INFORME FINAL FIP N° 2014-17
"Evaluación directa de macroalgas/impacto de la extracción sobre la comunidad bentónica, III Región"

ecos
Estudios Ecológicos y Manejo Pesquero

INFORME FINAL

PROYECTO

FIP Nº 2014-17 "Evaluación directa de macroalgas/impacto de la extracción sobre la comunidad bentónica, III Región"

REQUIRENTE

Fondo de Investigación Pesquera
Presidente Consejo de Investigación Pesquera:
Raúl Súnico Galdames

UNIDAD EJECUTORA

ECOS Consultores Ltda.

JEFE PROYECTO

Felipe Thomas Álvarez
ECOS Consultores Ltda.
Errázuriz 1178, Of 101, Valparaíso, Chile
Tel.: 56-32-2213832
E-mail: fthomas@ecosmar.cl

•Valparaíso, Abril de 2016•

LISTA DE AUTORES

Felipe Thomas
Jefe de proyecto

Gonzalo Olea
Miguel Espíndola
Evaluación directa

David Gutiérrez
Alonso Vega
Crecimiento, reclutamiento y mortalidad natural de *L. berteroana*

Victor Gudiño
Comunidad Asociada a *Lessonia berteroana*

Eduardo Pérez
Evaluación Indirecta y caracterización del estado de explotación de *Lessonia berteroana*

Gabriel Rojas
Sistemas de Información Geográfica

RESUMEN EJECUTIVO

El presente documento da cuenta de los resultados que se han obtenido a la fecha del proyecto FIP 2014-17 "Evaluación directa de macroalgas/impacto de la extracción sobre la comunidad bentónica, III Región".

Para dar cumplimiento al objetivo 1, se levantó información en siete campañas de terreno, realizadas entre los meses de Septiembre y Diciembre de 2014. Se recolectaron datos de distintos atributos de las praderas de *Lessonia berteroana y Macrocystis pyrifera* como: densidad, estructura de tallas, relaciones biométricas y distribuciones de las praderas a lo largo de la región de Atacama. Con esta información, se procedió a estimar la biomasa total y cosechable regional para cada especie. En el caso del recurso *L. berteroana*, se efectuaron también estimaciones provinciales (Chañaral, Copiapó, Huasco) para entregar resultados que permitan abordar la toma de decisiones a nivel local.

La estimación de la abundancia total y cosechable, se abordó utilizando distintos métodos que abarcan modelos estadísticos relacionados a medidas de tendencia central, geoestadísticos y probabilísticos, considerando que cada método tiene asociada una mayor o menor certidumbre dependiendo del cumplimiento de ciertos supuestos y que si bien pueden existir análisis más robustos que otros en base a la naturaleza de la data, por lo general los ajustes de ésta a cualquier modelo son parciales. Así, un análisis de distintos estimados, teniendo presente las fortalezas y debilidades de cada uno, puede proporcionar un mayor entendimiento de los resultados a partir de la consistencia que existe entre ellos y la distribución de los datos, lo cual además puede facilitar los análisis comparativos con estudios previos y futuros.

Las estimaciones realizadas mediante los distintos métodos, tanto en términos de abundancia como de biomasa, muestran cierta consistencia en ambas especies analizadas, observándose órdenes de magnitud similares entre los distintos estimados. En cuanto a la abundancia total de *L. berteroana*, las estimaciones varían de 15,4 a 28,1 millones de plantas con una fracción cosechable que fluctúa entre 1,7 y 3,2 millones de plantas. Respecto de la biomasa total se estimaron valores que van desde 41.481 a 79.322 ton y biomasas apta para ser cosechadas que varían de 20.116 a 55.141 ton.

En términos generales los modelos probabilísticos tendieron a entregar los valores más conservadores de abundancia total y cosechable, mientras que el valor promedio de la distribución Log-n proporcionó la estimación más alta de abundancia total y cosechable. Al efectuar las estimaciones de biomasa, la media Log-n sigue proporcionando el mayor estimado de biomasa total, no obstante, es el modelo probabilístico basado en una distribución Gamma, el

que entrega el mayor estimado de biomasa cosechable, debido a una mayor representación de la fracción cosechable en peso.

Para el recurso *Macrocystis sp*, se obtuvo estimados de abundancia total entre 6,9 y 15,7 millones de plantas, con fracciones cosechables que varían en torno a los 5,1 y 11,8 millones de plantas. Por otro lado, la biomasa total fluctuó entre 2.451 y 5.579 ton, mientras que la fracción cosechable varió entre 2.256 y 5.175 ton.

Respecto de los estimadores utilizados, se puede advertir que los cálculos realizados a partir de la moda entregan los valores más bajos, tanto de abundancias como biomasa total y cosechable, mientras que la estimación geoestadística proporcionó los valores más elevados.

La estimación de la distribución espacial de las praderas ha sido señalada como uno de los puntos críticos en el proceso de estimación de biomasas regionales y la causa principal de la alta variación entre el valor de las estimaciones efectuadas por distintos autores. Considerando esto, se desarrolló una metodología simple que permitió obtener una gran cantidad de información respecto de la amplitud de las praderas a lo largo de la costa de la región. Esta metodología, consistente en la utilización de un telémetro láser para la medición de los cinturones de macroalgas, consideró la interpolación de los datos de anchos de cinturón mediante un método geoestadístico, lo que se utilizó para predecir el ancho de cinturón y construir una zona buffer acotada al arrecife costero rocoso, definido previamente por trabajos realizados por el Servicio Hidrográfico y Oceanógráfico de la Armada (SHOA).

Los resultados a partir de la metodología descrita arrojan áreas de distribución regionales de 772 ha para la especie *L. berteroana* y 138 ha para *Macrocystis sp*.

