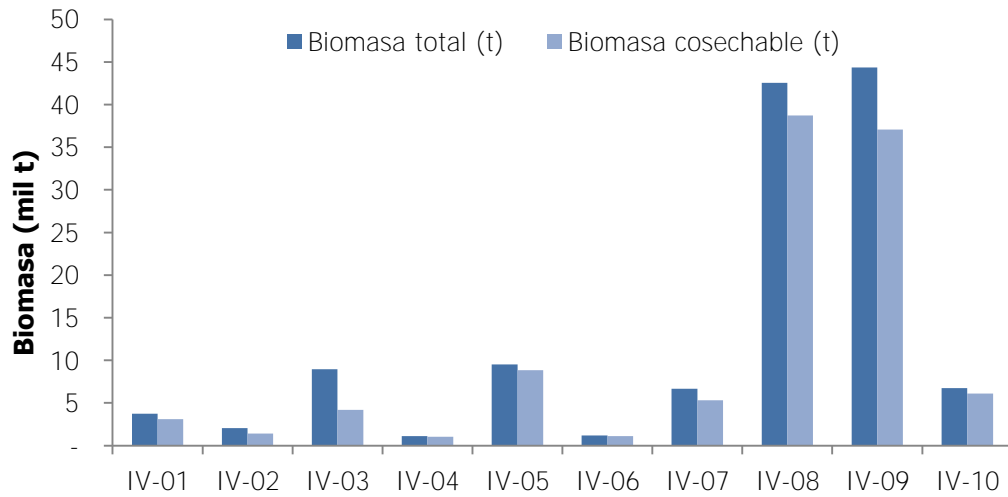


Figura 52. Estimados de biomasa de huiro negro *Lessonia spicata* por pradera, en la Región de Coquimbo, durante primavera de 2017.

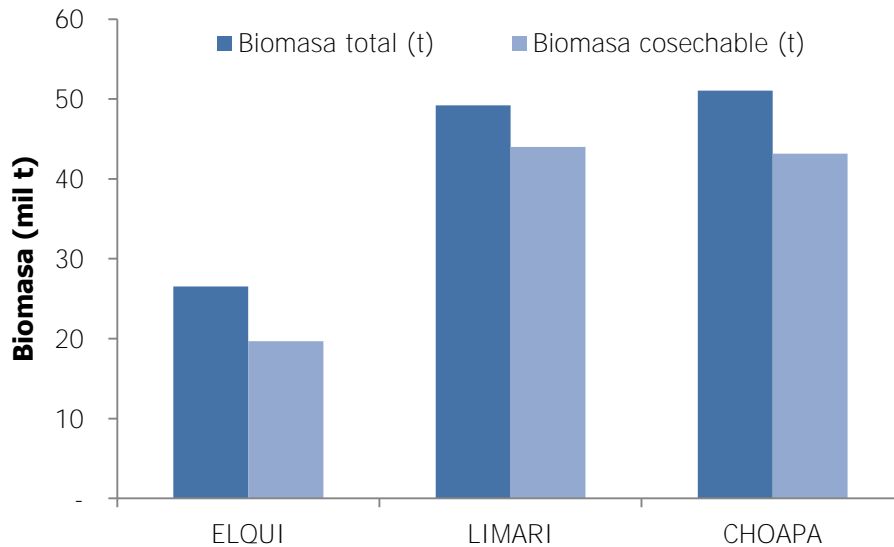


Figura 53. Estimados de biomasa de huiro negro *Lessonia spicata* por provincia, en la Región de Coquimbo, durante primavera de 2017.

Las estimaciones de biomasa realizadas en la Región de Coquimbo durante el otoño de 2019, presentan un patrón similar a la primera campaña en 2017, con valores fluctuando alrededor de las 740 y 11.000 toneladas, con la excepción de las praderas IV_08 y IV_09, que en conjunto representan cerca del 70% de la biomasa regional (Tabla 39, Figura 54)



Las biomásas estimadas a nivel provincial también presentan un patrón similar a la primera campaña, con las provincias de Limarí y Choapa representando cerca del 75% de la biomasa regional, mientras que la provincia de Elqui albergó sobre 35.000 toneladas, equivalentes al 24% de la biomasa regional (Figura 55).

Tabla 39. Estimados de biomasa de huiro negro *Lessonia spicata* por pradera, en la Región de Coquimbo, durante otoño de 2019.

Provincia	Pradera	Superficie (m ²)	Abundancia Total (ind)	Biomasa total (t)	Biomasa cosechable (t)
Elqui	IV_01	153.051	591.671	2.751	2.175
Elqui	IV_02	292.382	1.157.159	5.537	4.290
Elqui	IV_03	245.103	604.835	9.948	9.898
Elqui	IV_04	180.026	279.148	11.065	11.025
Elqui	IV_05	314.806	1.176.900	5.017	4.134
Elqui	IV_06	85.857	120.982	782	664
Limarí	IV_07	351.828	3.086.471	11.892	8.812
Limarí	IV_08	2.010.605	7.068.742	49.348	40.620
Choapa	IV_09	1.490.304	6.518.560	51.058	43.959
Choapa	IV_10	30.493	37.253	742	721

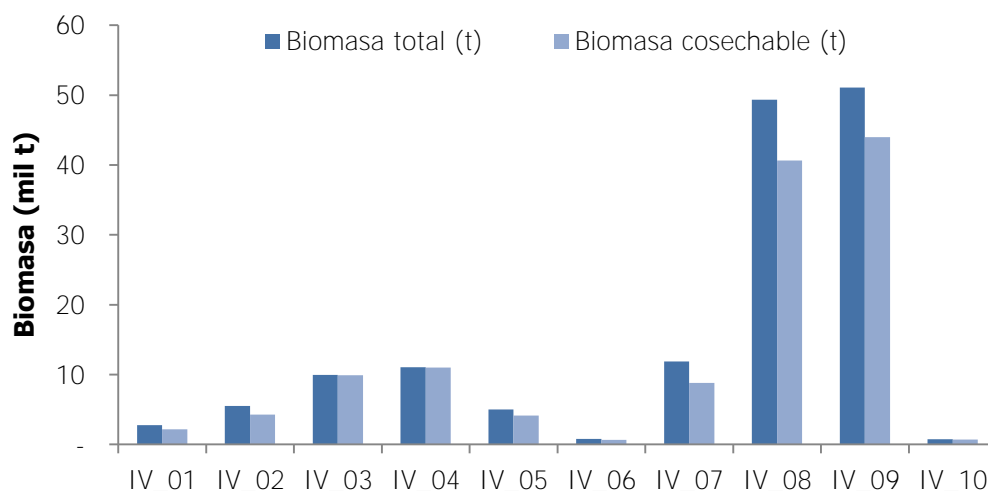


Figura 54. Estimados de biomasa de huiro negro *Lessonia spicata* por pradera, en la Región de Coquimbo, durante otoño de 2019.

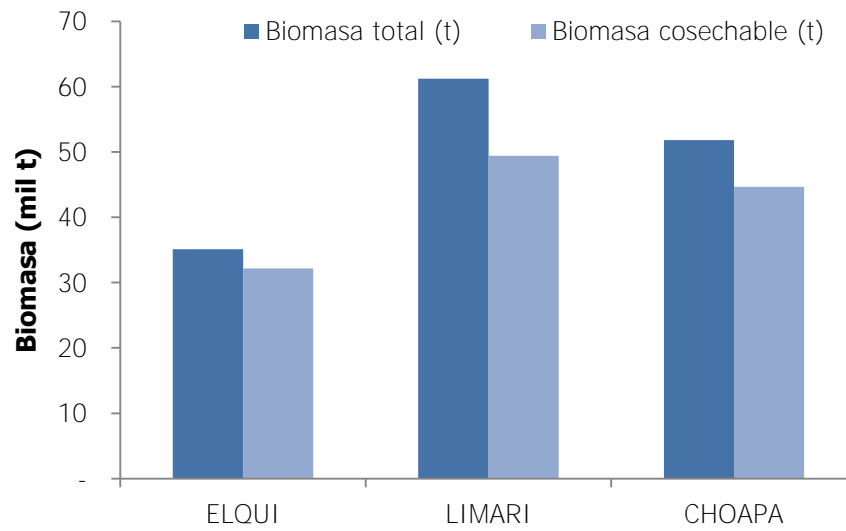


Figura 55. Estimados de biomasa de huiro negro *Lessonia spicata* por provincia, en la Región de Coquimbo, durante otoño de 2019.



4.1.3 Huiro macro

4.1.3.1 Distribución espacial de las praderas

- Región de Atacama

En base a las observaciones del borde costero de la región de Atacama, realizadas durante la primera campaña entre los meses de febrero y mayo de 2018 y la segunda campaña entre noviembre 2018 y abril 2019, sumado a antecedentes recopilados a partir de la cartografía participativa, fue posible delimitar tres macrozonas en el área sur de la región, siendo estos coincidentes con las comunas de Copiapó, hacia el sur de la Bahía Chasco, la comuna de Huasco, hacia el sur del Parque Nacional Llanos del Challe y la comuna de Freirina, hacia el sur de Caleta Bascuñán (Figura 56 y Figura 57).

A partir de los polígonos delimitados en base al registro del inicio y término de la pradera, junto a las mediciones del ancho del cinturón de huiro flotador, se identificaron un total de 30 praderas de *Macrocystis pyrifera* en áreas libres, las que suman una superficie total de 159,05 hectáreas para la campaña de 2018 (Figura 56, Tabla 40). En tanto para la campaña 2019, se identificaron un total de 31 praderas, las que suman una superficie total de 30,98 hectáreas (Figura 57, Tabla 40).

Tabla 40. Superficies habitadas de las praderas identificadas de *Macrocystis pyrifera* en áreas de libre acceso de la Región de Atacama. Fuente: Elaboración propia.

Campaña	Sustrato habitado (ha)	Densidad media (ind/m ²)
2018	159,05	7,9
2019	30,98	6,2

- Región de Coquimbo

En base a las observaciones del borde costero de la región de Coquimbo realizadas durante la primera campaña en el mes de noviembre de 2018 y segunda campaña realizada en agosto de 2019, sumado los antecedentes recopilados a partir de la cartografía participativa, fue posible delimitar dos macrozonas en la región, uno en la comuna de Coquimbo, hacia el sur de Punta Lengua de Vaca y el segundo sector ubicado al sur de la desembocadura del río Limarí en la comuna de Ovalle (Figura 58).

A partir de los polígonos delimitados en base a las mediciones del ancho del cinturón de huiro flotador, se identificaron en la campaña de 2018, un total de 7 praderas de *Macrocystis pyrifera* en áreas libres de la Región de Coquimbo, las que suman una superficie total de



4,62 hectáreas (Figura 58). En tanto para la campaña 2019, se identificaron un total de 8 praderas, las que suman una superficie total de 2,98 hectáreas (Tabla 41).

Tabla 41. Superficies habitadas de las praderas identificadas de *Macrocystis pyrifera* en áreas de libre acceso de la Región de Coquimbo.

Campaña	Sustrato habitado (ha)	Densidad media
2018	4,62	7,4
2019	2,98	-

4.1.3.2 Evaluación directa

Región de Atacama

Durante la primera campaña de evaluación directa, fueron dispuestas 106 unidades muestrales, realizando estimaciones del largo máximo de cada uno de los 130 individuos medidos, cosechando además 73 individuos para estimar la relación talla-peso. En tanto para la segunda campaña, se dispusieron 20 unidades muestrales, realizando estimaciones del largo máximo de cada uno de los 189 individuos medidos (Tabla 42).

Tabla 42. Información genérica de los muestreos de evaluación directa de huiro macro en la Región de Atacama.

Campaña	Unidades muestrales (n°)	Estructura tallas (n muestral)	Talla-peso (N)
2018	106	130	73
2019	20	189	-

- Región de Coquimbo

Durante la campaña 2018 de evaluación directa, fueron dispuestas 63 unidades muestrales, realizando estimaciones del largo máximo de cada uno de los 98 individuos medidos (Tabla 43).



Tabla 43. Información genérica de los muestreos de evaluación directa de huiro macro en la Región de Coquimbo.

Campana	Unidades muestrales (n°)	Estructura tallas (n muestral)	Talla-peso (N)
2018	63	98	-



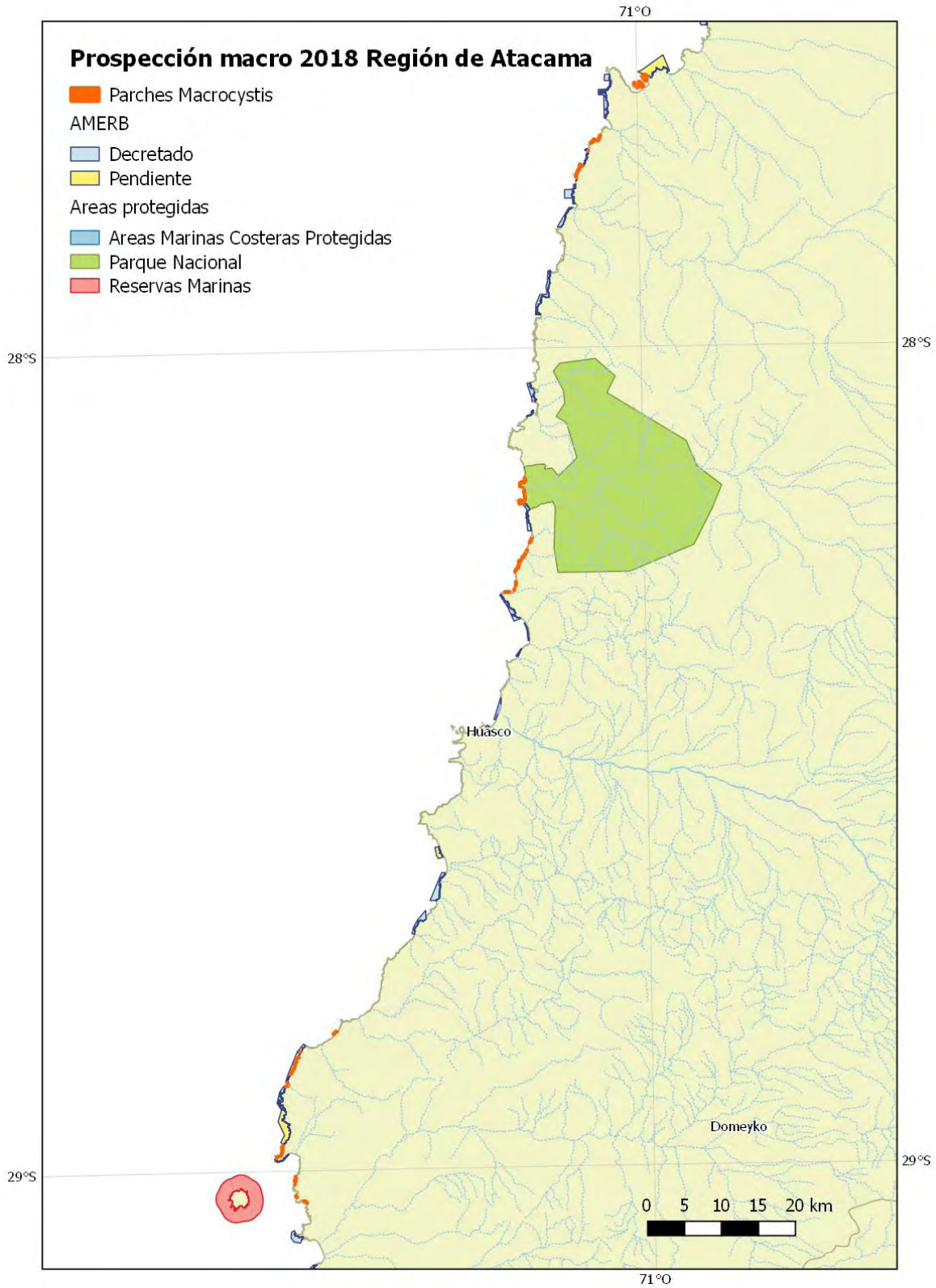


Figura 56. Praderas de *Macrocystis pyrifera* identificadas durante el año 2018 en áreas de libre acceso de la Región de Atacama.

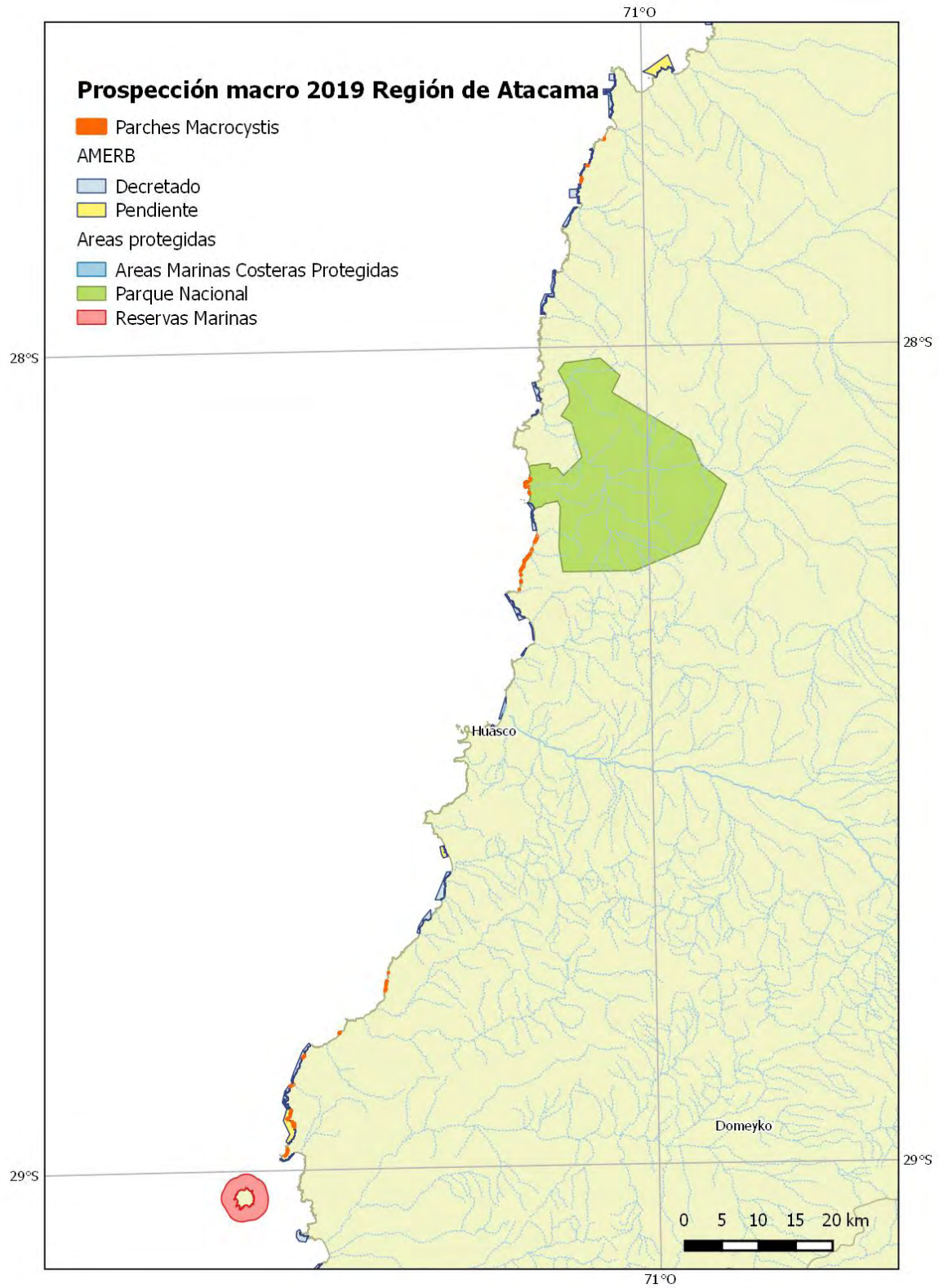


Figura 57. Praderas de *Macrocystis pyrifera* identificadas durante el año 2019, en áreas de libre acceso de la Región de Atacama.

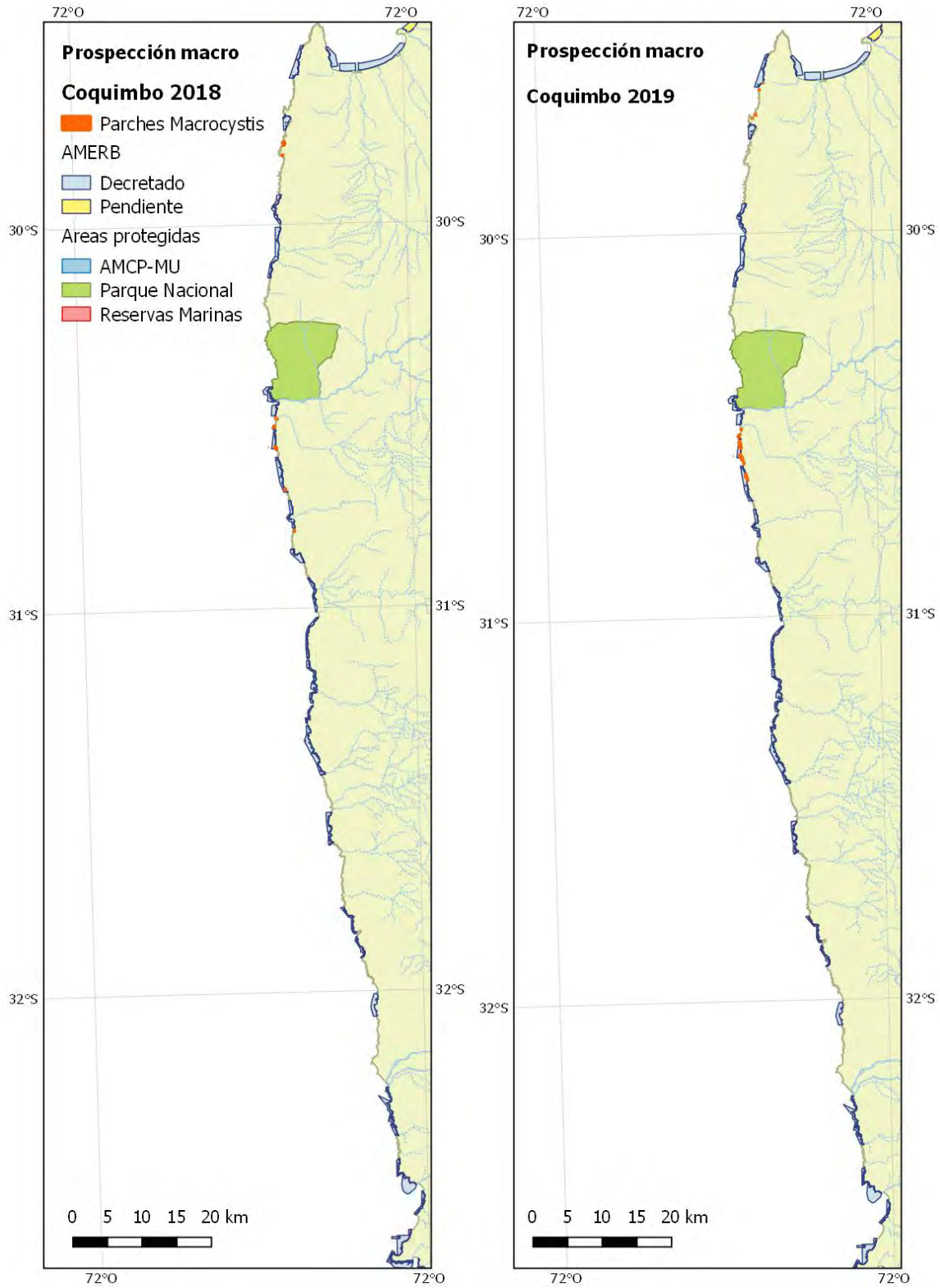


Figura 58. Praderas de *Macrocystis pyrifera* identificadas durante la primera campaña (izquierda) y segunda campaña (derecha) en áreas de libre acceso de la Región de Coquimbo.

4.1.3.3 Estimaciones de densidad, abundancia y biomasa total y cosechable

Primera campaña

- Estimador de tendencia central

En base a la evaluación directa del área habitada por el huiro canutillo, se estimó una densidad promedio de 7,9 ind/m² y 3,66 kg/m², lo que permitió estimar una abundancia de 12.618.967 individuos de *M. pyrifera*, para la región de Atacama en el año 2018, equivalentes a una biomasa de 5.828.332 Kg. El stock explotable se estimó en 8.542.070 individuos (Tabla 44).

Tabla 44. Resumen de las estadísticas obtenidas a partir de la evaluación directa de *M. pyrifera* realizada en la región de Atacama, durante 2018.

Evaluación Directa		
Estimados	<i>M. pyrifera</i>	
Campaña	Primera	
Unidad de muestreo (tipo, dimensión)	Cuadrante 1m ² (1mX 1m)	
Tamaño de muestra	106	
Densidad media (ind/m ²)	7,9	
Desviación Estándar	4,2	
Área apta (m ²)	1.590.500	
Abundancia (N° Individuos)	12.618.967	
Biomasa (kg)	5.828.332	
Biomasa media (Kg/m ²)	3,66	
Fracción Explotable (%)	68%	
Stock	N° Individuos	8.542.070
	Peso (kg)	3.846.680
Parámetros Relación longitud-peso		
N° individuos de la muestra	73	
a	0,000003	
b	2,1465	
r ²	0,6791	



- Estructura de tallas

La estructura de tallas de *M. pyrifera* para la región de Atacama, se caracteriza por frondas de entre 20 cm y 660 cm de longitud con una media de 211,4 cm (d.s: 133,3 cm). El 50% de las tallas medidas se encuentran entre 107,5 cm (primer cuartil) y 300 cm (tercer cuartil), con una mediana 200 cm (Figura 59, Tabla 45)

Tabla 45. Resumen estadísticas de la estructura de tallas. Fuente: Elaboración propia

Tallas (mm)	
Nº individuos de la muestra	130
Promedio (mm)	211,4
Desviación Estándar	133,3
Mínimo (mm)	20
Máximo (mm)	660

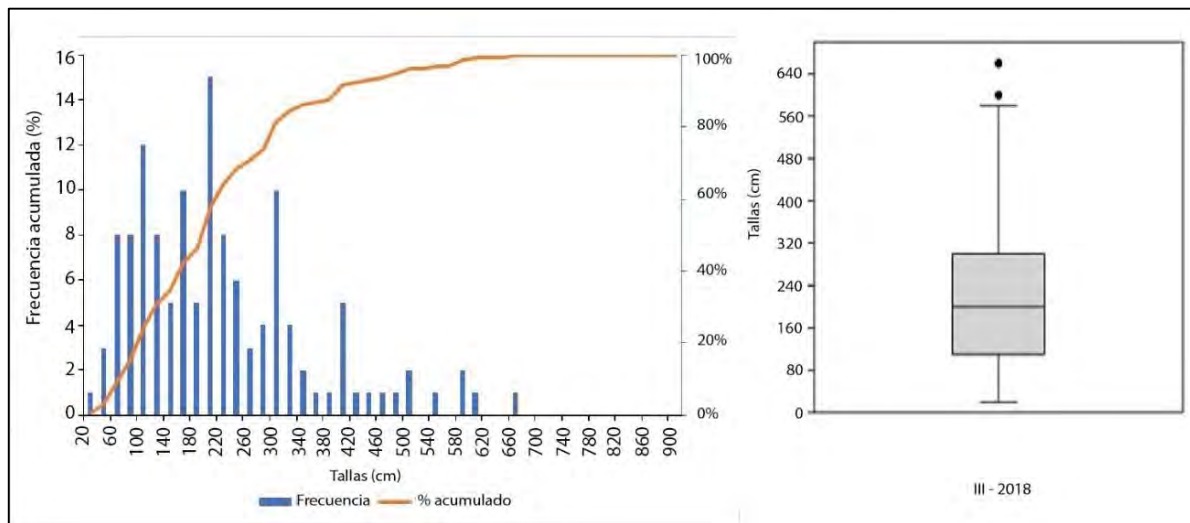


Figura 59. Estructura de tallas de *Macrocyctis pyrifera* por clases de talla (derecha) y diagrama de caja (izquierda) presentando mediana, primer y tercer cuartil, mínimos y máximos y/u outliers de campaña Atacama-2018. Fuente: Elaboración propia

Segunda Campaña

- Estimador de tendencia central

En base a la evaluación directa del área habitada por el huiro canutillo se estimó una densidad promedio de 6,2 ind/m² y 1,73 kg/m², lo que permitió estimar una abundancia de 1.925.304 individuos de *M. pyrifera*, para la región de Atacama en el año 2019, equivalentes a una biomasa de 536.968 Kg. El stock explotable se estimó en 1.252.975 individuos (Tabla 46).

Tabla 46. Resumen de las estadísticas obtenidas a partir de la evaluación directa de *M. pyrifera* realizada en la región de Atacama, durante 2019.

Evaluación Directa		
Estimados		<i>M. pyrifera</i>
Campaña		Atacama 2019
Unidad de muestreo (tipo, dimensión)		Cuadrante 1m ² (1mX 1m)
Tamaño de muestra		42
Densidad media (ind/m ²)		6,2
Desviación Estándar		2,3
Área apta (m ²)		309.819
Abundancia (Nº Individuos)		1.925.304
Biomasa (kg)		536.968
Biomasa media (Kg/m ²)		1,73
Fracción Explotable (%)		65,08
Stock	Nº Individuos	1.252.975
	Peso (kg)	317.885
Parámetros Relación longitud-peso		
Nº individuos de la muestra		73
A		0,000003
B		2,1465
r ²		0,6791



- Estructura de tallas

La estructura de tallas de *M. pyrifera* para la región de Atacama, se caracteriza por frondas entre 18 cm y 450 cm de longitud con una media de 177,8 cm (d.s: 85,1). El 50% de las tallas medidas se encuentran entre 117 cm (primer cuartil) y 237 cm (tercer cuartil), con una mediana cercana a los 160 cm (Tabla 47, Figura 60).

Tabla 47. Resumen estadísticas de la estructura de tallas obtenidas a partir de la evaluación directa de *M. pyrifera* realizada en la región de Atacama, durante 2019.

Tallas (mm)	
Nº individuos de la muestra	189
Promedio (mm)	177,8
Desviación Estándar	85,1
Mínimo (mm)	18
Máximo (mm)	450

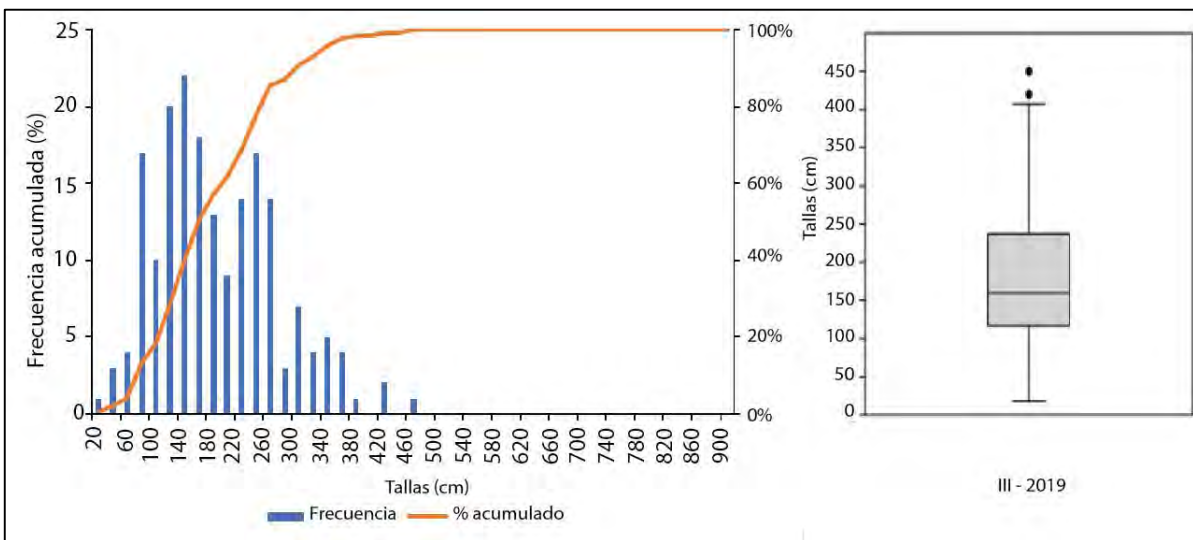


Figura 60. Estructura de tallas de *Macrocyctis pyrifera*, por clases de talla (izquierda) y diagrama de caja (derecha) presentando mediana, primer y tercer cuartil, mínimos y máximos y/u outliers de campaña Atacama-2019.

Coquimbo 2018

En base a la evaluación directa del área habitada por el huiro canutillo se estimó una densidad promedio de 7,4 ind/m² y 2,72 kg/m², lo que permitió estimar una abundancia de 343.163 individuos de *M. pyrifera*, para la región de Coquimbo en el año 2018, equivalentes a una biomasa de 125.803 Kg. El stock explotable se estimó en 227.608 individuos (Tabla 48).

Tabla 48. Resumen de las estadísticas obtenidas a partir de la evaluación directa de *M. pyrifera* realizada en la región de Coquimbo, durante 2018.

Evaluación Directa		
Estimados	<i>M. pyrifera</i>	
Campaña	Coquimbo 2018	
Unidad de muestreo (tipo, dimensión)	Cuadrante 1m ² (1mX 1m)	
Tamaño de muestra	63	
Densidad media (ind/m ²)	7,4	
Desviación Estándar	3,3	
Área apta (m ²)	46.195	
Abundancia (N° Individuos)	343.163	
Biomasa (kg)	125.803	
Biomasa media (Kg/m ²)	2,72	
Fracción Explotable (%)	66,33	
Stock	N° Individuos	227.608
	Peso (kg)	118.564
Relación longitud - peso		
N° individuos de la muestra	73	
a	0,000003	
b	2,1465	
r ²	0,6791	



- Estructura de tallas

La estructura de tallas de *M. pyrifera* para la región de Coquimbo, se caracteriza por frondas entre 40 cm y 890 cm de longitud con una media de 194,6 cm (d.s: 113,4). El 50% de las tallas medidas se encuentran entre 110 cm (primer cuartil) y 250 cm (tercer cuartil), con una mediana cercana a los 183 cm (Tabla 49, Figura 61).

Tabla 49. Resumen estadísticas de la estructura de tallas Coquimbo 2018.

Tallas (cm)	
Nº individuos de la muestra	98
Promedio (cm)	194,6
Desviación Estándar	3,3
Mínimo (cm)	40
Máximo (cm)	890

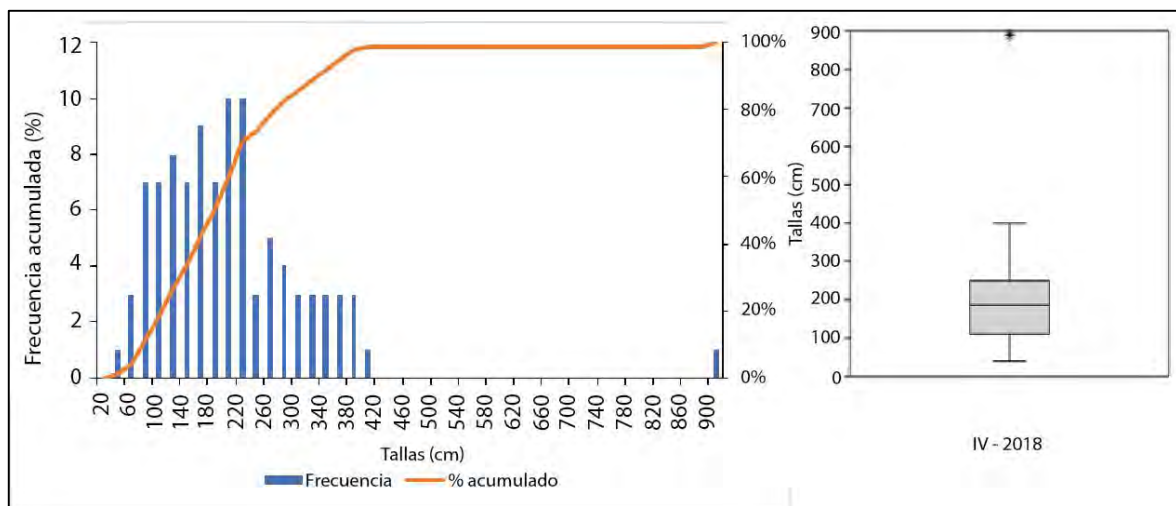


Figura 61. Estructura de tallas de *Macrocyctis pyrifera*, por clases de talla (izquierda) y diagrama de caja (derecha) presentando mediana, primer y tercer cuartil, mínimos y máximos además de outliers. Coquimbo-2018.

Estimación de Biomasa cosechable

Las biomásas cosechables obtenidas en este se detallan en las Tabla 50 y Figura 62.

Tabla 50. Biomasa total y cosechable de Huiro Canutillo en la región de Atacama y región de Coquimbo.

Región	Biomasa total (t)	Biomasa cosechable (t)
III-2018	5828,3	3.846,7
III-2019	537,0	317,9
IV-2018	125,8	118,6

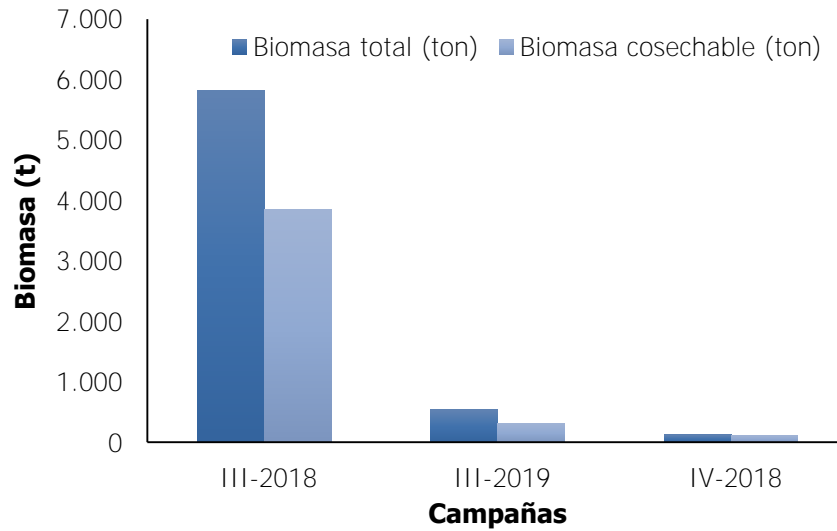


Figura 62. Biomasa cosechable por campaña en la región de Atacama y Coquimbo.



4.1.4 Huiro palo

4.1.4.1 Cartografía participativa y prospección hidroacústica

A partir de la cartografía participativa se identificaron 16 sectores en los que se extrae huiro palo desde áreas de libre acceso. Dichos sectores cubren una extensión aproximada de 180 Km de línea de costa, y dentro de ellos se dispusieron un total de 75 transectas de prospección hidroacústica (Tabla 51, Figura 63).

Para obtener la información hidroacústica y de evaluación directa se llevaron a cabo 2 campañas de muestreo con el fin de realizar comparaciones del estado de las praderas estudiadas en dos períodos distintos. La primera campaña se realizó durante la temporada primavera – verano de 2018 y la segunda durante otoño- invierno 2019 (Anexo 4).

Tabla 51. Resumen de los resultados obtenidos en la etapa de cartografía participativa y planificación del muestreo hidroacústico por regiones.

	Atacama	Coquimbo
N° Sectores	10	6
Extensión aproximada (Km de costa)	122	58
N° Transectas muestreo hidroacústico	40	35



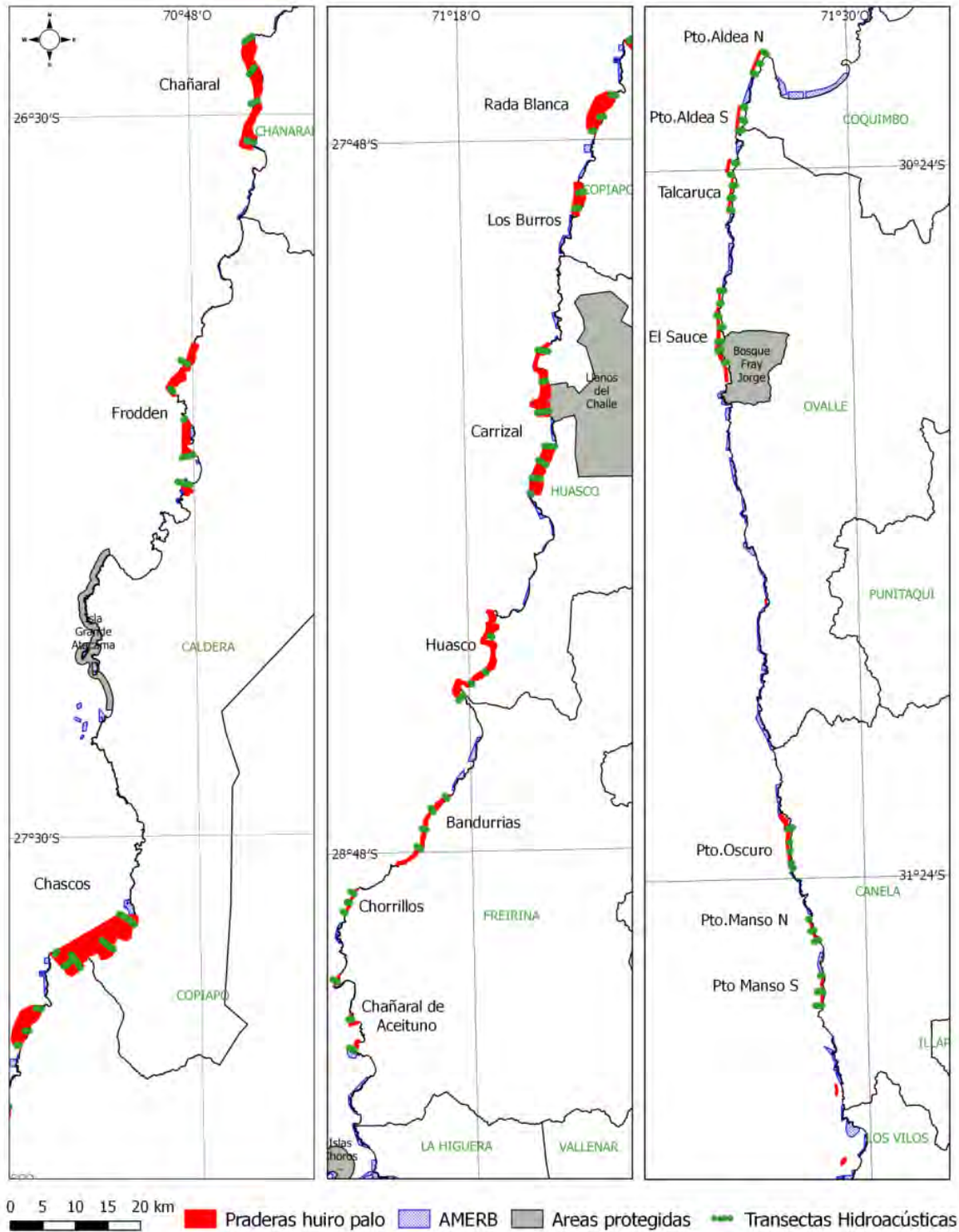


Figura 63. Distribución de praderas de *L. trabeculata* evaluadas en el presente estudio. En rojo se muestran las áreas de libre acceso donde se extrae huiro palo en las regiones de Atacama (izquierda y centro) y Coquimbo (derecha) de acuerdo con la información reunida con la cartografía participativa. Se muestran en verde las transectas de barrido hidroacústico realizadas en cada sector.



- Validación de datos hidroacústicos (Groundthruting)

El modelo de regresión logística proporcionó un ajuste global significativo ($p < 0.001$), mientras que la significancia de cada parámetro fue ligeramente significativa ($p < 0.05$). El **valor que alcanzó la variable "altura de dosel", a un valor de probabilidad 0,5 fue de 0.49 m**. Esto indica que por sobre un valor de altura de 0,49 m, el modelo predice presencia, mientras que por debajo de este valor predice ausencias (Figura 64).

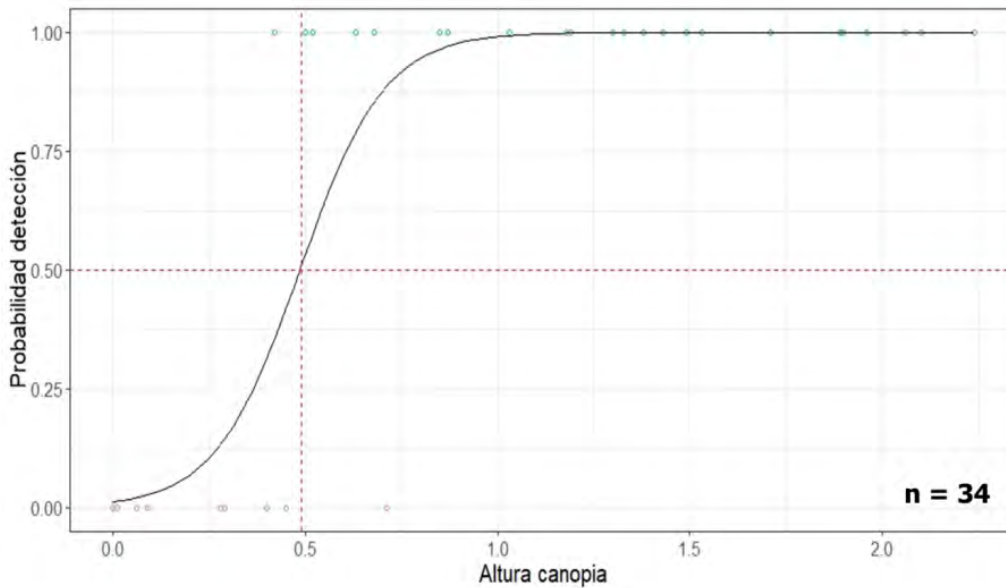


Figura 64. Modelo Logit con la variable altura de dosel como predictor y la probabilidad de detección como respuesta. La línea roja punteada indica el cruce entre el valor umbral de probabilidad 0,5 y el valor de X.

La tabla de contingencias entre el modelo y los valores observados indica que en el 94,12 % de los casos los valores observados son explicados por el modelo, mientras que solo el 5,88 no constituyó acierto (Tabla 52). A partir de estos resultados se considera que el sondeo hidroacústico es altamente consistente para detectar la presencia de huero palo en lecturas iguales o superiores a 0,49 m de altura de dosel.



Tabla 52. Matriz de contingencia entre valores observados y esperados por el modelo Logit.
Fuente: Elaboración propia

	Bien detectadas	Mal detectadas
Presencia	70,59	2,94
Ausencia	23,53	2,94
Total	94,12	5,88

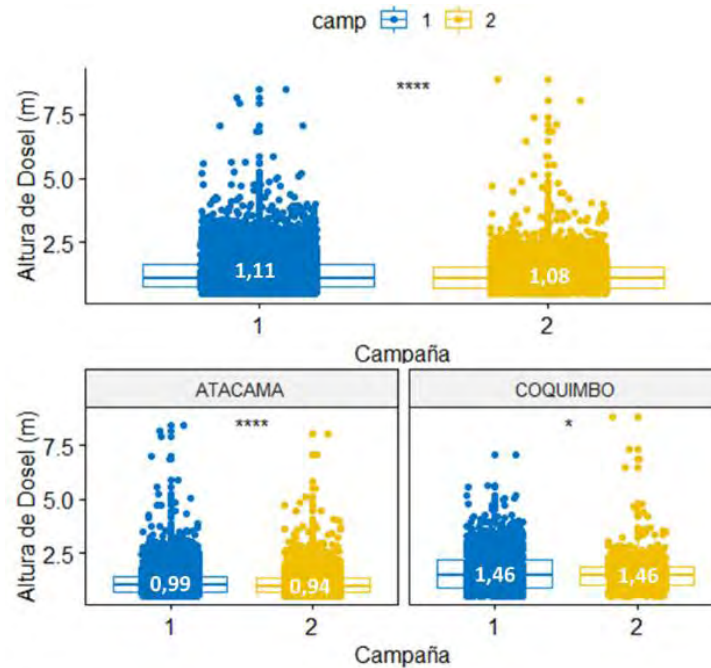
- Análisis estadístico de datos hidroacústicos de altura de Dosel

Los datos de altura de dosel obtenidos mediante prospección hidroacústica no presentaron una distribución normal en ninguna de las dos campañas efectuadas (Prueba K-S, $p < 0,05$), por lo que las pruebas de contraste de hipótesis fueron realizadas mediante la prueba no paramétrica de Wilcoxon.