Para dar cumplimiento al objetivo 2 se analizaron las declaraciones de desembarque, e información oficial que dieron cuenta de la existencia de superrecolectores y una gran fracción de alga extraída ilegalmente. Desde enero de 2013, el número de personas que recolectan el recurso de manera ilegal, pero que blanquean sus desembarques usando a un usuario con RPA vigente, ha aumentado hasta estabilizarse en alrededor de 250 personas. Este número excluye a usuarios sin RPA sobre los cuales el Sernapesca no tiene control ni registro.

Respecto a la información del Sernapesca, existen diferencias entre el registro regional del servicio y lo que aparece oficialmente en el anuario estadístico de pesca.

Con respecto al objetivo 3, se evaluó el efecto de la cosecha sobre el reclutamiento, crecimiento y mortalidad en praderas de *L. berteroana*, mediante el establecimiento de plataformas experimentales acondicionadas en base a 3 tratamientos: "Con plan de manejo", "Sin plan de manejo" y un grupo Control. Los monitoreos fueron realizados entre noviembre de 2014 y septiembre de 2015.

El reclutamiento mostró un patrón de variación temporal similar en todos los tratamientos, con picks de abundancia en verano, mientras que los menores valores estuvieron asociados al periodo invernal. Por otro lado, los tratamientos Con y Sin plan de manejo presentaron mayores abundancias de reclutas, en relación al tratamiento Control. La estructura espacial del reclutamiento fue principalmente "agregada" y mejor representada en los tratamientos Con y Sin plan de manejo.

Los tratamientos Con plan de manejo presentaron un restablecimiento de la estructura de talla inicial, previo al acondicionamiento de las plataformas, a excepción de la Provincia de Chañaral, en donde a pesar de presentar clases de talla similares entre t0 y t6, no se recuperó en términos de abundancia de la fracción adulta. Con respecto a los tratamientos Sin plan de manejo, sólo fue posible observar un ejemplar cosechable (diámetro de disco > 20cm) en la Provincia de Copiapó, sin embargo, no se logró restablecer el estado inicial, situación similar a la Provincia de Huasco. Por otro lado, en la Provincia de Chañaral no se fue posible observar reclutamiento durante el periodo de estudio.

La mortalidad de plantas fue diferencial de acuerdo al tamaño de la planta, siendo todos los reclutas desprendidos producto de mortalidad natural. Por el contrario, entre el 66 y 74% de las plantas marcadas juveniles y adultas fueron cosechadas al final del período de seguimiento, mientras que en la Provincia de Chañaral, la mortalidad por pesca de plantas adultas alcanzó el 95%.

Experimentos a largo plazo son necesarios para demostrar el efecto que presentaría la cosecha sobre la tasa de crecimiento y potencial reproductivo de *L. berteroana*.

Para dar cumplimiento al objetivo 4 se analizaron 914 plantas que fueron recolectadas a lo largo de 7 campañas de terrenos bimensuales entre diciembre de 2014 y septiembre de 2015, en las localidades Aguas dulces (Chañaral de Aceituno), Los Toyos y Totoral. La comunidad bentónica interdisco estuvo representada por 27 taxa de invertebrados (15 Mollusca, 5 Echinodermata, 4 Crustacea, 2 Anthozoa y 1 Chordata). La fauna asociada a este ambiente, estuvo compuesta principalmente por *Tegula Atra* (22,5 %), *Enoplochiton niger* (16,4 %), *Fissurella costata* (9,9 %) y *Tetrapygus niger* (7,9%) que en conjunto representaron el 56,7 % del total de especies registradas. *T. atra* se presentó de manera uniforme en las tres localidades a lo largo de todo el periodo evaluado, por su parte *E. niger y F. costata* fueron más abundantes en los sectores Caleta Totoral y Los Toyos respectivamente.

En relación a las algas presentes es posible señalar que en todas las zonas de estudio las algas presentes correspondieron principalmente a *Corallina officinalis, Codium sp., Ulva sp., Porphira sp., Gelidium* y *Halopteris sp*. y algas crustosas, que variaron en cobertura en relación al tratamiento y localidad.

Por su parte la comunidad intradisco fue evaluada mediante el análisis taxonómico de 14.872 individuos correspondiente a 101 especies o unidades taxonómicas identificables y pertenecientes a 9 taxa superiores.

Las composición de especies de mayor importancia asociadas a los discos de Lessonia berteroana, estuvo representada principalmente en orden decreciente por *Perinereis falklandica* (Polychaeta), *Phymactis papillosa* (Cnidaria), *Syllidae* sp. (Polychaeta), *Pachicheles grossimanus* (Malacostraca), *Amphoroidea typa* (Malacostraca) y *Braquidontes granulatus* (Malacostraca), que en conjunto representaron más del 62 % del total de especies registradas. En general se observa que para el tratamiento Sin Manejo y Con Manejo dominan en porcentaje los Poliquetos y en la medida que aumenta el tamaño del disco se incorporan en gran porcentaje los crustáceos, sin generar un desplazamiento de especies al interior del disco.

El número mínimo de plantas para monitorear la diversidad de un sector según lo arrojado por la curva de Clench, es 90 discos mayores a 20 cm de diámetro.

Los resultados de los modelos de biomasa dinámica construidos para *L. berteroana* y *M. piryfera* indican que ambos recursos están sobrexplotados, con bajos porcentajes de biomasa respecto de la capacidad de carga del sistema. Para recursos poco conocidos se ha sugerido en la literatura que la biomasa no debiera ser inferior a 20 - 25% de la biomasa virgen. Sin embargo, estas recomendaciones generalmente han sido aplicadas a peces e invertebrados. Para algas estos criterios no han sido definidos. Ambos recursos presentan altas tasas de crecimiento intrínseco poblacional y se podría esperar velocidades rápidas de recuperación, pero las medidas de recuperación deben ser implementadas de manera urgente.

Executive summary

This research presents the results obtained in the Project FIP 2014-17 "Stock evaluation of giant kelps/impacts of the extraction on the benthic community, III region".

In order to attend objective 1, information was raised in seven field campaigns, between September and December 2014. Several data attributes from kelp forest of *Lessonia berteroana* and *Macrocystis pyrifera* were collected, such as: density, size structure, biometric relationship and kelp forest distribution in the Atacama region. This information was useful to calculate the total and regional harvestable biomass for each species. As for *L. berteroana*, provincial (Chañaral, Copiapó, Huasco) estimations were calculated in order to address the local decision making process.

The estimation of total and harvestable abundance was addressed using different methods which covers statistical models related to measures of central tendency, geostatistics and probabilistic, bearing in mind that each method has associated more or less certainty depending on the fulfillment of certain assumptions. Even though, there can be better analysis than others related on the nature of the data, generally adjustments of these different models are partial. The analysis of different estimation methods, taking into account strength and weakness of each one, can offer a major understanding of the results considering the consistency between them, as well as the data distribution, which can enable comparative analysis of previous and future studies.

Estimations by different methods, of abundance and biomass, demonstrate certain consistency on both analysed species, showing similar orders of magnitude. In terms of total abundance of *L. berteroana*, estimations vary from 15,4 to 28,1 million plants with a harvestable fraction of 1,7 to 3,2 million plants. Examination of standing stock provided an estimated data that varies between 41.481 to 79.322 tonnes, and an estimated standing crop that varies from 20.116 to 55.141 tonnes.

Generally, probabilistic models tended to illustrate conservative results of total and harvestable abundance, while the log-n distribution average provided the highest estimation of total and harvestable abundance. As for the biomass estimates, the mean log-n still displays the mayor standing stock estimation. Nevertheless, the probabilistic model based on Gamma distribution shows the higher estimation of standing crop due to a higher representation of the harvest value of weight.

For *Macrocystis sp*, there was an estimation of total abundance of 6,9 and 15,7 million plants, with harvestable estimations fraction that varies from 5,1 and 11,8 millions of plants. Furthermore, the standing stock fluctuated from 2.451 and 5.579 tonnes, while the standing crop varied from 2.256 to 5.175 tonnes.

Regarding the estimates utilised, the results related to the mode had the lowest values of standing stock, standing crop and abundance, meanwhile the geostatistics estimation illustrated the higher values.

Kelp forest spacial distribution estimations have been identified as a critical point of the regional biomass estimation process and the major cause of high variation between the estimation value of different authors. Taking this into account, a simple methodology was developed to obtain information related to the extended Kelp forest of the region's coast. This methodology, uses a Laser to measure the kelp belts. The data of belt width was used for interpolation using a geostatistic method, which was used to predict the width of the belt in order to build a buffer zone related to the coastal rocky reef, established previously by the Navy Hidrografic and Oceanografic Service (SHOA).

The results from the methodology illustrate regional distribution areas of 772 hectares for *L. berteroana* and 138 hectares for *Macrocystis sp*.

In order to fulfill the requirements of objective 2, the landing declaration was analysed. It revealed the existence of "supercollectors[1]" as well as a high fraction of direct illegal algae extraction. Since January 2013, the number of people that collected algae illegally, but that used to launder the landing using active collectors, has increased to around 250 people. This number does not consider people that are not registered, people which Sernapesca (National Fishery and aquaculture Service) cannot control.

With regard to Sernapesca information, there are differences between the regional register of the service and what appears officially on the fishery statistical year-book.

Regarding Objective 3, impact of harvest on recruitment, growth and mortality on *L. berteroana* kelp forests was evaluated through setting experimental platforms on three scenarios: "with management plan", "without management plan" and a "control group". The monitoring was conducted between November 2014 and September 2015.

The recruitment showed a similar pattern of temporal variation on every treatment, it showed picks of abundance during the summer, while lowest values were observed during winter. Meanwhile, treatments with and without management plan, presented higher abundances of recruits compared to the control treatment. The recruitment spacial structure was mainly clustered and best represented on the treatments "with" and "without" management plan.

The treatment "with management plan" presented a reestablishment of initial structural size, before the platforms preparations, with the only exception of the province of Chañaral, where despite presenting similar size class between t0 and t6, it didn't recover in terms of adult cohort abundance. On the treatment "without management plan", only one harvestable individual was observed (disc diameter > 20 cm) in Copiapo province, nevertheless, the initial state could not be recovered. A similar situation happened in Huasco

[1] Collectors who declare for several fisherman as their own landing

province. Finally, in Chañaral province, it was not possible to observe recruitment during the study.

The plant mortality depended on the plant size. All the recruits were detached due to natural mortality, and on the other hand, between 66 and 74% of the tagged plants of juveniles and adults were harvested at the end of the monitoring period. In Chañaral Province, fishing mortality of adult plants reached 95%.

Long term experiments are needed to demonstrate the effect of harvesting on the growth rate and reproductive potential of *L. berteroana*.

In order to respond to Objective 4, 914 plants were collected and analysed during 7 bimonthly campaigns between December 2014 and September 2015, in "Aguas dulces" (Chañaral de Aceituno), Los Toyos and Totoral. The inner disc benthic community was represented by 27 invertebrates taxa (15 Mollusca, 5 Echinodermata, 4 Crustacea, 2 Anthozoa and 1 Chordata). The fauna associated to this environment, was composed mainly by *Tegula atra* (22,5 %), *Enoplochiton niger* (16,4 %), *Fissurella costata* (9,9 %) and *Tetrapygus niger* (7,9%). These species represented 56,7 % of the total species. *T. atra* was present uniformly in three localities through all the evaluated period, *E. niger* y *F. costata* were mostly abundant in Caleta Totoral and Los Toyos respectively.

In every study area, the following algae were present: *Corallina officinalis, Codium* sp*., Ulva* sp*., Porphira* sp*., Gelidium* sp*., Halopteris* sp. and calcareous algae that varied in coverage in relation to each treatment and locality.