A una escala ecorregional, la comparación evidenció disminuciones altamente significativas en la altura de dosel entre la campaña 1 y 2. Si bien el valor de la mediana no disminuyó de manera importante (1,11 m – 1,07 m), fue posible advertir que la diferencia está dada por una pérdida sustancial de plantas de entre 2,0 m y 3,5 m (Figura 65 superior).

Al desagregar la información a nivel regional, fue posible identificar que la Región de Atacama es la que presentó la declinación más marcada, con una disminución altamente significativa de altura de dosel y por la tanto la que más aporta a la disminución ecorregional. En concreto, los valores observados de la mediana cayeron de 1,00 m a 0,94 m de altura de dosel y es posible observar una pérdida sustancial de datos que están en torno a los 3 m (Figura 65 inferior izquierda). La Región de Coquimbo presentó mayor estabilidad con un valor de mediana estable de 1,46 m. Sin embargo, diferencias significativas de reducción también fueron evidenciadas a causa de una alta desaparición de ejemplares de entre 2,0 m y 3,5 m de altura de dosel (Figura 65 inferior derecha).

Ambas regiones presentan evidencias de disminución en la altura de dosel, pero en la Región de Atacama existe una línea base que evidencia un mayor nivel de deterioro acumulado y además presenta una disminución de altura de dosel más pronunciada (Figura 65 inferior).



(*) $P < 0.05$, (**) $P < 0.01$, (***) $P < 0.001$, (****) $P < 0.0001$.

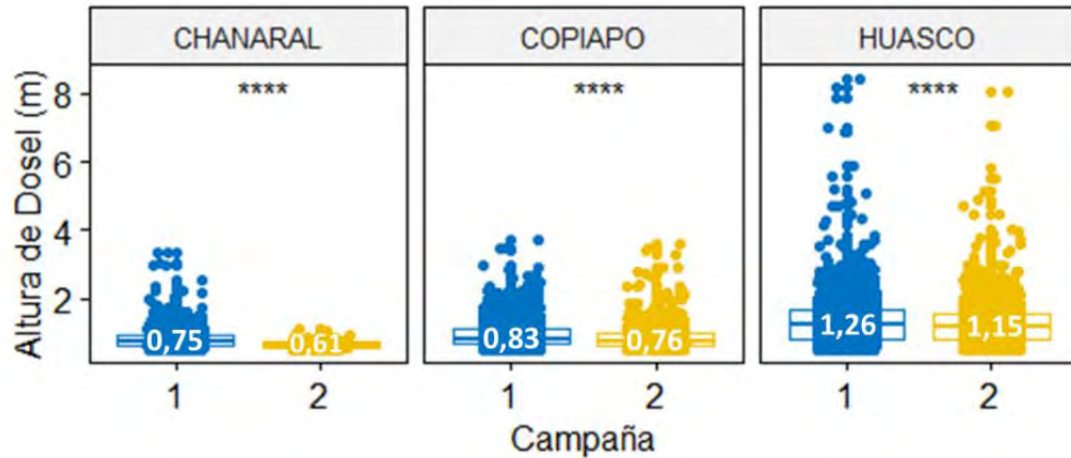
Figura 65. Boxplot de variación en la altura de dosel (m) entre campañas. Superior: Ecorregión Chile Central; Inferior: Información desagregada por Región. El número al interior de la caja indica el valor de la mediana.

- Región de Atacama

Todas las provincias de la Región de Atacama presentaron disminuciones altamente significativas en la altura de dosel al comparar ambas campañas de evaluación (Figura 66). En términos espaciales, es posible observar menores alturas de dosel en la Provincia de Chañaral y las mayores en la Provincia de Huasco.

La provincia de Chañaral solo tiene una pradera, la pradera "Chañaral" que presentó declinaciones significativas en la altura de dosel (Figura 67).





(*) $P < 0.05$, (**) $P < 0.01$, (***) $P < 0.001$, (****) $P < 0.0001$.

Figura 66. Boxplot de variación en la altura de dosel (m) entre campañas a escala provincial en la Región de Atacama. El número al interior de la caja indica el valor de la mediana.

En la provincia de Copiapó se identificaron cuatro praderas (Frodden, Chascos, Rada Blanca y Los Burros). De estas, las praderas de Rada Blanca y Los Burros presentaron disminuciones altamente significativas entre campañas, mientras que en Chascos se observó un incremento altamente significativo y en Frodden no se observaron cambios en la altura de dosel (Figura 67).

La provincia de Huasco es donde se identificó el mayor número de praderas (Carrizal Norte y Sur, Huasco, Bandurrias, Chorrillos y Chañaral de Aceituno). De estas, solamente las praderas Carrizal Norte y Huasco, mantuvieron valores similares y todas las demás presentaron disminuciones significativas (Figura 67).

En términos generales, de las once praderas evaluadas en la Región de Atacama, solamente una presentó un incremento en la altura de dosel (Chascos), tres se mantuvieron y siete mostraron disminución.



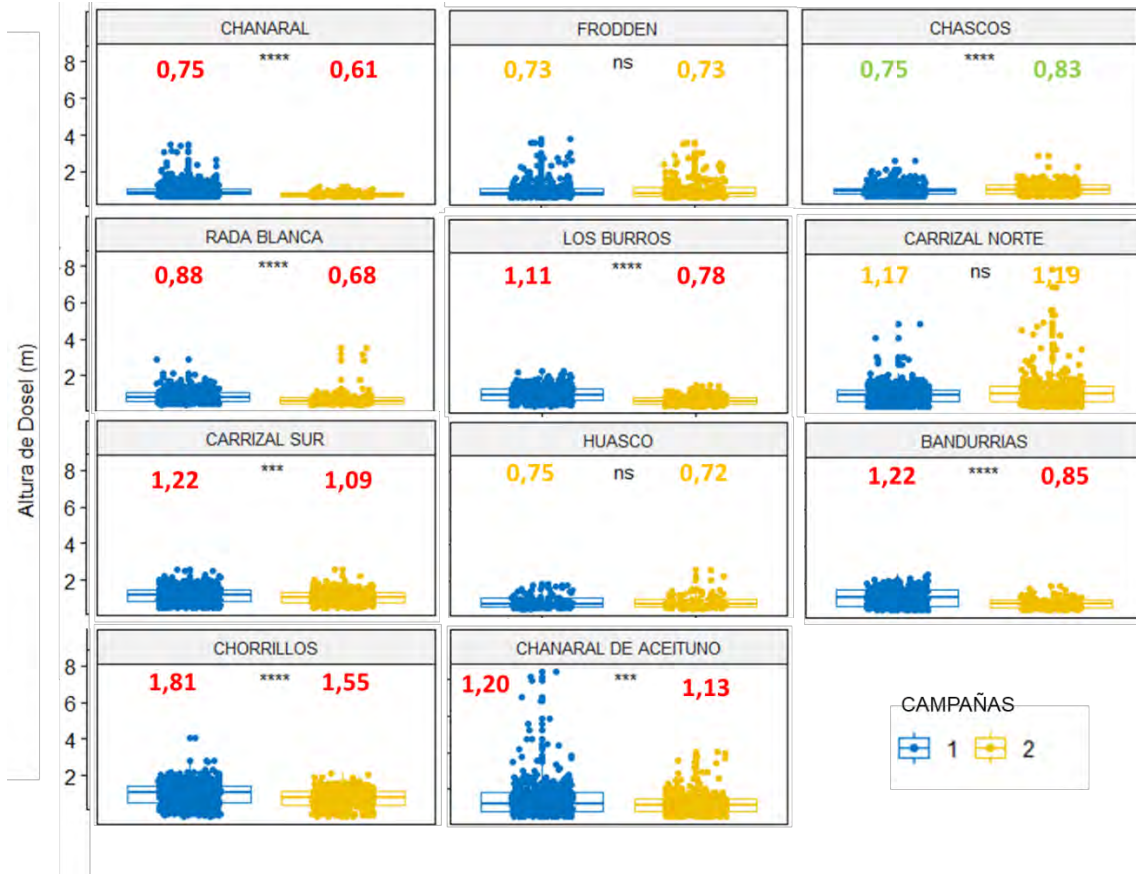


Figura 67. Boxplot de variación en la altura de dosel (m) entre campañas a escala de pradera en la Región de Atacama. El número arriba de la serie indica el valor de la mediana en metros, el color del número indica si la variación es negativa (rojo), positiva (verde) o se mantiene (amarillo).

- Región de Coquimbo

En las provincias de la Región de Coquimbo, se han realizado dos campañas de evaluación en praderas de las provincias de Limarí y Choapa y una para las praderas de Elqui. En las provincias que se logró efectuar las dos campañas, es posible identificar que la Provincia del Limarí no experimentó cambios significativos en la altura de dosel, mientras que en la Provincia del Choapa se observó un incremento significativo (Figura 68).



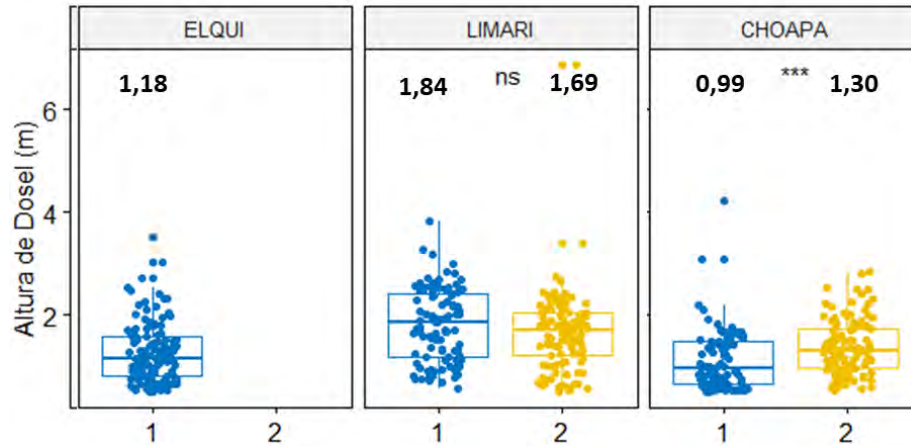


Figura 68. Boxplot de variación en la altura de dosel (m) entre campañas a escala provincial en la Región de Coquimbo. El número sobre la serie indica el valor de la mediana.

En la provincia de Elqui se identificaron dos praderas, Puerto Aldea Norte y Sur. Estas solo han sido evaluadas en la primera campaña donde el valor de altura de dosel de la mediana alcanzó 1,18 m (Figura 69).

En la provincia del Limarí se identificaron dos praderas (Talcaruca y El Sauce). De estas, El Sauce solo se ha evaluado para la primera campaña (mediana: 2,06 m) y Talcaruca para las dos campañas, a partir de lo cual se pudo evidenciar una disminución altamente significativa de la altura de dosel (Figura 69).

La provincia del Choapa se compuso de tres praderas (Puerto Oscuro, Puerto Manso Norte y Sur). En todas estas praderas, se evidenció un incremento altamente significativo de la altura de dosel (Figura 69).

En términos generales, en la Región de Coquimbo se identificaron siete praderas de huiru palo en Áreas de Libre Acceso, de las cuales cuatro han sido evaluadas en dos ocasiones. De estas praderas, tres presentaron incrementos altamente significativos y una mostró una declinación altamente significativa de la altura de dosel.



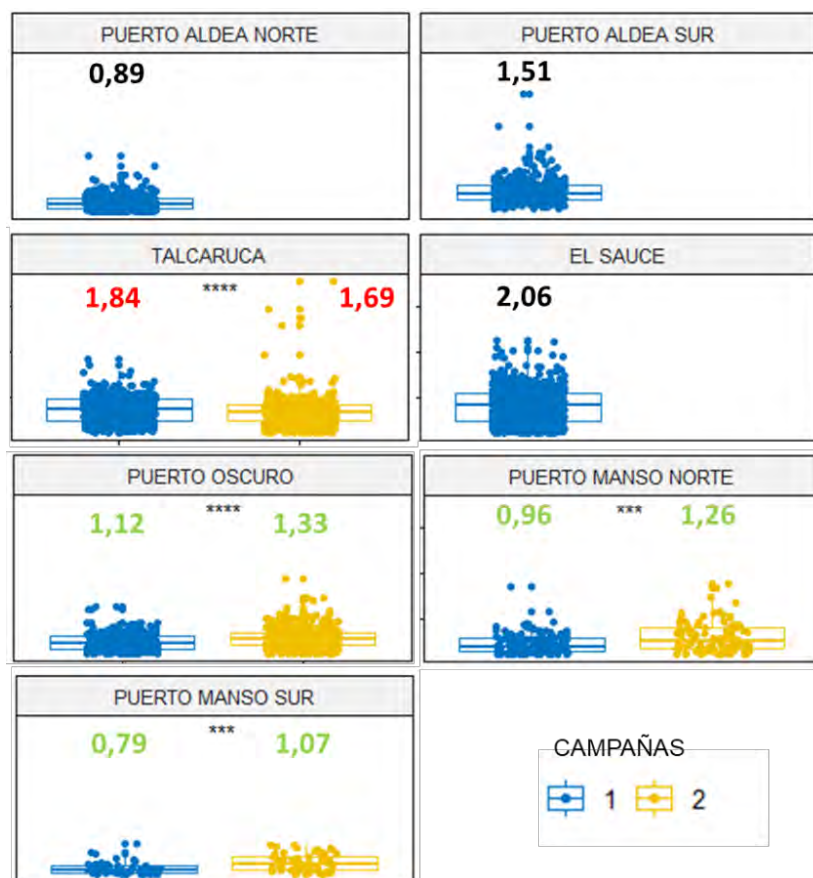


Figura 69. Boxplot de variación en la altura de dosel (m) entre campañas a escala de pradera en la Región de Coquimbo. El número arriba de la serie indica el valor de la mediana en metros, el color del número indica si la variación es negativa (rojo), positiva (verde), se mantiene (amarillo) o solo ha sido evaluada en una ocasión (negro).

4.1.4.2 Distribución espacial de las praderas de Huiro palo,

- Región de Atacama

De acuerdo con las evaluaciones realizadas en las praderas identificadas en las zonas de libre acceso de la Región de Atacama, se estimaron superficies habitadas de huiro palo para 10 praderas. En términos generales, se obtuvo una mayor superficie habitada durante la primera campaña, alcanzando 4.270 ha, reduciéndose en un 42% durante la segunda campaña, llegando a las 2450 ha. A nivel provincial, Huasco comprendió sobre el 50% de la superficie habitada regional, llegando cerca del 70% durante la primera campaña. Por otro lado, la provincia de Copiapó tuvo entre el 36% y 30% de la superficie habitada durante la primera y segunda campaña respectivamente. Por último, la provincia de Chañaral no superó el 5% de la superficie estimada regional (Tabla 53).



Tabla 53. Superficies habitadas de las praderas identificadas de *Lessonia trabeculata* en áreas de libre acceso de la Región de Atacama. Se incluyen los totales por provincia.

Pradera	Superficie habitada 2018 (ha)	Superficie habitada 2019 (ha)
Chañaral	241,0	5,4
Chañaral	241,0	5,4
Copiapó	1.572,5	750,7
Chascos	273,2	73,6
Frodden	865,1	446,5
Los Burros	179,5	123,2
Rada Blanca	254,6	107,4
Huasco	2.456,9	1.712,6
Bandurrias	329,3	80,0
Carrizal	1.349,7	1.150,9
Chañaral de Aceituno	528,5	282,4
Chorrillos	185,7	181,3
Huasco	63,7	18,0

- Región de Coquimbo.

En las zonas de libre acceso de la Región de Coquimbo, se identificaron 6 praderas de *Lessonia trabeculata*, estimando una superficie habitada regional, para la campaña 1 y 2, de 2.600 ha y 630 ha respectivamente. No obstante, cabe mencionar que no fue posible realizar la segunda campaña de las praderas de Puerto Aldea y El Sauce, debido a las condiciones climáticas desfavorables, mientras que en el caso de la pradera de Talquilla, gran parte de esta fue declarada Área de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos, razón por la cual no se llevó a cabo dicha campaña. De las praderas evaluadas, no se observaron grandes variaciones entre campañas. Las mayores superficies estimadas estuvieron dadas en las provincias de Limarí y Elqui, comprendiendo cerca del 85% de la estimación regional. Por último, la provincia de Elqui aportó con una pradera, equivalente al 15% de la superficie regional (Tabla 54).



Tabla 54. Superficie habitada de las praderas identificadas de *Lessonia trabeculata* en áreas de libre acceso de la Región de Coquimbo. Se incluyen los totales por provincia.

Pradera	Superficie habitada 2018 (ha)	Superficie habitada 2019 (ha)
Elqui	400,1	
Puerto Aldea	400,1	-
Limarí	1.177,6	420,7
El Sauce	743,1	-
Talcaruca	434,5	420,7
Choapa	1.022,6	208,5
Puerto Manso	79,8	86,4
Puerto Oscuro	152,5	122,1
Talquilla	790,3	-

4.1.4.3 Estimaciones de densidad, abundancia y biomasa total y cosechable

- Región de Atacama 2018

Las densidades estimadas para las provincias de la Región de Atacama, durante el año 2018, muestran los mayores valores en Copiapó, con 3,2 ind/m², seguida por Chañaral y Huasco, con 2,38 y 1,38 ind/m² (Tabla 55).

En términos de abundancia, la provincia de Copiapó fue la que presentó mayores magnitudes, alcanzando sobre el 50% regional, superando los 50 millones de algas. Por otro lado, Huasco representó alrededor del 33% de la abundancia regional, mientras que Chañaral comprendió el 6% de la abundancia regional (Tabla 55).

Las biomásas estimadas durante el año 2018 para la Región de Atacama superaron las 850 mil toneladas, estando representadas principalmente por las provincias de Copiapó y Huasco, con 438 mil y 387 mil toneladas respectivamente. Por su parte, la provincia de Chañaral comprendió alrededor del 3% de la biomasa regional, con 24 mil toneladas. En cuanto a la biomasa cosechable, esta presentó una tendencia similar a la total, superando las 800 mil toneladas para la región, contenidas por sobre un 97% entre las provincias de Copiapó y Huasco, mientras que la provincia de Chañaral representó un 2,4% de la biomasa cosechable regional (Tabla 55, Figura 70).



Tabla 55. Estimadores poblacionales de densidad, abundancia y biomasa por cada pradera de *Lessonia trabeculata*, Región de Atacama para el año 2018.

Provincia	Pradera	Densidad (ind/m ²)	Abundancia total (ind)	Abundancia cosechable (Ind)	Biomasa total (t)	Biomasa cosechable (t)
Chañaral	Chañaral	2,38	5.743.662	2.871.831	24.714	19.280
Copiapó	Chascos	3,20	8.742.464	4.662.647	76.225	71.442
	Frodden	3,20	27.684.618	14.765.129	241.379	226.233
	Los burros	3,20	5.742.835	3.062.845	50.071	46.929
	Rada blanca	3,20	8.148.627	4.345.935	71.047	66.589
Huasco	Bandurrias	1,38	4.551.461	3.014.856	51.984	49.604
	Carrizal	1,38	18.656.160	13.075.258	213.080	203.325
	Chañaral de Aceituno	1,38	7.304.836	4.838.674	83.432	79.612
	Chorrillos	1,38	2.567.388	1.700.621	29.323	27.981
	Huasco	1,38	881.082	583.623	10.063	9.603

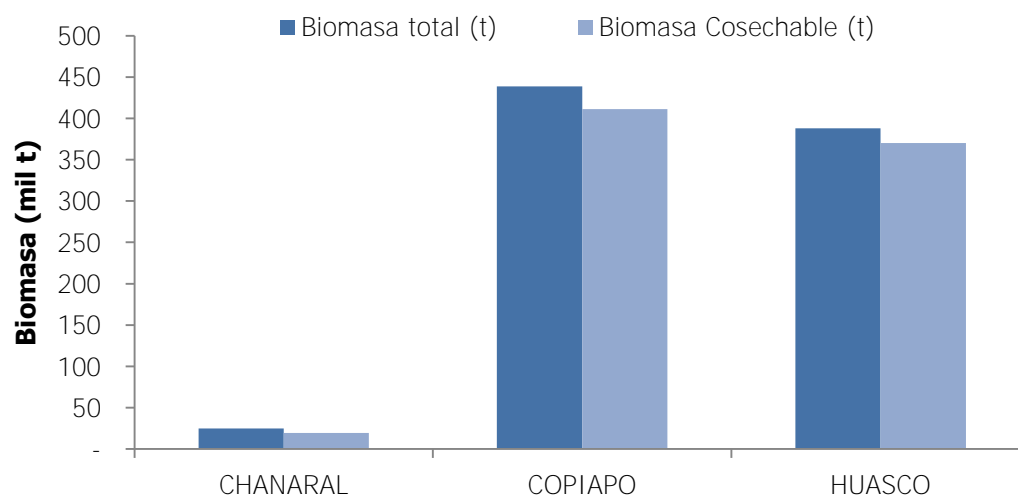


Figura 70. Biomasa total y cosechable de *Lessonia trabeculata*, para las provincias de la Región de Atacama, 2018.

- Región de Atacama 2019

Las densidades estimadas durante el año 2019 presentaron tendencias similares a la primera campaña, con las mayores densidades en la provincia de Copiapó, con un valor de 2,17 ind/m², seguida de Huasco y Chañaral, con 1,27 y 0,68 ind/m². No obstante, todas fueron menores a las estimadas en la primera campaña.

Se estimó una abundancia regional por sobre los 37 millones de individuos, siendo Huasco la provincia que presentó los mayores valores, alcanzando sobre el 57%, de la abundancia regional, con cerca de 16 millones de algas. Por su parte, Copiapó representó un 42% de la abundancia regional, mientras que Chañaral no superó el 0,1% regional (Tabla 56).

Las biomásas estimadas para la Región de Atacama en 2019 fueron cerca de 360 mil toneladas, y siguiendo la misma tendencia de la abundancia, Huasco fue la provincia que aportó con mayor biomasa, con cerca de un 57% de la biomasa regional alcanzando las 208 mil toneladas. Copiapó comprendió cerca de 150 mil toneladas, equivalentes a un 42% de la estimación regional, mientras que Chañaral presentó 205 toneladas, representando alrededor de un 0,05% de la biomasa regional. La biomasa cosechable fue alrededor de un 96% de la biomasa total, presentando una tendencia similar a la abundancia y biomasa total, con los mayores valores en la provincia de Huasco, seguida de Copiapó y Chañaral, equivalentes al 57%, 42% y 0,05% respectivamente (Tabla 56, Figura 71).

Tabla 56. Estimadores poblacionales de densidad, abundancia y biomasa por cada pradera de *Lessonia trabeculata*, Región de Atacama para el año 2019. Fuente: Elaboración propia

Provincia	Praderas	Densidad (ind/m ²)	Abundancia total (ind)	Abundancia cosechable (Ind)	Biomasa total (t)	Biomasa cosechable (t)
Chañaral	Chañaral	0,68	37.006	17.415	205	191
Copiapó	Chascos	2,17	1.594.667	846.400	15.411	14.828
	Frodden	2,17	9.674.500	5.134.927	93.497	89.959
	Los Burros	2,17	2.326.107	1.234.626	22.480	21.629
	Rada Blanca	2,17	2.326.107	1.234.626	22.480	21.629
Huasco	Bandurrias	1,27	1.013.537	13.948	9.762	9.365
	Carrizal	1,27	14.578.402	9.027.910	140.417	134.702
	Chañaral de Aceituno	1,27	3.577.524	2.215.439	34.458	33.056
	Chorrillos	1,27	2.296.150	1.421.928	22.116	21.216
	Huasco	1,27	227.873	141.114	2.195	2.106



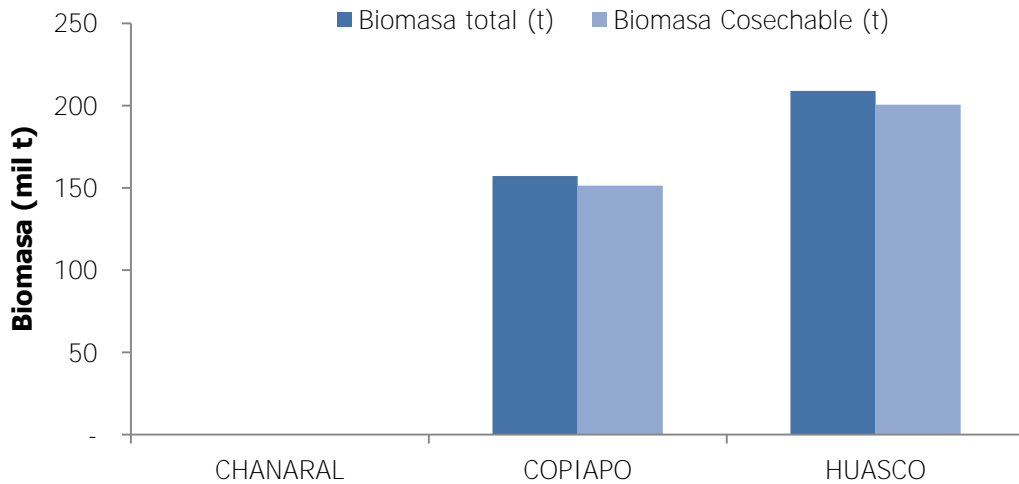


Figura 71. Biomasa total y cosechable de *Lessonia trabeculata*, para las provincias de la Región de Atacama, 2019.

- Región de Coquimbo 2018

Las densidades estimadas para la Región de Coquimbo durante el año 2018 muestran los mayores valores en la zona sur, disminuyendo hacia el norte, con valores entre 1,35 y 0,29 ind/m² (Tabla 57).

La abundancia total estimada para la región de Coquimbo durante 2019 sobrepasó los 26 millones de individuos. La Provincia de Choapa fue la que presentó mayor abundancia, alcanzando cerca de 14 millones de algas, equivalente a un 52% de la abundancia regional. Por otra parte, Limarí y Elqui representaron el 43% y 4% de la abundancia regional respectivamente (Tabla 57).

La estimación de biomasa para la Región de Coquimbo durante el año 2019 dio como resultado 180 mil toneladas. La Provincia de Limarí fue la que contuvo la mayor biomasa, alcanzando cerca de 100 mil toneladas, mientras que Choapa y Elqui presentaron alrededor de 80 mil y 4 mil toneladas respectivamente. En términos de biomasa cosechable, el Limarí comprendió el 55% de la biomasa cosechable regional, con cerca de 90 mil toneladas. Por su lado, la Provincia de Choapa presentó alrededor de 70 mil toneladas, mientras que Elqui alcanzó 2.500 toneladas, representando el 43% y 1% de la biomasa cosechable regional respectivamente (Tabla 57, Figura 72).



Tabla 57. Estimadores poblacionales de densidad, abundancia y biomasa por cada pradera de *Lessonia trabeculata*, Región de Coquimbo para el año 2018.

Provincia	Pradera	Densidad (ind/m ²)	Abundancia total (ind)	Abundancia cosechable (Ind)	Biomasa total (t)	Biomasa Cosechable (t)
Elqui	Puerto Aldea	0,29	1.178.111	381.154	4.011	2.561
Limarí	El Sauce	0,98	7.265.737	3.912.320	61.581	55.705
	Talcaruca	0,98	4.248.794	2.287.812	36.011	32.575
Choapa	Puerto Manso	1,35	1.073.539	564.063	6.188	5.388
	Puerto Oscuro	1,35	2.051.928	1.078.132	11.827	10.298
	Talquilla	1,35	10.631.105	5.585.835	61.277	53.355

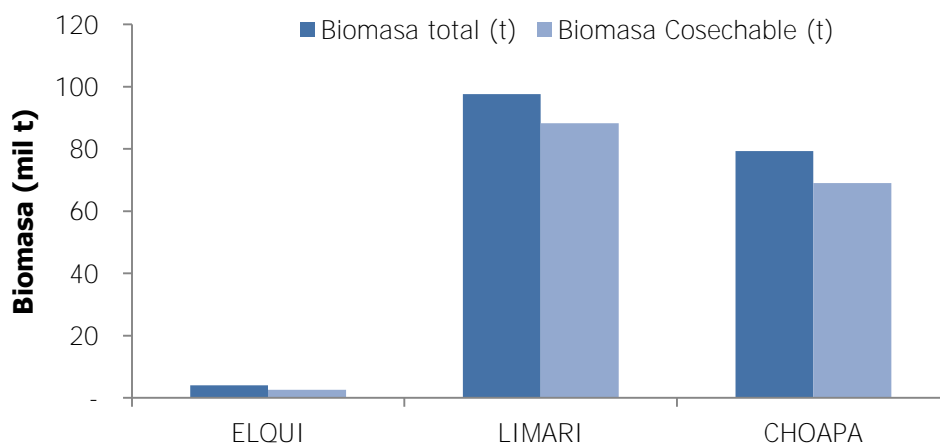


Figura 72. Biomasa total y cosechable de *Lessonia trabeculata*, para las provincias de la Región de Coquimbo, 2018.

- Región de Coquimbo 2019

Las densidades estimadas para la Región de Coquimbo durante el año 2019 fueron de 1,36 y 0,95 ind/m², para la Provincia de Choapa y Limarí respectivamente (Tabla 58).

En términos de abundancia de las praderas evaluadas, Talcaruca alcanzó los 4 millones de individuos, de los cuales alrededor del 58% correspondió a abundancia cosechable. Por otra parte, las praderas de Puerto Manso y Puerto Oscuro en la provincia del Choapa presentaron cerca de 3 millones de individuos, de los cuales el 48% fue abundancia cosechable (Tabla 58).



Las biomásas estimadas durante el año 2019 en la Región de Coquimbo fueron menores a las estimadas en la primera campaña, superando las 20 mil toneladas en el caso de la pradera de Talcaruca en la Provincia de Limarí, mientras que, en la Provincia de Choapa, las praderas de Puerto Manso y Puerto Oscuro sumaron más de 14 mil toneladas. Las biomásas cosechables estimadas, en el caso de Talcaruca, fue cerca del 82% de la biomasa total de la pradera, mientras que, para las praderas de la Provincia de Choapa, fue de 86% (Tabla 58, Figura 73).

Tabla 58. Estimadores poblacionales de densidad, abundancia y biomasa por cada pradera de *Lessonia trabeculata*, Región de Coquimbo para el año 2019.

Provincia	Pradera	Densidad (ind/m ²)	Abundancia total (ind)	Abundancia cosechable (Ind)	Biomasa total (t)	Biomasa Cosechable (t)
Elqui	Puerto aldea	-	-	-	-	-
Limarí	El sauce	-	-	-	-	-
	Talcaruca	0,95	4.008.193	2.329.548	20.838	17.059
Choapa	Puerto manso	1,36	1.171.439	562.460	5.973	5.132
	Puerto oscuro	1,36	1.654.442	794.371	8.436	7.249
	Talquilla	-	-	-	-	-

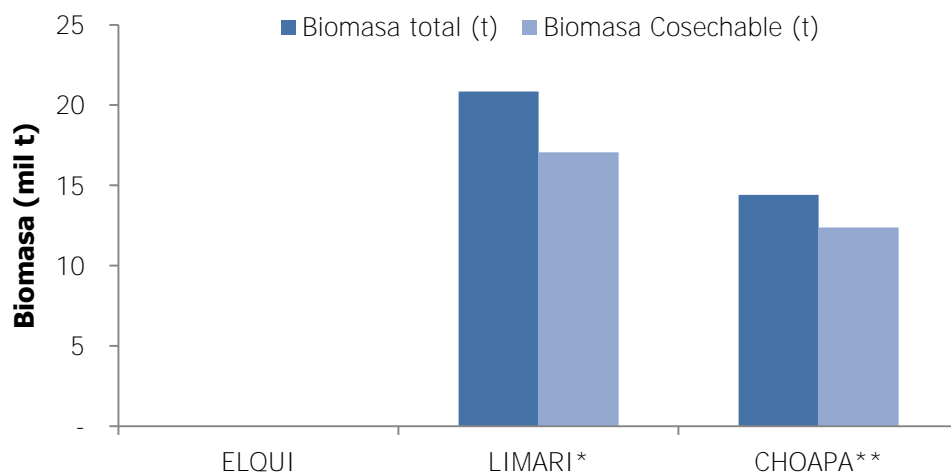


Figura 73. Biomasa total y cosechable de *Lessonia trabeculata*, para las provincias de la Región de Coquimbo, 2019. *No considera el Sauce; **no considera Talquilla.

- Relación talla-peso Región de Atacama

De la base de datos empleada para la relación talla-peso, los diámetros de disco empleados en el análisis fluctuaron entre 1 y 43 cm, mientras que los pesos variaron entre 0,005 y 35,5 Kg. De acuerdo con los análisis, los valores se ajustaron de mejor forma a una relación potencial, obteniéndose un R² de 0,8968. Por otro lado, los valores estimados de los parámetros de la relación fueron de 0,0016 y 2,5707 para a y b respectivamente (Figura 74).

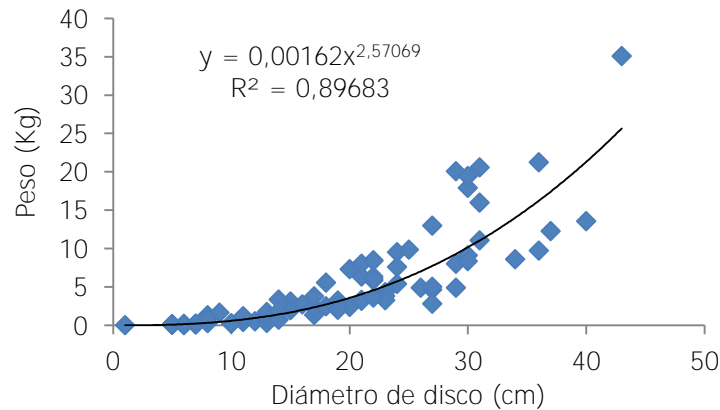


Figura 74: Relación talla-peso de huiro palo *Lessonia trabeculata*, en la Región de Atacama.

- Relación talla-peso Región de Coquimbo

De la base de datos empleada para la relación talla-peso, los diámetros de disco empleados en el análisis fluctuaron entre los 10 y 62 cm, mientras que los pesos variaron entre 0,5 y 34 Kg. De acuerdo con los análisis, los valores se ajustaron de mejor forma a una relación potencial, obteniéndose un R² de 0,6922. Por otro lado, los valores estimados de los parámetros de la relación fueron de 0,0098 y 2,011 para a y b respectivamente (Figura 75).



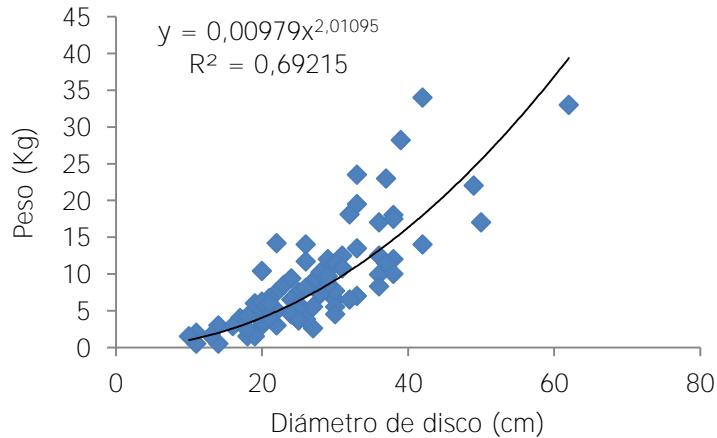


Figura 75. Relación talla-peso de huïro palo *Lessonia trabeculata*, en la Región de Coquimbo.

Estructura de tallas

- Estructura de tallas por provincia, Región de Atacama

De acuerdo con las estructuras de tallas para la Región de Atacama, se puede apreciar un patrón latitudinal, observándose los mayores discos en la zona sur de la región, con medianas entre los 25 y 23 cm en la Provincia de Huasco, seguida de Copiapó con un valor de 20,5 cm en ambas campañas. Por último, Chañaral con una mediana entre 19,5 y 17 cm. Una tendencia similar a la mediana se observa al analizar los valores máximos, superando los 80 cm en la Provincia de Huasco en ambas campañas. Por otro lado, Copiapó presentó valores intermedios, con máximos de 62 cm y 60 cm para cada campaña, mientras que Chañaral presentó los valores máximos más bajos de la región, variando entre 39 cm y 35 cm para cada campaña (Figura 76, Tabla 59).



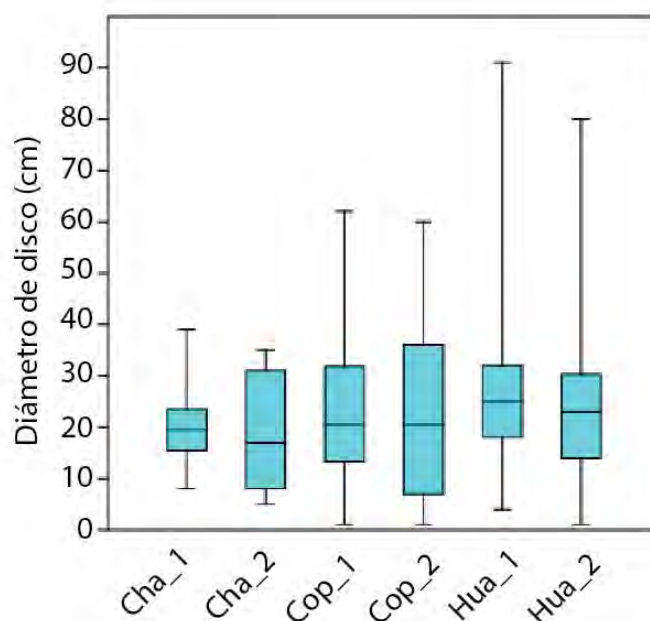


Figura 76. Diagrama de caja y bigote de estructura de tallas de huiro palo *Lessonia trabeculata*, por provincias de la Región de Atacama para los años 2018 y 2019, presentando la mediana, primer y tercer cuartil, mínimos y máximos.

Tabla 59. Estadísticos de la estructura de tallas de huiro palo *Lessonia trabeculata* por provincia de la Región de Atacama para los años 2018 y 2019. Fuente: Elaboración propia

Provincia	Año	N	Mediana	Primer cuartil	Tercer cuartil	Mínimo	Máximo
Chañaral	2018	30	19,5	15,5	23,50	8	39
	2019	17	17,0	8,0	31,0	5	35
Copiapó	2018	60	20,5	13,25	31,75	1	62
	2019	130	20,5	7,0	36,0	1	60
Huasco	2018	234	25,0	18,0	32,0	4	91
	2019	218	23,0	14,0	30,25	1	80

- Estructura de tallas por provincias, Región de Coquimbo

La estructura de tallas para la región de Coquimbo, en base a la mediana, presentó los mayores valores en la Provincia de Limarí, con 22,5 cm y 21 cm para las campañas 1 y 2 respectivamente. Choapa le sigue con valores de 21 cm y 19 cm, y Elqui con una mediana de 15 cm para la campaña 1 (Figura 77, Tabla 60).

Con respecto a los valores máximos, se observaron los mayores diámetros de disco en la Provincia de Choapa, con 75 cm para ambas campañas. En la Provincia de Limarí los valores máximos fueron de 56 cm y 45 cm para las campañas 1 y 2 respectivamente. Por último, en la Provincia de Elqui se observó un valor máximo de 37 cm para la campaña 1 (Figura 77, Tabla 60).

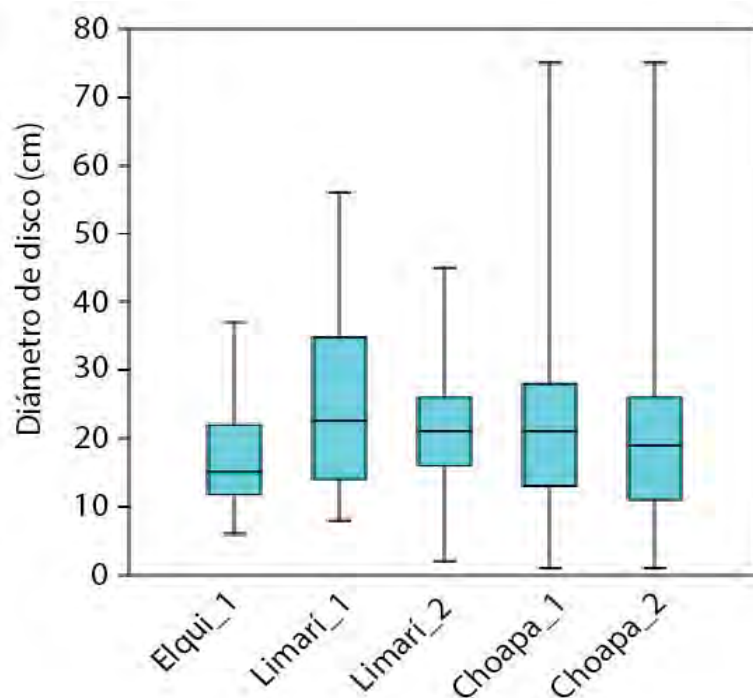


Figura 77. Diagrama de caja y bigote de estructura de tallas de huiro palo *Lessonia trabeculata*, por provincias de la Región de Coquimbo para los años 2018 y 2019, presentando la mediana, primer y tercer cuartil, mínimos y máximos.

Tabla 60. Estadísticos de la estructura de tallas de huiro palo *Lessonia trabeculata* por provincia de la Región de Coquimbo para los años 2018 y 2019.

Provincia	Año	N	Mediana	Primer cuartil	Tercer cuartil	Mínimo	Máximo
Elqui	2018	34	15	11,75	22	6	37
	2019	-	-	-	-	-	-
Limarí	2018	26	22,5	14	34,75	8	56
	2019	117	21	16	26	2	45
Choapa	2018	236	21	13	28	1	75
	2019	277	19	11	26	1	75

4.2 Objetivo específico 2.2. Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos huiro negro, huiro palo y huiro flotador en la zona de estudio.

4.2.1 Estado de situación de los recursos

En la descripción de los resultados de este objetivo se integran los resultados obtenidos en el objetivo específico N°5, los cuales son utilizados aquí para calcular el valor medio de los **Puntos de Referencia (PR's), de la biomasa actual y sus respectivos intervalos de confianza**. Además, se comparan los estimados de la biomasa actual de la evaluación indirecta con los derivados de la evaluación directa (objetivo específico N°1) y se analiza el estado de explotación de los respectivos recursos en función de estas dos fuentes de estimación.

Cabe recordar que los resultados obtenidos en el presente objetivo consideran la Biomasa en el Rendimiento Máximo Sostenido (B_{RMS}) como Punto de Referencia Objetivo (PRO), para lo cual se consideró el punto de $K/2$, que por definición ha sido considerado como el punto de RMS (Caddy y Mahon, 1996). Mientras que, para el Punto de Referencia Límite (PRL) se ha establecido una condición de la población equivalente al 25% de K , lo que ha sido propuesto por Caddy y Mahon (1996), para el caso de poblaciones poco conocidas. A saber, los valores de los parámetros poblacionales (K y r) así como el coeficiente de capturabilidad (q) usados para la estimación de la B_{RMS} (PRO) y el PRL (estimado como $B_{PRL} = \frac{B_{MRS}}{2}$) se detallan en la Tabla 61.

Para efectos comparativos se corrigieron los estimados de biomasa de la evaluación directa utilizando los factores de corrección que utilizan las direcciones regionales del Servicio Nacional de Pesca de Coquimbo y Atacama para los respectivos recursos de interés. Esto debido a que las bases de datos provenientes de las declaraciones artesanales que fueron usadas para el desarrollo de los modelos de evaluación indirecta se encuentran ya corregidas a un valor de peso seco. En la Tabla 62, se muestran los estimados de biomasa cosechable provenientes de la evaluación directa que fueron corregidos y usados para efectos comparativos. Para el caso del recurso huiro negro de la Región de Coquimbo, se presentan dos escenarios del estimado de la evaluación directa, uno considera la biomasa estimada regional y el segundo sustrae una de las praderas, (pradera IV-08 Provincia del Limari) debido a que los usuarios manifestaron realizar un esfuerzo marginal en ella. Se genera este escenario alternativo ya que la evaluación indirecta se modela a partir de información de desembarques, por tanto, virtualmente no considera la existencia de praderas sin explotación. Cabe mencionar que no se incorpora el estimado del recurso huiro palo para la Región de Atacama, ya que no se cuenta con un valor de biomasa proveniente de la evaluación indirecta que permita efectuar comparaciones. Para el caso del recurso huiro flotador no se aplican factores de corrección en ninguna de las regiones bajo análisis.



Tabla 61. Resumen de los estimados de capacidad de carga (K) y tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r) y capturabilidad (q) para cada uno de los recursos reportados en este informe. A partir de estos valores se estimaron las biomásas en el PRO y PRL.

Región	Recurso	Parámetro	Valor medio	Desviación Estándar
Atacama	Huiro negro	K	122.032	7.261
		r	0,0405	0,0021
		q	1,00E-05	1,00E-07
	Huiro palo	K	Modelo sin convergencia	
		r		
		q		
	Huiro macro	K	6.095	548
		r	0,228	0,0248
		q	6,45E-04	1,70E-05
Coquimbo	Huiro negro	K	18.509	215
		r	0,0285	0,0003
		q	4,42E-05	6,00E-07
	Huiro palo	K	288.893	12.407
		r	0,0173	0,001
		q	1,58E-05	2,00E-07
	Huiro macro	K	19.476	1.263
		r	0,0153	0,0014
		q	4,21E-04	3,85E-05

Tabla 62. Estimados de biomasa cosechable provenientes de la primera campaña de evaluación directa (campaña más cercana al horizonte de tiempo utilizado para la evaluación indirecta), factores de corrección utilizados y valor estimado corregido. Para el recurso huiro negro. Se presenta un escenario alternativo que considera la sustracción de la pradera IV-08 ubicada en la Provincia del Limarí. En negrita se muestran los valores utilizados para realizar comparaciones.

Región	Corrección	Coquimbo	Coquimbo (escenario alternativo)	Atacama
Huiro negro	Valor peso húmedo	106.827	68.124	40.301
	Factor de corrección	0,3	0,3	0,7
	Valor corregido	32.048	20.437	28.211
Huiro palo	Valor peso húmedo	159.882	*	**
	Factor de corrección	0,7		
	Valor corregido	111.917		
Huiro flotador	Valor peso húmedo	119	*	3.847
	Factor de corrección	***	*	***
	Valor corregido	***	*	***

* No aplica. ** No calculado debido a que no se cuenta con estimado de evaluación indirecta para realizar comparaciones. *** No se aplican factores de corrección.



4.2.1.1 Región de Atacama

El recurso huiro negro en la Región de Atacama presenta una situación incierta. En este caso debido a la mayor varianza en la estimación de la biomasa actual, existe una probabilidad de encontrarse en la zona definida como PRL (6%) o encontrarse en el área del PRO (38%). No obstante, la mayor probabilidad es que la biomasa actual se encuentre **entre ambos PR's**. Esta condición podría definir el estado del recurso como sobreexplotado, con la precaución de considerar la amplitud de la variabilidad de la biomasa estimada (Tabla 63, Tabla 64, Figura 78).

Al contrastar este resultado con el estimado de biomasa de la evaluación directa (28.211 t, ver Tabla 62), se aprecia que existe una divergencia importante entre ambos. Si bien el estimado derivado de la evaluación indirecta indica que el recurso estaría en una condición de sobreexplotación, el valor obtenido en la evaluación directa sugiere que la condición del recurso está cerca del colapso.

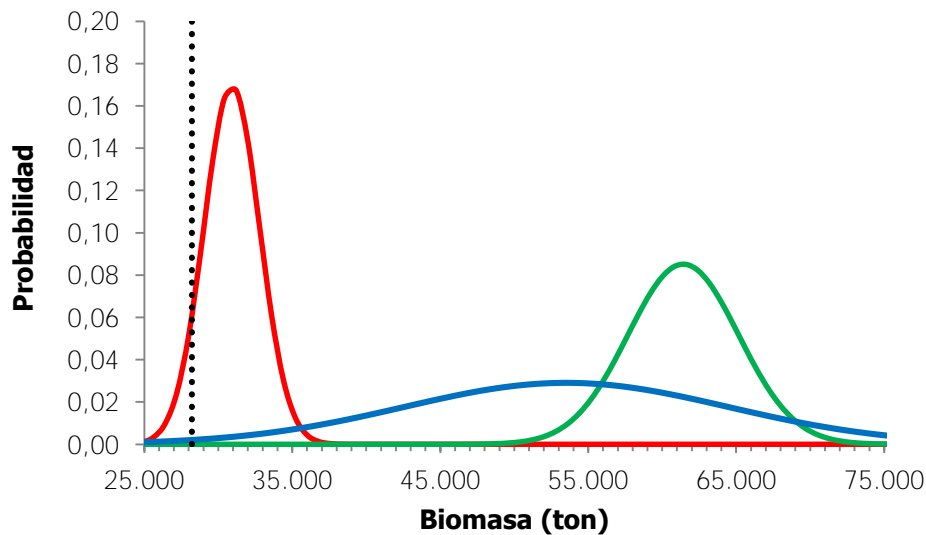


Figura 78. Distribución de probabilidades estimadas de hallar a la biomasa actual del recurso huiro negro en la región de Atacama (línea azul) por sobre o por debajo del PRL (línea roja) o del PRO (línea verde). La distribución de valores para el PRL y PRO se obtiene a partir de la variabilidad estimada para la capacidad de carga. La línea negra punteada indica el valor promedio de la biomasa estimada por la evaluación directa del objetivo específico 1, corregida al 30% del valor del peso húmedo.

Con relación al recurso huiro macro, de acuerdo con las estimaciones actuales el recurso estaría cercano a su capacidad de carga. Dada esta condición la probabilidad calculada de

exceder el PRL es cero. La biomasa actual estaría por sobre el PRO (Figura 79), por lo que su condición sería subexplotada.

Esta situación varía respecto del estimado de la evaluación directa, cuyo valor medio fue de 3.847 t, lo que posiciona la condición del recurso en el PRO. Esto sugiere un estado de subexplotación de la pesquería, pero cercana a la plena explotación.

Sin embargo, las CPUE más actuales sugieren que la biomasa debiera estar en un nivel más bajo que el sugerido a través de las evaluaciones indirectas. En efecto, las CPUE observadas para los buzos en la Región de Atacama sugieren que el nivel actual de biomasa debiera estar en el rango de las 3.100 – 3.800 toneladas. Este rango cae dentro de la distribución de probabilidades para el PRO y converge fuertemente con el estimado de la evaluación directa (Figura 80). Esta apreciación más conservadora indicaría que el estado de este recurso sería de plena explotación.

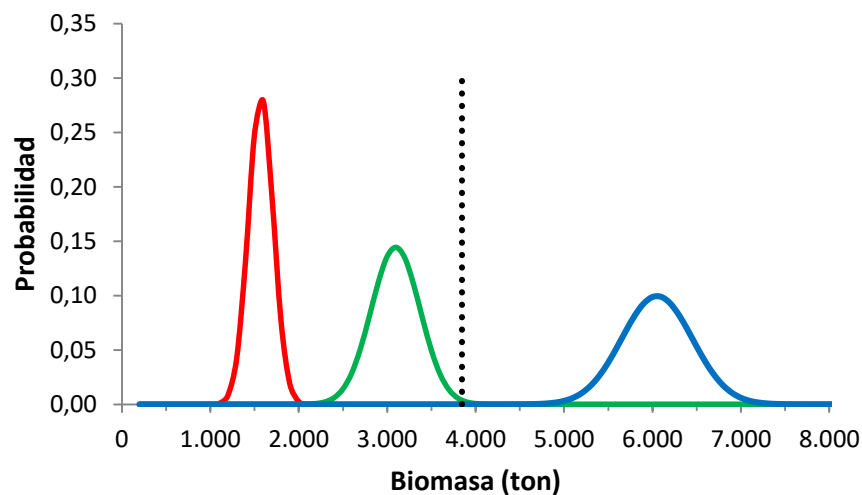


Figura 79. Distribución de probabilidades estimadas de hallar a la biomasa actual del recurso huiro macro de la región de Atacama (línea azul) por sobre o por debajo del PRL (línea roja) o del PRO (línea verde). La distribución de valores para el PRL y PRO se obtiene a partir de la variabilidad estimada para la capacidad de carga. La línea negra punteada representa el valor promedio de biomasa estimada por la evaluación directa de la primera campaña de evaluación.



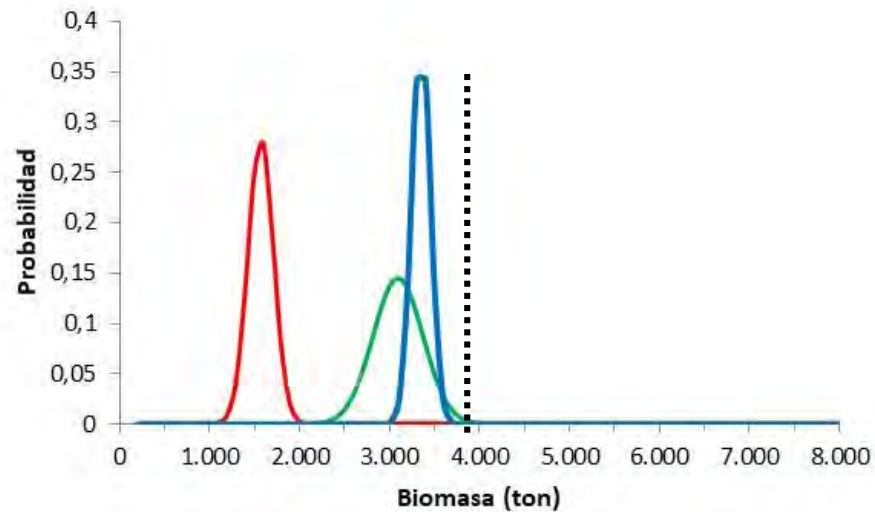


Figura 80. Distribución de probabilidades estimadas de hallar a la biomasa actual del recurso huiro macro en la región de Atacama (línea azul) por sobre o por debajo del PRL (línea roja) o del PRO (línea verde). Esta situación alternativa a la Figura 79 es debida a una estimación a partir de las CPUE actuales observadas.

4.2.1.2 Región de Coquimbo

De acuerdo a los resultados el recurso huiro negro en la Región de Coquimbo presenta un nivel de biomasa que excedería el PRO (Tabla 63, Tabla 64 Figura 81), por lo que su condición podría ser definida como levemente sub explotado. El rango de valores de biomasa estimado a través de la evaluación indirecta (línea azul en la Figura 81) está por sobre la distribución de valores esperados para el PRO (línea verde en la Figura 81).

En tanto, la evaluación directa en su primera campaña (objetivo específico 1) estima una biomasa cosechable corregida de 32.048 t, lo que es muy superior a lo estimado por la evaluación indirecta. Sin embargo, en la evaluación directa se incorporó un área importante de la provincia de Limarí que usualmente no es explotada por los pescadores, por lo cual no se ve reflejada en la evaluación indirecta que usa datos de esfuerzo y captura en zonas históricas de pesca. Si se excluye esta área, la biomasa cosechable estimada por la evaluación directa corresponde a 20.437 t, lo que aún sigue estando por sobre el estimado de la evaluación indirecta. No obstante, ambos estimados convergen en una condición de subexplotación del recurso, considerando los PRs establecidos.



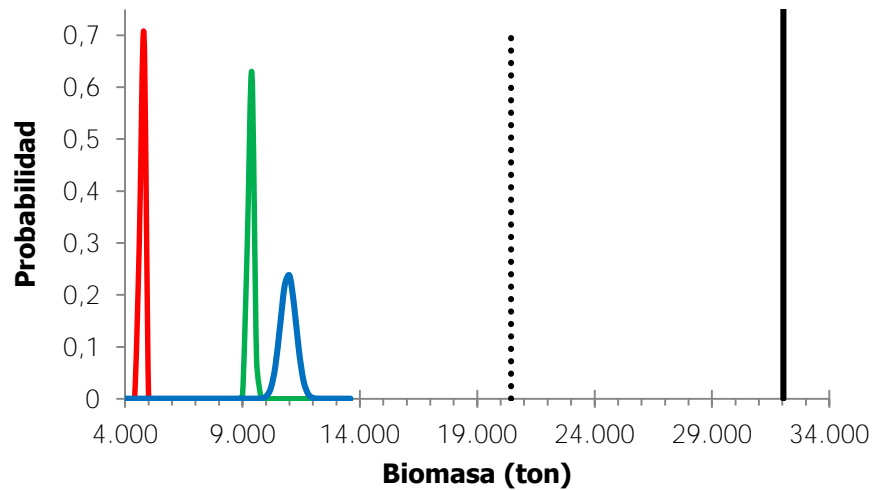


Figura 81. Distribución de probabilidades estimadas de hallar a la biomasa actual del recurso huero negro en la región de Coquimbo (línea azul) por sobre o por debajo del PRL (línea roja) o del PRO (línea verde). La distribución de valores para el PRL y PRO se obtiene a partir de la variabilidad estimada para la capacidad de carga. La línea negra representa el valor promedio de biomasa estimada a nivel regional por la evaluación directa de la primera campaña, mientras que la línea negra punteada muestra el estimado de la evaluación directa que sustrae la estimación de una pradera que está sometida a bajo niveles de explotación.

En el caso del recurso huero palo en la Región de Coquimbo los resultados (Tabla 63 Tabla 64) indican que la biomasa se encuentra por sobre el del PRO (Figura 82) con un 98% de probabilidad que su valor exceda este punto. En este caso la biomasa se encuentra lejana a la zona de distribución para el PRL por lo que su condición actual puede definirse como subexplotado. Por otro lado, los resultados obtenidos de la evaluación directa estiman un valor de 112 mil toneladas, lo que posicionaría al recurso por debajo del PRO, es decir en un estado de sobreexplotación.



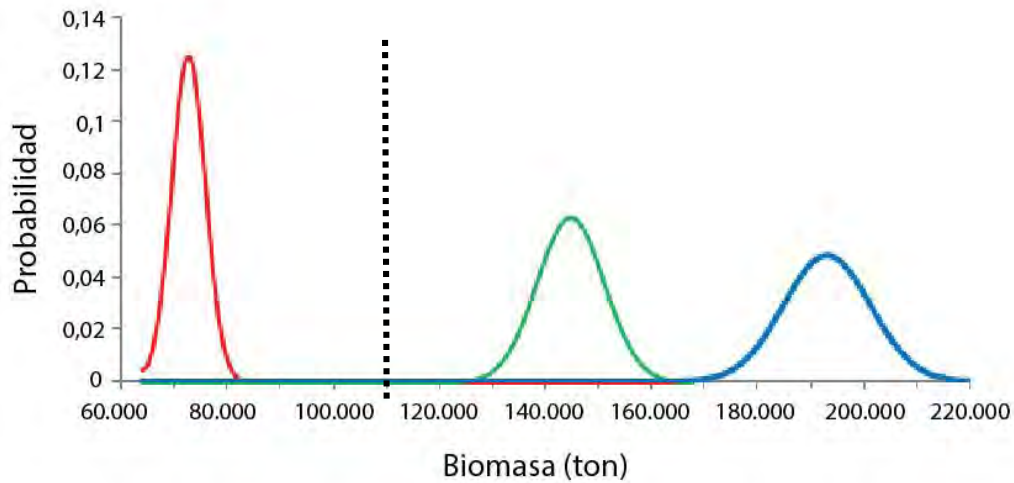


Figura 82. Distribución de probabilidades estimadas de hallar a la biomasa actual del recurso huero palo en la región de Coquimbo (línea azul) por sobre o por debajo del PRL (línea roja) o del PRO (línea verde). La distribución de valores para el PRL y PRO se obtiene a partir de la variabilidad estimada para la capacidad de carga. La línea negra punteada representa el valor promedio de biomasa estimada por la evaluación directa de la primera campaña del Objetivo Específico 1.

En cuanto al recurso huero macro en la Región de Coquimbo, se observa una condición que podría definirse como levemente subexplotado (Tabla 63, Tabla 64)

En este caso, la estimación directa obtenida en el objetivo específico 1 dista bastante de los resultados obtenidos en la evaluación indirecta ya que en la primera campaña sólo se estimaron 119 t de biomasa cosechable (Figura 83), cantidad que no podría soportar el desembarque observado en esta Región. Respecto de este punto, cabe señalar que las estimaciones de biomasa de huero flotador mediante evaluaciones directas son muy variables por la dependencia de factores estacionales en el proceso de generación de biomasa por parte de este recurso.



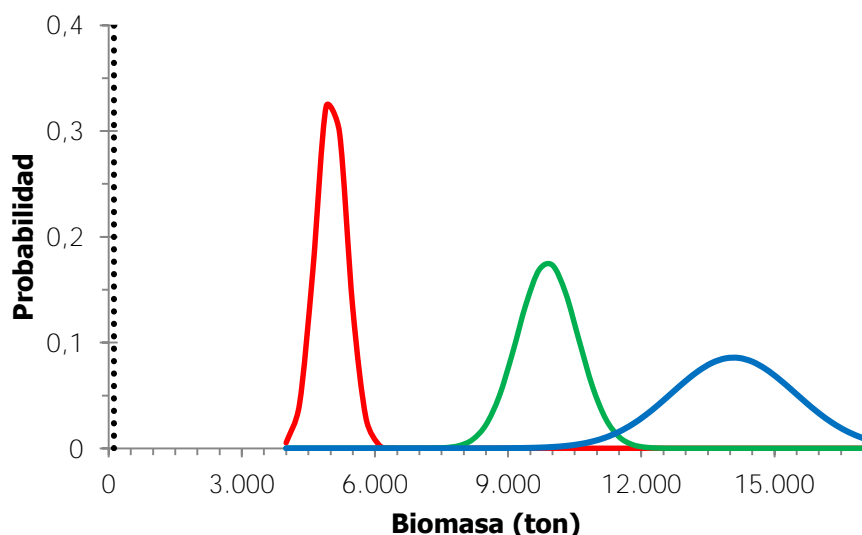


Figura 83. Distribución de probabilidades estimadas de hallar a la biomasa actual del recurso huiro macro en la región de Coquimbo (línea azul) por sobre o por debajo del PRL (línea roja) o del PRO (línea verde). La distribución de valores para el PRL y PRO se obtiene a partir de la variabilidad estimada para la capacidad de carga. La línea negra punteada representa el valor promedio de biomasa estimada por la evaluación directa de la primera campaña del Objetivo Específico 1.

4.2.2 Resumen estado de situación de los recursos

Un resumen sintético de las estimaciones de PR's y de estado actual de estas poblaciones se muestran en la Tabla 63 y Tabla 64.

La Tabla 63 incluye un resumen de la biomasa estimada mediante la evaluación indirecta (columna 3 de dicha Tabla) al último mes para el cual se tuvieron datos disponibles de desembarque y esfuerzo (columna 4).

Por su parte la Tabla 64 sintetiza los resultados del estado actual de cada uno de los recursos en la columna 3. La columna 4 muestra la tendencia observada en la biomasa, para lo cual se utilizan los resultados del modelo dinámico que son descritos en los resultados del Objetivo Específico 5. Las columnas 5 y 6 muestran la probabilidad de exceder el PRL o de alcanzar el PRO, respectivamente. Finalmente, la columna 7 entrega observaciones acerca de la posición relativa de la biomasa, respecto de los PR's.



Tabla 63. Estimaciones de biomasa por recurso y región. Li: límite inferior de la estimación; Ls: límite superior; PRL: punto de referencia límite; PRO: punto de referencia objetivo.

Región	Recurso	Mes/año	Biomasa estimada (t)			PRL (t)			PRO (t)		
			Estimado	Li	Ls	Estimado	Li	Ls	Estimado	Li	Ls
Atacama	Huiro negro	ago-17	53.105	31.617	76.111	30.508	26.845	34.171	61.016	53.690	68.343
	Huiro palo*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Huiro macro	dic-17	6.095	4.940	7.251	1.524	1.235	1.813	3.048	2.470	3.626
Coquimbo	Huiro negro	oct-17	10.846	10.160	11.548	4.627	4.521	4.734	9.255	9.041	9.469
	Huiro palo	oct-17	192.754	168.556	218.879	72.216	66.012	78.419	144.432	132.025	156.839
	Huiro macro	oct-17	13.926	11.195	17.390	4.869	4.206	5.532	9.738	8.411	11.065

*Sin convergencia realista en el modelo

Tabla 64. Estado de las poblaciones de algas pardas por recurso y región. Las probabilidades calculadas se refieren a la probabilidad de exceder un PRL o de alcanzar el PRO.

Región	Recurso	Estatus	Tendencia	Probabilidad \leq PRL (%)	Probabilidad \geq PRO (%)	Observaciones
Atacama	Huiro negro	sobreexplotado	Disminuyendo	6	38	Condición incierta: Li biomasa en el rango de valores del PRL, mientras que Ls biomasa se encuentra en valores del PRO. La condición más probable es por debajo del PRO
	Huiro palo	-	-	-	-	Sin convergencia realista del modelo
	Huiro macro	Subexplotado	Estable	0	100	Condición incierta: Con los valores de CPUE más actualizados, es altamente probable que la biomasa actual esté en el rango de las 3.100-3.800 t y su estado actual sería de plena explotación
Coquimbo	Huiro negro	Levemente subexplotado	Disminuyendo	0	100	Biomasa sobre el Ls PRO
	Huiro palo	Subexplotado	Aumentando	0	98	Biomasa por encima del PRO
	Huiro macro	Levemente subexplotado	Aumentando	0	100	Biomasa cercana al Ls del PRO



4.3 Objetivo específico 2.3. Proponer y validar procedimiento para determinar la tasa de deshidratación de los recursos huiro negro y huiro palo.

4.3.1 Variables ambientales durante las campañas.

Las variables ambientales utilizadas para caracterizar el clima durante los muestreos describen una marcada estacionalidad durante el ciclo anual en el área de estudio, con máximos en verano y mínimos en invierno (Tabla 65).

En base a la temperatura del aire y la radiación solar, los días más calurosos se manifestaron en los muestreos de verano 2018, mientras que los días más helados ocurrieron en los muestreos de invierno 2018. Otoño e invierno fueron estaciones más templadas o de transición entre la época estival y la invernal. La velocidad promedio del viento fue mayor durante los muestreos realizados en Atacama respecto a los de Coquimbo, pero con una dirección del viento similar (Tabla 65). Además, los vientos fueron más intensos en primavera y verano del año 2018, principalmente con dirección sur y suroeste (Tabla 65). La humedad relativa del aire durante los muestreos osciló entre 70 y 80%, y tiende a aumentar hacia otoño e invierno y a disminuir hacia primavera y verano (Tabla 65).

4.3.2 Huiro negro

Al finalizar cada periodo estacional de evaluación, tanto las plantas de huiro negro secadas en la playa rocosa en Caldera como en la playa rocosa de Coquimbo tienden a estabilizar el porcentaje de deshidratación (Figura 84). En general, las plantas presentan una mayor deshidratación durante el primer día de tendido, con una mayor pérdida de humedad en verano (50% en Caldera, 47% en Coquimbo) y una menor en invierno (66% en Caldera, 68% en Coquimbo). Posteriormente, la deshidratación de las plantas de huiro negro continúa progresivamente hasta obtener una estabilización aparente que depende de la época del año y del sitio de muestreo.

En verano, el 40% de humedad promedio en las plantas fue registrado al segundo día en Caldera y al cuarto día en Coquimbo; en las otras estaciones del año este porcentaje de humedad fue registrada al cuarto o quinto día en Caldera y al sexto día en Coquimbo. En ambas localidades, el 30% de humedad promedio se obtuvo al séptimo día de tendidas en verano; en las otras estaciones del año ocurrió al octavo o noveno día en Caldera y al décimo día en Coquimbo.



Tabla 65. Caracterización del clima durante los muestreos realizados estacionalmente durante el año 2018 (i.e., verano, otoño, invierno, primavera). Registros de las estaciones meteorológicas “El Romeral” y Punta de Choros” de la red CEAZAMET.

		El Romeral				Punta de Choros			
VERANO	Fecha	29 enero - 08 febrero		01 marzo - 11 marzo		29 enero - 08 febrero		01 marzo - 11 marzo	
Variable ambiental	unidad	Media	DS	Media	DS	Media	DS	Media	DS
Temperatura del aire	°C	17,1	0,9	16,7	0,5	18,0	1,0	17,6	0,4
Humedad Relativa	%	72,8	2,7	71,2	59,0				
Velocidad del viento	m/s	1,9	0,4	1,6	0,2	1,9	0,6	2,2	0,8
Radiación solar	WmA	259,4	59,1	243,0	43,7	233,8	61,6	188,6	68,1
Dirección del Viento		O - SSO		ONO -SSO		OSO - SSE		OSO - O	
OTOÑO	Fecha	14 abril - 24 abril		01 mayo - 11 mayo		14 abril - 24 abril		01 mayo - 11 mayo	
Variable ambiental	unidad	Media	DS	Media	DS	Media	DS	Media	DS
Temperatura del aire	°C	13,0	0,8	12,4	0,7	14,2	0,6	13,5	0,7
Humedad Relativa	%	81,8	4,1	73,3	9,2				
Velocidad del viento	m/s	1,2	0,2	1,4	0,2	1,7	0,4	1,8	0,5
Radiación solar	WmA	118,8	49,2	162,2	27,9	62,1	16,03	112,0	40,0
Dirección del Viento		SO - ONO		SO -NNE		N - S		OSO - O	
INVIERNO		12 - 22 julio		14 - 24 agosto		12 - 22 julio		14 - 24 agosto	
Variable ambiental	unidad	Media	DS	Media	DS	Media	DS	Media	DS
Temperatura del aire	°C	10,4	1,0	11,1	0,7	12,3	0,9	12,4	0,4
Humedad Relativa	%	73,5	13,0	76,4	5,0				
Velocidad del viento	m/s	1,5	0,3	1,4	0,1	3,1	1,2	2,6	1,1
Radiación solar	WmA	129,3	40,3	163,7	41,2	98,8	44,8	114,2	58,5
Dirección del Viento		SSE - N		SSO - NNE		S - ONO		SSE - ONO	
PRIMAVERA		09 - 19 octubre		05 - 15 noviembre		09 - 19 octubre		05 - 15 noviembre	
Variable ambiental	unidad	Media	DS	Media	DS	Media	DS	Media	DS
Temperatura del aire	°C	12,8	0,8	15,7	0,9	13,6	0,4	15,6	0,9
Humedad Relativa	%	71,6	3,7	69,4	8,1				
Velocidad del viento	m/s	1,8	0,3	1,9	0,2	3,2	1,0	2,6	0,8
Radiación solar	WmA	217,4	91,1	330,8	25,9	195,2	61,19	248,4	70,8
Dirección del Viento		SO - ONO		S -ONO		S - SO		S - O	



Al comparar la tendencia temporal de deshidratación entre tamaños de planta, expresado en diámetro del disco adhesivo, se observa que las plantas más pequeñas (<10 cm de diámetro del disco de adhesión) presenta una deshidratación mayor en los primeros días en comparación con plantas de tamaño intermedio (10 a 20 cm de diámetro del disco de adhesión) y grande (20 > cm de diámetro del disco de adhesión) tanto en Caldera como en Coquimbo (Figura 85). También, las plantas pequeñas presentan una diferencia en la deshidratación cercana al 10% durante el primer día respecto a las plantas de tamaños intermedios y cercanos al 20% respecto a las plantas de tamaños grandes en ambas localidades.

La mayor deshidratación en plantas pequeñas (< 10 cm de diámetro del disco de adhesión) se observa durante el primer día, con una mayor pérdida de humedad en verano y una menor en invierno en ambas localidades (Figura 85). En verano, un 40% de pérdida de humedad ocurre en el primer día en ambas localidades; en las otras estaciones del año este porcentaje de humedad se obtuvo al segundo o cuarto día en Caldera y al cuarto o quinto día en Coquimbo. En verano, un 30% de pérdida de humedad en las plantas se obtuvo al tercer día en Caldera y al quinto día en Coquimbo; en las otras estaciones del año ocurre al quinto o sexto día en Caldera y al octavo día en Coquimbo.

La mayor deshidratación en plantas medianas (10 a 20 cm de diámetro del disco de adhesión) fue en el primer día, con una mayor pérdida de humedad en verano y una menor en invierno en ambas localidades (Figura 85). En verano, el 40% de pérdida de humedad fue registrado al cuarto día en ambas localidades; en las otras estaciones del año este porcentaje de humedad se obtuvo al cuarto o quinto día en Caldera y al séptimo día en Coquimbo. Independiente de la estación del año, la pérdida cercana al 30% de humedad promedio en las plantas se obtuvo al noveno o décimo día en ambas localidades.

La mayor deshidratación en las plantas más grandes (> 20 cm de diámetro del disco de adhesión) se registró durante el primer día, con una mayor pérdida de humedad en verano y una menor en invierno en ambas localidades (Figura 85). En Caldera, valores promedios de 40% de pérdida de humedad en las plantas se detectaron al cuarto o quinto día; mientras que en Coquimbo al cuarto día en verano y al séptimo día en las otras estaciones del año. En Caldera, valores promedios de 30% de pérdida de humedad se registraron entre el octavo y décimo día; mientras que en Coquimbo llegó a 32% al décimo día en todas las estaciones del año.



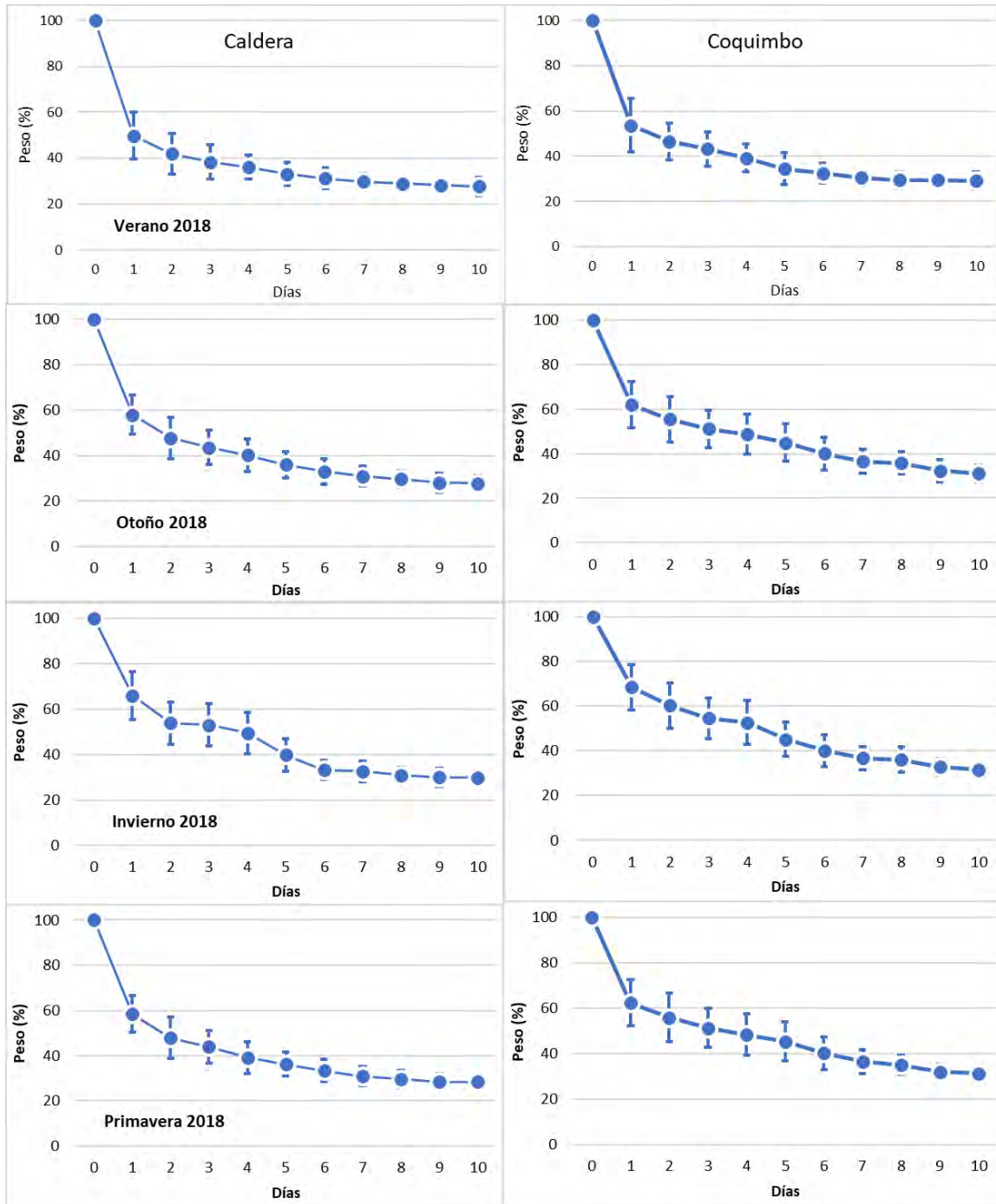


Figura 84. Monitoreo del peso promedio relativo diario (\pm desviación estándar) de plantas de huiro negro cosechadas en la costa de Caldera y de Coquimbo (n=15 plantas).



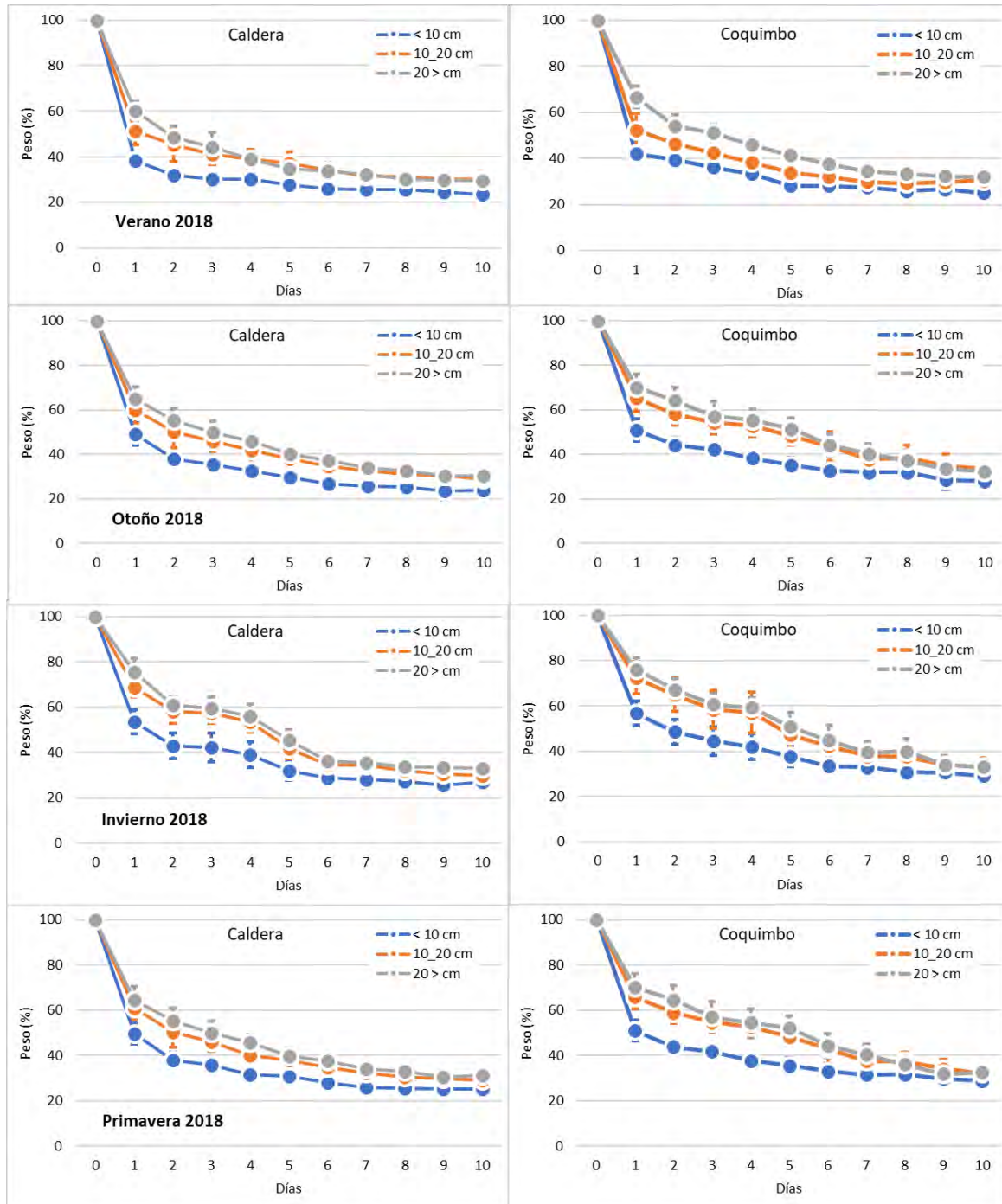


Figura 85. Monitoreo del peso promedio relativo diario (\pm desviación estándar) de plantas de huiro negro cosechadas en la costa de Caldera y de Coquimbo en tres rangos de tamaños ($n=5$ plantas), basados en el diámetro mayor del disco de adhesión.

En Caldera, la tasa de deshidratación diaria de las plantas de huiro negro *Lessonia spp.* en los tendedores de playa fue de $7,16 \pm 0,34\%$. Entre estaciones del año, la tasa de deshidratación fue significativamente menor en invierno en comparación con las otras estaciones del año. Además, la tasa de deshidratación diaria de las plantas más pequeñas (i.e., < 10 cm diámetro del disco) fue significativamente mayor que las plantas grandes (i.e., 10-20 cm diámetro del disco, > 20 cm diámetro del disco) (Figura 86, Tabla 66). Esta tendencia entre tamaños de plantas persistió en todas las estaciones del año (Tabla 66). En Coquimbo, la tasa de deshidratación diaria de huiro negro fue de $6,92 \pm 0,35\%$, sin cambios significativos entre estaciones del año. Pero, al igual que en Caldera, las plantas más pequeñas tuvieron una significativamente mayor tasa de deshidratación que las plantas más grandes (Tabla 66, Figura 86). Esta tendencia entre tamaños de plantas persistió en todas las estaciones del año (Tabla 66).

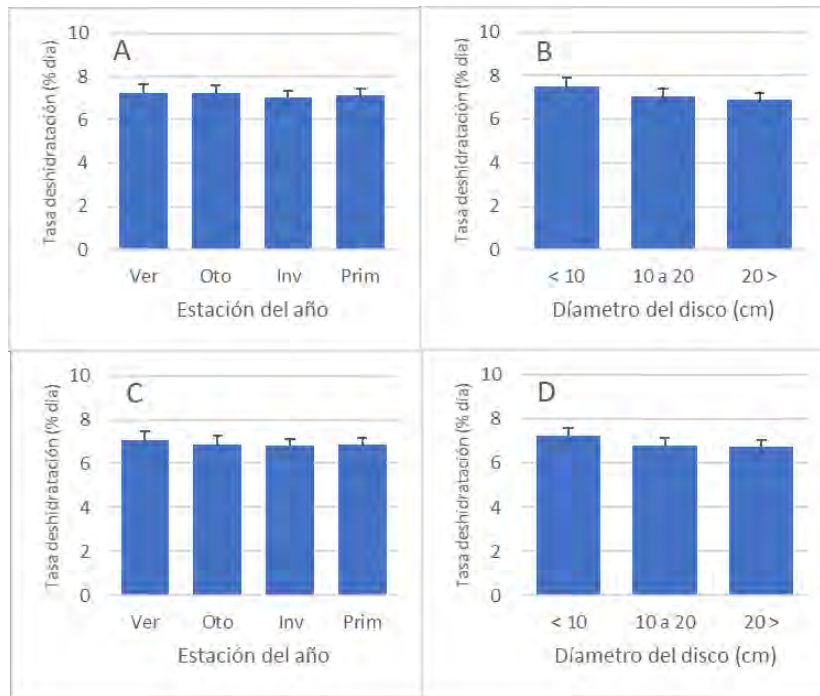


Figura 86. Tasa deshidratación diaria (\pm desviación estándar) de huiro negro *Lessonia spp.* obtenida después de 10 días de secado en la playa por estación del año (A) y tamaño de la planta (B) en Caldera; y por estación del año (C) y tamaño de la planta (D) en Coquimbo.



Tabla 66. Análisis de Varianza (ANDEVA), considerando como factor principal la estación del año y el tamaño de las plantas por localidad, y como variable respuesta la tasa de deshidratación de huiro negro (*Lessonia* spp.). Diferencias significativas entre estación del año o entre tamaño de las plantas fueron detectadas usando la prueba de Tukey.

Localidad	Factor	G.L.	SC	F	p	Prueba de Tukey
Caldera	Estación (E)	3	0,153	3,802	0,016	(Oto=Ver=Prim) > Inv
	Talla (T)	2	2,08	51,555	0	10 > 10-20 > 20
	E x T	6	0,05	1,25	0,298	
Coquimbo	Estación (E)	3	0,196	2,754	0,053	Ver=Prim=Oto=Inv
	Talla (T)	2	1,395	19,607	0	10 > (10-20=20)
	E x T	6	0,039	0,546	0,771	



4.3.3 Huiro palo

Semejante a lo detectado para huiro negro, al finalizar el periodo de evaluación, tanto las plantas de huiro palo secadas en la playa rocosa de Huasco como en Coquimbo tienden a estabilizar el porcentaje de deshidratación (Figura 87). En general, las plantas presentan una mayor deshidratación durante el primer día de tendido, con una mayor pérdida de humedad promedio en los tendidos de Huasco durante verano, otoño y primavera, y en verano en los tendidos de Coquimbo; mientras que la menor pérdida de humedad ocurre en invierno para ambas localidades. Posteriormente, la deshidratación de las plantas de huiro palo continúa progresivamente hasta obtener una estabilización aparente que depende de la época del año y del sitio de muestreo.

En verano, la pérdida de humedad del 40% en las plantas se obtuvo al séptimo día en ambas localidades, mientras que en las otras estaciones del año ocurrió entre el séptimo y décimo día después de tendidas (Figura 87). En ninguno de los tendidos de Huasco y Coquimbo, se alcanzó una humedad pérdida de 30% en las plantas. En primavera, un valor de 32% fue registrada en las plantas tendidas en Caldera (Figura 87).

La caracterización morfológica de las plantas de *Lessonia* usadas para estimar la deshidratación durante cada una de las campañas (i.e., verano, otoño, invierno, primavera) es presentada en el anexo digital adjunto. Cabe destacar que las plantas de huiro palo fueron cosechadas de tres rangos de profundidad, mientras que las plantas de huiro negro fueron cosechadas considerando tres rangos de tamaño del disco de adhesión.



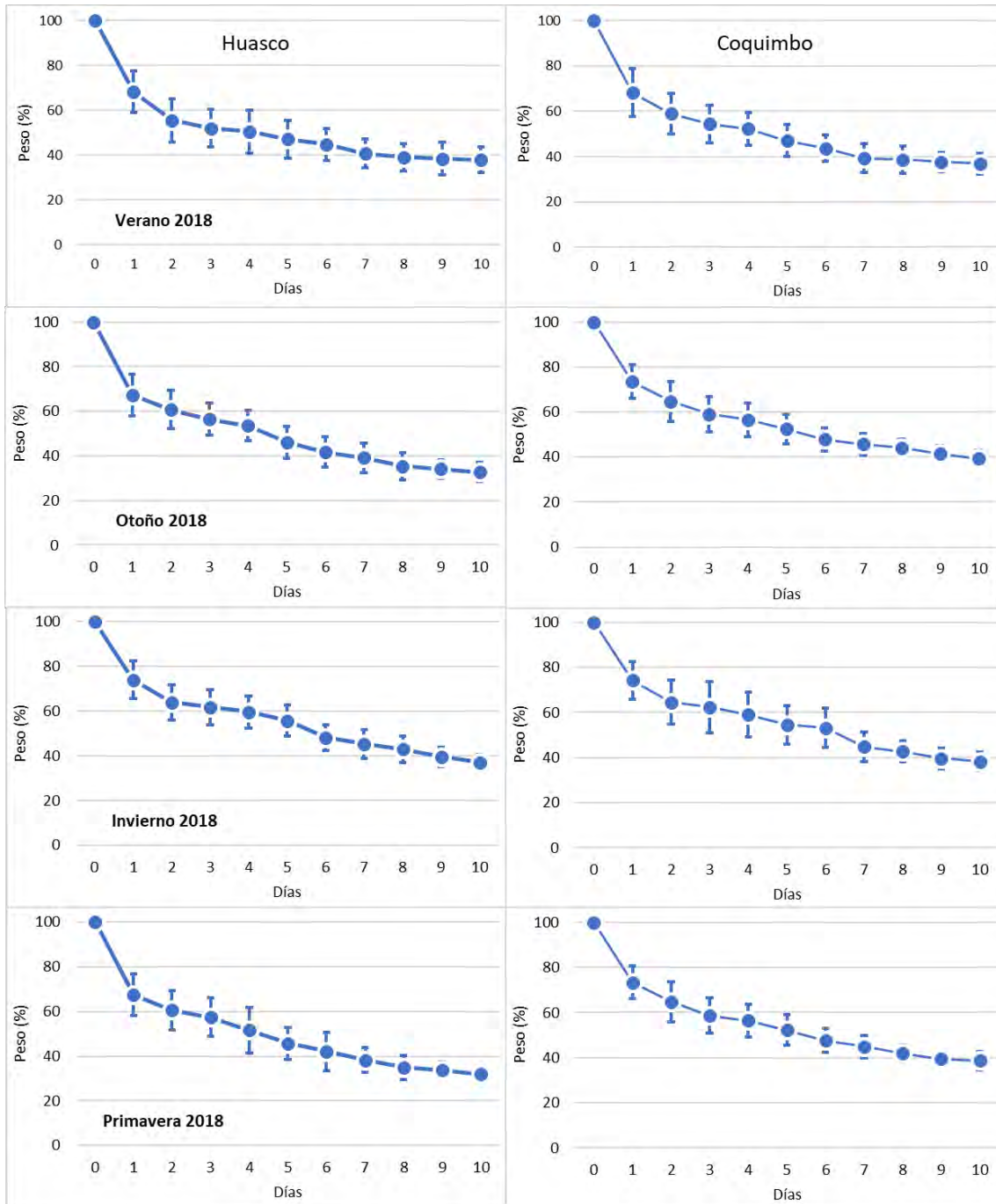


Figura 87. Monitoreo del peso promedio relativo diario (\pm desviación estándar) de plantas de huiro palo cosechadas en la costa de Huasco y de Coquimbo (n=15 plantas). Fuente: Elaboración propia.



En Huasco, la tasa de deshidratación diaria de huiro palo en tendedores de playa fue de $6,51 \pm 0,50\%$. La tasa de deshidratación fue significativamente mayor en primavera y otoño en comparación con invierno y verano. Además, la tasa de deshidratación diaria de las plantas cosechadas en profundidades someras (i.e., 10-15m, < 10 m de profundidad) fue significativamente mayor que las cosechadas en fondos profundos (i.e., >20 m de profundidad). Esta tendencia entre tamaños de plantas persistió en todas las estaciones del año (Figura 88, Tabla 67). En Coquimbo, la tasa de deshidratación diaria de huiro palo fue de $6,17 \pm 0,41\%$. Sin cambios significativos entre estaciones del año, ni tampoco entre plantas cosechadas en distintas profundidades (Figura 88, Tabla 67).

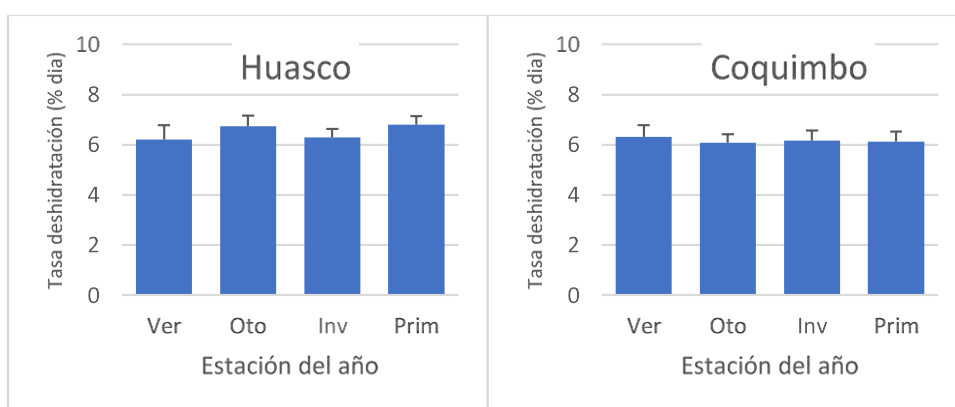


Figura 88. Tasa deshidratación diaria (\pm desviación estándar) de huiro palo *Lessonia trabeculata* obtenida después de 10 días de secado en la playa por estación del año en Huasco y en Coquimbo.

Tabla 67. Análisis de Varianza (ANDEVA), considerando como factor principal la estación del año y el tamaño de las plantas por localidad, y como variable respuesta la tasa de deshidratación de huiro negro (*Lessonia* spp.). Diferencias significativas entre estaciones del año o entre tamaños de las plantas fueron detectadas usando la prueba de Tukey.

Localidad	Factor	G.L.	SC	F	p	Prueba de Tukey
Huasco	Estación (E)	3	1,376	9,806	0	(Pri=Oto) > (Inv=Ver)
	Profundidad (Z)	2	1,612	11,485	0	(10m = 10-15m) > 15m
	Z x T	6	0,069	0,493	0,81	
Coquimbo	Estación (E)	3	0,158	0,95	0,424	Ver=Inv=Prim=Oto
	Profundidad (Z)	2	0,115	0,691	0,506	10 m = 15 m = 10-15m
	Z x T	6	0,18	1,081	0,387	



4.3.4 Funciones descriptivas de la tasa de deshidratación

La tasa de deshidratación de las plantas de huiro negro *Lessonia* spp. y huiro palo *Lessonia trabeculata* a través de los días en el tendadero en playa puede ser representada por una función de regresión logarítmica para cada localidad (Figura 89). En este contexto, la tasa de deshidratación de huiro negro en los tendaderos fue mayor en Caldera que en Coquimbo, mientras que las plantas pequeñas se deshidratan más rápidamente que las más grandes en ambas localidades (Tabla 68). En cambio, para huiro palo la tendencia temporal de la deshidratación fue similar entre localidades; además, la deshidratación de huiro palo en los tendaderos a través del tiempo es menor que la observada para el huiro negro (Figura 89).