The inner disc community was evaluated through taxonomic analysis of 14.872 individuals belonging to 101 species or identified taxonomic units from 9 superior taxa.

Species of higher importance related to the discs of Lessonia berteroana, were mainly represented, in decreasing order, by: *Perinereis falklandica* (Polychaeta), *Phymactis papillosa* (Cnidaria), *Syllidae* sp. (Polychaeta), *Pachicheles grossimanus* (Malacostraca), *Amphoroidea typa* (Malacostraca) and *Braquidontes granulatus* (Malacostraca). These species represent more than 62% of total registered species. Generally, for the treatment "without" and "with" management, the polychaetes are dominant. When the disc becomes bigger, more crustacean are represented, without the displacement of other species within the disc.

The Clench curve showed that 90 discs (disc diameter > 20 cm) should be the minimum number of plants required to monitor the diversity of the sector.

The results of biomass dynamics models built for *L. berteroana* and *M. piryfera* indicate that both species are overexploited, with low levels of biomass with regard to the carrying capacity of the system. As for the less known species, the literature suggests that biomass should not be less than 20-25% of virgin biomass. Nevertheless, these recommendations have generally been applied to fish and invertebrates. These criteria have not been

defined for algae. Both, *L. berteroana* and *M. piryfera*, have high rates of population growth and it could be expected to have high rates of recovery, but recovery actions should be applied urgently.

Índice general

1. ANTECEDENTES 1

2. INTRODUCCIÓN 3

3. OBJETIVOS 5

3.1. OBJETIVO GENERAL 5

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS 5

3.2.1. Determinar y analizar la distribución espacial de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock) y biomasa cosechable (standing crop) de huiro negro y huiro flotador por tipo de especie, en toda el área de estudio. 5

3.2.2. Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos Huiro negro y Huiro flotador en la zona estudio. 5

3.2.3. Estimar la tasa de crecimiento, reclutamiento y mortalidad natural de huiro negro en una escala espacial y temporal en toda área de estudio. 5

3.2.4. Establecer un protocolo de muestreo que permita evaluar el efecto de la actividad extractiva del recurso huiro sobre las comunidades asociadas en la zona de estudio. 5

3.2.5. Considerando los antecedentes de la pesquería y los resultados del proyecto, proponer e implementar un método de evaluación indirecta para cada especie de algas, que permita realizar proyecciones sobre los niveles de biomasa disponible y cosechable. 5

4. METODOLOGÍA 6

4.1. OBJETIVO ESPECÍFICO 3.2.1 6

DETERMINAR Y ANALIZAR LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS NIVELES DE ABUNDANCIA, BIOMASA TOTAL (STANDING STOCK) Y BIOMASA COSECHABLE (STANDING CROP) DE HUIRO NEGRO Y HUIRO FLOTADOR POR TIPO DE ESPECIE, EN TODA EL ÁREA DE ESTUDIO. 6

4.2. OBJETIVO ESPECÍFICO 3.2.2 25

RECOPILAR Y ANALIZAR LA INFORMACIÓN DISPONIBLE QUE PERMITA CARACTERIZAR Y EVALUAR EL ESTADO DE EXPLOTACIÓN ACTUAL DE LOS RECURSOS HUIRO NEGRO Y HUIRO FLOTADOR EN LA ZONA ESTUDIO. 25

4.3. OBJETIVO ESPECÍFICO 3.2.3 28

ESTIMAR LA TASA DE CRECIMIENTO, RECLUTAMIENTO Y MORTALIDAD NATURAL DE HUIRO NEGRO EN UNA ESCALA ESPACIAL Y TEMPORAL EN TODA ÁREA DE ESTUDIO. 28

4.3.1. Área de estudio 28

4.3.2. Diseño Experimental 29

4.3.3. Monitoreo experimento 31
4.4. OBJETIVO ESPECÍFICO 3.2.4 35
ESTABLECER UN PROTOCOLO DE MUESTREO QUE PERMITA EVALUAR EL EFECTO DE LA ACTIVIDAD EXTRACTIVA DEL RECURSO HUIRO SOBRE LAS COMUNIDADES ASOCIADAS EN LA ZONA DE ESTUDIO 35
4.4.1. Área de Estudio 35
4.4.2. Diseño Experimental 35
4.4.3. Evaluación inter-disco 36
4.4.4. Evaluación intra-disco 36
4.4.5. Análisis de Datos 37
4.4.6. Análisis Gráfico 38
4.4.7. Sucesión Ecológica inter-disco 39
4.5. OBJETIVO ESPECÍFICO 3.2.5 41
CONSIDERANDO LOS ANTECEDENTES DE LA PESQUERÍA Y LOS RESULTADOS DEL PROYECTO, PROPONER E IMPLEMENTAR UN MÉTODO DE EVALUACIÓN INDIRECTA PARA CADA ESPECIE DE ALGAS, QUE PERMITA REALIZAR 41
4.5.1. Definición del modelo empleado 41