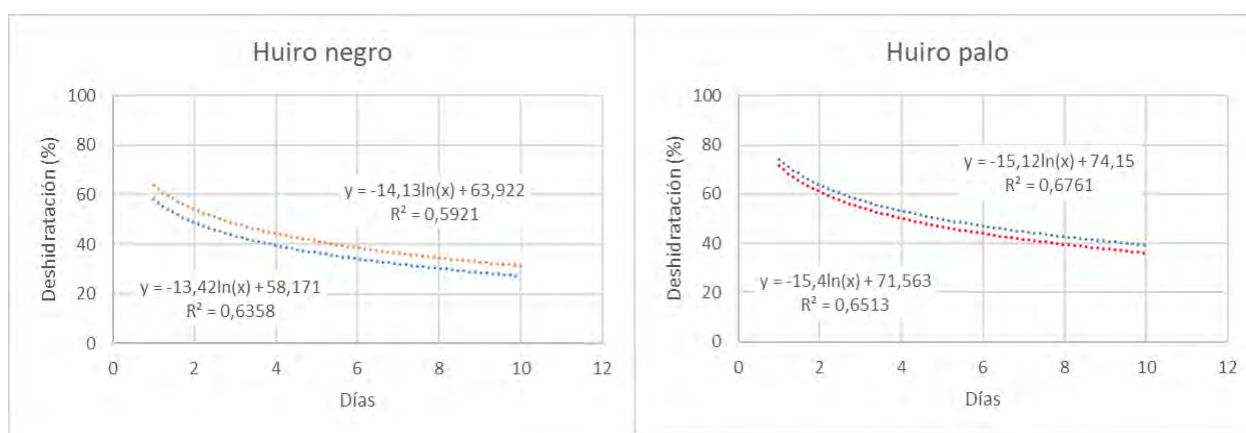


Figura 89. Tasa de deshidratación de plantas de huiro negro *Lessonia* spp. (línea salmón: Coquimbo; línea azul: Caldera) y huiro palo *Lessonia trabeculata* (línea roja: Coquimbo; línea azul: Huasco) tendidas en playa por diez días (n=60 plantas), con las funciones que describen el mejor ajuste y su coeficiente de determinación (R^2).



Tabla 68. Funciones de las tasas de deshidratación (% pérdida de peso) de las plantas de huiro negro (*Lessonia* spp.) a través de los días tendidas en la playa, representando el mejor ajuste y el respectivo coeficiente de determinación (R^2), por localidad y talla.

Localidad	Talla (DD cm)	Función	R2
Caldera	Todas las plantas	$-13,42\ln(x) + 58,171$	0,6358
Caldera	< 10 cm	$-10,01\ln(x) + 48,789$	0,6118
Caldera	10 a 20 cm	$-15,19\ln(x) + 62,962$	0,7756
Caldera	> 20 cm	$-15,07\ln(x) + 62,761$	0,6811
Coquimbo	Todas las plantas	$-14,13\ln(x) + 63,922$	0,5921
Coquimbo	< 10 cm	$-11,16\ln(x) + 53,559$	0,6366
Coquimbo	10 a 20 cm	$-15,66\ln(x) + 69,215$	0,7188
Coquimbo	> 20 cm	$-15,57\ln(x) + 68,992$	0,6595



4.4 Objetivo específico 2.4. Evaluar la tasa de mortalidad natural en los varaderos naturales y determinar la tasa de varado (biomasa varada/unidad de tiempo).

4.4.1 Superficie de varado y tasa de varado

La superficie de varado fue mayor en la Región de Coquimbo alcanzando los mayores valores durante la primera campaña de evaluación de mortalidad natural con un 17,2 % de la superficie total del varadero en Palo Colorado Sur. La menor superficie de varado, en cambio, fue un 0,4% en el varadero de Tetillas Sur, en la Región de Atacama (Figura 90, Figura 91).

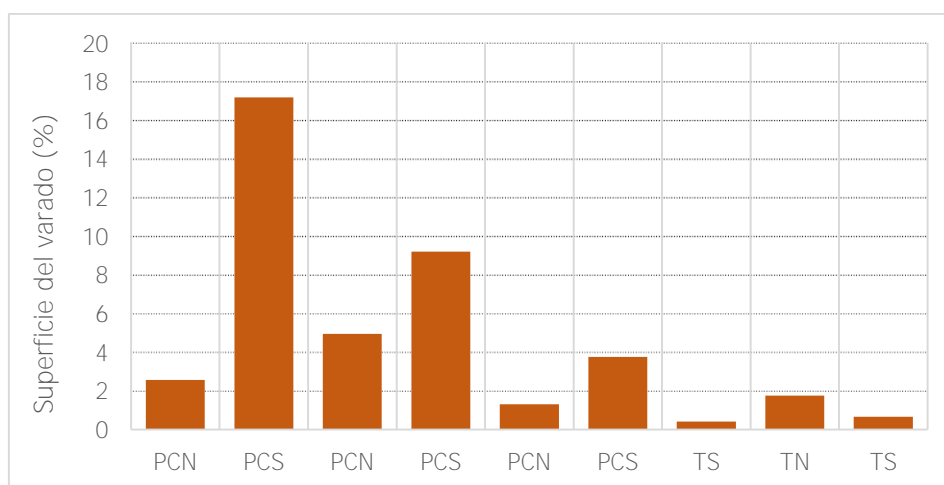


Figura 90. Superficie de varado (%) evaluado en las diferentes campañas (1-5) en varaderos de ambas Regiones. PCN: Palo Colorado Norte; PCS: Palo Colorado Sur; TS: Tetillas Sur; TN: Tetillas Norte.

4.4.1.1 Tasa de varado total y variables ambientales

En la Región de Coquimbo destaca el varadero Palo Colorado Sur durante la tercera campaña de muestreo con la mayor biomasa varada con un total de 316,1 kg, una tasa de varado de 0,26 kg m⁻² día⁻¹, ocupando una superficie del 3,8 % del varadero en los tres días que duró el evento. Los promedios de altura de ola, velocidad de viento y periodo de ola para este evento fueron de 3,89 m, 24,9 kn y 12,6 segundos respectivamente, los cuales corresponden, según la escala de Douglas, a mar muy gruesa (6) y, de acuerdo con la escala de Beaufort a brisa fuerte (5). Estas fueron las condiciones oceanográficas de altura de ola promedio y velocidad de viento de mayores magnitudes registradas en el estudio (Tabla 69).



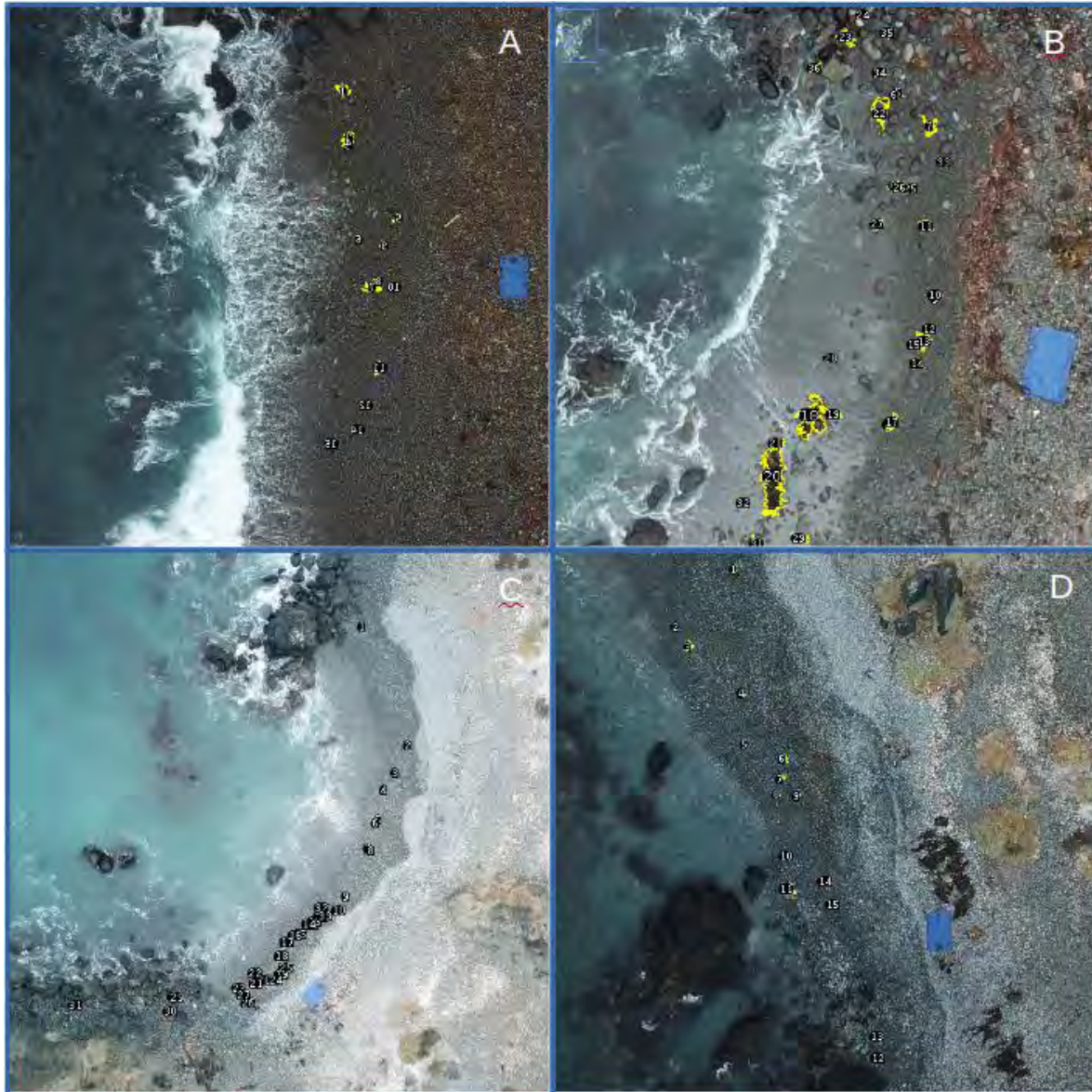


Figura 91. Superficie de varado analizadas a través de ImageJ en los cuatro varaderos prospectados. En la Región de Coquimbo: Palo Colorado Norte (A) y Palo Colorado Sur (B). En la Región de Atacama: Tetillas Norte (C) y Tetillas Sur (D).

El segundo evento de varado de mayor magnitud correspondió a 302,4 kg con una tasa de varado de 0,25 kg m⁻² día⁻¹ ocupando una superficie del 17,2 % del varadero Palo Colorado Sur durante la primera campaña de muestreo. La altura de ola promedio y la velocidad del viento correspondieron a 2,53 m y 14,9 kn respectivamente, valores menores a los registrados durante la tercera campaña de muestreo. Sin embargo, el periodo promedio de ola registrado fue el mayor del estudio, el cual correspondió a 15,3 segundos (Tabla 69).

En la Región de Atacama, en cambio, se registraron eventos de menor magnitud en biomasa. Durante la quinta campaña, en el varadero Punta Tetillas Sur, se registró una biomasa de 47,2 kg, una tasa de varado de 0,03 kg m⁻² día⁻¹ ocupando una superficie del 0,7 % del varadero. Los promedios de altura de ola, velocidad de viento y periodo de ola para este evento fueron de 3,06 m, 17,1 kn y 12,6 segundos respectivamente, los cuales corresponden, según la escala de Douglas, a mar gruesa (5) y a brisa moderada (4) de acuerdo con la escala de Beaufort (Tabla 69).

En la cuarta campaña, el varadero Punta Tetillas Sur, presentó una biomasa de 85,9 kg, una tasa de varado de 0,05 kg m⁻² día⁻¹ ocupando una superficie del 0,4 % del varadero. Los promedios de altura de ola, velocidad de viento y periodo de ola para este evento fueron de 1,79 m, 10,3 kn y 13,5 segundos respectivamente, los cuales corresponden, según la escala de Douglas, a fuerte marejada (4) y a brisa ligera (3) de acuerdo con la escala de Beaufort (Tabla 69).

Tabla 69. Resultados del área cubierta de algas varadas (m²), varadero (m²), varado total (kg), porcentaje del varado en el varadero (%), y una serie de variables atmosféricas y oceanográficas para cada campaña de muestreo. PCN: Palo Colorado Norte; PCS: Palo Colorado Sur; TS: Tetillas Sur; TN: Tetillas Norte.

C	Varadero	Varadero (m ²)	Varado (m ²)	Varado (kg)	Varado (%)	Tasa de varado (kg m ⁻² día ⁻¹)	Promedio viento (kn)	Promedio altura de ola (m)	Promedio periodo (s)	E. de Douglas	E. de Beaufort
1	PCN	519,8	13,3	117,1	2,6	0,08	14,9	2,53	15,3	5	3
1	PCS	398,5	68,5	302,4	17,2	0,25	14,9	2,53	15,3	5	3
2	PCN	519,8	25,7	186,7	4,9	0,12	11,5	3,48	14,7	5	3
2	PCS	398,5	36,7	254,9	9,2	0,21	11,5	3,48	14,7	5	3
3	PCN	519,8	6,8	165,2	1,3	0,11	24,9	3,89	12,6	6	5
3	PCS	398,5	15	316,1	3,8	0,26	24,9	3,89	12,6	6	5
4	TS	581,5	2,4	85,9	0,4	0,05	10,3	1,79	13,5	4	3
5	TN	472,3	8,3	118,7	1,8	0,08	17,1	3,06	12,6	5	4
5	TS	581,5	3,8	47,2	0,7	0,03	17,1	3,06	12,6	5	4



4.4.1.2 Aporte por especies a la tasa de varado, bajo distintas condiciones ambientales.

Las especies del complejo *L. spicata/berteroana*, aportaron los mayores volúmenes a las tasas de varado en todos los varaderos analizados. En el caso de la Región de Coquimbo se puede destacar que la composición del varado estuvo compuesta en términos globales por un 50,4% huiro negro; 29,1 % de huiro palo; 11,3 % de cochayuyo y 9,2% de huiro macro. En tanto, en la Región de Atacama, se observó una composición mayor de huiro negro (77,4%), con pequeños menores aportes de huiro palo (21,7%) y huiro macro (0,9%) (Figura 92).

En la Región de Coquimbo se observan mayores porcentajes de varado de la especie *L. trabeculata*, los cuales ocurrieron con alturas y periodos promedios de ola de gran magnitud. Durante la primera campaña, en el varadero de Palo Colorado Sur, el 40,2% del varado correspondió a *L. trabeculata* en que las condiciones ambientales promedios de altura de ola, velocidad de viento y periodo de ola fueron de 3,3 m, 14,9 kn y 15,3 segundos respectivamente (Tabla 70).

Los mayores porcentajes de *M. pyrifera* varados se registraron en el varadero de Palo Colorado Norte durante la primera y segunda campaña con valores de 18,4 y 40 % del peso del varado respectivamente (Tabla 70).

Los mayores porcentajes de *D. antarctica* se registraron en los varaderos de Palo Colorado Norte y Palo Colorado Sur durante la segunda campaña con valores de 32,4 y 26,7 % respectivamente (Tabla 70).

En la Región de Atacama se presentaron menores porcentajes de *L. trabeculata* y mayores porcentajes de *L. spicata/berteroana* varado que en la Región de Coquimbo.

Durante la cuarta campaña en el varadero de Punta Tetillas Sur varó 28,4, 70,8 y 0,8 % de *L. trabeculata*, *L. spicata/berteroana* y *M. pyrifera* respectivamente con valores de 10,3 kn 2,3 m y 13,5 s de promedios de altura de ola, velocidad de viento y periodo de ola respectivamente. Durante la quinta campaña en los varaderos de Punta Tetillas Norte varó 17, 82,9 y 0,1 % de *L. trabeculata*, *L. spicata/berteroana* y *M. pyrifera* respectivamente (Tabla 70).



Tabla 70. Porcentajes del peso del varado según la composición de las algas pardas *Lessonia trabeculata*, *Lessonia spicata/berteroana*, *Durvillaea antarctica* y *Macrocystis pyrifera* en el varado para cada campaña de muestreo. PCN: Palo Colorado Norte; PCS: Palo Colorado Sur; TS: Tetillas Sur; TN: Tetillas Norte.

C	Varadero	<i>L. trabeculata</i> (%)	<i>L. spicata/berteroana</i> (%)	<i>D. antarctica</i> (%)	<i>M. pyrifera</i> (%)	Promedio velocidad viento (kn)	Promedio altura de ola (m)	Promedio periodo (s)
1	PCN	12,0	65,8	3,8	18,4	14,9	3,3	15,3
1	PCS	40,2	58,2	0,0	1,5	14,9	3,3	15,3
2	PCN	13,4	14,2	32,4	40,0	11,5	4,5	14,7
2	PCS	41,8	17,7	26,7	13,7	11,5	4,5	14,7
3	PCN	18,5	60,7	16,1	4,6	24,9	5,0	12,6
3	PCS	35,0	58,2	6,5	0,2	24,9	5,0	12,6
4	TS	28,4	70,8	0,0	0,8	10,3	2,3	13,5
5	TN	17,0	82,9	0,0	0,1	17,1	4,0	12,6
5	TS	21,3	75,5	0,0	3,2	17,1	4,0	12,6

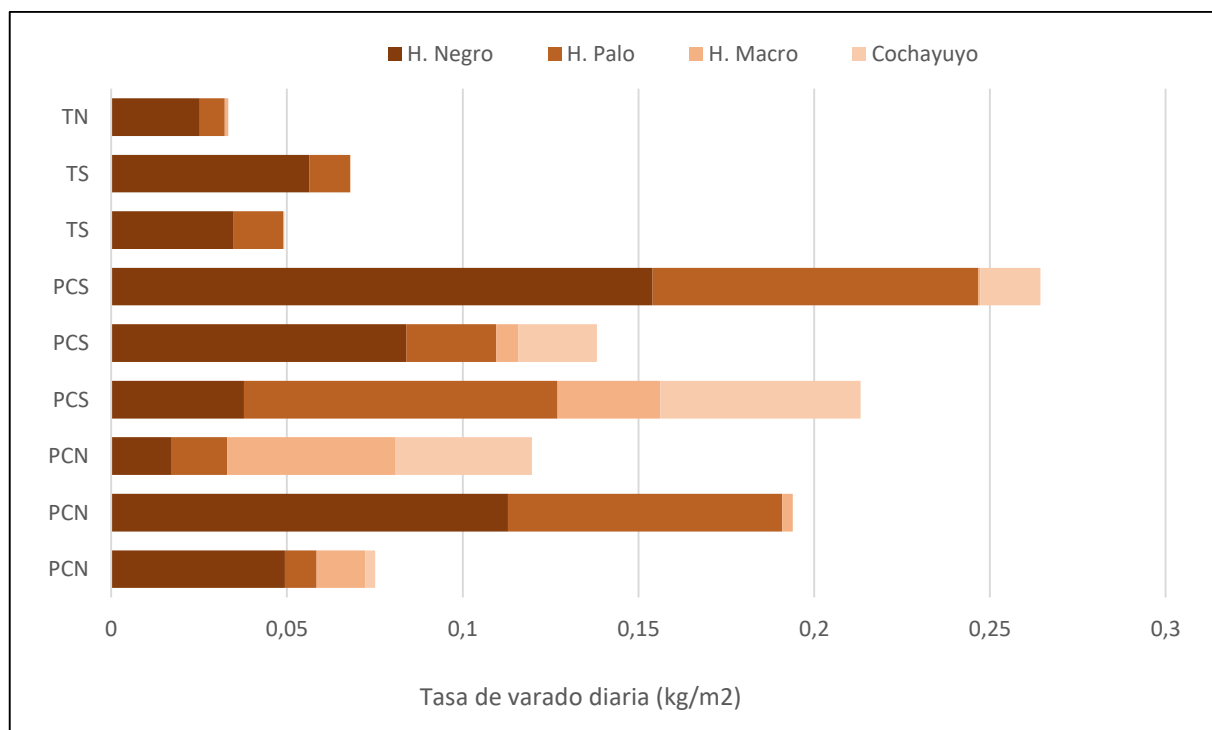


Figura 92. Composición de especies observada en la tasa de varado. PCN: Palo Colorado Norte; PCS: Palo Colorado Sur; TS: Tetillas Sur; TN: Tetillas Norte.

4.4.1.3 Modelación entre la tasa de varado y condiciones ambientales

Los análisis de regresión lineal simple mostraron que las formas de medición de variables climáticas que se relacionan mejor con la tasa de varado corresponden al promedio de altura de ola, promedio pick de ola, promedio de rachas de viento mínimo y velocidad de viento mínimo promedio (Tabla 71).

Tabla 71. Resultados de los modelos de regresión lineal simple entre la tasa de varado (kg m-2 día-1) y distintas mediciones de las variables altura de ola e intensidad del viento. En naranja se destacan los modelos que presentaron un R² mayor con su p-valor asociado.

N°	Modelo	R ²	p-valor
Variables climáticas de altura de olas			
1	Promedio altura de ola	0,302	0,0999
2	Promedio pick de olas	0,301	0,1012
3	Promedio altura mínima	0,297	0,1034
4	Promedio altura pick mínima	0,270	0,1234
5	Promedio altura pick máxima	0,267	0,1264
6	Promedio altura máxima	0,257	0,1351
7	Periodo de ola	0,231	0,1595
Variables climáticas de intensidad de viento			
1	Promedio rachas de viento mínimo	0,344	0,0747
2	Velocidad viento mínimo promedio	0,325	0,0854
3	Promedio rachas de viento	0,281	0,1151
4	Velocidad viento máximo promedio	0,278	0,1177
5	Promedio rachas de viento máximo	0,206	0,1880
6	Promedio velocidad de viento	0,205	0,1887

Se seleccionaron, las dos formas de medición de ola y viento que proporcionaron el mejor R² y a partir de ello se generaron modelos lineales y exponenciales simples y múltiples. Los modelos testeados mediante regresión lineal simple o múltiple no evidenciaron una relación significativa entre la tasa de varado y las condiciones climáticas medidas en altura de ola e intensidad del viento ($p \geq 0.05$). En cambio, todos los modelos con respuesta exponencial, ya sea con la utilización de variables predictoras de altura de ola e intensidad de viento integradas o modelos simples generados solo con una de las variables de interés mostraron relaciones significativas ($p \leq 0.01$) y altamente significativas ($p \leq 0.001$) (Tabla 72).

Los modelos que mostraron un ajuste altamente significativo fueron el ajuste exponencial entre la tasa de varado y la variable altura de ola promedio y la relación exponencial entre la tasa de varado y el promedio del pick de olas. Ambos modelos poseen un valor de R² a similar, en torno a 0,54. Sin embargo, la modelación con la variable altura de ola promedio proporcionó un valor de AIC muy por debajo del resto de los modelos analizados (Tabla 72).



Tabla 72. Resumen de los resultados de los modelos de regresión testeados, entre la tasa de varado (kg m⁻² día⁻¹) y dos formas de medición de la variable altura de ola y dos formas de medición de la variable intensidad del viento. Los modelos están ordenados mediante el valor ascendente de AIC. Los modelos destacados en naranja oscuro presentan un ajuste altamente significativo, ajuste significativo en naranja claro y en blanco los modelos que no presentaron un ajuste significativo.

Modelo	Coeficientes					AIC	R ² a	P-valor
	Intercepto	Ola Promedio	Promedio pick de ola	Viento pick mínimo	Promedio de viento mínimo			
RES	0,0131***	0,6698**	n/a	n/a	n/a	247447	0,542	0,0092
RLM	0,01192	n/a	0,017259	n/a	0,005346	1742359	0,189	0,1996
RLM	0,01161	0,022643	n/a	n/a	0,005305	1742555	0,189	0,1995
RLM	0,01230	n/a	0,015026	0,004507	n/a	1750572	0,195	0,1940
RLM	0,01201	0,019734	n/a	0,004478	n/a	1750784	0,195	0,1938
RLS	0,00378	n/a	0,032301	n/a	n/a	1838678	0,213	0,1012
RLS	0,00301	0,042203	n/a	n/a	n/a	1841553	0,215	0,0999
RLS	0,04840	n/a	n/a	n/a	0,008325	1874861	0,241	0,0854
RLS	0,04133	n/a	n/a	0,006611	n/a	1903625	0,262	0,0747
RES	0,0133***	n/a	0,5129**	n/a	n/a	2482823	0,538	0,0095
REM	0,0139***	0,53166	n/a	0,02753	n/a	2620843	0,504	0,0357
REM	0,0140**	n/a	0,40376	0,02847	n/a	2625109	0,502	0,0363
REM	0,0138***	0,55095	n/a	n/a	0,03223	2625957	0,501	0,0364
REM	0,0139***	n/a	0,41878	n/a	0,03344	2630299	0,499	0,0369
RES	0,0305***	n/a	n/a	0,08499*	n/a	2787372	0,374	0,0357
RES	0,0338***	n/a	n/a	n/a	0,1057*	2848184	0,334	0,0468

Notas: RLS: Regresión Lineal Simple, RLM: Regresión Lineal Múltiple, RES: Regresión Exponencial Simple, REM: Regresión Exponencial Múltiple. **Códigos de significancia estadística: 0 '***' 0.001 '***' 0.01 '**'.**

En consecuencia, el modelo de predicción que proporcionó un ajuste altamente significativo y que reúne los atributos de mayor R²a y menor valor de AIC, fue la relación exponencial entre la tasa de varado y la altura de ola promedio (Figura 93a), que está dada por:

$$Y = 0,0131 * \exp(0,6698 * X)$$

En cuanto al cumplimiento de los supuestos de este modelo, los residuos presentan una distribución aleatoria en torno al error residual cero, la prueba de normalidad de los residuos indica la existencia de una distribución normal (Shapiro-Wilk, P > 0,05), no se observa una tendencia clara de la raíz cuadrada de los residuos estandarizados como una función de los valores ajustados. Sin embargo, el análisis Residual vs Leverage evidencia distancias más grandes



que 1, lo que sugiere la presencia de valores atípicos, cuya eliminación podría tener efectos significativos sobre la regresión (Figura 93b)

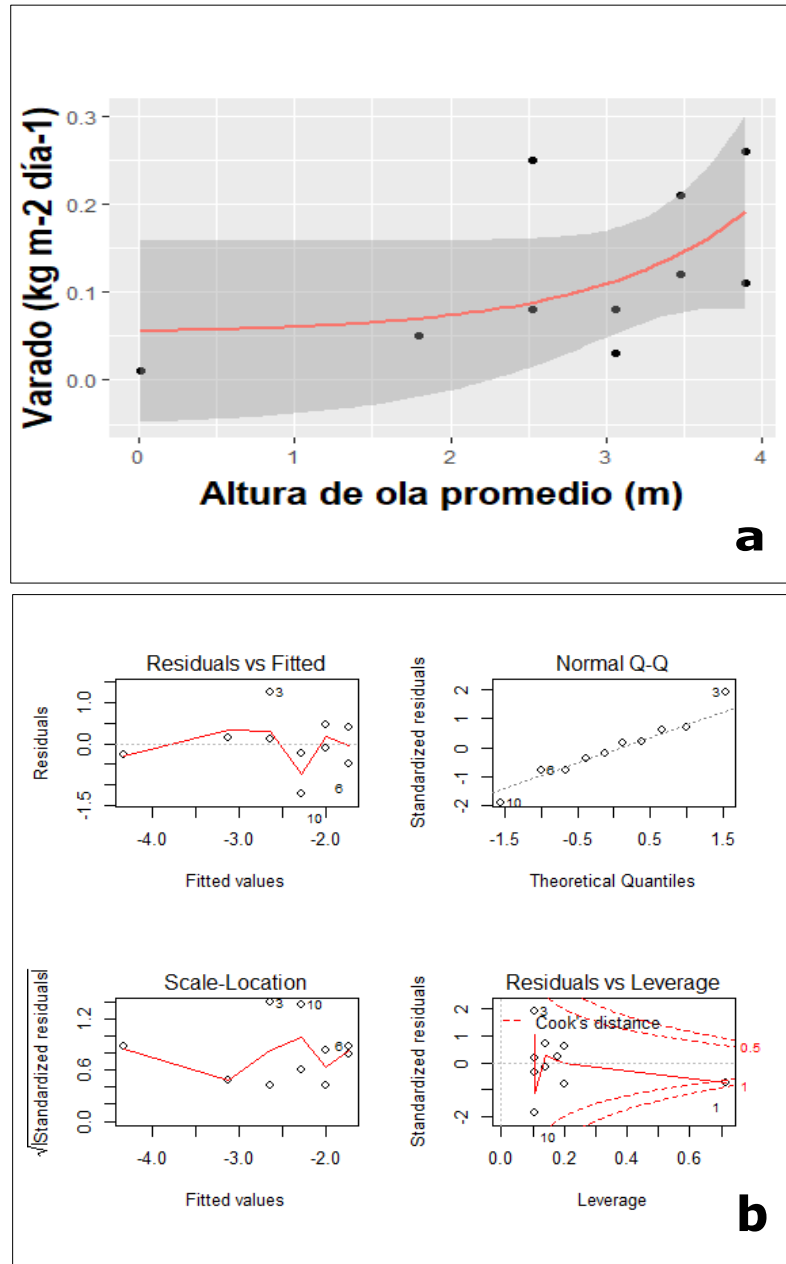


Figura 93. a) Regresión exponencial entre la tasa de varado (kg m-2 día-1) y la altura de ola promedio (m), la zona gris oscura representa el intervalo de confianza del 95%. b) Análisis de los residuos del modelo de regresión exponencial.



4.5 Objetivo específico 2.5. Desarrollar y validar un modelo indirecto de estimación de biomasa que permita realizar proyecciones en el corto y mediano plazo bajo distintas estrategias de explotación para las 3 especies.

4.5.1 Evaluación Indirecta de Huiro Negro en la Región de Atacama

Los valores estimados de los parámetros poblacionales (K y r) y pesquero (q) se muestran en la Tabla 73. El valor esperado de la biomasa para este recurso en enero de 2014 fue estimado por el modelo en 52.936 t de biomasa fresca (70% del peso fresco, IC 39.098 – 74.042 t). En tanto, para agosto de 2017 la biomasa habría sido de 53.105 ton (IC 31.617 - 76.111), esto significa que, aunque inicialmente mostró una recuperación, prácticamente la biomasa se ha mantenido estable los últimos años, ya que el porcentaje de cambio es de apenas + 0,32% (Figura 94).

Tabla 73. Valores estimados para la capacidad de carga (K, ton), tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r, mes⁻¹) y capturabilidad (q, DA⁻¹) para el recurso huiro negro en la Región de Atacama. Elaboración propia

Parámetro	Valor estimado	Error estándar	p	Li	Ls	Unidad
K	122.032	7.261	0,000	107.379	136.379	toneladas
r	0,0405	0,0021	0,000	0,0363	0,0446	mes ⁻¹
q	1,00E-05	1,00E-07	0,000	9,80E-06	1,01E-05	DA ⁻¹

Las CPUE observadas y esperadas por el modelo se muestran en la Figura 95. El análisis de los residuales (Figura 96) muestra que es posible observar cierto patrón temporal, principalmente en el periodo previo a agosto de 2016 y que no es explicado por las variables incorporadas en el modelo.

Los residuos del mostraron un comportamiento descrito de mejor manera por una distribución **Binomial Negativa** ($\chi^2 = 0,28$ $p = 0,82$, Figura 97).

A pesar del ciclo observado en los valores de los residuales de la CPUE el modelo ajustó adecuadamente los valores de captura esperada y observada (Figura 98), con un valor del coeficiente de inequidad de Theil de 0,02.



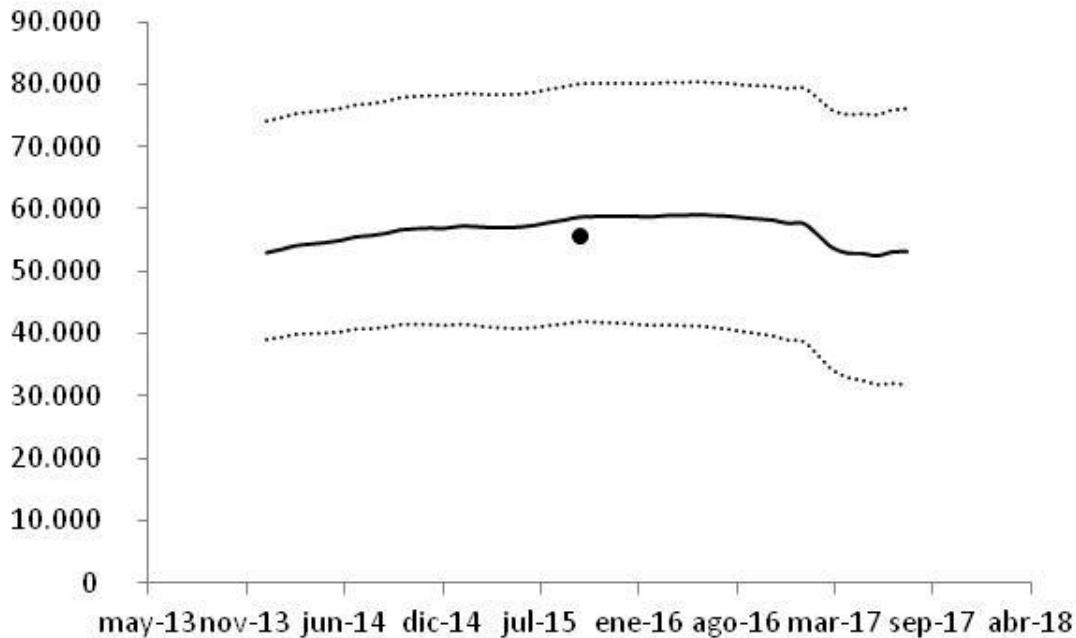


Figura 94. Dinámica de la biomasa del recurso huiro negro en la Región de Atacama, entre enero de 2014 y agosto de 2017. Las líneas punteadas muestran el intervalo de confianza para la estimación. El círculo negro representa la biomasa estimada en octubre de 2015.

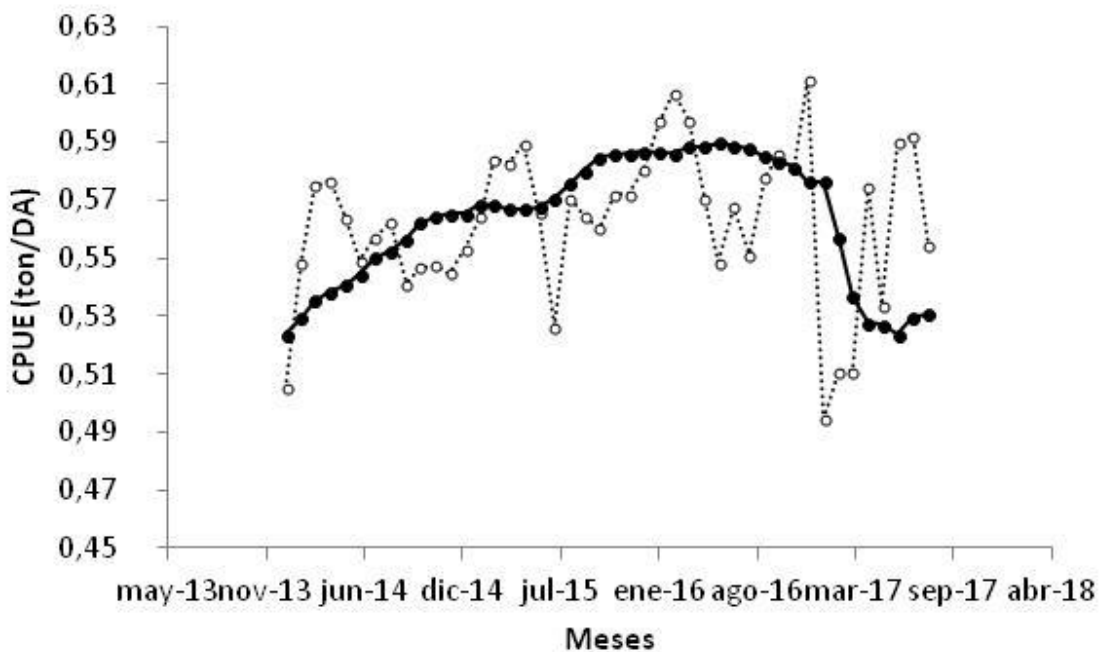


Figura 95. Valores observados y esperados para la CPUE (ton/DA), en círculos blancos y negros, respectivamente.



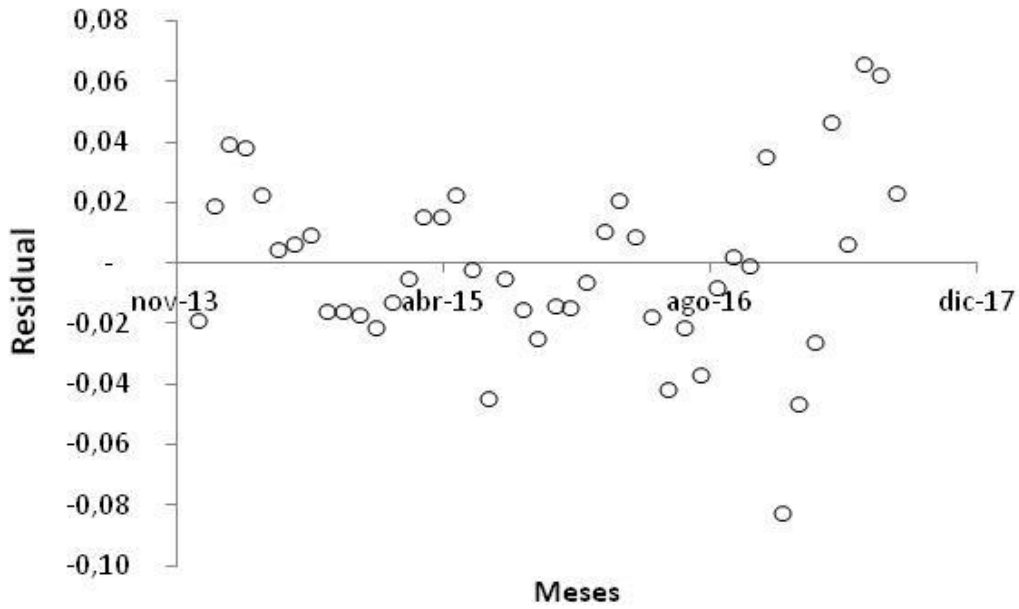


Figura 96. Comportamiento de los valores residuales (CPUE obs – CPUE esp).

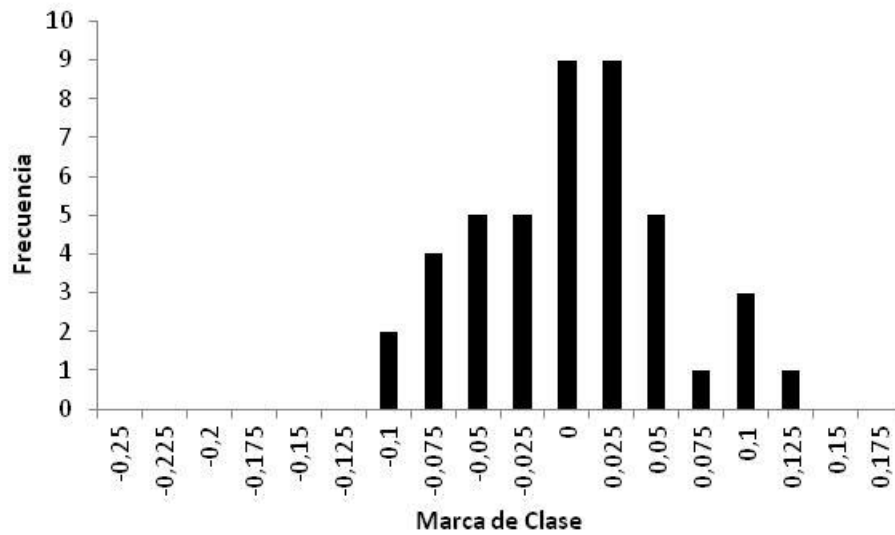


Figura 97. Distribución observada de los valores residuales generados por el modelo.



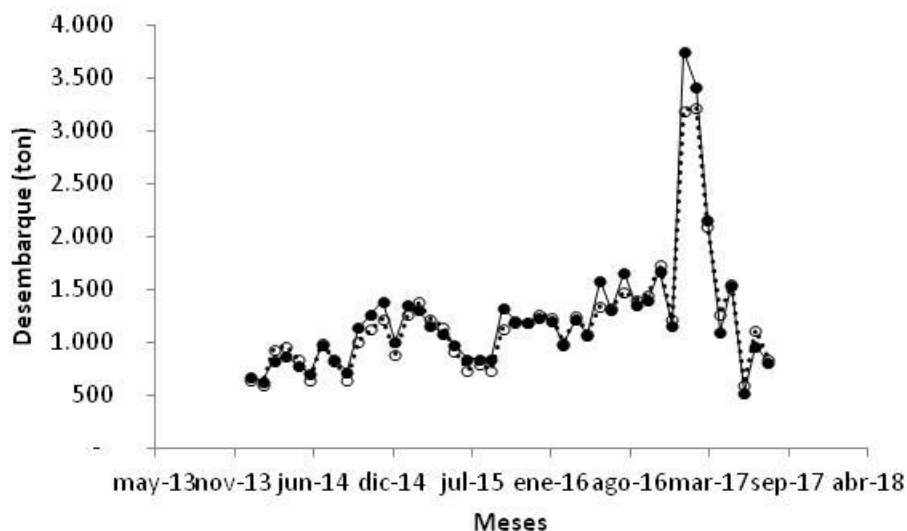


Figura 98. Valores observados (círculos blancos) y esperados a partir del modelo (círculos negros) para el desembarque de huiro negro en la Región de Atacama, entre enero de 2014 y agosto de 2017.

4.5.2 Evaluación Indirecta de Huiro Negro en la Región de Coquimbo

Los valores de los parámetros poblacionales y pesquero estimados para el recurso huiro negro en la Región de Coquimbo se muestran en la Tabla 74.

El valor de biomasa inicial en enero de 2010, momento de inicio del modelo, indica que el valor más probable fue de 9.786 ton (IC = 9.400 – 10.237 ton). En tanto, para octubre de 2017 el modelo predice una biomasa de 10.846 ton (IC = 10.160 – 11.548 ton). Esto equivale a que la biomasa ha experimentado un incremento aproximado de 10,8%. Esta recuperación en la biomasa puede observarse en la Figura 99, que muestra la dinámica esperada por el modelo de evaluación.

Las CPUE observadas y esperadas por el modelo se muestran en la Figura 100. En el análisis de los residuales (Figura 101) es posible observar cierto patrón temporal que no es explicado por las variables incorporadas en el modelo.

Los residuos del mostraron un comportamiento descrito de mejor manera por una distribución **Geométrica Beta** ($\chi^2 = 0,94$, $p= 0,33$, Figura 102).

A pesar del ciclo observado en los valores de los residuales de la CPUE el modelo ajustó adecuadamente los valores de captura esperada y observada (Figura 103), con un valor del coeficiente de inequidad de Theil de 0,067.



Tabla 74. Valores obtenidos para los parámetros del modelo dinámico ajustado para el recurso huero negro en la Región de Coquimbo. Los valores de biomasa estimados representan el 30% de la biomasa húmeda.

Parámetro	Valor estimado	Error estándar	ρ	Li	Ls	Unidad
K	18.509	215	0,000	18.082	18.937	toneladas
r	0,0285	0,0003	0,000	0,0278	0,0292	mes-1
q	4,42E-05	6,00E-07	0,000	4,30E-05	4,53E-05	DA-1

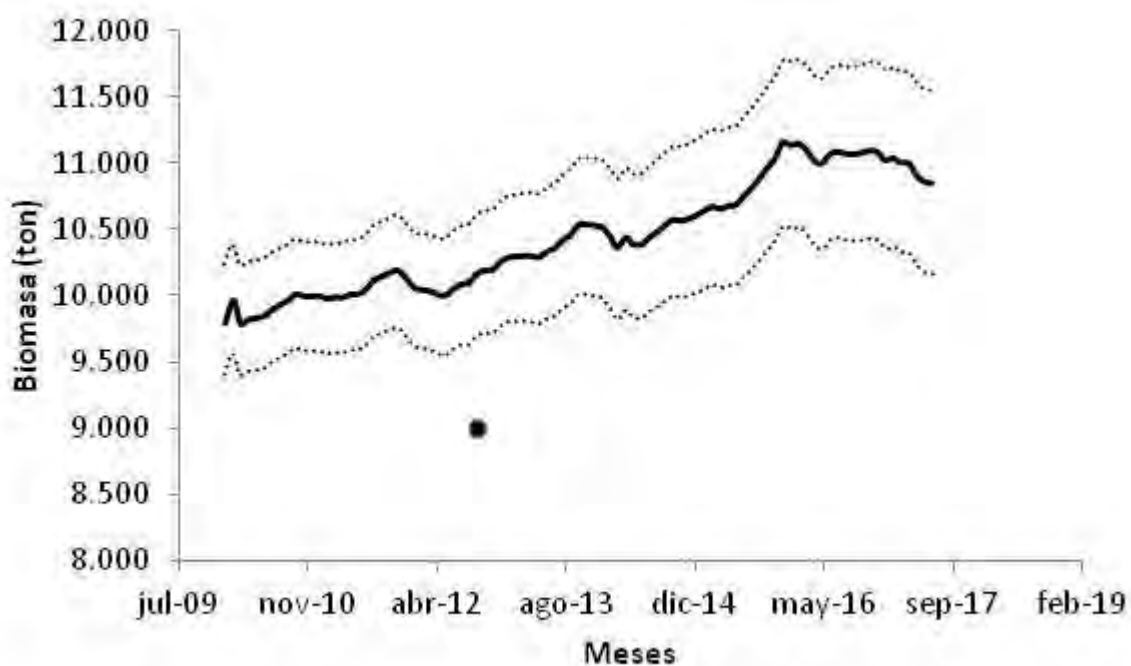


Figura 99. Dinámica de la biomasa del recurso huero negro en la Región de Coquimbo, entre enero de 2010 y octubre de 2017. El círculo negro indica el resultado de la evaluación directa realizada en diciembre de 2012.

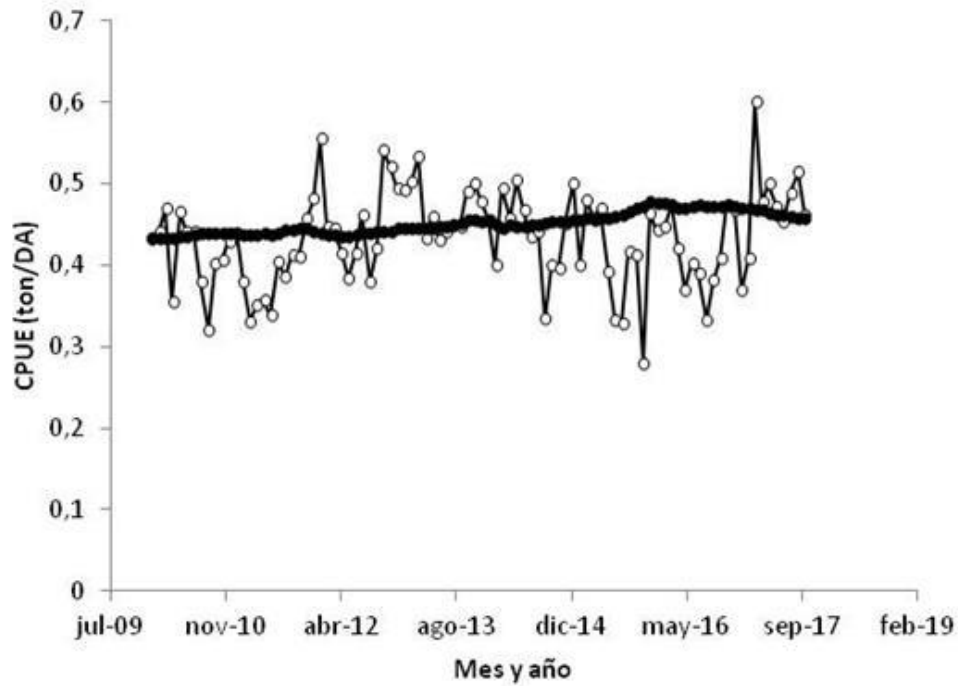


Figura 100. Valores observados y esperados para la CPUE (ton/DA) en círculos blancos y negros, respectivamente.