5. RESULTADOS 44

5.1. OBJETIVO ESPECÍFICO 3.2.1 44
DETERMINAR Y ANALIZAR LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS NIVELES DE ABUNDANCIA, BIOMASA TOTAL (STANDING STOCK) Y BIOMASA COSECHABLE (STANDING CROP) DE HUIRO NEGRO Y HUIRO FLOTADOR POR TIPO DE ESPECIE, EN TODA EL ÁREA DE ESTUDIO. 44
5.1.1. Recopilación de información empírica 44
5.1.2. Distribución espacial y evaluación de *Lessonia berteroana* 45
5.1.3. Distribución espacial y evaluación de *Macrocystis* spp 54
5.1.4. Teledetección de praderas de algas mediante el uso de imágenes satelitales 58
5.1.5. Prospección de huiro negro en ambiente submareal 63
5.2. OBJETIVO 3.2.2 65
RECOPILAR Y ANALIZAR LA INFORMACIÓN DISPONIBLE QUE PERMITA CARACTERIZAR Y EVALUAR EL ESTADO DE EXPLOTACIÓN ACTUAL DE LOS RECURSOS HUIRO NEGRO Y HUIRO FLOTADOR EN LA ZONA ESTUDIO. 65
5.3. OBJETIVO ESPECÍFICO 3.1.3 86
ESTIMAR LA TASA DE CRECIMIENTO, RECLUTAMIENTO Y MORTALIDAD NATURAL DE HUIRO NEGRO EN UNA ESCALA ESPACIAL Y TEMPORAL EN TODA ÁREA DE ESTUDIO. 86
5.4. OBJETIVO ESPECÍFICO 3.2.4 117
ESTABLECER UN PROTOCOLO DE MUESTREO QUE PERMITA EVALUAR EL EFECTO DE LA ACTIVIDAD EXTRACTIVA DEL RECURSO HUIRO SOBRE LAS COMUNIDADES ASOCIADAS EN LA ZONA DE ESTUDIO 117
5.5. OBJETIVO ESPECÍFICO 3.2.5 158

CONSIDERANDO LOS ANTECEDENTES DE LA PESQUERÍA Y LOS RESULTADOS DEL PROYECTO, PROPONER E IMPLEMENTAR UN MÉTODO DE EVALUACIÓN INDIRECTA PARA CADA ESPECIE DE ALGAS, QUE PERMITA REALIZAR 158
5.5.1. MODELO DE REMOCIÓN PARA EL RECURSO HUIRO NEGRO 158
5.5.2. MODELO DE REMOCIÓN PARA EL RECURSO HUIRO FLOTADOR... 160

6. DISCUSIÓN 165

6.1 OBJETIVO ESPECÍFICO 3.2.1 165
DETERMINAR Y ANALIZAR LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS NIVELES DE ABUNDANCIA, BIOMASA TOTAL (STANDING STOCK) Y BIOMASA COSECHABLE (STANDING CROP) DE HUIRO NEGRO Y HUIRO FLOTADOR POR TIPO DE ESPECIE, EN TODA EL ÁREA DE ESTUDIO. 165
6.2 OBJETIVO 3.2.2 171
RECOPILAR Y ANALIZAR LA INFORMACIÓN DISPONIBLE QUE PERMITA CARACTERIZAR Y EVALUAR EL ESTADO DE EXPLOTACIÓN ACTUAL DE LOS RECURSOS HUIRO NEGRO Y HUIRO FLOTADOR EN LA ZONA ESTUDIO. 171
6.3 OBJETIVO ESPECÍFICO 3.2.3..... 173
ESTIMAR LA TASA DE CRECIMIENTO, RECLUTAMIENTO Y MORTALIDAD NATURAL DE HUIRO NEGRO EN UNA ESCALA ESPACIAL Y TEMPORAL EN TODA ÁREA DE ESTUDIO. 173
6.3.1 RECLUTAMIENTO..... 173
6.3.2 CRECIMIENTO 174
6.3.3 MORTALIDAD 178
6.3.4 COALESCENCIA 178
6.4 OBJETIVO ESPECÍFICO 3.2.4..... 180
ESTABLECER UN PROTOCOLO DE MUESTREO QUE PERMITA EVALUAR EL EFECTO DE LA ACTIVIDAD EXTRACTIVA DEL RECURSO HUIRO SOBRE LAS COMUNIDADES ASOCIADAS EN LA ZONA DE ESTUDIO..... 180
6.5 OBJETIVO ESPECÍFICO 3.2.5..... 183
CONSIDERANDO LOS ANTECEDENTES DE LA PESQUERÍA Y LOS RESULTADOS DEL PROYECTO, PROPONER E IMPLEMENTAR UN MÉTODO DE EVALUACIÓN INDIRECTA PARA CADA ESPECIE DE ALGAS, QUE PERMITA REALIZAR 183

7. CONCLUSIONES.....186

8. PRESENTACION DE RESULTADOS.....190

9. REFERENCIAS.....193

10. ANEXOS 207

ANEXO A.....207

ANEXO B.....211

ANEXO C.....213

ANEXO D 224

ANEXO E **235**

ANEXO F **240**

ANEXO G **242**

ANEXO H **245**

ANEXO I **253**

Índice de tablas

Tabla 1. Fuentes para la construcción de cartografía de usos..... 7
Tabla 2. Estaciones de muestreo (EM) para la evaluación directa de *L.berteroana* en la Región de Atacama..... 8
Tabla 3. Fechas de evaluaciones de experimentos de reclutamiento, crecimiento y mortalidad de *L.berteroana* en la Región de Atacama..... 31
Tabla 4. Recopilación de información empírica sobre los recursos *L. berteroana* y *Macrocystis spp.* Región de Atacama. 44
Tabla 5. Estructura poblacional en función del diámetro del disco de adhesión de *L.berteroana*. Región de Atacama. 45
Tabla 6. Parámetros de la regresión potencial que considera el diámetro del disco basal para predecir el peso de la planta del alga *L.berteroana*. Región de Atacama..... 48
Tabla 7. Superficie habitada por huiro negro (m^2). 48
Tabla 8. Abundancia y biomasa total y cosechable y regional, estimada a partir de distintos métodos. 50
Tabla 9. Desviación estándar y error de estimación para cada provincia..... 52
Tabla 10. Densidad promedio de todas las transectas por provincia, densidad promedio de las estaciones y sus desviaciones estándar 53
Tabla 11. Abundancia y biomasa total y cosechable y regional, estimada a partir de distintos métodos. 57
Tabla 12. Áreas de entrenamiento, categorías y superficie 58
Tabla 13. Resultados del NDVI: valor umbral (0,2) y comparación con áreas de entrenamiento..... 59
Tabla 14. Áreas de entrenamiento, clases y superficie..... 61
Tabla 15. Resultados del valor de la mediana de las DA a través del tiempo con y sin "súper recolectores"..... 80
Tabla 16. Resultados de la encuesta para determinar el valor del coeficiente de capturabilidad (Q) por provincia y a nivel regional.. 84
Tabla 17. Supervivencia (%) de plantas reclutas, juveniles y adultas marcadas en primavera 2014 en cada sitio por provincia en Atacama..... 109
Tabla 18. Supervivencia (%) de plantas reclutas, juveniles y adultas marcadas en otoño 2015 en cada sitio por provincia en Atacama..... 110
Tabla 19. Mortalidad (%) de plantas reclutas, juveniles y adultas marcadas durante el período de estudio por provincia en Atacama. 111
Tabla 20. Ocurrencia de eventos de coalescencia (%) de acuerdo a la clasificación propuestas por Rodríguez *et al.* (2014), en los experimentos de seguimiento realizados en cada provincia de Atacama..... 113
Tabla 21. Antecedentes de marea para los muestreos realizados en la zona intermareal, durante el periodo de estudio. 119
Tabla 22. Número de plantas por sector tratamiento muestreadas durante el periodo de estudio.121
Tabla 23. Abundancia total de organismos en los espacio inter-discos de *L.berteroana*, en las tres localidades y tratamientos en la III región. Campañas C1 a C7. Ctrl: Control, CM: Con Manejo; SM: Sin Manejo. 123