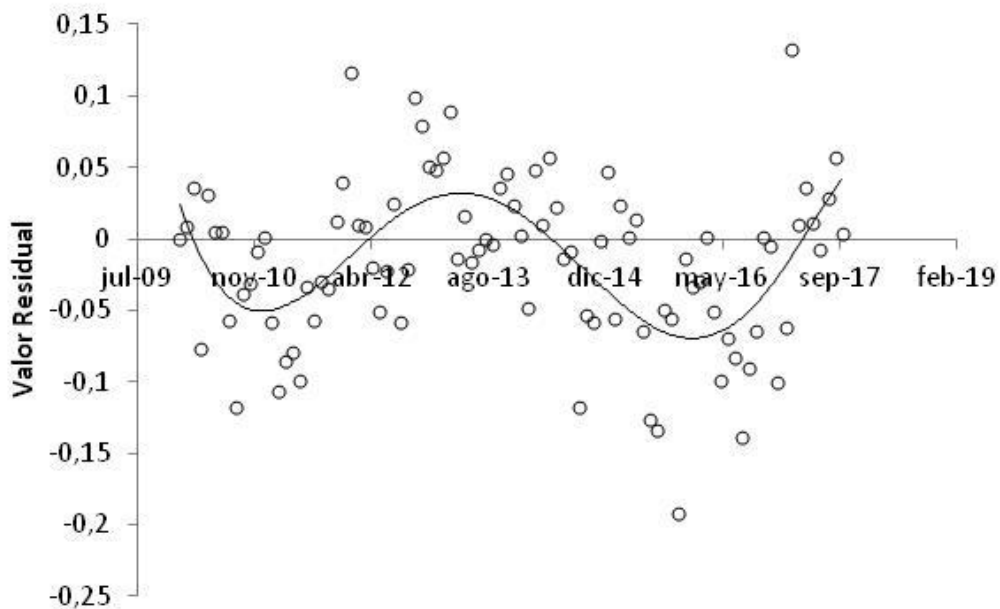


Figura 101. Comportamiento de los valores residuales (CPUE obs – CPUE esp). La línea continua es hipotética y fue graficada para ilustrar el posible patrón resultante.





Figura 102. Distribución observada de los valores residuales generados por el modelo.

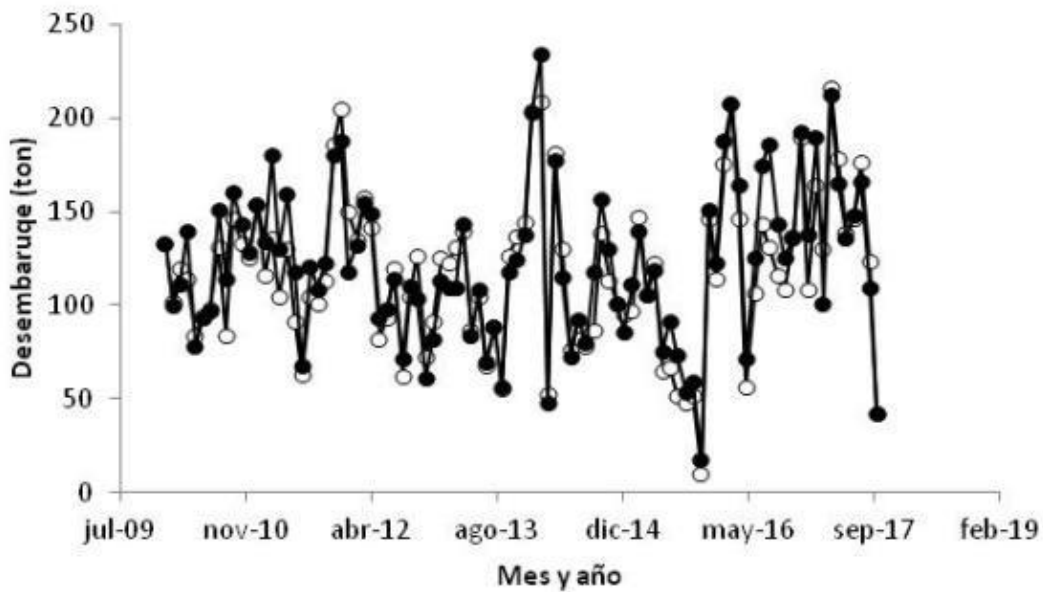


Figura 103. Valores observados (círculos blancos) y esperados a partir del modelo (círculos negros) para la captura, entre enero de 2010 y octubre de 2017.

4.5.3 Evaluación Indirecta de Huiro Palo en la Región de Coquimbo

Los valores estimados de los parámetros poblacionales (K y r) y pesqueros (q) se muestran en la Tabla 75.

El valor esperado de la biomasa para este recurso en enero de 2010 fue estimado por el modelo **en 129.997 ton de biomasa fresca sin ‘hojas’ (70% del peso fresco, IC 129.400 – 130.490 ton)**. En tanto, para octubre de 2017 la biomasa habría sido de 192.754ton (IC 168.556 – 218.879 ton), esto significa una recuperación de 48% en 7,8 años (Figura 104).

Las CPUE observadas y esperadas por el modelo se muestran en la Figura 105. Del análisis de los residuales (Figura 106) es posible observar cierto patrón temporal que no es explicado por las variables incorporadas en el modelo.

Los residuos del mostraron un comportamiento descrito de mejor manera por una distribución **Geométrica ($\chi^2 = 1,45$, $p = 0,23$, Figura 107)**.

A pesar del ciclo observado en los valores de los residuales de la CPUE el modelo ajustó adecuadamente los valores de captura esperada y observada (Figura 108), con un valor del coeficiente de inequidad de Theil de 0,104.

Tabla 75. Valores estimados para la capacidad de carga (K, ton), tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r, mes-1) y capturabilidad (q, DA-1) para el recurso huiro palo en la región de Coquimbo

Parámetro	Valor estimado	Error estándar	p	Li	Ls	Unidad
K	288.893	12.407	0,000	264.166	313.620	toneladas
r	0,0173	0,0011	0,000	0,0151	0,0195	mes-1
q	1,58E-05	2,00E-08	0,000	1,58E-05	1,59E-05	DA-1



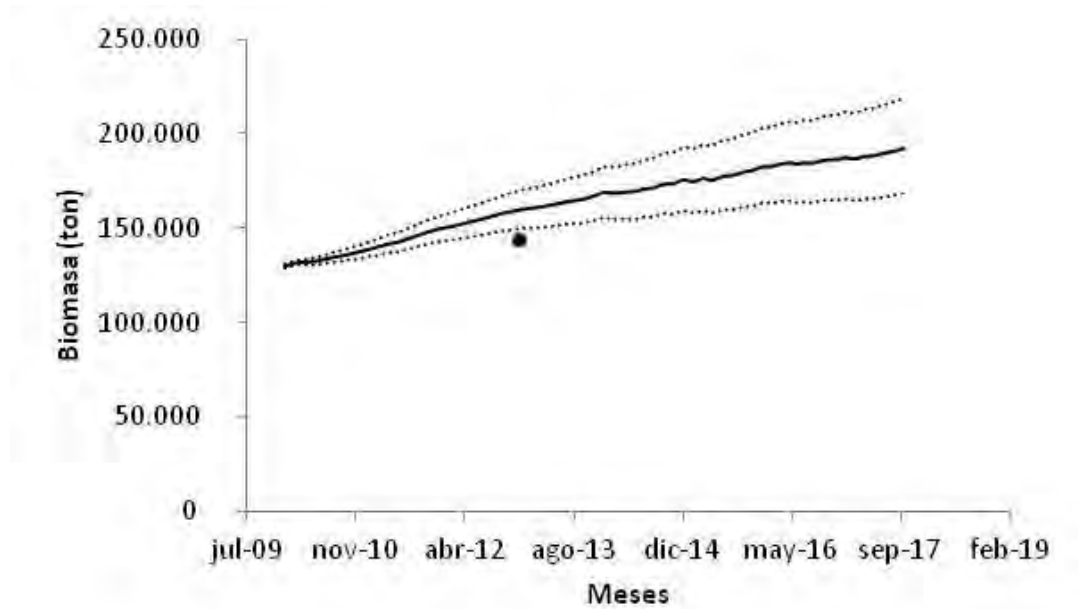


Figura 104. Dinámica de la biomasa del recurso huiro palo en la Región de Coquimbo, entre enero de 2010 y octubre de 2017. El círculo negro indica el resultado de la evaluación directa realizada en diciembre de 2012 (144 mil toneladas, 70% peso húmedo).

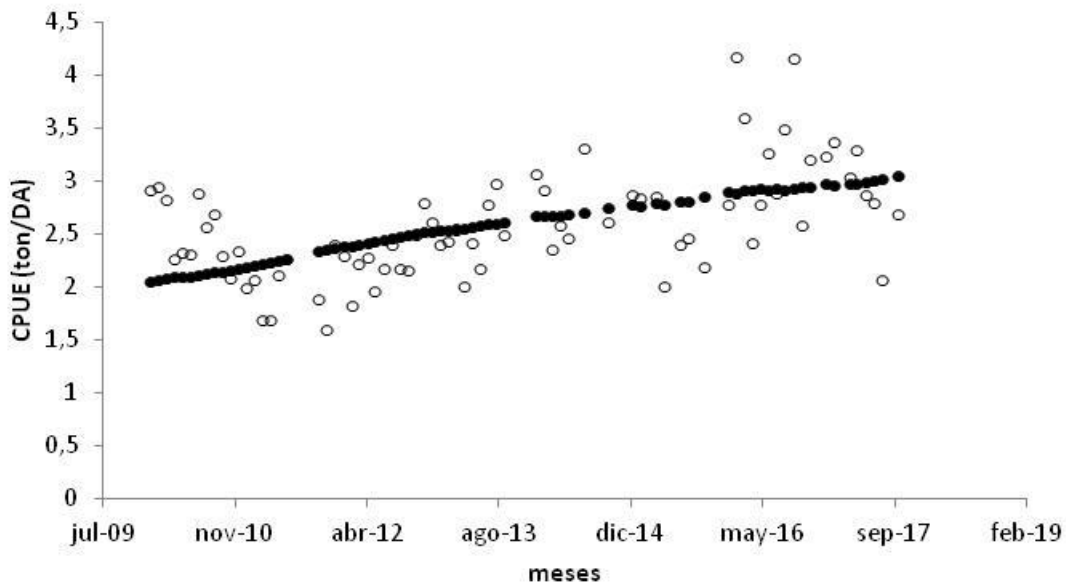


Figura 105. Valores observados y esperados para la CPUE (ton/DA) en círculos blancos y negros, respectivamente.



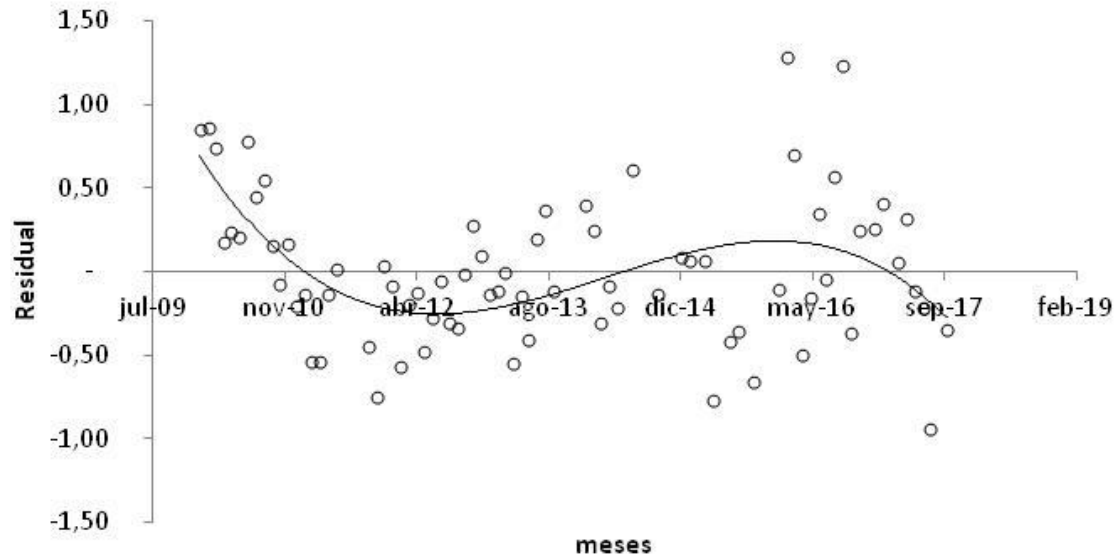


Figura 106. Comportamiento de los valores residuales (CPUE obs – CPUE esp). La línea continua es hipotética y fue graficada para ilustrar el posible patrón resultante.

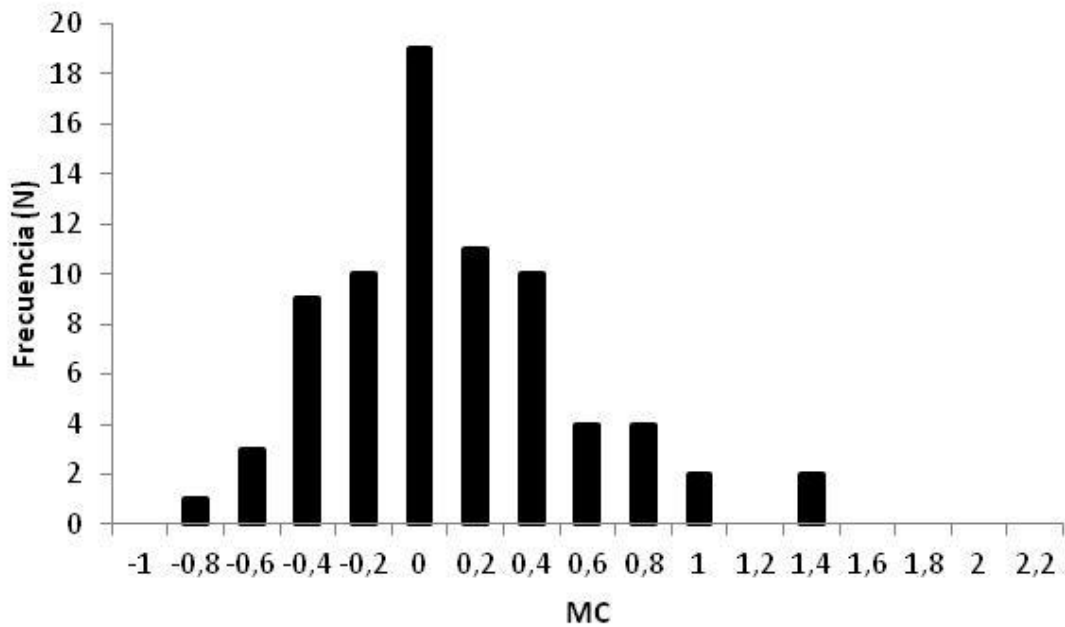


Figura 107. Distribución observada de los valores residuales generados por el modelo.



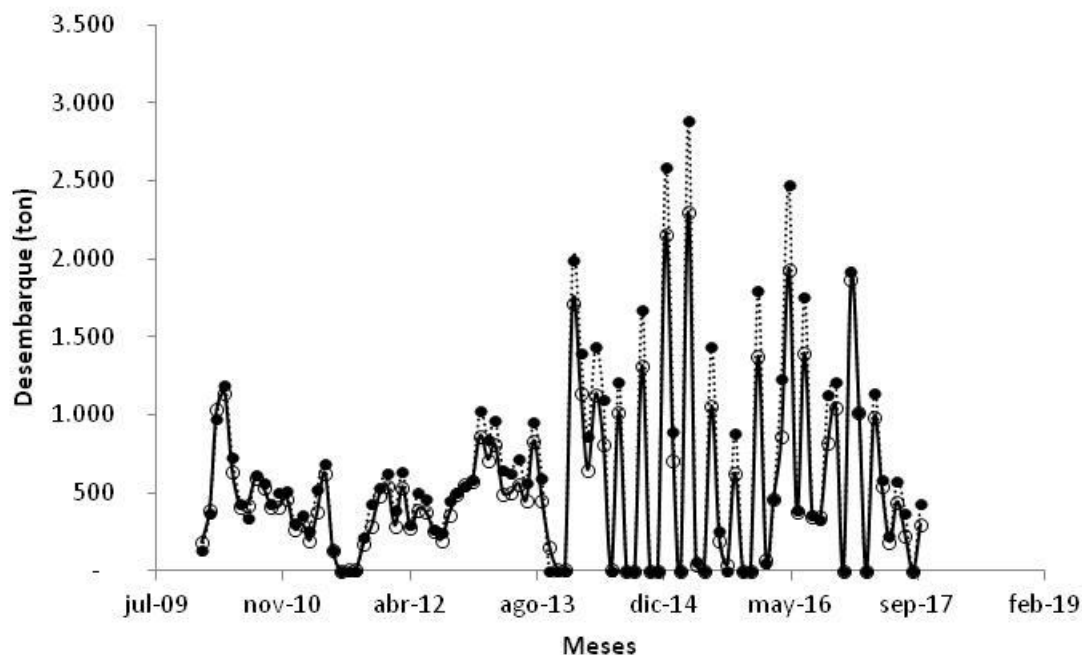


Figura 108. Valores observados (círculos blancos) y esperados a partir del modelo (círculos negros) para el desembarque de huairo palo (70% peso húmedo), entre enero de 2010 y octubre de 2017.

4.5.4 Evaluación Indirecta de Huairo Macro en la Región de Atacama

Los valores estimados de los parámetros poblacionales y pesqueros se muestran en la Tabla 76.

Tabla 76. Valores estimados para la capacidad de carga (K, ton), tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r, mes⁻¹) y capturabilidad (q, DA⁻¹) para el recurso huairo macro en la Región de Atacama.

Parámetro	Valor estimado	Error estándar	p	Li	Ls	Unidad
K	6.095	548	0,000	4.940	7.251	toneladas
r	0,228	0,0248	0,000	0,176	0,281	mes ⁻¹
q	6,45E-04	1,70E-05	0,000	6,09E-04	6,81E-04	DA ⁻¹

El valor esperado para la biomasa a diciembre de 2107 fue de 6.003 t (IC 4.865 – 7.140), un valor bastante más alto del valor observado inicialmente a comienzos de 2014 (Figura 109), lo que indicaría que las praderas están en proceso de recuperación.

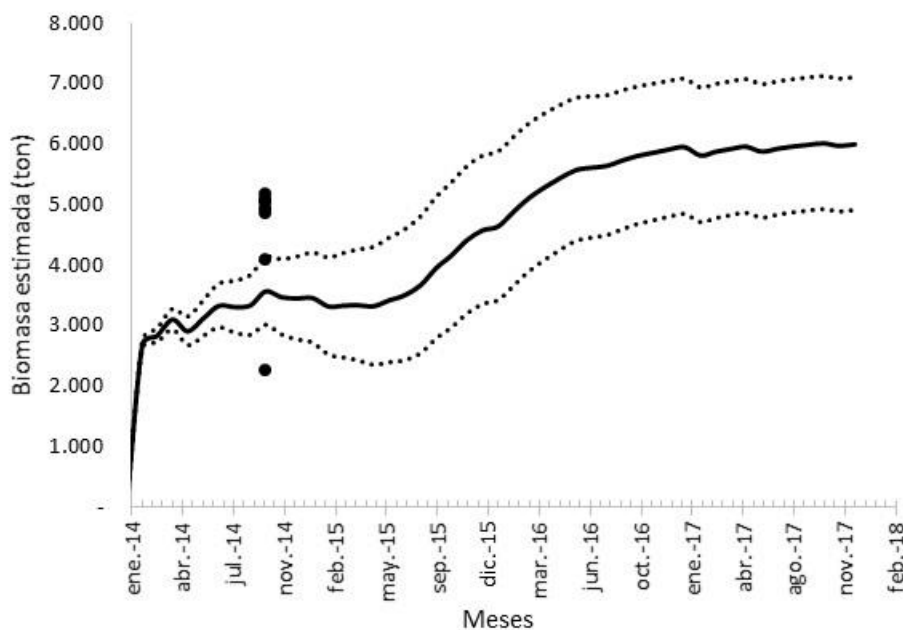


Figura 109. Dinámica de la biomasa del recurso huiri macro en la Región de Atacama, entre enero de 2014 y diciembre de 2017. Las líneas punteadas muestran el intervalo de confianza para la estimación. Los círculos negros representan distintos estimados de biomasa en octubre de 2014.

Las CPUE observadas y esperadas por el modelo se muestran en la Figura 110. En ella se observa que en la primera mitad del periodo evaluado la magnitud y tendencia entre lo observado y lo esperado por el modelo mostraron concordancia entre sí. No así en la segunda parte del periodo donde la CPUE esperada fue mayor a la observada, posiblemente por la poca cantidad de observaciones (DA) durante ese periodo, de esta manera quizás no son lo todo representativas que hubiese sido deseable.

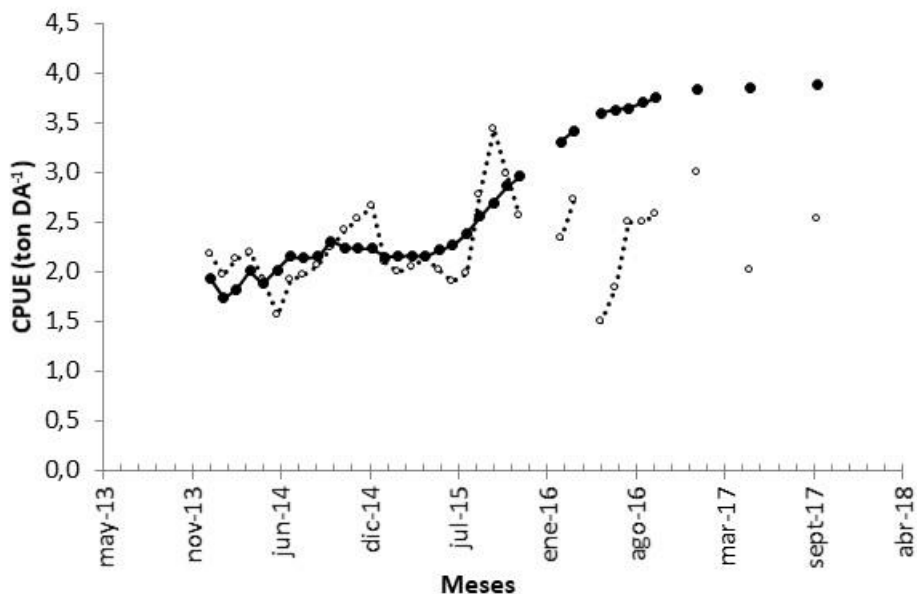


Figura 110. Valores observados y esperados para la CPUE (ton/DA) en círculos blancos y negros, respectivamente.

El análisis de los residuos (Figura 111) muestra en la primera mitad del periodo evaluado un ciclo en torno al valor cero, evidencia de algún tipo de patrón temporal en la dinámica de las CPUE originado por alguna variable desconocida y no incorporada en el modelo. La segunda mitad del periodo muestra lo consignado anteriormente respecto de que la CPUE observada resultó más baja que la pronosticada por el modelo de evaluación indirecta.

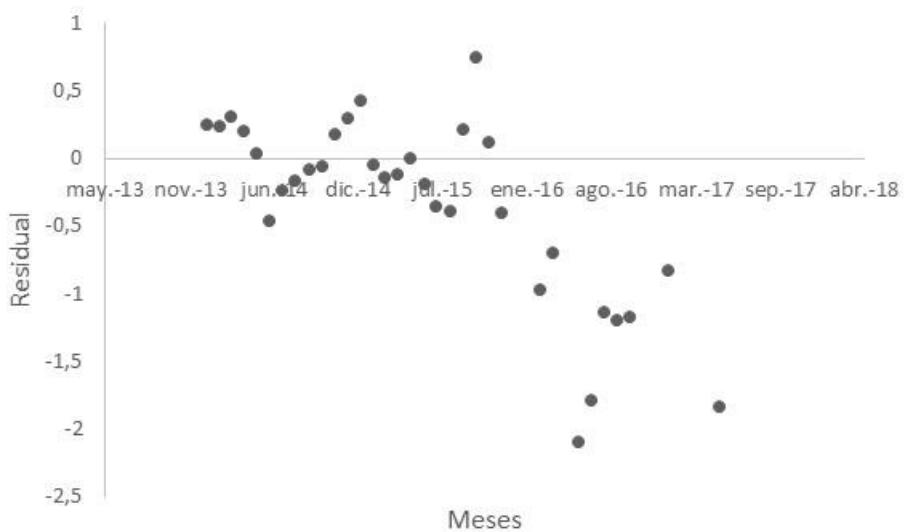


Figura 111. Comportamiento de los valores residuales (CPUE obs – CPUE esp).



Dicho lo anterior los resultados de esta evaluación hay que verla con cierta cautela por la pérdida de consistencia en la segunda parte del periodo de tiempo evaluado.

4.5.5 Evaluación Indirecta de Huiro Macro en la Región de Coquimbo

Los valores estimados de los parámetros poblacionales (K y r) y pesqueros (q) se muestran en la Tabla 77.

El valor esperado de la biomasa para este recurso en enero de 2014 fue estimado por el modelo en 11.245 t de biomasa fresca (IC 8.219 – 16.192 t). En tanto, para octubre de 2017 la biomasa habría sido de 13.926 ton (IC 11.195 – 17.390 ton), esto significa una recuperación de 23,8% en 3,8 años (Figura 112).

Las CPUE observadas y esperadas por el modelo se muestran en la Figura 113. A diferencia de lo observado en huiro negro y huiro palo en la IV región, el análisis de los residuales (Figura 114) no indica algún patrón temporal observable.

Los residuos del mostraron un comportamiento descrito de mejor manera por una distribución Geométrica ($p = 0,81$, Figura 115).

El modelo ajustó adecuadamente los valores de captura esperada y observada (Figura 116), con un valor del coeficiente de inequidad de Theil de 0,060.

Tabla 77. Valores estimados para la capacidad de carga (K, ton), tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r, mes-1) y capturabilidad (q, DA-1) para el recurso huiro macro en la Región de Coquimbo.

Parámetro	Valor estimado	Error estándar	p	Li	Ls	Unidad
K	19.476	1.263	0,000	16.822	22.129	toneladas
r	0,0153	0,0014	0,000	0,0124	0,0182	mes-1
q	4,21E-04	3,85E-05	0,000	3,41E-04	5,02E-04	DA-1

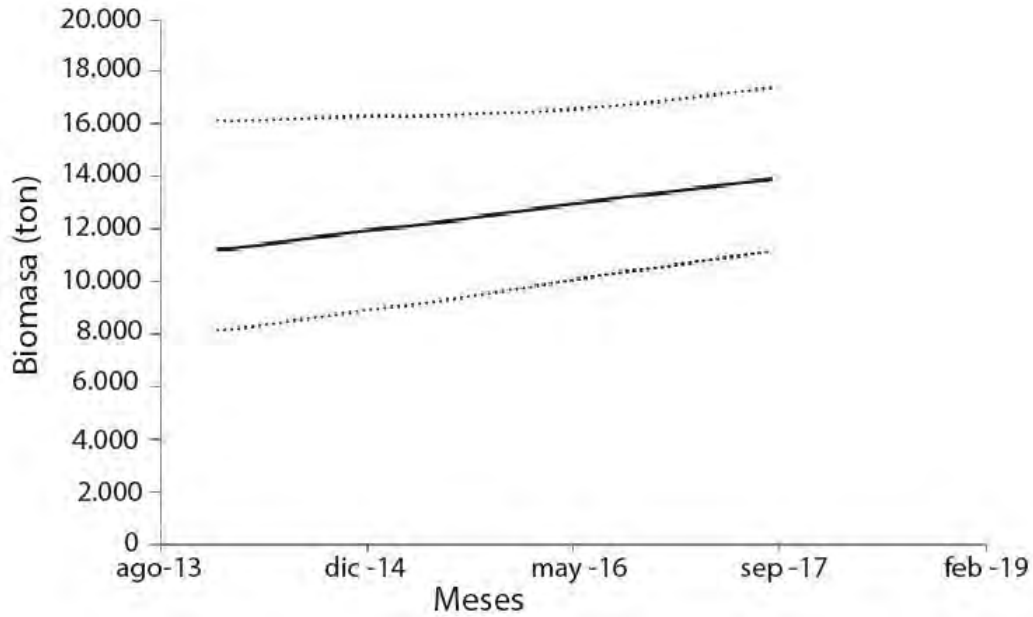


Figura 112. Dinámica de la biomasa del recurso huairo palo en la Región de Coquimbo, entre enero de 2010 y octubre de 2017.

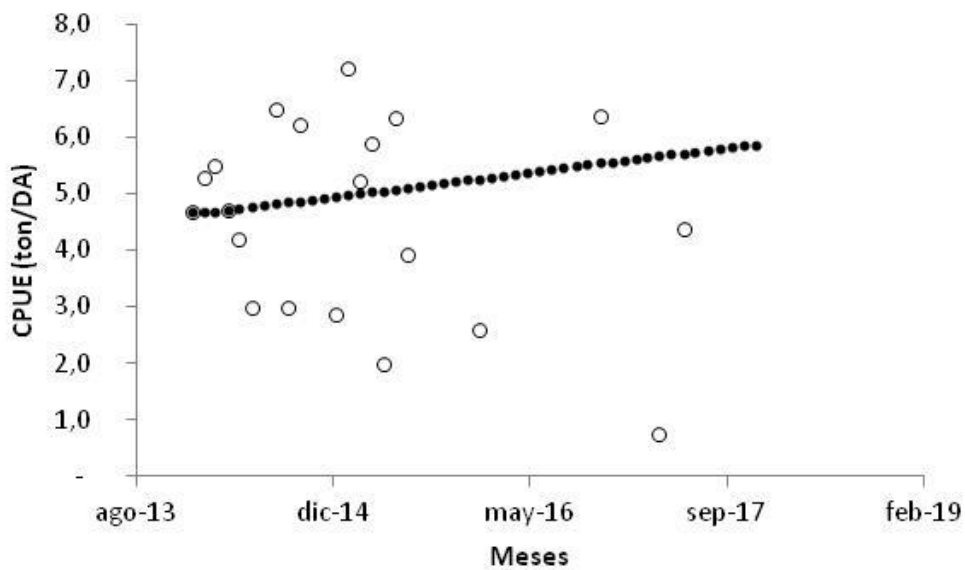


Figura 113. Valores observados y esperados para la CPUE (ton/DA) en círculos blancos y negros, respectivamente.



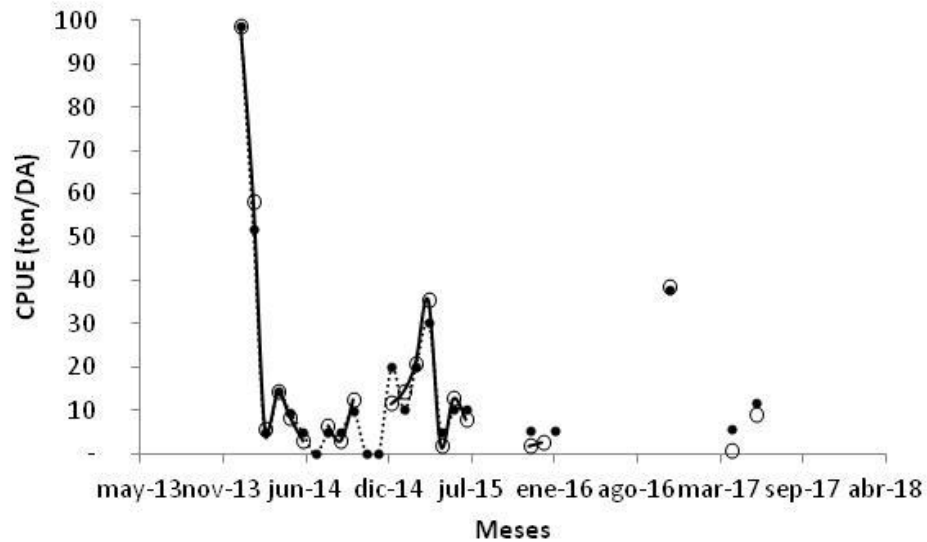


Figura 116. Valores observados (círculos blancos) y esperados a partir del modelo (círculos negros) para el desembarque de huiro macro (peso húmedo), entre enero de 2014 y octubre de 2017.

4.5.6 Sensibilidad de los modelos

Se observa que en el caso del huiro negro en la Región de Atacama los cambios en los parámetros de entrada tienden a ser proporcional al porcentaje de variación en el caso de los parámetros capacidad de carga y tasa intrínseca de crecimiento, no así en la capturabilidad donde el modelo mostró ser indiferente a cambios en este parámetro (Tabla 78). Para huiro macro se observó proporcionalidad sólo para caso del parámetro K.

Para las estimaciones en la Región de Coquimbo, la situación fue distinta. A excepción del recurso huiro negro las variaciones porcentuales en la biomasa del mes de referencia fueron todas menores al cambio porcentual en el parámetro de entrada (Tabla 78).



Tabla 78. Análisis de sensibilidad expresado en porcentaje de la biomasa estimada.

Región	Recurso	Parámetro	Porcentaje de variación			
			-5%	5%	-10%	10%
Atacama	Huiro negro	K	-4,65	4,45	9,50	8,73
		r	-5,37	5,26	10,82	10,41
		q	0,00	0,00	0,00	0,00
	Huiro palo	K	Modelo sin convergencia realista			
		r				
		q				
	Huiro macro	K	-5,09	5,08	-10,17	10,17
		r	-0,17	0,13	-0,43	0,23
		q	0,00	0,00	0,00	0,00
Coquimbo	Huiro negro	K	-5,90	5,78	-12,05	11,42
		r	-5,15	4,84	-1,59	9,39
		q	3,85	-3,97	7,60	-8,04
	Huiro palo	K	-1,92	1,80	-3,97	3,49
		r	-1,02	1,00	-2,05	1,99
		q	-3,36	-3,16	6,94	-6,13
	Huiro macro	K	-3,46	3,32	7,05	6,53
		r	-2,50	2,42	5,10	4,76
		q	2,76	-2,67	5,60	-5,26

4.5.7 Escenarios de explotación

Región de Atacama

- Huiro Negro

En este caso, dado el patrón de explotación que permite el barroteo sólo en tres meses del año el modelo pronostica una recuperación en la biomasa (línea roja punteada en la Figura 117). De haberse seguido este plan de explotación en marzo de 2019 la biomasa habría sido de aprox. 65.000 t. esto habría hecho revertir la situación evaluada en 2017 donde se situó al recurso como en plena explotación con tendencia a la disminución en la biomasa (ver Obj. Esp. 2).

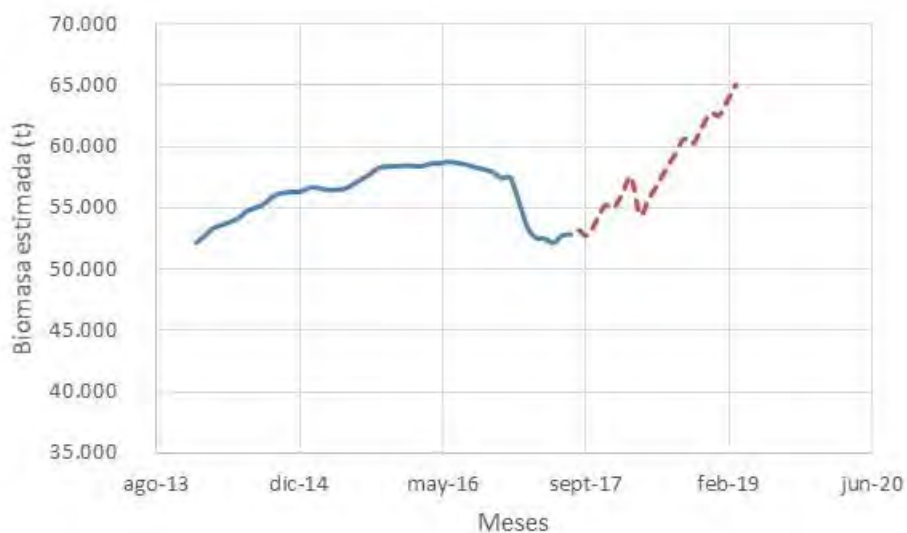


Figura 117. Valores proyectados de biomasa (línea punteada roja) a partir de septiembre de 2017 a marzo de 2019 aplicando la distribución temporal de la cuota de huiro negro en la Región de Atacama, según lo señalado en la Res. Ex. N° 183 del 17 enero de 2019.

Sin embargo, no hay certeza de que efectivamente el patrón de explotación permitido por la SSPA haya sido cumplido, sobre todo con la imposibilidad cada vez más creciente de separar entre alga varada de alga barroteada. Se suma a lo anterior la ocurrencia de varazones masivas de alga en 2018 producto de fuertes marejadas en la región. No obstante, la asignación de cuotas de alga barroteada tendiente a la baja, muestra ser una medida consistente con la recuperación de la biomasa que tiene una cierta probabilidad de estar por debajo del PRO (Ver Obj. Esp. 2).



- Huiro Macro

De haberse aplicado con rigurosidad el patrón de explotación permitido por la SSPA para este recurso, el escenario simulado muestra que el recurso estaría en una condición estable, sin mayor variación respecto de lo pronosticado para el año 2017 (Figura 118). La biomasa estaría en marzo de 2019 en alrededor de las 6.000 t.

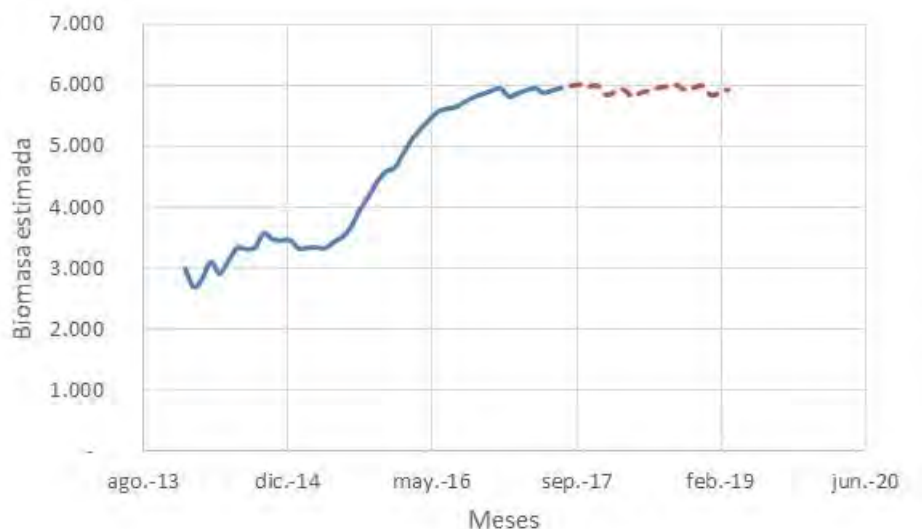


Figura 118. Valores proyectados de biomasa (línea punteada roja) a partir de septiembre de 2017 a marzo de 2019 aplicando la distribución temporal de la cuota de huiro flotador en la Región de Atacama, según lo señalado en la Res. Ex. N° 183 del 17 enero de 2019.

De acuerdo con los resultados del Obj. Esp. 2, y al no haber mayores cambios en la biomasa, el recurso estaría aún en condiciones de subexplotación. No obstante, eventos no previstos y no incluidos en el modelo podrían producir que la biomasa actual esté por debajo de lo estimado en la proyección, como sugiere el resultado de la evaluación directa más reciente.

Región de Coquimbo

- Huiro Negro

En la Figura 119 se muestra la trayectoria para la biomasa a partir de octubre de 2017. La simulación muestra que con la cuota de extracción la biomasa del recurso decrece (Figura 119). En el Obj. Esp. 2 este recurso fue evaluado como levemente subexplotado. Con el escenario evaluado la biomasa a marzo de 2019 habría sido de 5.679 t lo que lo situaría en un estado de sobreexplotación con una tendencia a aproximarse al límite superior del PRL estimado en 4.734 t. En este escenario el plan de explotación permitido por la SSPA sería demasiado agresivo para



mantener los niveles de biomasa poblacional en niveles seguros. No obstante, hay indicios que en 2018 la cuota no habría sido completada, llegándose a una extracción estimada de 16.200 t, lo que significaría una mejor condición para este recurso, aunque es difícil de determinar por cuanto no se sabe si los criterios definidos por la SSPA en cuanto al patrón temporal de explotación del alga barreteada fueron respetados.

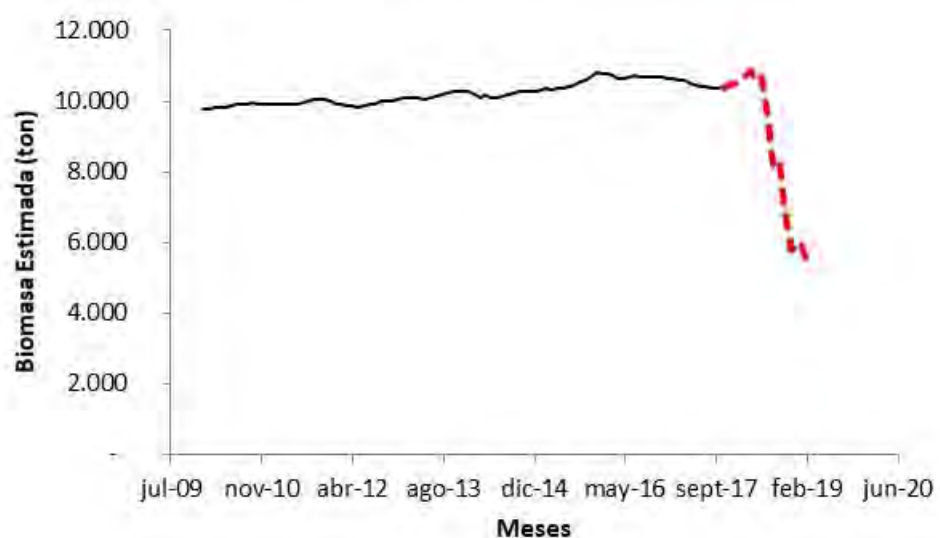


Figura 119. Valores proyectados de biomasa (línea punteada roja) a partir de septiembre de 2017 a marzo de 2019 aplicando la distribución temporal de la cuota de huiro negro en la Región de Coquimbo, según lo señalado en la Res. Ex. N° 552 del 9 de febrero de 2018. Los valores representan la biomasa con un 30% de humedad.

- Huiro Macro

La aplicación del patrón de explotación permitido por la SSPA para este recurso muestra que la biomasa habría disminuido de 14.000 a fines de 2017 a alrededor de 8.000 t en marzo de 2019 (Figura 120). En el Obj. Esp. 2 el estatus de este recurso en octubre de 2017 fue descrito como levemente subexplotado, con la biomasa cerca al límite superior del PRO. Esta situación no seguiría siendo válida, toda vez que la biomasa en marzo de 2019 habría estado por debajo del límite inferior del PRO está en el orden de las 9.255 t. De esta manera, el recurso a marzo de 2019 estaría levemente sobreexplotado.





Figura 120. Valores proyectados de biomasa (línea gruesa roja) a partir de septiembre de 2017 a marzo de 2019 aplicando la distribución temporal de la cuota de huiro macro en la Región de Coquimbo, según lo señalado en la Res. Ex. N° 22 del 12 de enero de 2018. Los valores representan la biomasa con un 70% de humedad.

- Huiro Palo

La aplicación de la cuota asignada a los usuarios de este recurso muestra que la biomasa entre fines de 2017 y marzo de 2019 disminuyó (Figura 121). De esta manera, el plan de explotación es consistente con una estrategia de aumentar la presión de extracción a fin de moverse hacia el PRO. La biomasa media en este punto es de 144 mil t aproximadamente, mientras que la biomasa en marzo de 2019 habría sido de 183 mil t. En los resultados del Obj. Esp. 2 este recurso se describió como subexplotado, con la biomasa tendiendo al aumento y que la biomasa estaba por sobre el PRO. Así el estatus de marzo de 2019 habría sido de subexplotado y con la biomasa disminuyendo hacia el PRO.



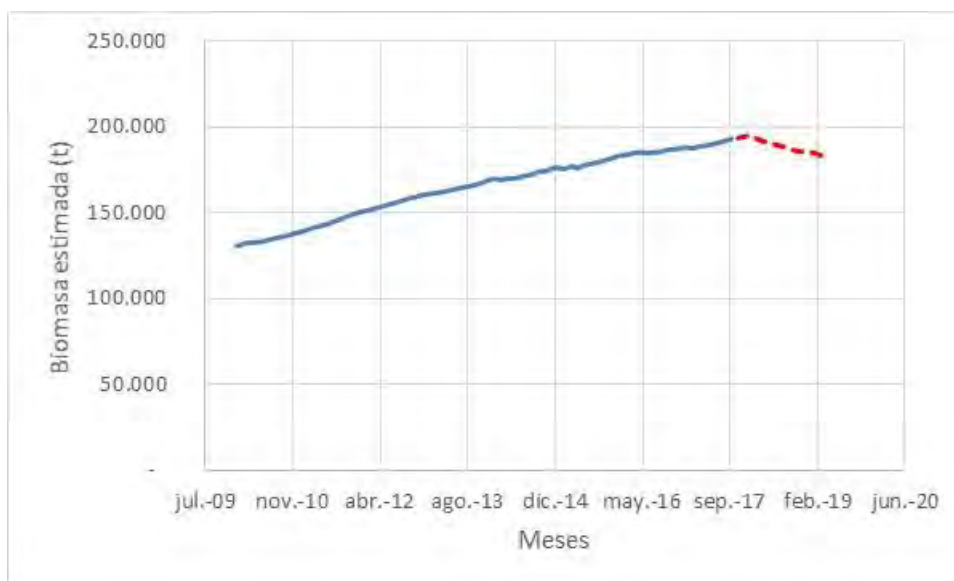


Figura 121. Valores proyectados de biomasa (línea punteada roja) a partir de septiembre de 2017 a marzo de 2019 aplicando la distribución temporal de la cuota de huiro palo en la Región de Coquimbo, según lo señalado en la Res. Ex. N° 22 del 12 de enero de 2018. Los valores representan la biomasa con un 70% de la biomasa total ya que 30% se descuenta por las hojas eliminadas.

Dicho lo anterior es posible que el recurso sea capaz de sostener una explotación más intensa sin poner en riesgo su sustentabilidad en el corto plazo. El intervalo de confianza para el PRO está entre 132.000 – 157.00 t (Ver Obj. Esp. 2), por lo que la biomasa proyectada a marzo de 2019 supera en 43.000 t aprox. al límite superior del PRO. De acuerdo con antecedentes de Sernapesca en 2018 el desembarque de este recurso alcanzó las 11.564 t prácticamente la cuota autorizada por la SSPA. De este modo el patrón de explotación observado está en línea con lo descrito en Decr. Exent. N° 22 para este recurso. De esta manera la biomasa media más probable en marzo de 2019 fue de 200.000 t.



5. Discusión

5.1 Objetivo 2.1: Determinar y analizar la distribución espacial de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock), y biomasa explotable (standing crop), de huiro negro, huiro palo y huiro flotador en toda el área de estudio

5.1.1 Huiro Negro

- Región de Atacama

De acuerdo con las evaluaciones previas de huiro negro para la Región de Atacama, se observa una gran disminución de la biomasa desde el año 1994 a la fecha, lo que podría dar cuenta de periodos de intensa explotación del recurso, reflejando un deterioro de la población de *Lessonia spicata/berteroana* en la región, alcanzando su menor valor durante el año 2012, llegando a poco más de 11 mil toneladas. Posteriormente la biomasa ha tenido una recuperación a partir de la evaluación del año 2014, fluctuando entre 75 mil y 55 mil toneladas (Tabla 79).

Si bien es posible que la aparente recuperación sea por causa de las medidas asociadas al plan de manejo, tal como mencionan Thomas et al. (2016), también se debe considerar la existencia de diversos factores que inciden en las estimaciones de biomasa, tales como métodos de estimación de superficies habitadas y de densidades, esfuerzo muestral y precisión de estimaciones asociadas, entre otras.