Tabla 24. Riqueza de especies en los espacios inter-discos de *L.berteroana*, en las tres localidades y tratamientos en los sectores de estudio. 125
Tabla 25. Diversidad de especies (H') en los espacios inter-discos de *L.berteroana*, en las tres localidades y tratamientos en los sectores de estudio. 126
Tabla 26.- Resultados de análisis de similitud (ANOSIM) de una vía para validad diferencias significativas entre localidades de muestreo a lo largo del periodo de estudio (C1 a C7). 129
Tabla 27. Contribución porcentual a la disimilitud entre la localidad Chañaral de Aceituno y Los Toyos, de los taxa bentónicos intermareales entre discos de la zona de estudio. 130
Tabla 28. Contribución porcentual a la disimilitud entre la localidad Totoral y Los Toyos, de los taxa bentónicos intermareales entre discos de la zona de estudio. 131
Tabla 29.Principales taxas presentes en la zona de estudio 132
Tabla 30. Abundancia Total (ind/total de plantas) y Biomasa total (g/total de plantas). A: Abundancia; B: Biomasa. 134
Tabla 31. Resumen de riqueza de especies (S) en las tres localidades: Chañaral de Aceituno, Totoral y los Toyos, en los tres experimentos: Con Manejo, Sin manejo y Control durante el período de estudio. Campaña C1 a C7. 138
Tabla 32. Resumen de la diversidad de especies (H') en las tres localidades: Chañaral de Aceituno, Totoral y los Toyos, en los tres experimentos: Con Manejo, Sin manejo y Control durante el período de estudio. Campaña C1 a C7. 139
Tabla 33. Resumen de los valores de uniformidad (J) registrados en las tres localidades: Chañaral de Aceituno, Totoral y los Toyos, en los tres experimentos: Con Manejo, Sin manejo y Control durante el período de estudio. Campaña C1 a C7. 140
Tabla 34. Abundancia relativa por especie (%) asociadas a los discos de *L.berteroana*, para la localidad de Chañaral de Aceituno. Campañas C1 a C7. 143
Tabla 35. Abundancia relativa por especie (%) asociadas a los discos *L.berteroana*, para la localidad de Totoral. Campañas C1 a C7. 145
Tabla 36. Abundancia relativa por especie (%) asociados a los discos *L.berteroana*, para la localidad de Los Toyos. Campañas C1 a C7. 147
Tabla 37. Resultados de test ANOSIM con 999 permutaciones para diámetro de disco. 152
Tabla 38. Contribución porcentual a la disimilitud entre plantas de diámetro de D< 5 cm y D 5-9 cm, de los taxa entre discos de la zona de estudio. 153
Tabla 39. Contribución porcentual a la disimilitud entre plantas de diámetro de D< 5 cm y D 10-14 cm, de los taxa entre discos de la zona de estudio. 154
Tabla 40. Contribución porcentual a la disimilitud entre plantas de diámetro de D< 5 cm y D 15-19 cm, de los taxa bentónicos intermareales entre discos de la zona de estudio. 154
Tabla 41. Contribución porcentual a la disimilitud entre plantas de diámetro de D< 5 cm y D >19 cm, de los taxa entre discos de la zona de estudio. 155
Tabla 42. Estimados de biomasa disponible proveniente de diversos autores. 165