Tabla 79. Estimaciones de biomasa de huiro negro *Lessonia spicata/berteroana* en la Región de Atacama.

Autor	Año	Biomasa Total (t)
Rivera et al., 1994	1994	500.000
Edding et al., 1998	1998	130.000
González et al., 2002	2000	224.402
Vásquez, 2004	2004	14.842
ABIMAR, 2013	2012*	11.468
Canales et al., 2018	2014	204.000 – 259.000
Thomas et al., 2016	2014*	75.082
Presente estudio	2017*	58.284
Presente estudio	2019*	56.155

*Mediante modelo geoestadístico de kriging



Al considerar las superficies habitadas a nivel regional, entre las evaluaciones de los años 2014 (Thomas et al. 2016) y 2017 (actual estudio), se observa una estabilidad cuya variación es de entre 772 ha a 813 ha. Por otra parte, en el monitoreo de otoño 2019, la superficie estimada disminuyó considerablemente, cayendo a 542 ha, un 29% menos respecto 2014. Esta diferencia podría estar relacionada a la estación de monitoreo, considerando que los monitoreos de los años 2014 (Thomas et al. 2016) y 2017 fueron durante primavera, mientras que el del año 2019 fue realizado en otoño. Al analizar los insumos para la estimación de superficies habitadas, el ancho medio del cinturón de huiro negro disminuyó de 18,5 a 13,7 m, lo que afecta directamente la estimación del sustrato habitado.

Al respecto, se ha observado que los mayores reclutamientos de huiro negro en la zona norte de Chile ocurren durante primavera-verano (Olea et al. 2014, Thomas et al. 2016), lo que generaría una mayor ocupación de la superficie apta, traducido en una mayor cobertura de la pradera de huiro negro durante las estaciones de primavera-verano v/s otoño-invierno. Por otro lado, en marzo de 2019 se autorizó la mayor cuota de extracción mediante barroteo en la Región de Atacama², lo que favorecería la disminución de la superficie habitada por el recurso, registrada en otoño de 2019 (postcosecha).

En el presente estudio, las estimaciones de superficie habitada y densidad fueron calculadas en base a métodos geoestadísticos, aplicación de uso relativamente nuevo, la que se ha empleado desde el año 2012 en la región. A pesar de lo anterior, entre la evaluación del año 2012 y los estudios posteriores, incluido el actual, se aprecia un gran aumento en los niveles de biomasa, variando entre las 75 mil y 56 mil toneladas en los últimos años (Tabla 79). En este sentido, el diseño de muestreo sistemático e intensivo a lo largo de la costa de la región permite un alto grado de confianza, frente a otras estimaciones en donde se calcula un estimador local el cual puede ser proyectado a grandes zonas sin evaluación, pudiendo ocurrir con mayor facilidad una subestimación o sobreestimación, tanto de la superficie habitada como de las densidades estimadas.

Tomando en cuenta lo anterior, la actual metodología consideraría de mejor manera la heterogeneidad en la distribución de las praderas de huiro negro, junto con la variabilidad en las densidades de las distintas zonas de la región, frente a otras aproximaciones en donde incluso **se han fijado "anchos de cinturón" estándar para toda la región (ver Vásquez 2004 y ABIMAR 2013).**

- Región de Coquimbo

En base a los estudios que han evaluado huiro negro en la Región de Coquimbo se observa un aumento en los niveles de biomasa desde el año 2015 a la fecha (Tabla 80). No obstante, en los cálculos hechos entre los años 2015 y 2016, gran parte de las superficies habitadas por el huiro

² Resolución exenta N° 183 de la SSPA, Ministerio de Economía, Fomento y Turismo.



negro a nivel regional y sus biomásas asociadas, fueron estimadas en base a proyecciones de pequeñas áreas aledañas (ABIMAR 2017), lo que podría esconder grandes diferencias en la situación real de las praderas, al dejar fuera del análisis extensos bordes costeros con praderas de huiro negro. En este sentido, es posible que las biomásas y superficies habitadas fueran subestimadas en estudios anteriores.

Tabla 80. Estimaciones de biomasa de huiro negro *Lessonia spicata/berteroana* en la Región de Coquimbo.

Autor	Año	Biomasa Total (ton)
ABIMAR, 2017	2015*	67.984
ABIMAR, 2017	2016*	15.129
ABIMAR, 2017	2016*	13.773
Presente estudio	2017*	126.806
Presente estudio	2019*	148.141

*Mediante modelo geoestadístico de kriging

5.1.2 Huiro macro

La distribución de *Macrocystis pyrifera*, al igual que en otros estudios (Vásquez et al. 2018), fue registrada en forma de parches. Esta distribución se registró entre las provincias del Limarí y sur de la provincia del Elqui en la región de Coquimbo. En el caso de la Región de Atacama, los parches se distribuyeron entre las provincias de Huasco y Copiapó, principalmente en sectores protegidos del oleaje.

En cuanto al cambio de la biomasa total, puede ser común en regiones templadas, donde las fluctuaciones estacionales de variables físicas y químicas determinan las dinámicas de crecimiento y reproducción de los esporofitos de *M. pyrifera*. Estas variaciones pueden incluir diferencias en el aporte de nutrientes entre años, como también el efecto que tienen los depredadores herbívoros sobre el recurso, cuyo resultado se nota mayormente en las estaciones de otoño e invierno (Winkler et al. 2016, Coyer 1984), donde el daño por herbivoría, sumado a la baja regeneración de la fronda, hace que la planta disminuya su biomasa en situaciones de mayor oleaje.

Para el presente estudio y debido a que la primera campaña (Atacama 2018) fue realizada entre verano (febrero) y otoño (abril) y la segunda campaña (Atacama 2019) fue realizada únicamente en otoño (abril), podemos concluir, que esta sería la principal razón de la disminución de la biomasa de *M. pyrifera*, entre años. Sin embargo, y debido a la gran magnitud de la variación en la biomasa entre 2018 y 2019, podemos agregar que la variación en el reclutamiento o la sobrepesca del recurso, también puedan estar influyendo en este cambio.



5.1.3 Huiro Palo

En base al análisis de las evaluaciones directas en la Región de Atacama, se puede apreciar una relativa estabilidad en las biomásas estimadas para *L. trabeculata*, no obstante, durante el año 2019 se estimó la menor biomasa regional a la fecha (Tabla 81).

Tabla 81. Estimaciones de biomasa de huiro palo *Lessonia trabeculata* en la Región de Atacama.

Autor	Año	Biomasa Total (t)
Vásquez, 2004	2002	408.371
ABIMAR, 2013	2012	463.976
Presente estudio (campaña 1)	2018	851.318
Presente estudio (campaña 2)	2019	363.021

Por otra parte, en la Región de Coquimbo se observa una disminución de alrededor del 50% entre la evaluación del año 2002 y 2012 (Tabla 82).

Posteriormente se observa una disminución abrupta en las evaluaciones realizadas por ABIMAR (2017), disminuyendo a cerca de un 10% de la biomasa estimada en 2002. En el actual estudio, se estimó una biomasa regional sobre las 180 mil toneladas, valor que se acerca a la estimación realizada en 2012 por ABIMAR (2013), y que correspondería a alrededor de un 45% de la biomasa del año 2002 (Tabla 82).

Tabla 82. Estimaciones de biomasa de *Lessonia trabeculata* en la Región de Coquimbo

Autor	Año	Biomasa Total (t)
Vásquez, 2004	2002	403.278
ABIMAR, 2013	2012	206.271
ABIMAR, 2017	2015	101.873
ABIMAR, 2017	2016	39.609
Presente estudio (campaña 1)	2018	180.894
Presente estudio (campaña 2)	2019*	35.247

*Sólo considera las praderas de Talcaruca, Puerto Manso y Puerto Oscuro

Uno de los factores que más incide en la caída de la biomasa algal es la disminución de sustrato habitado entre campañas. Esto es especialmente relevante cuando se trata de estudios de gran escala. Respecto de *L. trabeculata*, existen antecedentes recientes de evaluaciones directas a escala regional, en Coquimbo (ABIMAR, 2017), Tarapacá (IFOP, 2017) y Valparaíso- O'Higgins (BITECMA, 2018), en las cuales se han utilizado distintos métodos para la delimitación de praderas. En el caso del trabajo realizado en Coquimbo, los límites de los focos de abundancia



de huiro palo fueron determinados en base a la distribución de densidades estimadas mediante métodos geoestadísticos a partir de una evaluación directa, realizada durante dos campañas realizadas entre septiembre de 2015 y julio de 2016 (ABIMAR, 2017). La superficie habitada estimada con el apoyo geoestadístico, alcanza a 1.989.614 m².

En otro estudio de evaluación directa de la biomasa de *L. trabeculata*, esta vez en la Región de Tarapacá (IFOP, 2017), las praderas submareales se delimitaron por observación directa mediante buceo hooka, marcando en terreno los vértices del polígono de distribución del alga mediante el uso de boyerines anclados al fondo, los que son georreferenciados en superficie mediante el uso de un posicionador satelital. Si bien el método de observación directa desarrollado en la región de Tarapacá resuelve la incertidumbre asociada a la estimación del área habitada mediante un modelo espacial construido a partir de la interpolación de observaciones puntuales, resulta poco práctico para su aplicación en grandes extensiones de costa.

Como una forma de resolver estas limitaciones, diversas técnicas de percepción remota han sido utilizadas para dimensionar las praderas de algas pardas en zonas costeras, la mayoría de ellas basadas en las propiedades ópticas de las superficies marinas en zonas poco profundas (Pirke, 2002; Meng et al. 2010), sin embargo, especies submareales como *L. trabeculata* presentan dificultades para ser percibidas por métodos ópticos, y requieren de mecanismos alternativos para su detección de manera remota. En este sentido, los sistemas hidroacústicos vinculados al posicionamiento satelital mediante GPS, han permitido desarrollar técnicas de caracterización y monitoreo de la vegetación acuática sumergida (Minami, 2010; Sabol et al. 2002).

Una experiencia pionera de hidroacústica aplicada al estudio de las praderas de macroalgas pardas en Chile, se llevó a cabo en las regiones de Valparaíso y O'Higgins (BITECMA, 2018), utilizando el ecosonda científico Biosonics, modelo MX Aquatic Habitat, el cual permite detectar y medir la altura de vegetación sumergida, además de clasificar los tipos de fondo (Munday et al., 2013). El estudio dio como resultado una estimación del sustrato habitado por *L. trabeculata* en las zonas prospectadas. Sin embargo, los autores no profundizan en el procedimiento metodológico utilizado para detectar la presencia y dimensionar la extensión de las praderas a través de métodos hidroacústicos por lo que no permite retroalimentar la metodología desarrollada en el presente estudio.

La región de Coquimbo cuenta con un antecedente de estimación de superficies habitadas por el huiro palo que utiliza datos hidroacústicos (ABIMAR, 2017), basada en una clasificación QTC del fondo (Collins et al., 1996), sin embargo en el estudio se desestima el área delimitada en base a métodos hidroacústicos, por problemas metodológicos, sin embargo la comparación final de los sustratos habitados totales por región (cercano a los 2.000.000 m² en 2017), es similar al resultado obtenido en la primera campaña del presente estudio (cercano a los 2.600.000 m²).

Si bien en la segunda campaña del presente estudio no se evaluó la totalidad de las praderas de la región de Coquimbo, en aquellos sectores donde las dos evaluaciones fueron realizadas, se observa una alta consistencia en el sustrato habitado estimado mediante el método hidroacústico. Esta situación sugiere que las praderas de Coquimbo han sido bien conservadas, lo que se refleja



en sus densidades y estructuras de talla, además de las alturas de dosel, que no presentan disminuciones significativas entre ambas campañas.

El sondeo hidroacústico es altamente consistente para detectar la presencia de huiro palo en escalas espaciales extensas y además proporciona una medida en altura de dosel que puede ser utilizada como indicador de la estructura general de la pradera.

Los resultados indican que a nivel ecorregional (Atacama y Coquimbo) se ha experimentado una reducción significativa en la altura de dosel, la cual está influenciada en gran medida por una declinación altamente significativa de las praderas de la Región de Atacama, donde 7 de 11 praderas evaluadas mostraron un cambio estructural negativo y significativo. En cambio, en la Región de Coquimbo, de cuatro praderas evaluadas en ambas campañas, solamente una presentó un cambio estructural negativo y significativo. Este análisis no solo evidencia que existe una alta tasa de detrimento estructural de las praderas de la Región de Atacama, sino que también fue posible advertir que la línea de base en esta región está más deprimida que en la Región de Coquimbo. A saber, la mediana de altura de dosel en Coquimbo fue de 1,46 m la cual se mantuvo estable entre campañas, mientras que la situación inicial en Atacama fue una mediana de 0,99 con una disminución hacia la segunda campaña de 0,94 m. Estos cambios estructurales en términos de una medida de altura de dosel pueden proporcionar una base contundente de información para determinar el impacto del cambio estructural de los bosques de *L. trabeculata* en la diversidad asociada que depende de su existencia, considerando que se ha establecido que cambios negativos en la estructura y tamaño de las praderas de algas pardas desencadenan una pérdida de biodiversidad de peces (Holbrook et al. 1990, Deza and Anderson 2010) e invertebrados (Graham 2004, Villegas et al. 2008), que afectan la provisión de numerosos bienes y servicios ecosistémicos valorados en miles de millones de dólares anualmente (Smale et al. 2013, Bennett et al. 2016, Blamey and Bolton 2017, Vázquez et al. 2014).

- Consideraciones generales

En vista de la cantidad de estudios y diversidad de métodos y resultados obtenidos para evaluaciones de stocks, resulta útil contemplar una estandarización de las metodologías, considerando la necesidad de monitorear las poblaciones de algas pardas para analizar de manera adecuada la evolución temporal de los recursos. En este sentido, centrar el análisis en indicadores complejos como la biomasa, derivados de indicadores más sencillos, puede incurrir en interpretaciones erróneas al presentar una alta incertidumbre dada la alta variabilidad y ausencia de patrones temporales asociados a variables ecológicas y/o pesqueras. En este sentido, considerar un set de indicadores en conjunto, podría ser una herramienta efectiva de bajo costo para monitorear el estado de las poblaciones de algas pardas, tales como tallas, superficies habitadas o densidades.



5.2 Objetivo 2.2: Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos huiro negro, huiro palo y huiro flotador en la zona de estudio.

Región de Atacama

- Huiro Negro

Es importante señalar que los resultados obtenidos mediante el método de evaluación indirecto aplicados al presente recurso presentaron una alta variabilidad del estimado de biomasa, lo que genera una mayor incertidumbre respecto de los otros recursos analizados. Debido a esto, la estimación tiene probabilidades de estar en tres estatus diferentes (38% plenamente explotación, 56% sobreexplotado y 6 % colapsado), por lo que esta información debe ser tomada con mayor cautela para eventuales tomas de decisiones. Basados en estos resultados, es posible desprender que el recurso huiro negro en la Región de Atacama estuvo, en agosto de 2017, en un estado de plena explotación con tendencia a la disminución, por lo cual es probable que actualmente el recurso esté por debajo del PRO definido.

Por otro lado, las últimas tres evaluaciones directas que han sido desarrolladas mediante estaciones fijas de muestreo y metodologías de estimación análogas sugieren una alta estabilidad de la biomasa cosechable, cuyos valores han sido de 40.163 t Thomas et al. (2014); 40.301 (primera campaña – primavera 2017) y 39.731 t (segunda campaña – otoño 2019). Esta alta estabilidad podría sugerir un equilibrio entre las cosechas y la productividad actual del recurso, sin embargo, todos estos valores se encuentran por debajo del PRL definido.

Esto podría indicar que el RMS de este recurso podría alcanzarse a valores inferiores al 50% de la capacidad de carga (Canales et al., 2018), lo que podría explicarse por el incremento de la productividad que se genera como resultado de la explotación producto del efecto de densodependencia, donde praderas explotadas incrementan fuertemente sus tasas de reclutamiento gracias a la disponibilidad de espacio generada (Vásquez et al., 2012; Vega et al., 2014), permitiendo renovar de manera relativamente rápida las biomásas perdidas en una temporada de pesca.

- Huiro flotador

Los resultados del modelo indirecto indican una tendencia estable en la categoría de subexplotado. Efectivamente, el valor esperado para la biomasa para diciembre de 2017 fue de 6 mil toneladas, mientras que el rango del PRO fue estimado entre 2.470 y 3.048 t. Sin embargo, las CPUE más actuales sugieren que la biomasa debiera estar en un nivel más bajo que el sugerido a través de las evaluaciones indirectas. En efecto, las CPUE observadas para los buzos en la Región de Atacama sugieren que el nivel actual de biomasa debiera estar en el rango de las 3.100 – 3.800 toneladas. Este rango cae dentro de la distribución de probabilidades para el PRO y es



cercano con el estimado de la evaluación directa que mostró un valor de 3.847 t. Esta apreciación más conservadora sigue coincidiendo con un estado de subexplotación, pero cercano a la plena explotación.

Cabe mencionar que la dinámica de la biomasa de la población de huiro macro es altamente variable dentro de un periodo anual, pudiendo tener una magnitud de biomasa estival, varias veces superior a la que presente en la estación invernal. Por ello la evaluación directa es altamente dependiente del momento en que esta se realice y es recomendable, para efectos comparativos, realizarla siempre en el mismo periodo del año.

Región de Coquimbo

- Huiro Negro

El resultado de biomasa media estimada por el modelo indirecto para el recurso huiro negro fue de 10.864 t a octubre de 2017, el cual se encuentra por sobre el rango de distribución de probabilidades estimadas para el PRO, por tanto, se consideró el recurso como subexplotado.

Para hacer comparaciones con estimados de biomasa derivados de evaluaciones directas, es necesario corregir el valor del modelo para llevarlo a biomasa húmeda, lo cual en este caso corresponde a 36.213 t. Al comparar este valor con el estimado de biomasa derivado de la evaluación directa más cercana en el tiempo (campana 1) realizada en el presente proyecto, cabe señalar que no son coincidentes, en particular porque la estimación de biomasa cosechable superó las 100 mil toneladas. Sin embargo, se debe considerar que para realizar la evaluación directa se realizó un esfuerzo importante por aumentar la cobertura espacial del muestreo, incluyendo áreas de difícil acceso aún para los pescadores. Este aspecto resulta importante al momento de explicar la diferencia entre los resultados de ambas evaluaciones. Esta mayor cobertura espacial del muestreo, incluyendo áreas que no son objeto habitual de extracción, podría estar explicando la mayor biomasa estimada mediante métodos directos.

En función de lo anterior, y considerando que el modelo de producción empleado tiene como supuesto que la variación en la biomasa de la población es explicada únicamente por el efecto de la pesca, los sectores que no están afectos a explotación o con un escaso esfuerzo de pesca no son reflejados en el modelo de evaluación stock. Por esto se realizó una comparación con un segundo escenario, donde se excluye una pradera de la Provincia del Limarí donde los algueros reconocieron ejercer un esfuerzo marginal (pradera IV – 08, ver resultados de evaluación directa), en este caso la biomasa cosechable disminuye a 68 mil toneladas, lo que aún sigue siendo superior al estimado indirecto, lo que podría indicar además existen otros sitios que no están plenamente explotados, lo cual podría guardar relación con las dificultades de acceso a la costa que existen en amplios sectores de la Región de Coquimbo. En cualquier caso, los estimados de biomasa obtenidos en el presente proyecto (directo e indirecto) se encuentran por sobre el PRO estimado, lo que lo posiciona en una condición de subexplotación.



Otra explicación plausible para entender la causa de que el estimado de evaluación directa esté por sobre el indirecto podría deberse a que una parte desconocida del desembarque proveniente de ALAs, es declarado como extraído en AMERB, enmascarando las capturas totales que son efectivamente extraídas desde ALAs.

Al comparar este resultado con antecedentes de evaluaciones directas hechas en años anteriores, destaca el trabajo de Varela et al. (2017) donde se reporta el resultado de tres campañas: a diciembre de 2015 la biomasa estimada fue de 44.282 t; a agosto de 2016 era de 7.295 t y en diciembre de 2016 estimaron un total de 7.721 t (biomasa cosechable). Es necesario destacar que los resultados de estas evaluaciones directas, a diferencia de las del presente proyecto, provienen de un diseño de muestreo dirigido a las zonas próximas a las caletas, por ende, con mayor vulnerabilidad dado su fácil acceso, excluyéndose praderas de difícil acceso, sometidas a menor explotación.

La estimación indirecta del presente proyecto (36.213 t de biomasa húmeda) la sitúa más próxima a lo reportado por Varela et al. (2018) en la primera campaña de diciembre de 2015 (44.282 t). A su vez, el modelo indirecto predice para esta fecha 37.120 t de peso húmedo, ligeramente más cercano a lo reportado por Varela et al. (2017). Sin embargo, ambos resultados pierden coherencia en la segunda y tercera campaña, donde Varela et al. (2017) estiman biomazas sustancialmente menores. Estos autores atribuyen el valor de 44.282 t a una sobreestimación del área habitable definida para este recurso y proponen como estimaciones más razonables las realizadas durante la segunda y tercera campañas, en línea con una supuesta disminución de las praderas producto de la explotación. A pesar de que estas últimas estimaciones de biomasa total corresponden a un valor menor a las extracciones anuales según información oficial de Sernapesca (11.889 t para 2016 y 31.502 t para 2017)³. No obstante, tomando en cuenta la disminución de las cuotas de extracción en años anteriores, la evaluación indirecta del presente estudio estima una recuperación de las praderas, consistente con las prácticas de manejo adoptadas durante el periodo 2009 – 2017.

Otro aspecto importante de considerar en el establecimiento del estatus del recurso huairo negro en Coquimbo, es la estimación del parámetro K (biomasa virginal), ya que a partir de este se definen los PRs biológicos. En el presente proyecto, el valor medio del estimado de K fue de 61.635 t, a partir del cual se definió un valor medio de PRL de 15.400 (25 % de K) y un PRO de 30.800 (50% de K). En tanto, Varela et al., (2017) estiman un valor muy superior para la biomasa virginal, mayor a las 147 mil toneladas, lo que tiende a situar la pesquería en una condición pesquera más deteriorada.

³ <http://www.sernapesca.cl/informes/estadisticas>



- Huiro Palo

Los resultados del modelo de evaluación indirecta para este recurso indica un estimado de biomasa de alrededor de 130 mil t a octubre de 2017 (peso húmedo), mientras que la evaluación directa reportada en diciembre de 2018 fue de 180.894 t. Al analizar la evaluación indirecta se puede inferir que el recurso estaría subexplotado y con tendencia al aumento de la biomasa, estatus que se reafirma considerando los resultados de la evaluación directa del recurso que, estimó una biomasa más optimista a la derivada con esta metodología.

Por otro lado, estos valores se alejan de las 78.141 t reportadas por Varela et al. (2017) en su primera campaña (abril de 2016) y de las 32.600 t registradas para la segunda campaña (julio de 2016). El origen de estas diferencias no es distinto a las ya discutidas en la sección anterior referida a huiro negro: diferencias en la intensidad de los muestreos y mayor cobertura espacial en el proyecto actual.

Dependiendo de qué resultado se tome como referencia, el estatus del recurso podría cambiar: Varela et al. (2017) califican a este recurso como sobreexplotado. De hecho, dichos autores sugieren que el nivel de biomasa actual estaría en el rango del 9 – 10% de la biomasa virginal la cual fue estimada en 100.287 t (Varela et al., 2017). Cabe mencionar, que basados en los resultados de la segunda campaña reportada por Varela et al. (2017), en rigor, el nivel de biomasa sería de 32,5% y no 9,9% como lo menciona en dicho informe. Si se toma en consideración el resultado de su segunda campaña, la biomasa sería el 77,9% de la biomasa virginal. En la primera campaña (32,5%) el estatus debiera ser de sobreexplotación, y si se toma el resultado de la segunda campaña (77,9%) se podría hablar de un recurso subexplotado, esto si se considerado como PRO el 50% de la biomasa original calculada por estos autores.

- Huiro Flotador

Los resultados del modelo indirecto indican un estatus para este recurso en la categoría de levemente subexplotado con una tendencia al aumento de la biomasa. Efectivamente, a octubre de 2017 la biomasa estimada fue de 13.926 t de biomasa húmeda, con una biomasa virgen en el orden de las 19.476 t, similar a lo reportado por Varela et al. (2017) que estimó un valor de K de 21.838 t.

El estimado de biomasa mediante métodos indirectos difiere drásticamente con los obtenidos de las campañas de evaluación directa del presente estudio, donde se estimaron valores medios de 126 t y 119 t para las campañas 1 y 2 respectivamente. Por otro lado, en el estudio de Varela et al. (2017) se estiman valores muy similares a la presente evaluación directa de 163 t en noviembre de 2015 y de 101 t en mayo de 2016.

De ser correctos los valores de biomasa estimada mediante métodos directos por ambos estudios, las biomاسas estimadas se encontrarían en torno al 1% de K. Evidentemente, hay una gran inconsistencia entre las biomاسas estimadas mediante métodos directos y los valores de K, ya



que en ambos casos sitúan al recurso en una condición de virtual extinción, lo que contradice la evidencia de las cuotas de captura que para el caso del año 2018 superó las 3.500 t (SUBPESCA, D.Ex. N° 22/2018).

Esta evidente subestimación de las evaluaciones directas podría deberse a las fuertes fluctuaciones que sufre el recurso en términos de biomasa, producto de la variabilidad en el crecimiento estacional y las altas tasas de mortalidad natural por efecto de las marejadas (Vásquez et al. 2004, 2006, 2012, Vega et al. 2005, Wernberg & Goldberg 2008 y Gorman et al. 2013), lo que hace que el valor estimado mediante evaluación directa esté muy condicionado al momento de la evaluación.

Otras consideraciones para la definición de estatus

Es importante mantener en consideración que los estatus analizados en el presente trabajo ofrecen una referencia para el nivel de productividad y explotación de los recursos de interés, pero no consideran los efectos que estos niveles de explotación pueden provocar a nivel de ecosistema. Por esto, se debe poner especial atención a la función ecológica que cumplen las algas pardas, ya que estas especies constituyen bosques submarinos que han sido definidos como agentes fundacionales, ya que proporcionan mayor resiliencia a los principales ecosistemas submarinos rocosos del mar territorial frente a cambios ambientales como el fenómeno ENSO y el Cambio Climático Global (Vega, 2016), de modo que estas especies juegan un rol clave en los procesos de sucesión ecológica de la zona centro y norte del país, sosteniendo la permanencia en el largo plazo de muchas otras especies, varias de las cuales también constituyen recurso (Vega, 2016; Thomas et al, 2016). Esta característica de los recursos debe ser consideradas en a la hora de evaluar el objetivo de manejo que tiene esta pesquería. Ya que un objetivo basado en el rendimiento pesquero puede afectar la estructura y función ecológica de estas especies.



5.3 Objetivo 2.3: Proponer y validar procedimiento para determinar la tasa de deshidratación de los recursos huiro negro y huiro palo.

La deshidratación de las plantas de huiro negro *Lessonia* spp. y huiro palo *Lessonia trabeculata* tiende a estabilizar los valores porcentuales a medida que pasan los días tendidas en la playa. Sin embargo, la mayor deshidratación de las plantas ocurre durante el primer día tendida (60 a 70%). Posteriormente, la deshidratación de las plantas continúa progresivamente a través de los días hasta obtener una estabilización aparente (ca. 30-40%) que depende de la especie de huiro, el tamaño de la planta, la época del año y del sitio de muestreo. La tendencia temporal y los valores porcentuales de deshidratación de las plantas de *Lessonia* spp. tendidas en la playa concuerdan con lo descrito en estudios similares (e.g., MS Ltda. Gestión y Conocimiento 2014, UCN 2018). En general, la tasa de deshidratación de las plantas de huiro a través de los días en el tendadero puede ser representada por una función de regresión logarítmica, lo cual es útil para estimar indirectamente el porcentaje de humedad de las plantas tendidas en función de los días de secado en playa.

La tasa de deshidratación de las plantas de huiro negro y huiro palo en los tendaderos tiene una tendencia estacional que se acentúa en las localidades de Atacama en comparación con las de Coquimbo; lo cual, tiene relación con el clima costero local, más seco y cálido en la Región de Atacama (Vásquez 2008). No obstante, en ambas regiones, las plantas tendidas en verano demoran menos días en estabilizar el porcentaje de humedad (3 a 5 días), mientras que en invierno demoran más (7 o más días), lo cual está directamente relacionado con la estacionalidad del clima costero.

La tasa de deshidratación estimada para las plantas de huiro negro después de diez días de tendido en la playa osciló entre 7,2% (Caldera) y 6,9% (Coquimbo) diario; mientras que para huiro palo vario entre 6,5% (Huasco) y 6,2% (Coquimbo) diario. Es sabido que la humedad del tejido en algas pardas disminuye a través de la cadena de productiva (IFOP 2019). Para determinar el contenido de humedad se ha propuesto el uso de analizadores de humedad que a través de pequeñas muestras se estima la tasa de deshidratación por diferencia de peso, y se ha sugerido realizar la fiscalización en las plantas de proceso (e.g., UCN 2018). Sin embargo, actualmente existe un procedimiento validado que establece los estados de humedad en función del periodo de días de secado (i.e., equivalente a una tasa de deshidratación diaria), junto con los respectivos valores de conversión (Res.Ex.N°3.602/02.08.2017).

En Chile, las algas pardas se comercializan en diferentes estados de humedad. En este contexto, el huiro negro (*Lessonia berteroana/spicata*) y el huiro palo (*Lessonia trabeculata*) son preferentemente comercializados para la industria exportadora de alga seca picada (Vásquez 2008).

La importancia de estimar la humedad en algas pardas se debe en parte a que el contenido de agua en plantas de huiro negro o huiro palo tiene una relación inversa con el precio pagado en playa. El alga fresca tiene un menor valor económico en comparación con el alga puesta a secar



en un tendedero por varios días. Posteriormente, esta alga semi seca es comprada por los intermediarios, y comercializada en centro de acopio o directamente en las plantas picadoras. En general, la comercialización de algas pardas como materia prima para la producción de alginatos se sostiene de una pesquería ineficiente en términos de rendimientos, porque requiere de mucha biomasa húmeda para la obtención de un producto final poco elaborado, o sea biomasa seca picada (IFOP 2019).

El desembarque de algas pardas presenta diferentes estados de humedad a través de la cadena de comercialización, que han sido clasificados en: húmedo (tiene un periodo de secado de un día después de la extracción), semi húmedo (tiene de un periodo de secado de dos a tres días), semi seco (tiene de un período de secado de cuatro a nueve días) y seco (tiene de un período de secado de más de nueve días). Cada uno de estos estados de humedad tiene un respectivo factor de conversión requerido para estimar la biomasa húmeda recolectada o removida de las praderas naturales. (Res. Ex. N°3602/02.08.17). En este contexto durante el periodo de estudio, en todas las estaciones del año, tanto en Atacama como en Coquimbo, el proceso de secado en playa de plantas de huiro palo y huiro negro alcanzó un nivel de humedad equivalente al **estado "semi seco"**. De acuerdo con **la normativa, el estado semi seco corresponde a "las algas extraídas con varios días; se siente seca al tacto, pero no se quiebra. Tiene un periodo de secado entre cuatro a nueve días. En este estado el alga se puede enfardar"**.

No obstante, el contenido de humedad presentó una marcada estacionalidad en el proceso de secado en playa. Por ejemplo, en los tendidos de verano, la estabilización en la pérdida de humedad de las plantas se logró entre tres a cinco días. En cambio, en invierno duró siete días o más. En este contexto, el secado de las algas en los tendederos en las playas depende del clima costero estacional y posiblemente interanual. Lo anterior debería ser monitoreado a largo plazo como un objetivo de un programa de seguimiento a la pesquería en el norte de Chile (e.g., IFOP 2019).

Una estimación del tiempo que demora el huiro negro en alcanzar el estado de humedad adecuado para su procesamiento en planta y finalizar el proceso productivo oscila entre 30a80días, es decir entre uno y tres meses, aproximadamente (IFOP 2019). Así, el proceso completo de secado tiene una duración promedio de 56 días, equivalente a dos meses. Entonces, el secado de biomasa de huiros en tendederos ubicados en la playa sólo es la etapa inicial del proceso de secado de algas pardas en el norte de Chile. En general, el tiempo promedio de secado de algas en la playa es menor que el tiempo de permanencia requerido en planta, necesario para lograr el porcentaje adecuado de humedad para picado, embolsado y posterior exportación (ca. 15% humedad; BITECMA 2018). Así, la estimación de la humedad debería ser fiscalizada en las plantas transformadoras (UCN 2018, IFOP 2019).

Independiente del secado en playa o en planta, el clima en Atacama y Coquimbo presenta una marcada estacionalidad. Así, el tiempo requerido para el secado en otoño e invierno, épocas más húmedas y frías, aumenta en comparación con primavera y el verano, afectando estacionalmente el tiempo de procesamiento de las algas pardas, así como la tasa de deshidratación de las mismas.



Los resultados obtenidos sugieren una relación directa entre el tiempo de secado del alga parda y el clima local, con una disminución del tiempo de secado en épocas más cálidas; lo cual aumenta la tasa de deshidratación de las plantas. Aunque en el huiro negro esta relación puede ser menos evidente debido a que las plantas son más receptivas a la humedad ambiental afectando la aplicación de los estados de humedad (IFOP 2019). Considerando lo anterior, se sugiere realizar un programa de monitoreo in situ de los rendimientos, pérdida de humedad y de los desembarques de algas pardas en Atacama y Coquimbo para complementar y/o validar mecanismos de fiscalización implementados por la administración pesquera (i.e., Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura).



5.4 Objetivo 2.4 Evaluación de la tasa de mortalidad natural en los varaderos naturales y determinar la tasa de varamiento (biomasa varada/unidad de tiempo).

La importancia de las variables ambientales en la mortalidad de algas pardas ha sido estudiada a nivel internacional encontrando que la altura de ola juega un rol importante (Seymour et al., 1988; Craw & Waters, 2018; Filbee-Dexter et al., 2018). El impacto de la ola, inclusive cumple un rol más importante que procesos bottom-up y top-down en la variabilidad de abundancia de algas pardas (Foster & Schiel, 2010; Reed et al., 2011) lo cual concuerda con la relación exponencial entre la tasa de varado y la altura de ola promedio que presentó un ajuste altamente significativo en el presente estudio. Similares resultados fueron encontrados por Bell y colaboradores (2015), en que la altura de ola fue la variable más significativa en la variabilidad negativa de la biomasa algal.

Además, se ha observado que grandes alturas y periodos de ola producen altas fuerzas de arrastre sobre los discos de adhesión de algas pardas submareales (Mullarney & Pilditch, 2017). Lo último concuerda con los resultados obtenidos en aquellas condiciones ambientales en que mayores porcentajes de *L. trabeculata* se reportaron en el varado. En condiciones de olas grandes y bajos periodos, en que las fuerzas de arrastre son más cercanas a la superficie que en el fondo (Mullarney & Pilditch, 2017), se registraron menores porcentajes de *L. trabeculata* y mayores de *L. spicata/berteroana* en el varadero. Los mayores porcentajes de *L. trabeculata* fueron reportados para la Región de Coquimbo en varaderos que se encuentran cercanos a áreas de manejo en cambio, menores porcentajes de *L. trabeculata* se encontraron en los varaderos de la Región de Atacama en que existen mayoritariamente áreas libres que probablemente han tenido mayor esfuerzo de pesca al no existir un manejo adecuado.

La dirección predominante del viento también es un factor a considerar ya que se ha observado diferentes magnitudes de mortalidad de algas pardas según la dirección del viento predominante (Seymour et al., 1988). En el presente estudio, la dirección de viento predominante fue sur por lo cual no fue posible comparar con otras condiciones.

Se han hecho esfuerzos para entender la dinámica de la mortalidad natural de algas pardas en la zona centro norte de Chile en donde se han realizado experimentos de trasplantes y descrito el impacto del oleaje, el efecto del aumento de la presión por pesca lo cual disminuye la población natural y se han descrito las dificultades del estudio de la mortalidad natural y la importancia de su mayor comprensión (Correa et al., 2006, Vásquez et al., 2008; 2010; Olea et al., 2014; Varela et al., 2017).

El panorama nacional y global para los bosques de algas pardas no es favorable. Se han observado disminuciones a nivel local, regional y global durante las últimas décadas que han sido provocadas por diversos factores y procesos bióticos, abióticos y el impacto humano como el cambio climático y la sobrepesca (Krumhansl et al., 2016; Filbee-Dexter & Wernberg, 2017). Debido a esto es importante aumentar el conocimiento a nivel regional.



Los resultados del presente objetivo indican relación entre variables ambientales y el varado, como un proxy de la mortalidad natural de algas pardas en la zona centro norte de Chile, lo cual es un aporte a la escasa información existente a nivel nacional, que permite comprender de mejor manera la relevancia de esta relación en el área de estudio. En específico, el ajuste del modelo de predicción entre la tasa de varado y la altura de ola, evidencia un enfoque metodológico adecuado para avanzar en la construcción de un modelo de predicción de mayor escala, el modelo predice un punto de inflexión, donde el varado se incrementa fuertemente con olas de entre 2 y 3 metros de altura, lo cual está en consonancia con lo que reportan los recolectores.

Sin embargo, este modelo solo es capaz de explicar el 54% de la variabilidad en la tasa de varado, **en gran medida porque se presentaron tasas de varado "atípicas" en los varaderos de palo colorado**, que fueron muy superiores a las que predice el modelo. Esto puede estar dado porque esta zona tiene un sistema de protección privada que impide el barroteo de huiro negro en torno al varadero y además hay una mayor cantidad de espacios gestionados mediante AMERB que podrían estar regulando la cosecha de huiro palo en torno a la zona de varado. Lo cual es en parte corroborado por el disímil estado de situación de las praderas observado entre las regiones de Coquimbo y Atacama durante el presente estudio, con una condición mucho más deteriorada en esta última región.

A raíz de lo anterior, un elemento que debe ser incorporado a futuro en un modelo de predicción, es la condición de las praderas circundantes, ya que aparentemente la variabilidad que no logra ser explicada mediante la magnitud de altura de ola, podría estar relacionada con el estado de condición de las praderas que alimentan el varadero, también es importante considerar a futuro incluir variables topográficas en el modelo, como por ejemplo la pendiente, orientación y exposición de la playa, ya que se ha considerado que afectan la magnitud y retención del varado (Liebowitz et al. 2016, Waters et al. 2018). Para ello, es necesario generar esfuerzos futuros para comprender los procesos ambientales que afectan la mortalidad natural y varado de algas pardas para la implementación de modelos a gran escala con tal de poder cuantificar y visualizar la biomasa algal (Canales et al., 2017; Bekkby et al., 2019).



5.5 Objetivo 2.5. Desarrollar y validar un modelo indirecto de estimación de biomasa que permita realizar proyecciones en el corto y mediano plazo bajo distintas estrategias de explotación para las 3 especies

Previamente a establecer un modelo de evaluación de stock, es necesario tener en claro los datos disponibles y posibles fuentes de error, para así desarrollar un modelo conceptual que pueda ser empleado con la data existente. En este sentido, en general en las pesquerías de algas, solo se registra el volumen total desembarcado por un recolector de orilla mediante su declaración de desembarque, sin contar con la estructura de tallas de este. Es por ello que se decide emplear un modelo de producción (también llamados de producción general, globales o sintéticos) ya que consideran al stock en su globalidad, es decir, no toman en consideración la estructura del stock por edades o tallas.

Para desarrollar y validar un modelo indirecto de estimación de biomasa que permita realizar proyecciones de corto y mediano plazo bajo distintas estrategias de explotación para las especies huero negro, huero macro y huero palo se aplicó el modelo de Schaefer, el cual permite distintas variantes de ajuste (Haddon, 2001) incluyendo al modelo de Pella y Tomlinson como una aproximación complementaria. Requiere además de información simple de generar, que por lo regular puede ser extraída de los registros de declaraciones de pesca a cargo del Sernapesca. Este enfoque, además de ser de bajo costo, permite poner en valor dichas bases de datos que por lo general están subutilizadas y en algunos casos son vistas con reservas, aunque con un análisis exploratorio inicial pueden develar información relevante y adecuada para ser utilizadas con fines de manejo.

Dos fueron los principales criterios para evaluar la validez de los resultados entregados por los modelos individuales para cada recurso en cada región: la significancia de sus parámetros y la prueba de Theil que mide precisamente la bondad del ajuste a través de un índice de inequidad. Este índice es utilizado usualmente como una medida de la exactitud en las predicciones obtenidas a partir de un modelo de simulación (Leuthold, 1975). El índice usualmente toma valores entre cero y uno. Mientras más cercano a cero más similares resultan los valores observados con los pronosticados por el modelo.

En el caso de todos los modelos ajustados, por especie y región, los parámetros resultaron todos significativos, a excepción del recurso huero palo en la Región de Atacama, donde esto no fue cumplido y fue excluido de los análisis posteriores. Esto permite tener rigurosidad estadística en la validez de los ajustes. Esto está complementado con los resultados del índice de inequidad de Theil. El valor más alto calculado fue para el caso del recurso huero palo en la Región de Coquimbo, donde alcanzó un valor de 0,104. El más bajo fue estimado para el recurso huero negro en la Región de Atacama con un valor de 0,02. Así, tanto la significancia en los parámetros como el valor del índice de inequidad de Theil indican que los ajustes son estadísticamente válidos, por lo que, dado la información disponible, los modelos presentados pueden ser utilizados para poder hacer evaluaciones de corto y mediano plazo para evaluar distintas estrategias de



explotación. Adicionalmente, el análisis de sensibilidad indicó que los modelos presentaron una alta estabilidad respecto a variaciones en el valor de entrada de los parámetros.

A modo de ejemplo se puso a prueba el efecto que tendrían sobre las biomásas poblacionales las cuotas permitidas por la SSPA. Para la Región de Coquimbo, se pudo evaluar que la actual estrategia de explotación aplicada para huiro negro en el año 2018 y el primer trimestre del 2019 pudiera significar una disminución de la biomasa de 10.000 t a fines de 2017 a 5.679– 8.000 t en marzo de 2019, lo que colocaría al recurso en un estatus de sobreexplotado. En el caso de huiro palo en la región de Coquimbo el modelo pronostica un aumento de la biomasa, lo que permite aumentar la cuota sin mayor riesgo ya que la biomasa estaría por sobre el PRO. En el caso del huiro macro, si bien el modelo pronostica una disminución en la biomasa ésta se encontraría en el PRO. Una recomendación sería revisar el valor de la cuota para lograr una estabilización de la biomasa en torno a las 11.000 t.

En el caso de la Región de Atacama, el pronóstico usando los dos modelos ajustados indica que, de haber sido aplicado rigurosamente el plan decretado por al SSPA el recurso huiro negro debiera haber mostrado una recuperación de 53.000 t aprox. a fines de 2017 a 65.000 t en marzo de 2019. Para el caso del huiro macro el modelo pronostica una estabilidad en la biomasa en torno de las 6.000 t, lo que lo situaría en un estado de subexplotado. Sin embargo, esto debiera ser revisado toda vez que en esta región es difícil establecer si la cuota de alga varada da cuenta de un alto porcentaje de la cuota total y si es efectivamente respetado. Para el caso del huiro macro debiera revisarse el efecto que pudieran haber tenido los eventos de marejadas sobre la biomasa del recurso ya que podría disminuir sustancialmente la biomasa de la población, sin ser considerado por el modelo de evaluación.

Por otro lado, es importante tener un seguimiento continuo de las bases de datos necesarias para **alimentar el modelo a la vez que permitiría hacer “reparametrizaciones” del mismo en la medida** que nueva información esté disponible. Esto permitiría tener una herramienta de manejo en tiempo real. Como este tipo de proyectos son discontinuos en el tiempo, se produce un desfase entre el flujo de conocimiento nuevo y las necesidades siempre apremiantes de la gestión.

- Modelos de Evaluación

Respecto de la comparación con enfoques de evaluación indirecta alternativos, la única experiencia previa es la evaluación del recurso huiro negro en la Región de Atacama realizada por Canales et al. (2018). Aunque publicado en 2018 los resultados dan cuenta de la situación del recurso entre 1996 y 2014. Este autor empleó un modelo de cambios en la biomasa que se relacionan con el reclutamiento y la mortalidad como fuentes de incertidumbre en su estimación, incorporando además la percepción de los usuarios acerca del nivel de agotamiento del recurso. El resultado más conservador estima la biomasa del recurso en el año 2014 en 204.000 t (usando mortalidad como principal fuente de incertidumbre) mientras que la biomasa más alta la estimó en 259.000 t a nivel regional (usando el reclutamiento como fuente de incertidumbre). Estos



niveles de biomasa son similares a los niveles poblacionales obtenidos mediante evaluaciones directas reportados por González et al. (2004) para el año 2000 quienes estimaron una biomasa de 224.402 t. En tanto, Vásquez (2004) registró 14.842 t, es decir, en cuatro años la población habría sufrido una disminución de un 97%. En evaluaciones posteriores no se han superado las 76.000 t a nivel regional. En 2014 Ecos (2016) reportó una biomasa de 75.082 t lo que está dentro del intervalo de confianza de la estimación hecha por el modelo de evaluación indirecta empleado en este informe. La similitud de resultados entre la evaluación directa actual y lo predicho por el modelo hace pensar que el modelo evaluado en este proyecto constituye una buena herramienta para aproximarse al valor más plausible de biomasa. Esto debido a que la evaluación directa reportada en este informe constituye la de mayor envergadura en términos de cobertura espacial e intensidad de muestreo realizada hasta la fecha.

En los otros recursos los resultados tienden a diferir, aunque los modelos de evaluación indirecta muestran significancia en sus parámetros y el coeficiente de Theil tiende a cero, lo que indica un buen nivel de ajuste entre los valores observados y esperados para la CPUE que es estimada a su vez a partir de la biomasa pronosticada por el modelo. De acuerdo con este resultado, las estimaciones hechas para los diferentes recursos pueden ser consideradas como confiables.

Por último, es necesario explicitar que el modelo de evaluación empleado, dado a ser un modelo global, es altamente dependiente del cumplimiento de sus supuestos. Algunos de ellos son: 1) Existe un comportamiento simétrico en la producción de la población en relación con la abundancia de esta, por ende, la B (50%) se corresponde con la B al RMS. 2) las praderas están homogéneamente explotadas 3) la CPUE es un indicador de la abundancia, la cual es directamente proporcional a esta.

En este sentido el presente proyecto, en particular el objetivo específico 1, tiene la potencialidad de enriquecer la data de la pesquería con miras a una evaluación de stock detallada o completa, dado que se podrían considerar índices de abundancias proveniente de un diseño de muestreo con estaciones fijas. Especial importancia podría tener la evaluación con hidroacústico de huiro palo pudiendo establecer si efectivamente la CPUE es un indicador confiable de la abundancia o si existe un factor de hiper-estabilidad en esta. En cuyo caso la CPUE no reflejaría directamente la dinámica del stock, el cual solo se podría ver afectado luego de que la biomasa esté mermada a un nivel tal, que reduzca efectivamente los rendimientos de pesca.



6. Conclusiones

6.1 Objetivo 2.1: Determinar y analizar la distribución espacial de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock), y biomasa explotable (standing crop), de huiro negro, huiro palo y huiro flotador en toda el área de estudio.