Índice de figuras

Figura 1. Ejemplo del proceso de elaboración de los polígonos que representan el sustrato habitado de *L. berteroana*. 10
Figura 2. Sitios de estudio para monitorear el crecimiento, reclutamiento y mortalidad de *L.berteroana*, en la Región de Atacama. Los cuadrados naranjos indican la ubicación geográfica de los tratamientos experimentales. 28
Figura 3. Diseño de plataforma experimental. Los círculos amarillos representan la posición de los pernos. 29
Figura 4. Estructura poblacional en función del diámetro del disco de adhesión de *L.berteroana*. Región de Atacama. La línea punteada separa la fracción adulta (> 20 cm) del resto de la población. 46
Figura 5. Curvas de la regresión potencial que considera el diámetro del disco basal (como variable independiente) para predecir el peso de la planta (variable dependiente) del alga *L.berteroana*. Región de Atacama. 47
Figura 6. Estructura poblacional en función del largo total de *Macrocystis spp.* Región de Atacama. Las columnas oscuras indican la fracción que se encuentra sobre los 150 cm de largo. 54
Figura 7. Curva de la regresión potencial que considera el largo total (como variable independiente) para predecir el peso de la planta (variable dependiente) del alga *Macrocystis spp.* Región de Atacama. 55
Figura 8. Cálculo de NDVI 59
Figura 9. Clasificación no Supervisada, método IsoData 60
Figura 10. Matriz de Confusión 61
Figura 11. Clasificación Supervisada, Máxima Verosimilitud 62
Figura 12. Registro fotográfico de pradera de huiro submareal a 9 m de profundidad 63
Figura 13. Fotografía del disco de fijación a 10 m de profundidad. 64
Figura 14. Distribución de los valores de desembarque por DA en la Región de Atacama vistos en un diagrama de caja y bigote. La poca visibilidad de los valores de mediana y los bordes de la caja es ilustrativo de la distorsión que generan los llamados súper recolectores. 66
Figura 15. Comportamiento de la mediana, moda y promedio durante el periodo que abarca la base de datos. Se observan las diferencias cuali y cuantitativas de los dos periodos de la historia reciente de esta pesquería: uno entre enero de 2010 – noviembre de 2011 y el segundo entre enero de 2012 a la actualidad. 67
Figura 16. Corrección hecha a la base de datos original del Sernapesca de la región de Atacama. Los valores fuera de rango en las DA fueron llevadas al valor de la mediana para toda DA que exceda el 80% de las declaraciones observadas. 68
Figura 17. Comportamiento temporal del percentil 88% usado de base para la corrección de los llamados súper recolectores en la base de datos. 68
Figura 18. Desembarque producto de DA legales en color azul (usuario con RPA, con desembarques bajo el percentil 88% de la DA, más aquellas DA corregidas en términos de súper recolectores) e ilegales, en color rojo que representan el exceso de desembarque (por sobre el percentil 88%). . 69
Figura 19. Valores observados de DA mensuales (en verde) y estimadas como ilegales a partir de la definición de súper recolector como toda DA mayor al percentil 88% por mes. 70

Figura 20. Valores observados de RPA operativos en forma mensual (en verde) y estimadas como ilegales a partir de la definición de súper recolector como toda DA mayor al percentil 88% por mes. 71
Figura 21. Desembarques registrados por el Sernapesca y valores estimados de DA (legales y no legales) desde enero de 2010 a junio de 2014. 71
Figura 22. Desembarques registrados por el Sernapesca y valores FOV de la tonelada de alga seca, desde enero de 2010 a junio de 2014. 72
Figura 23. Desembarques registrados por el Sernapesca y otras fuentes oficiales, desde 2010 a 2013 73
Figura 24. Evolución de los desembarques durante el periodo analizado con fines de modelamiento. Las barras blancas representan el desembarque total (alga barreteada y desprendida naturalmente). Las barras negras representan la fracción barreteada. 74
Figura 25. Distribución de Declaraciones de Pesca Artesanal (DA) con los desembarques originales en la base de datos de Sernapesca (a) después de corregidos los súper recolectores (b). los datos correspondiente a los meses de enero y febrero de 2014 y 2015 no fueron considerados en el ajuste del modelo de remoción de biomasa ya que corresponden a meses de veda y los desembarques se refieren a alga varada naturalmente. 75
Figura 26. Desembarques mensuales de acuerdo a la base de datos de Sernapesca (barras blancas) y desembarque estimado para los súper recolectores (barras negras). Los datos correspondientes a los meses de enero y febrero de 2014 y 2015 no fueron considerados en el ajuste del modelo de remoción de biomasa ya que corresponden a meses de veda y los desembarques se refieren a alga varada naturalmente. 76
Figura 27. Evolución de la mediana de las DA a través del tiempo. Los círculos blancos representan el valor del indicador de los datos originales de la base de datos (con súper recolectores) mientras que los círculos negros representan el valor de la mediana una vez corregidos los datos de los súper recolectores. 77
Figura 28. Número total de DA asociados al desembarque registrado oficialmente. Las barras blancas representan el número de DA estimados excluyendo a los súper recolectores, representados por las barras negras. La suma de ambas cantidades representa el número de DA´s necesarias para justificar el desembarque oficial registrado por Sernapesca. 78
Figura 29. Distribución de Declaraciones de Pesca Artesanal (DA) con los desembarques originales contenidos en la base de datos de Sernapesca para el periodo enero de 2014 a junio de 2015. 79
Figura 30. Distribución de Declaraciones de Pesca Artesanal (DA) con los desembarques corregidos según la presencia de "súper recolectores" para el periodo enero de 2014 a junio de 2015. 81
Figura 31. Número total de DA asociados al desembarque registrado oficialmente. Las barras blancas representan el número de DA estimados excluyendo a los súper recolectores, representados por las barras negras. La suma de ambas cantidades representa el número de DA`s necesarias para justificar el desembarque oficial registrado por Sernapesca. 82
Figura 32. Desembarques mensuales de acuerdo a la base de datos de Sernapesca (suma de ambas barras, blancas y negras) y desembarque estimado para los súper recolectores (barras negras). Los datos correspondientes a los meses de enero y febrero de 2014 y 2015, así como julio de 1014 y 2015, no fueron considerados en el ajuste del modelo de remoción de biomasa ya que corresponden a meses de veda y los desembarques se refieren a alga varada naturalmente. 83