Huiro negro

- Se definieron praderas para las regiones de Atacama y Coquimbo. Para cada una de ellas se monitorearon indicadores de área habitada, estructura de tallas, densidad y biomasa. Esto a partir de estaciones fijas de monitoreo, las cuales se recomienda seguir utilizando en estudios futuros a fin de monitorear dichos indicadores, minimizando sesgos causados por el diseño de muestreo en la evaluación de stock. Para ello, se dispone el listado de estaciones fijas georreferenciadas utilizadas en el presente estudio, para favorecer la replicabilidad de futuros análisis (Anexo 8).
- El monitoreo de las praderas posibilita mensurar los efectos de las medidas de explotación desde escalas locales a escalas regionales.
- La metodología empleada para estimar las superficies habitadas permitió calcular el área de las praderas identificadas en ambas regiones, disminuyendo para la región de Atacama en la segunda campaña un 33% respecto la campaña de 2017, mientras que en Coquimbo este aumentó alrededor de un 10%.
- La estructura de tallas no presentó un patrón claro a nivel estacional entre provincias en ambas regiones, no obstante, Huasco y Elqui fueron las que presentaron mayor fracción de ejemplares adultos en ambas campañas.
- Las densidades estimadas mediante ambas aproximaciones realizadas (tendencia central y geoestadística) de huiro negro en ambas regiones, fueron mayor durante la campaña otoño 2019.
- Finalmente, las biomásas estimadas en la Región de Atacama se mantuvieron relativamente estables entre campañas, fluctuando entre 56 mil y 58 mil toneladas, no obstante, disminuyó alrededor de un 25% respecto la última evaluación realizada en el año 2014 (Thomas et al. 2016). Por otro lado, al considerar las biomásas históricas, la Región de Coquimbo presentó un leve aumento en la biomasa entre las campañas de 2017 y 2019 pasando de 126.000 a 148.000 toneladas, no obstante, estas aumentaron alrededor de un 50% respecto la biomasa estimada en 2015.

Huiro macro

- En la región de Atacama, la distribución de huiro macro fue similar en ambas campañas, manteniéndose tres macrozonas. En tanto para la región de Coquimbo, debido a malas



condiciones meteorológicas no se ha podido realizar la segunda campaña de la evaluación directa, sin embargo, según las prospecciones hechas por tierra, se observó la mantención de dos macrozonas en ambas campañas.

- En la región de Atacama, aumentó el número de praderas en la segunda campaña, sin embargo, al revisar las áreas entre campañas, se observa una disminución para la segunda campaña, de aproximadamente un 80% del área registrada en la primera campaña. Respecto a la región de Coquimbo, también aumentó el número de praderas, no obstante, también disminuyó la superficie habitada en la segunda campaña, en aproximadamente un 35% del área registrada en la primera campaña.
- El cambio de la biomasa entre campañas para la región de Atacama se debe principalmente al cambio de la superficie habitada por huiro macro entre campañas, no obstante, se debe considerar además, la disminución de la densidad, aproximadamente 20% menor en la segunda campaña, además de la disminución en el tamaño de las plantas en aproximadamente un 16% en la media de tallas de la segunda campaña.
- La metodología utilizada en este estudio para estimar la biomasa cosechable permite tener un enfoque sustentable, mediante la mantención de plantas hasta un mínimo de 150 cm de alto, con lo cual se logra cosechar una gran parte de las praderas, debido al gran tamaño que alcanzan estas algas, y además, permite la entrada de luz a los esporofitos reclutas para que estos crezcan con mejores condiciones de luz, junto con permitir que se mantengan los filoides (hojas) en los que se formarán los esporangios y subsecuentes gametofitos, completando así el ciclo de vida de esta especie y por consiguiente, la mantención de las praderas de huiro macro.

Huiro palo

- Se definieron praderas para las regiones de Atacama y Coquimbo mediante una estrategia metodológica que considero información ecológica local y prospecciones hidroacústicas. Para cada una de ellas se monitorearon indicadores de área habitada, estructura de tallas, densidad y biomasa. Esto a partir de estaciones fijas de monitoreo, las cuales se recomienda seguir utilizando en estudios futuros a fin de monitorear dichos indicadores, minimizando sesgos causados por el diseño de muestreo en la evaluación de stock. Para ello, se dispone el listado de estaciones fijas georreferenciadas utilizadas en el presente estudio, para favorecer la replicabilidad de futuros análisis (anexo 8).
- El monitoreo de las praderas posibilita mensurar los efectos de las medidas de explotación desde escalas locales a escalas regionales.
- El método de prospección hidroacústica utilizado en el presente estudio permite identificar la presencia del huiro palo (*Lessonia trabeculata*) en la ecorregión de Chile Central.
- El modelo de regresión logística aplicado a los datos de verificación en terreno permitió establecer un umbral de detección efectiva del alga de 50 cm., valor que es consistente con las observaciones realizadas.



- La interpolación de los valores de altura de alga mediante el método del “vecino más cercano”, permite obtener modelos de distribución espacial de las algas con una altura mayor al umbral de detección hidroacústica determinado mediante el modelo de regresión logística, con los que es posible estimar la superficie habitada por el huiro palo en las regiones de Atacama y Coquimbo.
- La comparación entre las superficies habitadas estimadas durante 2017 y durante 2018 muestran una tendencia a la baja en el área ocupada por el recurso.
- La disminución del área habitada es coincidente también con una caída en las alturas encontradas en los doseles de las praderas estudiadas.

Conclusiones generales

- Luego de varios años de evaluaciones de stock de algas pardas, resulta poco factible realizar comparaciones con estudios pasados. La aplicación de distintas metodologías de evaluación ha llevado a la obtención de resultados dispares, cuyas diferencias no guardan relación con una dinámica temporal plausible del stock.
- Considerando las problemáticas de evaluación de stock orientado a establecer una biomasa disponible, se recomienda enfocar los esfuerzos de investigación a un monitoreo basado en indicadores que den cuenta de las variaciones temporales de un set de indicadores de la población. La implementación de un monitoreo periódico y sistemático de indicadores debiera ser un insumo para facilitar la toma de decisiones basado en ciencia, mediante reglas de control gatilladas por puntos de referencia de un set de indicadores.
- Un monitoreo basado en indicadores podría enriquecer la data y, de esta forma transitar a una evaluación de stock más detallada, de mayor complejidad, que refleje las variaciones poblacionales con mayor certidumbre.

6.2 Objetivo 2.2: Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos huiro negro, huiro palo y huiro flotador en la zona de estudio.

- El huiro negro en la Región de Atacama evidencia una condición incierta debido a la alta variabilidad del estimado de biomasa. No obstante, existe una mayor probabilidad de estar en una condición de sobreexplotación, con una tendencia negativa de la biomasa.
- El huiro macro en la región de Atacama estaría en una condición de subexplotación. La tendencia de la biomasa es a la estabilidad, pero se desconoce el efecto de marejadas durante el año 2018.
- El recurso huiro negro en la Región de Coquimbo estaría en una condición levemente subexplotado, con la biomasa por sobre el PRO, pero con tendencia a la disminución.



- El recurso huero palo en la Región de Coquimbo, estaría subexplotado, con una tendencia en la biomasa a aumentar. La biomasa entonces se encontraría por sobre el PRO.
- El recurso huero macro en la Región de Coquimbo, estaría levemente subexplotado, con una tendencia de la biomasa a incrementar por sobre el límite superior del PRO.
- En términos generales no hubo convergencia entre los estimados de biomasa provenientes de la evaluación directa e indirecta. Si bien no es posible definir un estatus en base a estimados derivados de evaluaciones directas basándose en los PRs derivados del modelo de Schaefer, estos contribuyen a reforzar o mirar con mayor precaución la condición de explotación obtenida para los recursos analizados.
- Es recomendable que las nuevas definiciones de estatus consideren las limitaciones que estos recursos generan sobre otras poblaciones. Para lo cual es necesario integrar y enriquecer la data disponible de la relación entre estos recursos y las dinámicas de las poblaciones dependientes.



6.3 Objetivo 2.3: Proponer y validar procedimiento para determinar la tasa de deshidratación de los recursos huiro negro y huiro palo.

- La tasa de deshidratación de las plantas de huiro negro y huiro palo en los tendaderos tiene una tendencia estacional que tiene relación con el clima costero local de las regiones de Atacama y Coquimbo. Aunque en ambas regiones, las plantas tendidas en verano demoran menos días en estabilizar el porcentaje de humedad (3 a 5 días), mientras que en invierno demoran más (7 o más días), lo cual está directamente relacionado con la estacionalidad del clima costero.
- Durante el periodo de estudio, en todas las estaciones del año, tanto en Atacama como en Coquimbo, el proceso de secado en playa de plantas de huiro palo y huiro negro **alcanzó un nivel de humedad equivalente al estado "semi seco"** (Res. Ex. N°3602/02.08.17). Se sugiere hacer fiscalización de la humedad en las plantas de proceso, **preferentemente en estado "seco"**.
- Los resultados obtenidos sugieren una relación directa entre el tiempo de secado del alga parda y el clima local, con una disminución del tiempo de secado en épocas más cálidas; lo cual aumenta la tasa de deshidratación del tejido de las plantas. Considerando lo anterior, se sugiere realizar un programa de monitoreo in situ de los rendimientos, pérdida de humedad y de los desembarques de algas pardas en Atacama y Coquimbo para complementar y/o validar mecanismos de fiscalización implementados por la administración pesquera (i.e., Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura).



6.4 Objetivo 2.4 Evaluación de la tasa de mortalidad natural en los varaderos naturales y determinar la tasa de varamiento (biomasa varada/unidad de tiempo).

- La estrategia metodológica permitió estimar áreas de varado diario y volúmenes totales de varado diario, con el respectivo aporte de cada especie de alga parda, mediante el uso combinado de drones y muestreo directo de manera previa a la operación de los recolectores. Por lo cual se considera que este enfoque metodológico permite afrontar las dificultades que han sido recurrentemente mencionadas en el estudio de la mortalidad natural de algas pardas, constituyéndose en un aporte que permitirá avanzar hacia una mayor comprensión de la dinámica poblacional de las algas pardas en Chile.
- Respecto de los aportes de cada especie al varado total, se observó que el huiro negro es el alga de mayor importancia relativa, tanto en Coquimbo, donde representó poco más del 50 % del varado total en los varaderos analizados, como en Atacama donde la representación de esta especie en el varado superó el 77 % en los varaderos analizados.
- A partir de los resultados se estimaron tasas de varado diario en $\text{kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ en cuatro varaderos durante distintas condiciones climáticas, obteniendo valores máximos de varado que alcanzaron 0,25 y 0,26 $\text{kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$, ambos del varadero de Palo Colorado Sur con alturas de ola de 2,53 m (nivel 5 Escala de Douglas, ED) y 3,89 m (nivel 6 ED), respectivamente. En tanto, las menores tasa de varado observada fueron de 0,03 y 0,05 $\text{kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$, ambas evidenciadas en el varadero Tetillas Sur, coincidente con alturas de ola promedio de 3,06 m (nivel 5 ED) y 1,79 m (nivel 4ED).
- Se analizó la relación entre la tasa de varado y distintas variables oceanográficas. De los análisis se concluye que del set de variables analizadas, la altura promedio de ola es la variable con mayor capacidad predictiva de la tasa de varado a través de un ajuste exponencial. Este modelo proporcionó un ajuste altamente significativo y presentó los atributos de mayor R^2 (0,542) y menor valor de AIC en comparación con otros modelos simples y múltiples de ajuste lineal y exponencial testeados.
- A partir del análisis de la prueba Residual vs Leverage aplicada al modelo seleccionado, se logró identificar distancias mayores a 1, lo que sugiere la presencia de valores atípicos cuya eliminación podría tener efectos significativos sobre la regresión. Estos valores son principalmente la alta tasa de varado observada en el varadero de Palo Colorado Sur, que alcanzó un valor de 0,25 $\text{kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ a una altura de ola promedio comparativamente baja (2,53 m) y por otro lado la baja tasa de varado observada en el varadero Tetillas Sur, cuyo valor fue de 0,03 $\text{kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ acompañados de alturas de ola promedio comparativamente altas (3,06 m).
- En virtud de la existencia de valores atípicos en el modelo es pertinente concluir que existen variables que no fueron consideradas y que podrían estar directa e indirectamente relacionadas con la tasa de varada (e.g. características topográficas del varadero, estado de la población de praderas de algas donantes).



- A partir de los resultados se propone en la discusión que las altas tasas de varado observadas en Palo Colorado Sur, podrían estar relacionadas con una mejor condición de las praderas de algas pardas (población de algas donantes) alrededor del varadero de la región de Coquimbo, dada por la protección privada de la zona costera que impide el barroteo de huiro negro y la alta presencia de AMERB que podría estar influyendo en una mejor condición de las praderas de huiro negro y huiro palo, todo lo cual está ausente en torno a los varaderos analizados en la Región de Atacama. Si bien esta explicación resulta plausible para explicar valores atípicos altos de tasas de varado en el sector de Palo Colorado Sur, donde a mayor stock de algas pardas disponibles mayor tasa de varado, esto debe ser evaluado y esta variable podría ser a futuro incorporada en un modelo de predicción.



6.5 Objetivo 2.5. Desarrollar y validar un modelo indirecto de estimación de biomasa que permita realizar proyecciones en el corto y mediano plazo bajo distintas estrategias de explotación para las 3 especies.

- La validez estadística para todos los ajustes realizados fue respaldada por la significancia de los parámetros, el bajo valor del coeficiente de inequidad de Theil y por los resultados del análisis de sensibilidad de los modelos.
- El modelo de Schaefer usado como base para las evaluaciones indirectas de los tres recursos en las dos regiones mostró ser una herramienta simple, de bajo costo, para coadyuvar en el proceso de evaluación de la biomasa y del impacto de estrategias de explotación.
- Es necesario tener un seguimiento continuo de las bases de datos necesarias para **alimentar el modelo a la vez que permitiría hacer "reparametrizaciones" del mismo en la medida que nueva información está disponible**. Esto permitiría tener una herramienta confiable en tiempo real.
- Una fuente de incertidumbre del modelo de evaluación es la relación de la CPUE con la dinámica de la biomasa de la población. Por ello una forma de mejorar el modelo de evaluación presentado en el presente informe es explorar otros indicadores de abundancia (biomasa) que enriquezcan la data de la pesquería. Algunos de ellos pueden estar basados en: densidades, estructura de tallas de la población, sustrato habitado, o una relación/interacción entre dos o más variables.



7. Referencias

- ABIMAR. 2013. Evaluación de Biomasa y Análisis del Estado de Explotación de las Praderas naturales de Algas pardas (*Lessonia nigrescens*, *Lessonia trabeculata* y *Macrocystis* spp.) en las Zonas de Libre Acceso de la III y IV regiones. Informe Final FAP: 230 pp.
- Alveal K & F Ponce. 1997. Determinación del contenido de agua en algas marinas. Gayana Oceanológica 5(1): 1-11.
- Anderson LG & JC Seijo. 2010. Bioeconomics of fisheries management, 305 pp. Wiley Blackwell, Singapore,
- Anderson RJ, A Rand, MD Rothman, A Share & JJ Bolton. 2007. Mapping and quantifying the South African kelp resource. African Journal of Marine Science 29: 369–378.
- Anderson RJ, RH Simons & NG Jarman. 1989. Commercial seaweeds in Southern Africa: A review of utilization and research. South African Journal of Marine Science 8: 277–299.
- Angus S. 2017. Modern seaweed harvesting and gathering in Scotland: the legal and ecological context*. Scottish Geographical Journal 133: 101–114.
- Badal G. 2007. Áreas marinas y costeras protegidas de múltiples usos. Gobierno de Chile, Proyecto GEF Marino, PNUD, 214 pp. Ocho Libro Editores, Santiago.
- Bekkby T, C Smit, H Gundersen, E Rinde, H Steen, L Tveiten, J Gitmark, S Fredriksen, J Albretsen, H Christie. 2019. The abundance of kelp is modified by the combined impact of depth, waves and currents. Frontiers in Marine Science 6: 475.
- Bell T, C Cavanaugh, D Reed & D Siegel. 2015. Geographical variability in the controls of giant kelp biomass dynamics. Journal of Biogeography 42: 2010-2021.
- Bennett S., Wernberg T., Connell S., Hobday A., Johnson C., and Poloczanska E. (2016). **“Great Southern Reef”**: social, ecological and economic value of Australia’s neglected kelp forests. Marine and Freshwater Research, 2016, 67, 47–56. <http://dx.doi.org/10.1071/MF15232>.
- BITECMA. 2018. Diagnóstico de la situación de la Pesquería de Algas Pardas y Propuesta de Manejo en la V y VI Regiones. Informe Final FIPA 2016-45.
- Blamey, L. K., & Bolton, J. J. (2017). The economic value of South African kelp forests and temperate reefs: Past, present and future. Journal of Marine Systems. doi:10.1016/j.jmarsys.2017.06.003.



- Byrnes JE, Johnson LE, Connell SD, Shears NT, McMillan SM, Irving A, Buschmann AH, Graham MH, Kinlan BP. (2013). The sea urchin – the ultimate herbivore and biogeographic variability in its ability to deforest kelp ecosystems. PeerJ Preprints 1:e174v1. <https://doi.org/10.7287/peerj.preprints.174v1>.
- Caddy J & R Mahon. 1995. Reference points for fisheries management. FAO Fisheries Technical Papers No. 347, 83 pp. FAO, Rome.
- Camus PA. 1994. Recruitment of the intertidal kelp *Lessonia nigrescens* Bory in northern Chile: successional constraints and opportunities. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 184: 171-181.
- Canales CM, C Hurtado & C Techeira. 2018. Implementing a Model for data-poor fisheries based on steepness of the stock-recruitment relationship, natural mortality and local perception of population depletion. The case of the kelp *Lessonia berteriana* on coasts of North-Central Chile. Fisheries Research 198: 31–42.
- Cancino J & B Santelices. 1984. Importancia ecológica de los discos adhesivos de *Lessonia nigrescens* Bory (Phaeophyta) en Chile central. Revista Chilena de Historia Natural 56: 23-33.
- Cavanaugh, J. 1997. Unifying the derivations of the Akaike and corrected Akaike information criteria. Statistics and Probability Letters 31: 201-208.
- **Collins, W., Gregory, R. and Anderson, J. (1996). "A digital approach to seabed classification."** Sea Technology 37(8): 83-87.
- Conquest L, R Burr, R Donnelly, J Chavarría & V. Galucci. 1996. Sampling methods for stock assessment for small-scale fisheries in developing countries. En: Stock assessment. quantitative methods and applications for small-scale fisheries. Galucci VF, SB Saila, DJ Gustafson & BL Rothschild (Ed.) 179–225.
- Conrad O, B Bechtel, M Bock, H Dietrich, E Fischer, L Gerlitz, J Wehberg, V Wichmann & J Böhner. 2015. System for automated geoscientific analyses (SAGA) v. 2.1.4. Geoscientific Model Development 8. 1991–2007.
- Correa J, N Lagos, M Medina, J Castilla, M Cerda, M Ramírez, E Martínez, S Faugeron, S Andrade, R Pinto, L Contreras. 2006. Experimental transplants of the large kelp *Lessonia nigrescens* (Phaeophyceae) in high-energy wave exposed rocky intertidal habitats of northern Chile: Experimental, restoration and management applications. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 335: 13–18.



- Coyer JA. 1984. The invertebrate assemblage associated with the giant-kelp, *Macrocystis pyrifera*, at Santa-Catalina Island, California. A general description with emphasis on amphipods, copepods, mysids and shrimps. Fishery Bulletin 82: 55-66.
- Craw D & J Waters. 2018. Long distance kelp-rafting of rocks around southern New Zealand. New Zealand Journal of Geology and Geophysics 61 (4): 428-443.
- Deza AA, Anderson TW (2010). Habitat fragmentation, patch size, and the recruitment and abundance of kelp forest fishes. Mar Ecol Prog Ser 416:229-240. <https://doi.org/10.3354/meps08784>
- Díaz de León A. Alcantar G., Álvarez P., Gutiérrez L. Pedrosa D., Cortina S., Ibáñez M. and Brachet G. 2005. Valoración, uso y perspectivas de la biodiversidad marina: compartiendo experiencias entre México y Latinoamérica. En: Figueroa E (ed). Biodiversidad marina: Valoración, usos y perspectivas ¿Hacia dónde va Chile?, pp. 429-450. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.
- Edding M & F Tala. 1998. Investigación y manejo para la extracción de huiros, III Región. Código BIP 20109880. Gobierno Regional de Atacama. Servicio Nacional de Pesca de Atacama. Universidad Católica del Norte 197 pp.
- Edding M, F Tala, A Vega & A Smith. 1998. Investigación y manejo para la extracción de huiros, III Región. Informe Final FNDR III Región. 199 pp.
- Eppen G, F Gould & C Schimdt. 2001. Investigación de operaciones en la ciencia administrativa. Prentice-Hall, Hispanoamericana, S.A, 489 pp.
- Falkenberg, L. J., Russell, B. D., & Connell, S. D. (2012). Stability of Strong Species Interactions Resist the Synergistic Effects of Local and Global Pollution in Kelp Forests. PLoS ONE, 7(3), e33841. doi:10.1371/journal.pone.0033841
- Filbee-Dexter K & T Wernberg. 2018. Rise of Turfs: A New Battlefield for Globally Declining Kelp Forests. BioScience68 (2): 64–76.
- Filbee-Dexter K, T Wernberg, K Norderhaug, E Ramirez-Llodra & M Pedersen. 2018. Movement of pulsed resource subsidies from kelp forests to deep fjords. Oecologia 187 (1): 291–304.
- Foster M & D Schiel. 2010. Loss of predators and the collapse of southern California kelp forests (?): alternatives, explanations and generalizations. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 393: 59–70.



- Fox W. 1970. An exponential surplus – yield model for optimizing exploited fish populations. Transactions of the American Fisheries Society 99: 80-88.
- Fox W. 1975. Fitting the generalized stock production model by least – squares and equilibrium approximation. Fishery Bulletin 73: 23-37.
- Gallucci V, B Amjoun, J Hedgepeth & H Lai. 1996. Size based methods of stock assessment of small scale fisheries. En: VF Gallucci, S Saila, DJ Gusstafson y BJ Rothschild (Ed.) Stock assessment. Quantitative methods and applications for small scale fisheries: 9-81.
- **González A, J Beltrán, L Hiriart-Bertrand, L Flores, V de Reviere, J Correa & B Santelices.** 2012. Identification of cryptic species in the *Lessonia nigrescens* complex (Phaeophyceae, Laminariales). Journal of Phycology 48(5): 1153-1165.
- González Y, C Tapia, A Wilson, J Garrido & M Ávila. 2002. Estrategias de explotación sustentable algas pardas en la zona norte de Chile. Informe Final Proyecto FIP 2000-19. 376 pp.
- Gorman D, T Bajjouk, J Populus, M Vasquez & A Ehrhold. 2013. Modeling kelp forest distribution and biomass along temperate rocky coastlines. Marine Biology 160: 309-325.
- Gortner R & W Hoffman. 1922. Determination of moisture content of expressed plant tissue fluids. Botanical Gazette 74(3): 308-313.
- Graham, M. H. (2004). Effects of Local Deforestation on the Diversity and Structure of Southern California Giant Kelp Forest Food Webs. Ecosystems, 7(4). doi:10.1007/s10021-003-0245-6.
- Guiry MD & L Morrison. 2013. The sustainable harvesting of *Ascophyllum nodosum* (Fucaceae, Phaeophyceae) in Ireland, with notes on the collection and use of some other brown algae. Journal of Applied Phycology 25: 1823–1830.
- Gurney W & R Nisbet. 1998. Ecological dynamics, 335 pp. Oxford University Press. New York.
- Haddon M. 2001. Modelling and quantitative methods in fisheries, 406 pp. Chapman & Hall, New York.
- Hengl T. 2007. A Practical guide to geostatistical mapping of environmental variables. EUR 22904 EN. Joint Research Centre. Institute for the Environment and Sustainability. Luxemburg.



- Hilborn R & C Walters. 1992. Quantitative fisheries stock assessment, 570 pp. Chapman & Hall, New York.
- Hofmann GE, Smith JE, Johnson KS, Send U, Levin LA, et al. (2011) High-Frequency Dynamics of Ocean pH: A Multi-Ecosystem Comparison. PLoS ONE 6(12): e28983. doi: 10.1371/journal.pone.0028983.
- Holbrook S., Mark C., Russell S., James C. 1990. Effect of Giant Kelp on Local Abundance of Reef Fishes: The Importance of Ontogenetic Resource Requirements. Bulletin of Marine Science, Volume 47, Number 1, July 1990, pp. 104-114(11)
- Holden J, B Kingzett, S MacNeill, W Smith, F Juanes & S Dudas. 2018. Beach-cast biomass and commercial harvesting of a non-indigenous seaweed, *Mazzaella japonica*, on the east coast of Vancouver Island, British Columbia. Journal of Applied Phycology 30: 1175–1184.
- Isaaks E & R Srivastava. 1989. Applied geostatistics, 542 pp. Oxford University Press, New York.
- Krumhansl K, D Okamoto, A Rassweiler, M Novak, J Bolton, K Cavanaugh, S Connell, C Johnson, B Konar, S Ling, F Micheli, K Norderhaug, A Pérez-Matus, I Sousa-Pinto, D Reed, A Salomon, N Shears, T Wernberg, R Anderson, N Barrett, A Buschmann, M Carr, J Caselle, S Derrien-Courtel, G Edgar, M Edwards, J Estes, C Goodwin, M Kenner, D Kushner, F Moy, J Nunn, R Steneck, J Vásquez, J Watson, J Witman & J Byrnes. 2016. Global patterns of kelp forest change over the past half-century. PNAS, 113 (48): 13785-13790.
- Kuhn M. 2016. A short introduction to the caret package. Caret package Documentation. <https://cran.rproject.org/web/packages/caret/vignettes/caret.pdf>
- **Leuthold R. 1975. On the use of Theil's inequality coefficients.** American Journal of Agricultural Economics 57: 344-346.
- Liebowitz D, K Nielsen, J Dugan, S Morgan, D Malone, J Largier, D Hubbard & M Carr. 2016. Ecosystem connectivity and trophic subsidies of sandy beaches. Ecosphere 7 (10).
- Littler and Littler, D. S. 1984. Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in subtropical rocky-intertidal system. - J. Exp. Mar. Biol Ecol. 74: 13-34.
- Littler, M. M. and Littler, D. S. 1980. The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae: field and laboratory tests of a functional form model. - Am. Nat. 116: 25-44.



- McConnaughey R & L Conquest. 1993. Trawl survey estimation using a comparative approach based on log-normal theory. Fishery Bulletin 91: 107-118.
- McDonald, J.H. 2014. Handbook of Biological Statistics, 3rd ed. Sparky House Publishing, Baltimore, Maryland.
- Meng, S.; V. Zintzen; H. Curtis; S. Geange. 2010. Mapping *Macrocystis pyrifera* beds from satellite images in New Zealand. NZ MSS Conference poster. Department of Conservation, National Office, Wellington. New Zealand Government.
- MS Ltda. Gestión y Conocimiento. 2014. Seguimiento biológico pesquero y evaluación económica, como insumo para el Plan de Manejo de la Pesquería de algas pardas I Región, 2013-2014. Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. Informe Final. 197 pp.
- Mullarney J, C Pilditch. 2017. The differential response of kelp to swell and infragravity wave motion. Limnology and Oceanography 62 (6): 2524-2537.
- Mun J, 2004. Applied risk analysis: moving beyond uncertainty in business. John Wiley and Sons, Inc.
- Munday, E., B. Moore and J. Burczynski. 2013 "Hydroacoustic mapping system for quantitative identification of aquatic macrophytes, substrate composition, and shallow water bathymetric surveying," 2013 OCEANS - San Diego, San Diego, CA, 2013, pp. 1-3
- Olea G, M Espíndola, A Vega & E González. 2014. Seguimiento biológico pesquero y evaluación económica, como Insumo para el plan de manejo de la pesquería de algas pardas IV Región, 2013-2014. Informe Final. DAP 2013-107.
- Pella J & P Tomlinson. 1969. A generalized stock-production model. Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission 13: 421-458.
- Pennington M. 1983. Efficient estimators of abundance, for fish and plankton surveys. Biometrics 39: 281-286.
- Pennington M. 1986. Some statistical techniques for estimating abundance indices from trawl surveys. Fishery Bulletin 84: 519-525.
- Pérez E. 2015. Análisis de la base de datos del Sernapesca en la III Región. Asesoría al Comité de Manejo de Algas Pardas III Región. Octubre de 2015, 10 pp.
- Pérez E. 2016. Consideraciones en el establecimiento de una captura total permisible (CTP) para el recurso huiro negro *Lessonia berteroa* en la Región de Coquimbo, Chile.



Documento de trabajo preparado a petición del Comité de Productores y Procesadores de Algas Marinas A.G. (COPRAM). Octubre de 2016, 7 pp.

- Pérez E. 2017. Estimación de cuota total permisibles para los recursos huiro negro (*Lessonia berteroa*), huiro palo (*Lessonia trabeculata*) y huiro flotador (*Macrocystis integrifolia*) en las regiones de Atacama y Coquimbo. Asesoría a la SSPA. Febrero de 2017, 65 pp.
- Pirker JG. 2002. Demography, Biomass Production and Effects of Harvesting Giant Kelp *Macrocystis Pyrifera* (Linnaeus) in Southern New Zealand. PhD Thesis, University of Canterbury. 244 pp.
- QGIS Development Team. 2014. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL <http://qgis.osgeo.org>.
- R Core Team, 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>.
- Rasband W. 2012. ImageJ: Image Processing and Analysis in Java, Technical report, U. S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA, 1997–2012.
- Reed D, A Rassweiler, M Carr, K Cavanaugh, D Malone & D Siegel. 2011. Wave disturbance overwhelms top-down and bottom-up control of primary production in California kelp forests. *Ecology* 92 (11): 2108-2116.
- Rivera G, A Vega, P Larco & C Larco. 1994. Diagnóstico de la pradera de algas pardas en el litoral de la Tercera Región. Informe Final FNDR III Región 94 pp.
- Roa R, V Gallardo, B Ernst, M Baltazar, J Cañete & S Enríquez-Brionnes. 1995. Nursery ground, age structure and abundance of juvenile squat lobster *Pleuroncodes monodon* on the continental shelf off central Chile. *Marine Ecology Progress Series* 116: 47-54.
- Sabol, B.M., R. Eddie Melton, R. Chamberlain, P. Doering, K. Haurert Evaluation of a digital echo sounder system for detection of submersed aquatic vegetation. *Estuaries* (2002) 25, Issue 1: 133-141.
- Saila S, J MacKenna, S Formacion, G Silvestre & J McManus. 1996. Empirical methods and models for multispecies stock assessment. .En: V.F. Gallucci, S. saila, D.J. Gusstafson y B.J. Rothschild (Ed.) Stock assessment. Quantitative methods and applications for small scale fisheries: 403–472.



- Salas-Eljatib C, Fuentes-Ramírez A., Gregoire T., Altamirano A., Yaitula V. 2018. A study on the effects of unbalanced data when fitting logistic regression models in ecology. *Ecologica Indicators* 85 (2018) 502–508.
- Schaeffer M. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the comercial marine fisheries. *Bulletin of Inter American Tropical Tuna Commision2*: 583-603.
- Schiener P, K Black, M Stanley & D Green. 2015. The seasonal variation in the chemical composition of the kelp species *Laminaria digitata*, *Laminaria hyperborea*, *Saccharina latissima* and *Alaria esculenta*. *Journal of Applied Phycology* 27(1): 363-373.
- Schule J. 1966. Sea state, in R. W. Fairbridge. ed., *Encyclopedia of Oceanography*. New York: Reinhold, 786–792.
- Seijo J, O Defeo & S Salas. 1997. Bioeconomía pesquera: teoría, modelación y manejo. FAO, Documento Técnico de Pesca 368.
- Seymour R, M Tegner, P Dayton. 1989. Storm Wave Induced Mortality of Giant Kelp, *Macrocystispyrifera*, in Southern California. *Journal of Estuarine, Coastal and Shelf Science* 28.
- Sibson, R. 1981. "A Brief Description of Natural Neighbor Interpolation", capítulo 2 de *Interpolating Multivariate Data*. Nueva York: John Wiley & Sons, 1981. 21–36.14.
- **Smale DA, Burrows MT, Moore P, O'Connor N, Hawkins SJ** (2013) Threats and knowledge gaps for ecosystem services provided by kelp forests: A northeast Atlantic perspective. *EcolEvol* 3(11):4016–4038.
- Smith SJ. 1988. Evaluating the efficiency of the delta-distribution mean estimator. *Biometrics* 44: 485-493.
- Smith SJ. 1990. Use of statistical models for the estimation of abundance from ground fish trawl survey data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 894-903.15.
- Steneck S. and Dethier M. 1994. A Functional Group Approach to the Structure of Algal-Dominated Communities. *Oikos*, Vol. 69, No. 3 (Apr. 1994), pp. 476-498.
- SUBPESCA. 2017. Informe Técnico (R. Pesq.) N° 121-2017. Modifica la distribución temporal de las cuotas de capturas de los recursos huiro negro (*Lessonia berteroa*) y huiro palo (*Lessonia trabeculata*) en la Región de Atacama.



- Sullivan Sealey, K. and Bustamante, G. 1999. Setting geographic priorities for marine conservation in Latin America and the Caribbean. The Nature Conservancy, Arlington, Virginia
- Thomas F, G Olea, M Espíndola, D Gutiérrez, A Vega, V Gudiño, E Pérez & G Rojas. 2016. Evaluación directa de macroalgas/impacto de la extracción sobre la comunidad bentónica, III Región. Informe Final FIPA 2014-17.
- Troell M, D Robertson-Andersson, RJ Anderson, JJ Bolton, G Maneveldt, C Halling & T Probyn. 2006. Abalone farming in South Africa: An overview with perspectives on kelp resources, abalone feed, potential for on-farm seaweed production and socio-economic importance. *Aquaculture* 257: 266–281.
- UCN 2018. Evaluación de biomasa y análisis del estado de explotación de las praderas naturales de algas pardas (Huiro negro, Huiro palo y huiro flotador) en las áreas de libre acceso de la XV Región de Arica y Parinacota, I región de Tarapacá y II Región de Antofagasta. Informe Final FIPA 2017-52. 251 pp.
- Valley R & M Drake. 2005. Accuracy and precision of hydroacoustic estimates of aquatic vegetation and the repeatability of whole-lake surveys: Field tests with a commercial echosounder. Minnesota Department of Natural Resources Investigational Report 527.
- Varela C, E González, J Oyanadel, C Oroza & J Tapia. 2017. Evaluación directa de macroalgas e impacto de la extracción sobre la comunidad bentónica, IV Región. Informe Final FIPA 2014-18: 629 pp.
- Vásquez J, N. Piaget, F Tala & A Vega. 2010. Evaluación de la biomasa de praderas naturales y prospección de potenciales lugares de repoblamiento de algas pardas en la costa de la XV, I y II Regiones. Informe Final Proyecto FIP N° 2008-38 160pp.
- Vásquez JA & A Vega. 2004. El Niño 1997–1998 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, Rutland J, Yañez E (eds) *El Niño–La Niña 1997–2000 sus efectos en Chile*. Valparaíso, CONA: 119–135.
- Vásquez JA & B Santelices. 1984. Comunidades de macroinvertebrados en discos adhesivos de *Lessonia nigrescens* Bory (Phaeophyta) en Chile Central. *Revista Chilena de Historia Natural* 57: 131-154.
- Vásquez JA, A Vega & AH Buschmann. 2006. Long term variability in the structure of kelp communities in northern Chile and the 1997-98 ENSO. *Journal of Applied Phycology* 18: 505–519.
- Vásquez JA, D Véliz & LM Pardo. 2001. Biodiversidad bajo las grandes algas. En: *Sustentabilidad de la biodiversidad. Un problema actual, bases científico-técnicas*,



teorizaciones y perspectivas. Alveal K, Antezana T (eds.), Universidad de Concepción-Concepción: 293-308.

- Vásquez JA, et al. (2014) Economic valuation of kelp forests in northern Chile: Values of goods and services of the ecosystem. *J Appl Phycol* 26:1081–1088
- Vásquez JA, N Piaget & A Vega. 2012. The *Lessonia nigrescens* fishery in northern Chile: **“how you harvest is more important than how much you harvest”**. *Journal of Applied Phycology* 24(3): 417-426.
- Vásquez JA. 1991. Variables morfométricas y relaciones morfológicas de *Lessonia trabeculata* Villouta & Santelices, 1986, en una población submareal del norte de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 64: 271-279, 1991
- Vásquez JA. 1992. *Lessonia trabeculata*, a subtidal bottom kelp in northern Chile: a case study for a structural and geographical comparison. In Seeliger U. (ed). *Academics Press*. San Diego. *Coastal Plants of Latin America*: 77-89.
- Vásquez JA. 1999. The effect of harvesting of brown seaweeds: a social, ecological and economical important resource. *World Aquaculture* 30: 19-22.
- Vásquez JA. 2004. Informe Final Pesca de Investigación: Evaluación de la biomasa de **algas pardas (“Huiros”)** en la costa de la III y IV Región, Norte de Chile. Departamento de Biología Marina, Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Católica del Norte. 81 pp.
- Vásquez JA. et al. 2018. Evaluación de biomasa y análisis del estado de explotación de las praderas naturales de algas pardas (Huiro Negro, Huiro Palo y Huiro Flotador) En las áreas de libre acceso de la XV Región de Arica y Parinacota, I Región de Tarapacá y II Región de Antofagasta. Proyecto FIP 2017-52.
- Vásquez JA., F Tala, A Vega, S Zuñiga, M Edding, N Piaget. 2008. Bases ecológicas y evaluación de usos alternativos para el manejo de praderas de algas pardas de la III y IV Regiones. Informe Final Proyecto FIP 2005–32, 160 pp.
- Vásquez JA., F Tala, A Vega, S Zuñiga, M Edding, N Piaget. 2008. Bases ecológicas y evaluación de usos alternativos para el manejo de praderas de algas pardas de la III y IV Regiones. Informe Final Proyecto FIP 2005–32, 160 pp.
- Vega A, B Broitman & JA Vásquez. 2014. Monitoring the sustainability of *Lessonia nigrescens* (Laminariales, Phaeophyceae) in northern Chile under strong harvest pressure. *Journal of Applied Phycology* 262: 791-801.
- Vega A, JA Vásquez & AH Buschmann. 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 1997-98. *Revista Chilena de Historia Natural* 78: 33-50.

- Vega GA, C Tello, & R Lemus. 2007. Simulación matemática del proceso de secado de la gracilaria chilena (*Gracilaria chilensis*). *INGENIARE-Revista Chilena de Ingeniería* 15(1): 55-67.
- Vega JMA. 2015. Indicadores para el monitoreo de la integridad ecológica de huirales explotados del complejo *Lessonia nigrescens* en el norte de Chile. Tesis, Universidad Católica del Norte, Coquimbo, 249 pp.
- Villegas M., Laudien J., Sielfeld W., Arntz W. 2008. *Macrocystis integrifolia* and *Lessonia trabeculata* (Laminariales; Phaeophyceae) kelp habitat structures and associated macrobenthic community of northern Chile. *Helgol Mar Res* (2008) 62 (Suppl 1): S33–S43. DOI 10.1007/s10152-007-0096-1.
- Villouta E & B Santelices. 1984. Estructura de la comunidad submareal de *Lessonia* (Phaeophyta, Laminariales) en Chile norte y central. *Revista Chilena de Historia Natural* 57: 111-122.
- Walters CJ & SJD Martell. 2004. Fisheries ecology and management. Princeton University Press 399 pp.
- Waters J, T King, C Fraser & D Craw. 2018. Crossing the front: contrasting storm-forced dispersal dynamics revealed by biological, geological and genetic analysis of beach-cast kelp. *Journal of The Royal Society Interface* 15.
- Weisberg S. 2005. Applied Linear Regression. 3rd edition. USA. Wiley-Interscience. 310 pp.
- Wernberg T & N Goldberg. 2008. Short-term temporal dynamics of algal species in a subtidal kelp bed in relation to changes in environmental conditions and canopy biomass. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 2 (76): 265-272.
- Westermeier R & I Gómez. 1996. Biomass, energy contents and major organic compounds in the brown alga *Lessonia nigrescens* (Laminariales, Phaeophyceae) from Mehuín, South Chile. *Botanica Marina* 39: 553-559.
- Winkler NS, A Pérez-Matus, A Villena & M Thiel. 2017. Seasonal variation in epifaunal communities associated with giant kelp (*Macrocystis pyrifera*) at an upwelling-dominated site. *Austral Ecology* 42: 132–144.



- Wiston W. 2005. Investigación de operaciones: Aplicaciones y algoritmos. International Thomson Editores, S. A. de C.V., 1275 pp
- World Meteorological Organization. 1970. Commission for Maritime Meteorology. The Beaufort Scale of Wind Force : Technical and Operational Aspects. Geneva: WMO, 1970.
- Ysebaert T., Meire P., M. J. Herman P., Verbeek H. 2002. Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. Vol. 225: 79–95, 2002.
- Zar J. 1999. Biostatistical analysis 3rd edition. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Zemke-White W & M Ohno. 1999. World seaweed utilization: an end-of-century summary. Journal of Applied Phycology 11(4): 369-376.



8. ANEXOS

Anexo 1: Plan de actividades. Se detallan las actividades por objetivo

Actividades	
1	Etapa de coordinación y validación del plan de trabajo
1.1.	Reunión de coordinación Presentación y validación de plan de trabajo
2	Objetivo 1. Determinar y analizar la distribución espacial de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock), y biomasa explotable (standing crop), de huiro negro, huiro palo y huiro flotador en toda el área de estudio.
2.1	Identificación de praderas de algas pardas
2.2	Distribución y delimitación de praderas de algas pardas
2.3	Evaluación de densidad, abundancia y biomasa total y cosechable
2.4	Estimaciones de densidad, abundancia y biomasa total y cosechable
3	Objetivo 2. Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos huiro negro, huiro palo y huiro flotador en la zona de estudio.
3.1	Estimación de estado de explotación
4	Objetivo 3. Proponer y validar procedimiento para determinar la tasa de deshidratación de los recursos huiro negro y huiro palo.
4.1	Muestreos
4.2	Estimación de tasa de deshidratación
5	Objetivo 4. Evaluar la tasa de mortalidad natural en los varaderos naturales y determinar la tasa de varamiento (biomasa varada/unidad de tiempo).
5.1	Muestreos
5.2	Estimación de tasa de mortalidad
6	Objetivo 5. Desarrollar y validar un modelo indirecto de estimación de biomasa que permita realizar proyecciones en el corto y mediano plazo bajo distintas estrategias de explotación para las 3 especies.
6.1	Preparación de Base de datos
6.2	Modelación de biomasa
7	Entrega de informes y difusión de resultados
7.1	Informe de avance
7.2	Pre-informe final
7.3	Talleres de Análisis y Discusión
7.4	Talleres de Difusión
7.5	Informe final



Anexo 2: Carta Gantt Proyecto FIPA 2017-53: "Evaluación de biomasa y análisis del estado de explotación de las praderas naturales de algas pardas (*L. trabeculata*, *L. berteroa* y *Macrocystis pyrifera*) en las zonas de libre acceso de la III Región de Atacama y IV Región de Coquimbo"

Actividades	Mes 1				Mes 2				Mes 3				Mes 4				Mes 5				Mes 6				Mes 7				Mes 8				Mes 9				Mes 10				Mes 11				Mes 12				Mes 13				Mes 14			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4				
1	Etapa de coordinación y validación del plan de trabajo																																																							
1.1	Reunión de coordinación – Presentación y validación de plan de trabajo																																																							
2	Objetivo 1. Determinar y analizar la distribución espacial de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock), y biomasa explotable (standing crop), de huiro negro, huiro palo y huiro flotador en toda el área de estudio.																																																							
2.1	Identificación de praderas de algas pardas																																																							
2.2	Distribución y delimitación de praderas de algas pardas																																																							
2.3	Evaluación de densidad, abundancia y biomasa total y cosechable																																																							
2.4	Estimaciones de densidad, abundancia y biomasa total y cosechable																																																							
3	Objetivo 2. Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos huiro negro, huiro palo y huiro flotador en la zona de estudio.																																																							
3.1	Estimación de estado de explotación																																																							
4	Objetivo 3. Proponer y validar procedimiento para determinar la tasa de deshidratación de los recursos huiro negro y huiro palo.																																																							
4.1	Muestreos																																																							
4.2	Estimación de tasa de deshidratación																																																							
5	Objetivo 4. Evaluar la tasa de mortalidad natural en los varaderos naturales y determinar la tasa de varamiento (biomasa varada/unidad de tiempo).																																																							
5.1	Muestreos																																																							
5.2	Estimación de tasa de mortalidad																																																							
6	Objetivo 5. Desarrollar y validar un modelo indirecto de estimación de biomasa que permita realizar proyecciones en el corto y mediano plazo bajo distintas estrategias de explotación para las 3 especies.																																																							
6.1	Preparación de Base de datos																																																							
6.2	Modelación de biomasa																																																							
7	Entrega de informes y difusión de resultados																																																							
7.1	Informe de avance																																																							
7.2	Pre-informe final																																																							
7.3	Talleres de Análisis y Discusión																																																							
7.4	Talleres de Difusión																																																							
7.5	Informe final																																																							



Anexo 3: Actividades de terreno, Reuniones y talleres

Reuniones y talleres				
N° Actividad	Fecha		Tipo de Actividad*	Localidad
	Inicio	Término		
1	18-07-2017	18-07-2017	A1	Valparaíso
2	07-11-2017	10-11-2017	A2	Caletas pesqueras Región de Coquimbo
3	03-12-2018	07-12-2018	A2	Caletas pesqueras Región de Atacama
4	25-02-2019	25-02-2019	A2	Coquimbo, Sesión Comité de Manejo
5	28-11-2019	28-11-2019	A1	Valparaíso, Comité Científico Técnico
6	26-09-2019	26-09-2019	A1	Valparaíso, Comité Científico Técnico
7	27-09-2019	27-09-2019	A1	Valparaíso, Comité Científico Técnico

*ACTIVIDADES (A)

- A1 Reuniones de coordinación SSPA
- A2 Talleres de trabajo usuarios
- A3 Revisión bibliográfica
- A4 Campañas para el levantamiento de datos en terreno
- A5 Análisis de gabinete
- A6 Edición e impresión



Anexo 4: Actividades de terreno, levantamiento de información y análisis

Levantamiento de información y análisis				
N° Actividad	Fecha		Actividad	Localidad
	Inicio	Término		
7	04-10-2017	10-09-2017	A3	Viña del mar
8	20-09-2017	24-09-2017	A4	IV, Choapa-Limarí
9	02-08-2017	08-10-2017	A4	IV, Elqui
10	01-10-2017	05-10-2017	A4	IV-III, Elqui-Huasco
11	08-11-2017	04-07-2018	A5	Viña del mar
12	29-12-17	30-12-2017	A5	III, Chañaral-Copiapó
13	18-12-17	21-12-2017	A4	III, Chañaral-Copiapó
14	05-02-2018	10-02-2018	A4	IV, Limarí-Elqui
15	09-04-1918	13-04-2018	A4	III, Huasco
16	02-05-2018	04-05-2018	A4	III, Copiapó-Huasco
17	15-05-2018	18-05-2018	A4	III, Huasco
18	01-07-2018	04-07-2018	A6	Viña del mar
19	05-10-2018	08-10-2018	A4	III, Copiapó-Chañaral
20	22-10-2018	24-10-2018	A4	IV, Elqui
21	03-11-2018	07-11-2018	A4	IV, Choapa
22	11-11-2018	13-11-2018	A4	III, Huasco
23	11-11-2018	14-11-2018	A4	IV, Limarí-Elqui
24	03-12-2018	08-12-2018	A4	IV, Limarí
25	03-12-2018	08-12-2018	A4	III, Huasco
26	06-01-2019	10-01-2019	A4	III, Huasco
27	15-01-2019	18-01-2019	A4	III, Chañaral-Copiapó
28	29-01-2019	01-02-2019	A4	IV, Choapa
29	18-03-2019	24-03-2019	A4	III, Copiapó
30	01-04-2019	02-04-2019	A4	IV, Choapa-Limarí
31	03-04-2019	09-04-2019	A4	III, Copiapó
32	16-04-2019	19-04-2019	A4	IV, Limarí-Elqui
33	16-04-2019	19-04-2019	A4	III, Copiapó-Huasco
34	03-05-2019	09-05-2019	A4	III, Copiapó-Huasco
35	27-05-2019	28-05-2019	A4	III, Copiapó-Huasco
36	05-06-2019	08-06-2019	A4	IV, Choapa
37	29-07-2019	02-08-2019	A4	IV, Choapa
38	15-18-2019	19-08-2019	A4	IV, Choapa
39	18-08-2019	20-08-2019	A4	III, Huasco
40	18-08-2019	21-08-2019	A4	IV, Limarí-Elqui
41	27-08-2019	31-08-2019	A4	III, Huasco
42	04-09-2019	07-09-2019	A4	III, Huasco
43	24-09-2019	27-09-2019	A4	IV, Limarí-Choapa
44	30-09-2019	04-10-2019	A3	Viña del mar
45	30-09-2019	25-10-2019	A5	Viña del mar
46	28-10-2019	05-11-2019	A6	Viña del mar

ACTIVIDADES (A)

- A1 Reuniones de coordinación SSPA
- A2 Talleres de trabajo usuarios
- A3 Revisión bibliográfica
- A4 Campañas para el levantamiento de datos en terreno
- A5 Análisis de gabinete
- A6 Edición e impresión

Anexo 5: Composición del Equipo y Asignación de Horas por Profesional. Resumen de las horas utilizadas por cada integrante del grupo de trabajo respecto del total de horas comprometidas

N°	Nombre	Categoría Profesional	Cargo	Horas comprometidas totales	Horas Utilizadas
1	Felipe Thomas Álvarez	Biólogo Marino, Magister Gestión de Pesquerías y Acuicultura	Jefe de proyecto	586	578
2	Gonzalo Olea Stranger	Biólogo Marino	Evaluación de stocks	828	820
3	David Gutiérrez Lagos	Biólogo Marino, Diplomado en Gestión Ambiental	Evaluación de stocks	782	774
4	Gabriel Rojas Barrera	Biólogo Marino, Magister Geografía	Modelo geoestadístico, Sistemas de Información Geográfica	810	810
5	Eduardo Pérez	Biólogo Marino, Dr. en Ciencias	Caracterización y evaluación de estado pesquerías, Evaluación Indirecta	470	470
6	Miguel Espíndola Rojas	Biólogo Marino	Evaluación tasa de mortalidad	560	560
7	Gonzalo Araya Goncalves	Lic. Biología Marina, Diplomado en Emprendimiento Social y Economía Solidaria	Evaluación tasa de mortalidad	420	420
8	Victor Gudiño	Biólogo Marino, Magister en Gestión Ambiental	Evaluación tasa de deshidratación	332	332



9	Alonso Vega	Biólogo Marino, Magister en Ciencias del Mar, Dr. En Biología y Ciencia Aplicada	Evaluación tasa de deshidratación	232	232
10	Rolando Labraña	Biólogo Marino, Magister Estudios Ambientales	Facilitación Talleres	330	330
11	Mauricio Garrido	Diseñador	Edición	128	116
12	Franco Salas	Lic. Biología Marina, Diplomado en Sistemas de Información Geográfica	Encargado terreno EVADIR	690	690
13	Cristian Osses	Lic. Biología Marina	EVADIR en terreno	560	560
14	María Fernanda Barilari	Lic. Biología Marina	EVADIR en terreno	560	560
15	Álvaro Villena Ortiz	Biólogo Marino	EVADIR en terreno	560	560
16	Matías López	Lic. Biología Marina	EVADIR en terreno	560	560
17	David Astudillo	Biólogo Marino	EVADIR en terreno	710	710
18	Valentina Nowajewski	Biólogo Marino	EVADIR en terreno	710	710
19	Felipe Sepúlveda	Biólogo Marino	EVADIR en terreno	240	240
20	Nicole Zúñiga	Biólogo Marino	EVADIR en terreno	240	240

Anexo 6: Detalle de horas utilizadas por actividad e integrante.

PERSONAL	ACTIVIDADES						TOTAL
	A1	A2	A3	A4	A5	A6	
Felipe Thomas		40	120	120	298		578
Gonzalo Olea			220	140	460		820
David Gutiérrez	16		120	416	222		774
Gabriel Rojas		24	180		606		810
Eduardo Pérez			140		330		470
Miguel Espíndola	16		160	40	344		560
Gonzalo Araya		40	160	80	140		420



Víctor Gudiño			160		172		332
Alonso Vega			80	70	82		232
Rolando Labraña		40	40		250		330
Mauricio Garrido					16	100	116
Franco Salas				570	120		690
Cristian Osses				560			560
María Fernanda Barilari				560			560
Álvaro Villena Ortiz				560			560
Matías López				560			560
David Astudillo				710			710
Valentina Nowajewski				710			710
Felipe Sepúlveda				120	120		240
Nicole Zúñiga				120	120		240
TOTAL	32	144	1.380	5.096	3.040	100	9.792

ACTIVIDADES (A)

- A1 Reuniones de coordinación SSPA
- A2 Talleres de trabajo usuarios
- A3 Revisión bibliográfica
- A4 Campañas para el levantamiento de datos en terreno
- A5 Análisis de gabinete
- A6 Edición e impresión

Anexo 7: Taller de presentación de resultados finales





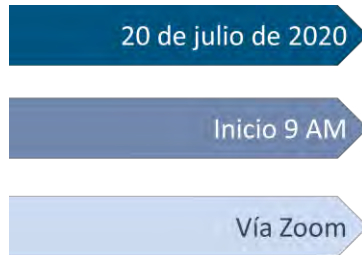
Taller de presentación resultados finales

Evaluación de biomasa y análisis del estado de explotación de las praderas naturales de algas pardas (*L. trabeculata*, *L. berteriana* y *Macrocystis spp.*) en las zonas de libre acceso de la III Región de Atacama y IV Región de Coquimbo. FIPA 2017
- 53



20 de julio de 2020

1. Programa de taller



09:00 AM – 09:10 AM

Bienvenida



09:10 AM – 09:50 AM
30 min de presentación y
10 min de preguntas

Distribución espacial de los niveles de abundancia, biomasa total y biomasa explotable; estado de explotación actual de los recursos y desarrollo de un modelo indirecto de estimación de biomasa.



09:50 AM – 10:20 AM
20 min de presentación y
10 min de preguntas

Propuesta y validación de procedimiento para determinar la tasa de deshidratación de los recursos huiro negro y huiro palo.



10:20 AM – 10:50 AM
20 min de presentación y
10 min de preguntas

Evaluación de la tasa de mortalidad natural en los varaderos naturales y determinación de la tasa de varamiento (biomasa varada/unidad de tiempo)



10:50 AM – 11:15 PM

Cierre



2. Listado de asistentes

N°	Nombre	Institución
1	Nicole Maturana	Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
2	Cristian Canales	Pontificia Universidad Católica de Valparaíso
3	Gabriel Jerez	Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
4	Pablo Araya	Instituto de Fomento Pesquero
5	Nancy Barahona	Instituto de Fomento Pesquero
6	Manuel Andrade	Dirección Zonal de Pesca y Acuicultura Atacama - Coquimbo
7	Mario Acevedo	Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
8	Mónica Catrileo	Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
9	María Alejandra Pinto	Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
10	Alonso Vega	Universidad Católica del Norte
11	Gonzalo Olea	Centro de Investigación Ecos
12	Felipe Thomas	Centro de Investigación Ecos
13	Miguel Espíndola	Centro de Investigación Ecos
14	Yasna Mattos	Dirección Zonal de Pesca y Acuicultura Atacama - Coquimbo
15	Álvaro Villena	Centro de Investigación Ecos
16	Gabriel Rojas	Centro de Investigación Ecos
17	Franco Salas	Centro de Investigación Ecos

3. Presentaciones realizadas

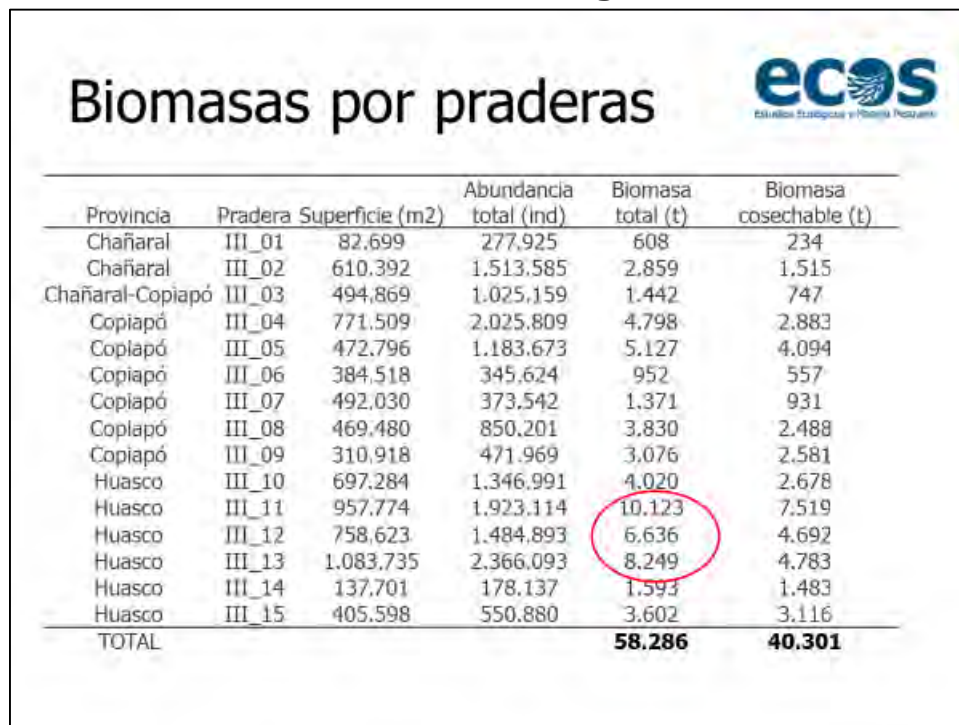
3.1. Relator: Gonzalo Olea

El Sr. Gonzalo Olea presentó los principales resultados alcanzados en relación con los siguientes objetivos específicos del proyecto:


- **Objetivo 1.** Determinar y analizar la distribución espacial de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock), y biomasa explotable (standing crop), de huairo negro, huairo palo y huairo flotador en toda el área de estudio.
- **Objetivo 2.** Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos huairo negro, huairo palo y huairo flotador en la zona de estudio.
- **Objetivo 5.** Desarrollar y validar un modelo indirecto de estimación de biomasa que permita realizar proyecciones en el corto y mediano plazo bajo distintas estrategias de explotación para las 3 especies.

Los principales resultados presentados fueron resumidos en las siguientes láminas:

Evaluación directa huairo negro Atacama



Biomasa por praderas



Provincia	Pradera	Superficie (m2)	Abundancia total (ind)	Biomasa total (t)	Biomasa cosechable (t)
Chañaral	III_01	82.699	277.925	608	234
Chañaral	III_02	610.392	1.513.585	2.859	1.515
Chañaral-Copiapó	III_03	494.869	1.025.159	1.442	747
Copiapó	III_04	771.509	2.025.809	4.798	2.883
Copiapó	III_05	472.796	1.183.673	5.127	4.094
Copiapó	III_06	384.518	345.624	952	557
Copiapó	III_07	492.030	373.542	1.371	931
Copiapó	III_08	469.480	850.201	3.830	2.488
Copiapó	III_09	310.918	471.969	3.076	2.581
Huasco	III_10	697.284	1.346.991	4.020	2.678
Huasco	III_11	957.774	1.923.114	10.123	7.519
Huasco	III_12	758.623	1.484.893	6.636	4.692
Huasco	III_13	1.083.735	2.366.093	8.249	4.783
Huasco	III_14	137.701	178.137	1.593	1.483
Huasco	III_15	405.598	550.880	3.602	3.116
TOTAL				58.286	40.301

Evaluación directa huairo negro Coquimbo



Biomásas por praderas



Provincia	Pradera	Superficie (m ²)	Abundancia		
			Total (Ind)	Biomasa total (t)	Biomasa cosechable (t)
Elqui	IV-01	167.012	709.589	3.752	3.116
Elqui	IV-02	203.211	602.099	2.033	1.395
Elqui	IV-03	380.404	640.908	8.948	4.180
Elqui	IV-04	96.661	50.712	1.093	1.032
Elqui	IV-05	282.233	643.257	9.521	8.857
Elqui	IV-06	95.196	92.939	1.190	1.092
Limarí	IV-07	612.416	1.047.175	6.655	5.302
Limarí	IV-08	1.008.425	4.021.293	42.548	38.703
Choapa	IV-09	1.692.168	7.150.826	44.335	37.053
Choapa	IV-10	169.924	597.567	6.731	6.097
TOTAL				126.806	106.827

La pradera frente a Fray Jorge se encuentra con una presión de cosecha menor, Dado a la ausencia de AMERB y dificultad de acceso (Armada, Parque y eólicas)

Evaluación directa huiro palo Atacama

Biomásas por praderas Atacama




Provincia	Pradera	Densidad (ind/m ²)	Abundancia cosechable (Ind)	Biomasa total (t)	Biomasa cosechable (t)
Chañaral	Chañaral	2,38	2.871.831	24.714	19.280
Copiapó	Chascos	3,2	4.662.647	76.225	71.442
	Frodden	3,2	14.765.129	241.379	226.233
	Los burros	3,2	3.062.845	50.071	46.929
	Rada blanca	3,2	4.345.935	71.047	66.589
Huasco	Bandurrias	1,38	3.014.856	51.984	49.604
	Carrizal	1,38	13.075.258	213.080	203.325
	Chañaral de Aceituno	1,38	4.838.674	83.432	79.612
	Chorrillos	1,38	1.700.621	29.323	27.981
Huasco	Huasco	1,38	583.623	10.063	9.603
TOTAL				851.318	800.598



Evaluación directa huairo palo Coquimbo


Biomásas por praderas Coquimbo



Provincia	Pradera	Abundancia total (ind)	Abundancia cosechable (Ind)	Biomasa total (t)	Biomasa Cosechable (t)
Elqui	Puerto Aldea	1.178.111	381.154	4.011	2.561
	El Sauce	7.265.737	3.912.320	61.581	55.705
Limarí	Talcaruca	4.248.794	2.287.812	36.011	32.575
	Puerto Manso	1.073.539	564.063	6.188	5.388
	Puerto Oscuro	2.051.928	1.078.132	11.827	10.298
Choapa	Talquilla	10.631.105	5.585.835	61.277	53.355
				180.895	159.882

Resultados de evaluación indirecta y estado de explotación

Resumen: Situación por recurso



Estudios Ecológicos y Manejo Pesquero

Región	Recurso	Mes/año	Biomasa (estimada) (t)			PRL (t)			PRO (t)		
			Estimado	Li	Ls	Estimado	Li	Ls	Estimado	Li	Ls
Atacama	Huíro negro	ago-17	53.105	31.617	76.111	30.508	26.845	34.171	61.016	53.690	68.343
	Huíro palo*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Huíro macro	dic-17	6.095	4.940	7.251	1.524	1.235	1.813	3.048	2.470	3.626
Coquimbo	Huíro negro	oct-17	10.846	10.160	11.548	4.627	4.521	4.734	9.255	9.041	9.469
	Huíro palo	oct-17	192.754	168.556	218.879	72.216	66.012	78.419	144.432	132.025	156.839
	Huíro macro	oct-17	13.926	11.195	17.390	4.869	4.206	5.532	9.738	8.411	11.065

*Sin convergencia realista en el modelo

Región	Recurso	Estado	Tendencia	Probabilidad en PRL (%)	Probabilidad en PRO (%)	Observaciones
Atacama	Huíro negro	sobrexplotado	Disminuyendo	6	38	Condición incierta: Li biomasa en el rango de valores del PRL, mientras que Ls biomasa se encuentra en valores del PRO. La condición más probable es por debajo del PRO.
	Huíro palo	-	-	-	-	Sin convergencia realista del modelo.
	Huíro macro	Subexplotado	Estable	0	100	Condición incierta: efecto no contabilizado de desorendimiento por marejadas en los últimos años. Si se considerasen estos efectos, es altamente probable que la biomasa actual esté en el rango de las 3.100-3.800 t y su estado actual sería de plena explotación.
Coquimbo	Huíro negro	Levemente subexplotado	Disminuyendo	0	100	Biomasa sobre el Ls PRO.
	Huíro palo	Subexplotado	Aumentando	0	98	Biomasa por encima del PRO.
	Huíro macro	Levemente subexplotado	Aumentando	0	100	Biomasa cercana al Ls del PRO.

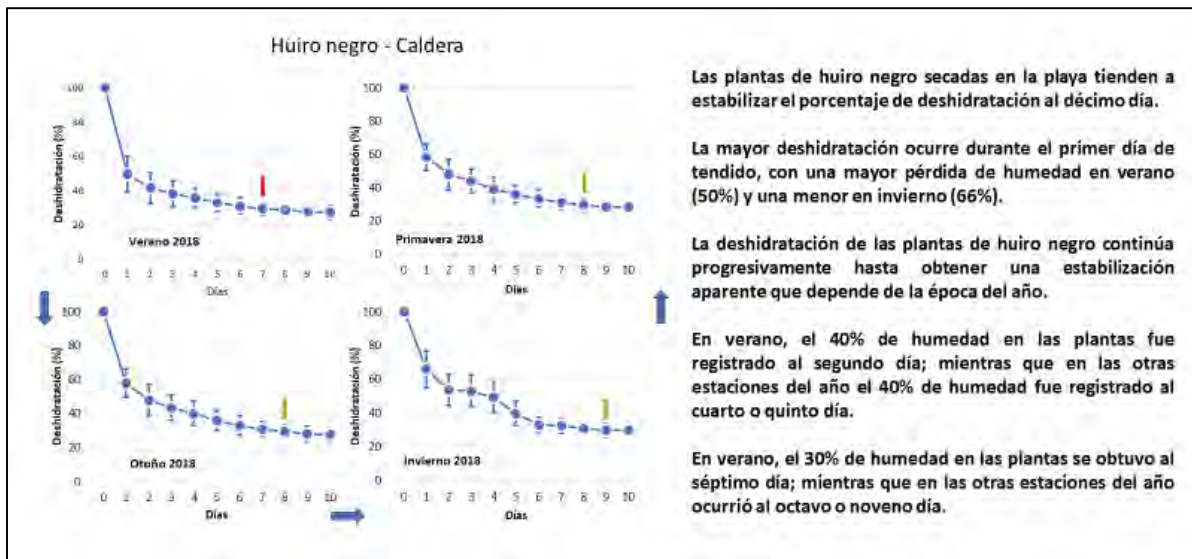
La presentación en extenso puede ser revisada en los anexos digitales.

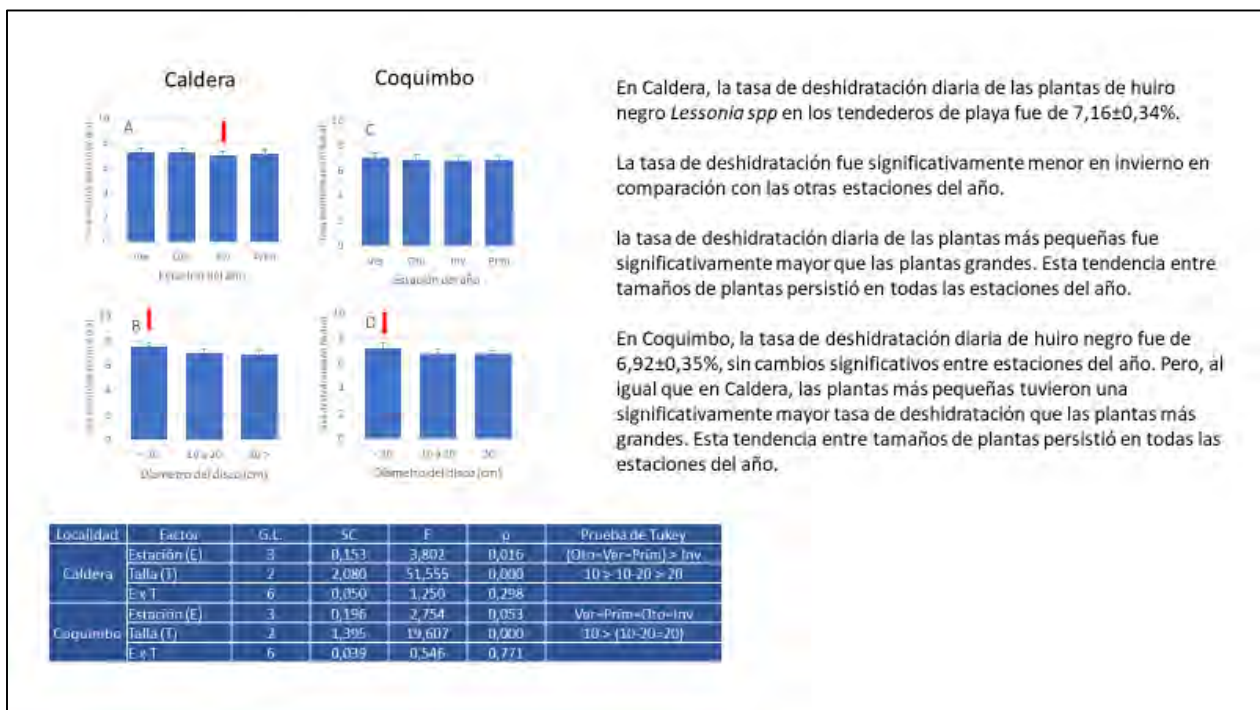
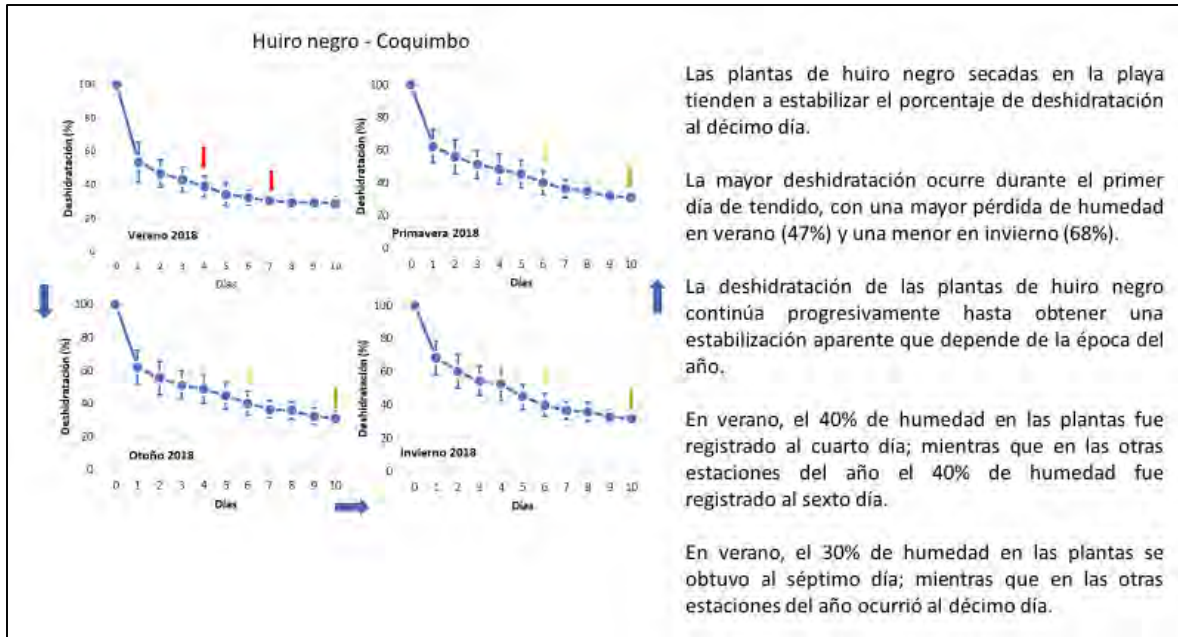
3.2 Relator: Alonso Vega

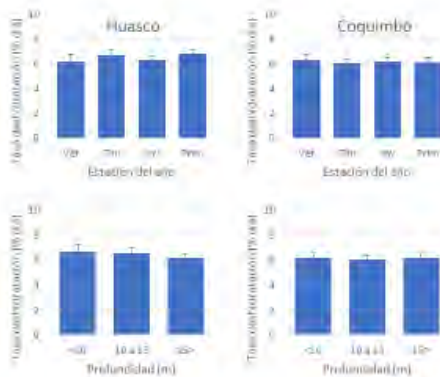
El Sr. Alonso Vega presentó los principales resultados alcanzados en relación con el siguiente objetivo específico del proyecto:

- **Objetivo 3.** Proponer y validar procedimiento para determinar la tasa de deshidratación de los recursos huiro negro y huiro palo.

Los principales resultados presentados fueron resumidos en las siguientes láminas:







En Huasco, la tasa de deshidratación diaria de huiro palo en tendaderos de playa fue de $6,51 \pm 0,50\%$.

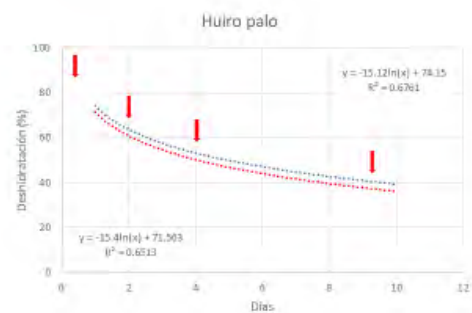
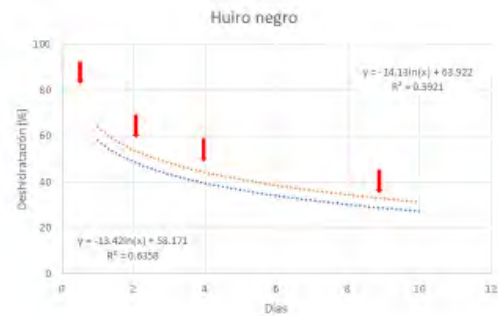
La tasa de deshidratación fue significativamente mayor en primavera y otoño en comparación con invierno y verano.

La tasa de deshidratación diaria de las plantas cosechadas en profundidades someras fue significativamente mayor que las cosechadas en fondos profundos. Esta tendencia entre tamaños de plantas persistió en todas las estaciones del año.

En Coquimbo, la tasa de deshidratación diaria de huiro palo fue de $6,17 \pm 0,41\%$. Sin cambios significativos entre estaciones del año, ni tampoco entre plantas cosechadas en distintas profundidades.

Localidad	Factor	G.L.	SC	F	P	Prueba Tukey
Huasco	Estación (E)	3	1,376	9,806	0,000	(Pri-Oto) > (Inv-Ver)
	Profundidad (Z)	2	1,612	11,485	0,000	(10m - 10-15m) > 15m
	Z x T	6	0,069	0,493	0,810	
Coquimbo	Estación (E)	3	0,158	0,950	0,424	Ver=Inv=Prim=Oto
	Profundidad (Z)	2	0,115	0,691	0,506	10 m = 15 m = 10-15m
	Z x T	6	0,180	1,081	0,387	

ESTADO DE HUMEDAD	FACTOR DE CONVERSION		TIEMPO DE SECADO
HUMEDO	1,13	Alga fresca, recién extraída del mar, la cual tiene menos de 24 horas de extracción.	24 h
SEMI-HUMEDO	1,75	Alga extraída con más de un día; se siente húmeda o seca al tacto, pero conserva flexibilidad, no se quiebra.	2 a 3 días
SEMI-SECO	2,70	Alga extraída con varios días; se siente seco al tacto, pero no se quiebra. En este estado el alga se puede enfriar.	4 a 9 días
SECO	3,58	Alga tenida con varios días; se siente seco al tacto y se quiebra al doblarla.	> 9 días
SECO (EN PLANTA)	4,00	plantas de proceso y de transformación y comercialización de productos procesados o elaborados por las mencionadas plantas.	



CONCLUSIONES

En ambas regiones, las plantas tendidas en verano demoran menos días en estabilizar el porcentaje de humedad (3 a 5 días), mientras que en invierno demoran más (7 o más días), lo cual estaría directamente relacionado con la estacionalidad del clima costero estacional y local

Durante el periodo de estudio, en todas las estaciones del año, tanto en Atacama como en Coquimbo, el proceso de secado en playa de plantas de huiro palo y huiro negro alcanzó un nivel de humedad equivalente al estado "semi seco" (Res. Ex. N°3602/02.08.17). Se sugiere hacer fiscalización de la humedad en las plantas de proceso, preferentemente en estado "seco".

Considerando lo anterior, se sugiere realizar un programa de monitoreo in situ de los rendimientos, pérdida de humedad y de los desembarques de algas pardas en Atacama y Coquimbo para complementar y/o validar mecanismos de fiscalización implementados por la administración pesquera (i.e., Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura).

La presentación en extenso puede ser revisada en los anexos digitales.



3.3. Relator: Miguel Espíndola

El Sr. Miguel Espíndola presentó los principales resultados alcanzados en relación con el siguiente objetivo específico del proyecto:

- **Objetivo 4.** Evaluación de la tasa de mortalidad natural en los varaderos naturales y determinación de la tasa de varamiento (biomasa varada/unidad de tiempo).

Los principales resultados presentados fueron resumidos en las siguientes láminas:



Impulsores del varado

Se ha **manifestado recurrentemente** que el **volumen de varado** (mortalidad natural) está relacionado con **variables oceanográficas** como las corrientes marinas, impacto del oleaje, altura de ola y eventos de marejada.

¿En qué medida?

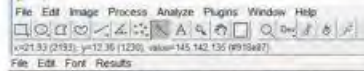
(Vásquez et al. 2004, 2006, 2012, Vega et al. 2005, y Gorman et al. 2013)

Quillota 1130, Viña del Mar. | Fono: 32 221 38 32 | www.ecosmar.cl | ecos@ecosmar.cl

Diseño de muestreo

9 Campañas de 4 días

- Día cero: Se retiran todas las algas del varadero (al atardecer)
- Día uno – tres: se miden tres variables (al alba):
 - Área de varado (m²);
 - Biomasa total (kg);
 - Composición de especies del varado (%).



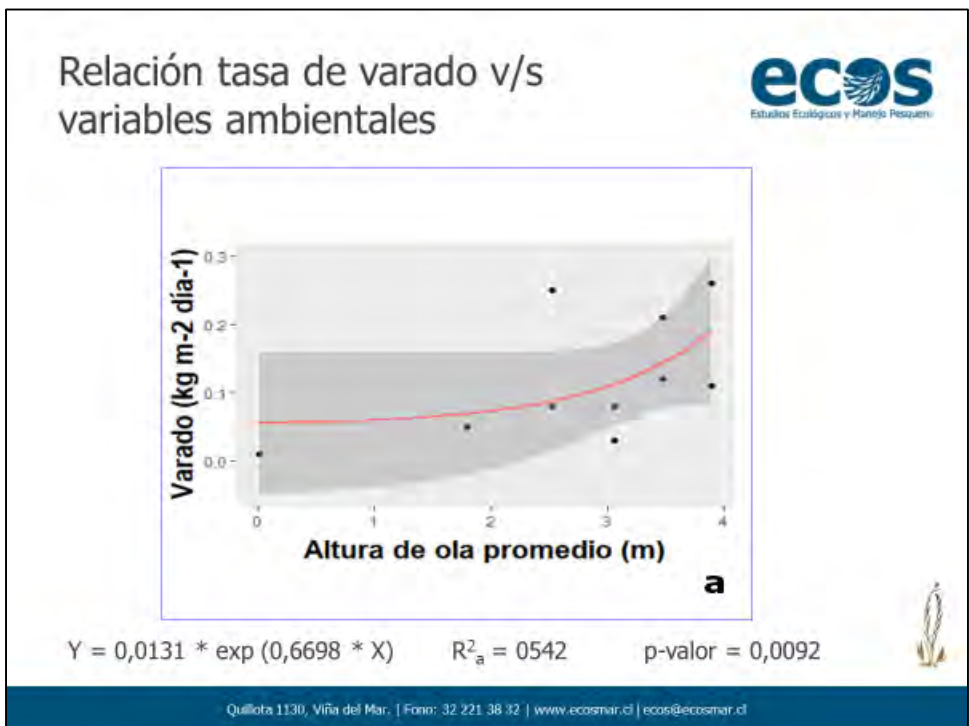
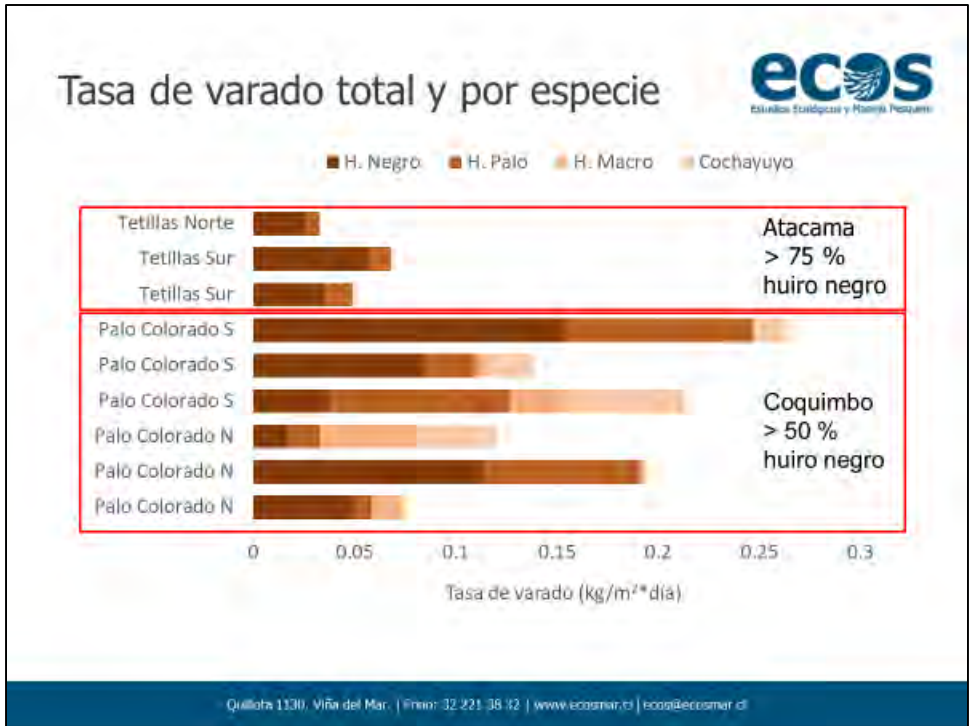
Quillota 1130, Viña del Mar. | Fono: 32 221 38 32 | www.ecosmar.cl | ecos@ecosmar.cl

Tasa de varado total y variables ambientales

Campañas	Varadero	Área varadero (m ²)	Área varado (m ²)	Varado promedio (kg)	Tasa de varado (kg m ⁻² día ⁻¹)	Promedio viento (kn)	Promedio altura de ola (m)
1	Palo Colorado N	519,8	13,3	39,03	0,08	14,9	2,53
2	Palo Colorado N	519,8	25,7	62,24	0,12	11,5	3,48
3	Palo Colorado N	519,8	6,8	55,06	0,11	24,9	3,89
4	Palo Colorado S	398,5	68,5	100,80	0,25	14,9	2,53
5	Palo Colorado S	398,5	36,7	84,97	0,21	11,5	3,48
6	Palo Colorado S	398,5	15	105,36	0,26	24,9	3,89
7	Tetillas Sur	581,5	2,4	28,65	0,05	10,3	1,79
8	Tetillas Sur	581,5	3,8	15,74	0,03	17,1	3,06
9	Tetillas Norte	472,3	8,3	39,57	0,08	17,1	3,06

Quillota 1130, Viña del Mar. | Fono: 32 221 38 32 | www.ecosmar.cl | ecos@ecosmar.cl





Conclusiones



- Enfoque metodológico permitió estimar una tasa de varado diaria, con el respectivo aporte de cada especie de alga parda.
- La altura promedio de ola es la variable con mayor capacidad predictiva de la tasa de varado a través de un ajuste exponencial (ajuste altamente significativo y R^2 : 0,542). (Foster & Schiel, 2010; Reed et al., 2011; Bell y colaboradores, 2015)
- El huiro negro es el alga de mayor importancia relativa en el varado, tanto en Coquimbo (>50 %) como en Atacama (>77%).

Quillota 1130, Viña del Mar. | Fono: 32 221 38 32 | www.ecosmar.cl | ecos@ecosmar.cl

Conclusiones



- Se encontraron valores atípicos en el modelo – variables no consideradas (e.g. características topográficas del varadero, **estado de la población de praderas de algas donantes**).

La presentación en extenso puede ser revisada en los anexos digitales.



4. Principales comentarios

- **Objetivo 1.** Determinar y analizar la distribución espacial de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock), y biomasa explotable (standing crop), de huiro negro, huiro palo y huiro flotador en toda el área de estudio.
- **Objetivo 2.** Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos huiro negro, huiro palo y huiro flotador en la zona de estudio.
- **Objetivo 5.** Desarrollar y validar un modelo indirecto de estimación de biomasa que permita realizar proyecciones en el corto y mediano plazo bajo distintas estrategias de explotación para las 3 especies.

- a) Nicole Maturana: Indica que tanto en la SUBPESCA, como en el trabajo que se ha hecho con el Comité Científico Técnico de Recursos Bentónicos y los respectivos Comités de Manejo, se ha centrado mayormente el análisis en los resultados de las evaluaciones directas, por sobre las indirectas debido a las muchas variables que tiene la pesquería que generan muchos ruidos en la estimación con este último enfoque metodológico. En especial, el enfoque se está dirigiendo a medir indicadores en el tiempo.
- b) Manuel Andrade: Manifiesta que a su parecer es importante combinar ambas visiones, y más allá de comparar las magnitudes, esto permite analizar tendencias. A partir de esto, podemos tener más seguridad en que las tendencias de Coquimbo, por ambos métodos coincide en que la situación está relativamente bien. De hecho, en este caso y para la cuarta región coinciden los resultados de ambas estimaciones, directa e indirecta. Lo cual está en consonancia con la estrategia de manejo que en la actualidad solo permite barretear 3 meses el recurso huiro negro.
- c) El Sr. Carlos Techeira, indica que la consideración respecto del porcentaje de las capturas que proviene del stock varado y natural se estimó a partir de una encuesta, es decir, es un valor estático, mientras que este valor, por el funcionamiento natural de la pesquería debiese ser dinámico.

En función de ello, el Sr. Gonzalo Olea manifiesta que efectivamente el porcentaje que se atribuye a varado y población natural, es efectivamente una simplificación y que a futuro debiese pensarse en una variación dinámica de esta variable para alimentar los modelos de evaluación indirecta.

El Sr. Gabriel Jerez, Consulta respecto del indicador de cobertura que a su juicio podría ser una referencia de la condición. Además, este indicador hace mucho sentido a los usuarios.



Respecto de esta consulta, el Sr. Gonzalo Olea indica que está totalmente de acuerdo y de hecho la estimación de biomasa es una función de la cobertura. De hecho, indica que esta información la contiene el informe final.

- d) Sra. Nancy Barahona: recomienda que para el desarrollo de estos estudios debiese considerarse una concordancia con lo que requieren los respectivos planes de manejo, para evitar la disociación entre los FIPAs y los requerimientos de manejo.

Respecto de esta recomendación, Nicole Maturana indica que durante el estudio se ha hecho partícipes a los respectivos planes de manejo y que en efecto los resultados se ocuparon en la gestión, en específico para la definición de cuotas y vedas extractivas. No obstante, se realizarán modificaciones a los futuros TTRs para que exista una mayor vinculación entre la investigación y la gestión.

- **Objetivo 3.** Proponer y validar procedimiento para determinar la tasa de deshidratación de los recursos huairo negro y huairo palo.

- a) Sr. Manuel Andrade: Indica que este estudio permite convalidar el hecho de lo dificultoso que es contar con instrumentos para medir la humedad *in situ*, pensando en la operación de los algueros. De modo que los resultados permiten perfectamente comprender los estratos en los cuales se comercializa el recurso, lo que posibilita estandarizar protocolos para obtener un valor más preciso de peso húmedo.

- b) Sr. Pablo Araya: Indica que en general los algueros comercializan el alga en estado semi-seco, pero en ocasiones las algas pueden permanecer en el tendadero mucho más tiempo. Lo cual es importante de considerar para el proceso de conversión a peso húmedo que es el que se utiliza para las estadísticas, agrega que el valor más estable en términos de deshidratación es el valor que se alcanza en planta, que es de alrededor del 20% del valor de peso húmedo.

Frente a esto, el exponente Sr Alonso Vega indica que está efectivamente, el proyecto abarca el proceso de secado en playa únicamente, pero que visualiza el mismo problema y para ello se plantea como recomendación realizar el monitoreo en su estado más seco (en planta), asociado a un sistema de trazabilidad.

- c) Sr. Carlos Techeira: Manifiesta que el Servicio quiere llevar el control a las plantas, y que además por lo que se ha indicado en el taller, el valor más estable es el que se puede tomar en planta, pero se perdería el control en playa.

El Sr. Alonso Vega, indica que la fiscalización en planta proporcionará una mejor estimación de los registros de captura. Pero respecto de la trazabilidad del esfuerzo se perdería.



- **Objetivo 4.** Evaluación de la tasa de mortalidad natural en los varaderos naturales y determinación de la tasa de varamiento (biomasa varada/unidad de tiempo).
- a) Sr. Carlos Techeira: Consulta si se realizó algún proceso de validación, por ejemplo, extrapolando los resultados en un lapso de tiempo a fin de comparar con lo que es declarado al Sernapesca como alga recolectada.
- Respecto de la consulta, el Sr Miguel Espindola indica que se analizó la posibilidad, pero se decidió no realizarlo, debido a que se considera que faltan algunos elementos como la observación de la tasa de varado en condiciones climáticas extremas, lo cual no pudo ser observado, por ello se considera que no es recomendable aún realizar generalizaciones a partir de este modelo, si no que proporcionar un enfoque metodológico para estudiar la tasa de varado como un proxy de la mortalidad natural.



Anexo 8: Estaciones fijas georeferenciadas para las especies huairo negro y huairo palo

- Estaciones utilizadas para el monitoreo de **huairo negro** (tabla 1 de 3)
- Coordenadas UTM USO 19. Datum WGS84

Estación	Este	Norte	Estación	Este	Norte
0	333650	7107717	41	306654	6983064
1	332818	7104507	42	308186	6980116
2	332870	7100693	43	308763	6976171
3	334939	7097189	44	305570	6971223
4	334751	7093438	45	308118	6968310
5	334911	7089279	46	309585	6964496
6	337195	7086528	47	312745	6959616
7	333244	7080027	48	313760	6955866
8	330672	7078636	49	312724	6953972
9	331408	7074514	50	312143	6949285
10	331463	7070715	51	312590	6943918
11	330209	7066914	52	310354	6940990
12	330660	7063403	53	307652	6938085
13	332343	7060041	54	299077	6938608
14	330616	7059326	55	301258	6936811
15	329846	7054232	56	304472	6937600
16	328852	7048566	57	298658	6931904
17	326214	7046015	58	297613	6928867
18	327367	7040553	59	295725	6925826
19	326583	7038665	60	294623	6920063
20	323222	7037267	61	292054	6917007
21	321692	7033300	62	292743	6913376
22	320480	7029437	63	291544	6911145
23	318489	7026010	64	289136	6903928
24	319946	7023181	65	289083	6900057
25	320876	7017146	66	289107	6896847
26	322392	7013488	67	289288	6892174
27	321185	7009817	68	286526	6889636
28	319986	7007123	69	287156	6886957
29	318354	7005472	70	287665	6883123
30	316765	7005623	71	288534	6875091
31	315086	7002635	72	286826	6871438
32	317305	7003295	73	285575	6867789
33	314970	7000768	74	287320	6864159
34	308543	6999983	75	287339	6860258
35	314812	6997726	76	285576	6856818
36	311340	6996845	77	284461	6853776
37	306301	6996715	78	282937	6849652
38	304505	6993328	79	279055	6848031
39	305842	6989518	80	278770	6845916
40	306467	6986251	81	279299	6844026

- Estaciones utilizadas para el monitoreo de **huir negro** (tabla 2 de 3)
- Coordenadas UTM USO 19. Datum WGS84

Estación	Este	Norte	Estación	Este	Norte
82	278146	6840053	123	268050	6677014
83	274933	6837724	124	269658	6675669
84	274812	6835020	125	271172	6670423
85	276893	6831435	126	271137	6666691
86	275690	6825647	127	271339	6663707
87	272085	6820685	128	270781	6660779
88	269054	6818161	129	269180	6658245
89	268149	6814225	130	266444	6657091
90	266269	6810862	131	264522	6659086
91	262730	6809806	132	261409	6655615
92	260245	6806558	133	261366	6653363
93	257046	6804976	134	260605	6650839
94	255468	6801314	135	259037	6650150
95	255149	6797559	136	248189	6649129
96	255588	6793695	137	247262	6651885
97	254007	6791263	138	246026	6649519
98	257201	6790004	140	243171	6639790
99	256660	6786235	141	242406	6638598
100	258581	6782766	142	242387	6636141
101	256725	6781031	143	241912	6633780
102	259151	6779938	144	242079	6631781
103	259797	6776894	145	241633	6629543
104	258080	6769744	146	241525	6627233
105	260349	6764272	147	241739	6622508
106	262950	6761157	148	240200	6614437
107	274322	6744959	149	239505	6611557
108	274730	6743411	150	240192	6608887
109	274118	6733502	151	239760	6606587
110	274395	6730283	152	240431	6604481
111	274531	6728035	153	241383	6601867
112	273644	6705507	154	240614	6599462
113	275374	6703809	155	240912	6593695
114	275932	6701043	156	240922	6590905
115	276949	6683881	157	241565	6588198
116	274690	6684273	158	242175	6585324
117	273613	6685990	159	243526	6577738
118	271862	6684339	160	245537	6573095
119	273135	6682494	161	246397	6553391
120	271786	6680696	162	248209	6542587
121	270456	6681806	163	248900	6540015
122	267135	6679015	164	249961	6533086

- Estaciones utilizadas para el monitoreo de **huir negro** (tabla 3 de 3)
- Coordenadas UTM USO 19. Datum WGS84

Estación	Este	Norte
165	251150	6531024
166	250833	6528131
167	250819	6525342
168	254392	6515192
169	255273	6513297
170	255947	6507983
171	256056	6505125
172	255361	6502344
173	255783	6499904
174	257154	6497555
175	258693	6490954
176	258899	6488366
177	262465	6482964
178	261608	6478427
179	261318	6473429
180	262677	6471879
181	263200	6469474
182	263200	6466997
183	261629	6448775
184	261552	6444207
185	262718	6442398

- Estaciones utilizadas para el monitoreo de **huiro palo** (tabla 1 de 1)
- Coordenadas UTM USO 19. Datum WGS84

Estación	Este	Norte	Estación	Este	Norte
1	329735	7078889	31	257134	6780934
2	330336	7064000	32	256697	6781126
3	330560	7063944	33	246930	6651974
4	330633	7078901	34	246671	6652103
5	319984	7021049	35	245284	6648725
6	319945	7021000	36	245143	6648827
7	321226	7015473	37	239967	6606951
8	321084	7015430	38	239812	6606958
9	311806	6943344	39	240283	6603609
10	311272	6943627	40	240661	6603702
11	300072	6938671	41	241010	6594569
12	300131	6938770	42	241193	6594568
13	296057	6926795	43	241438	6589499
14	295772	6926786	44	241514	6589481
15	292171	6912487	45	242596	6583638
16	291885	6912562	46	242776	6583764
17	287028	6885564	47	253567	6516715
18	286754	6885440	48	253634	6516744
19	288637	6875439	49	254923	6513366
20	287852	6875425	50	255175	6513432
21	286219	6867968	51	255501	6505511
22	285432	6868065	52	255818	6505324
23	269416	6818141			
24	269315	6818431			
25	267529	6812381			
26	267327	6812474			
27	255670	6802380			
28	255600	6802405			
29	254484	6791564			
30	254394	6791640			