Figura 33. Densidad de reclutas de *L.berteroana* en la Provincia de Huasco, Provincia de Copiapó y Provincia de Chañaral, entre noviembre de 2014 y septiembre de 2015, para a) Control; b) Con plan de manejo; c) Sin plan de manejo. Pre = previo al acondicionamiento noviembre; t0 = post-acondicionamiento noviembre; t1 = enero; t2 = marzo; t3 = mayo; t4 = julio; t5 = agosto; t6 = septiembre. * Monitoreo no efectuado producto de condiciones meteorológicas adversas. 88
Figura 34. Seguimiento de los reclutas en los tratamientos "Sin plan de manejo" (izquierda), "Con plan de manejo" (centro), y "Control" (derecha) del sitio de estudio en la Provincia de Huasco.. 89
Figura 35. Seguimiento de los reclutas en los tratamientos "Sin plan de manejo" (izquierda), "Con plan de manejo" (centro), y "Control" (derecha) del sitio de estudio en la Provincia de Copiapó. 90
Figura 36. Seguimiento de los reclutas en los tratamientos "Sin plan de manejo" (izquierda), "Con plan de manejo" (centro), y "Control" (derecha) del sitio de estudio en la Provincia de Chañaral. 91
Figura 37. Biomasa algal estimada para cada tratamiento en cada Provincia: a), d) y g) control; b), e) y h) con plan de manejo; c), f) e i) sin plan de manejo. * Monitoreo no efectuado producto de condiciones meteorológicas adversas..... 93
Figura 38. Estructura de tallas de *L.berteroana* en la Provincia de Huasco para el tratamiento 1 "con plan de manejo". Para leyenda del eje de profundidad ver figura 33. Pre y t0 = Monitoreo no efectuado producto de condiciones meteorológicas adversas. 94
Figura 39. Estructura de tallas de *L.berteroana* en la Provincia de Copiapó para el tratamiento 1 "con plan de manejo"..... 95
Figura 40. Estructura de tallas de *L.berteroana* en la Provincia de Chañaral para el tratamiento "con plan de manejo 96
Figura 41. Estructura de tallas de *L.berteroana* en la Provincia de Huasco para el tratamiento "sin plan de manejo"..... 98
Figura 42. Estructura de tallas de *L.berteroana* en la Provincia de Copiapó para el tratamiento "sin plan de manejo"..... 99
Figura 43. Estructura de tallas de *L.berteroana* en la Provincia de Huasco para el tratamiento "control". Para leyenda del eje de profundidad ver **Figura 33**. 101
Figura 44. Estructura de tallas de *L.berteroana* en la Provincia de Copiapó para el tratamiento "control"..... 102
Figura 45. Estructura de tallas de *L.berteroana* en la Provincia de Chañaral para el tratamiento "control"..... 103
Figura 46. Crecimiento del disco de adhesión de plantas marcadas en primavera (PV0) y en otoño (OI0), y recapturadas seis meses después (verano PV6 e inviernoOI6, respectivamente); clasificadas por tamaño (reclutas, juveniles y adultos) y sitio de estudio (Chañaral, Copiapo y Huasco)..... 105
Figura 47. Crecimiento en longitud total de plantas marcadas en primavera (PV0) y en otoño (OI0), y recapturadas seis meses después (verano PV6 e inviernoOI6, respectivamente); clasificadas por tamaño (reclutas, juveniles y adultos) y sitio de estudio (Chañaral, Copiapo y Huasco). 106
Figura 48. Tasa de crecimiento relativa en función del diámetro mayor del disco basal de plantas marcadas en primavera (PV0) y en otoño (OI0), y recapturadas seis meses después (verano PV6 e inviernoOI6, respectivamente); clasificadas por tamaño (reclutas, juveniles y adultos) y sitio de estudio (Chañaral, Copiapo y Huasco)..... 107

Figura 49. Tasa de crecimiento relativa en función del largo total de plantas marcadas en primavera (PV0) y en otoño (OI0), y recapturadas seis meses después (verano PV6 e inviernoOI6, respectivamente); clasificadas por tamaño (reclutas, juveniles y adultos) y sitio de estudio (Chañaral, Copiapo y Huasco). 108
Figura 50. Supervivencia (%) de plantas reclutas, juveniles y adultas marcadas en primavera 2014. 109
Figura 51. Supervivencia (%) de plantas reclutas, juveniles y adultas marcadas en otoño 2015. 110
Figura 52. Mapeo de plantas en los tratamientos "Sin plan de manejo" (izquierda), "Con plan de manejo" (centro), y "Control" (derecha) del sitio de estudio en la Provincia de Chañaral. 114
Figura 53. Mapeo de plantas en los tratamientos "Sin plan de manejo" (izquierda), "Con plan de manejo" (centro), y "Control" (derecha) del sitio de estudio en la Provincia de Copiapó. 115
Figura 54. Mapeo de plantas en los tratamientos "Sin plan de manejo" (izquierda), "Con plan de manejo" (centro), y "Control" (derecha) del sitio de estudio en la Provincia de Huasco. 116
Figura 55: Sector Chañaral de Aceituno. 118
Figura 56. Sector Caleta Totoral. 118
Figura 57. Sector Los Toyos. 119
Figura 58. Relación del volumen desplazado (ml) y diámetro del disco (cm) de plantas de *L. berteroana* en la zona de estudio. 121
Figura 59. Abundancia total por taxa registrada en los espacios inter-discos de *L.berteroana*, en las tres localidades y tratamientos en la III región C1 a la C7. 124
Figura 60. Gráficos de Riqueza(S) y Diversidad de Shannon Wiener (H') en las tres localidades para todo el periodo de estudio. 127
Figura 61 Análisis de ordenación no paramétrica (NMDS) de las estaciones de muestreo a lo largo del periodo de estudio 128
Figura 62. Porcentaje de contribución de los grupos mayores por tratamiento a la diversidad en discos de *L.berteroana* 133
Figura 63. Gráficos de Abundancia (N) y biomasa (g) total en las tres localidades evaluadas: Chañaral de Aceituno, Totoral y los Toyos y en los tres experimentos: Con Manejo, Sin manejo y Control durante el período de estudio. 135
Figura 64. Abundancia total por taxa registrada en todos los discos de *L.berteroana* analizados... 136
Figura 65. Gráficos de Riqueza (S), Diversidad de Shannon Wiener (H´) y Uniformidad de Pielou (J) en las tres localidades: Chañaral de Aceituno, Totoral y los Toyos y en los tres experimentos: Con Manejo, Sin manejo y Control durante el período de estudio. Campaña C1 a C7. 141
Figura 66. Ordenación de las abundancias y riqueza en las plantas con registro biológico para las plantas de distinto diámetro de disco de las distintas localidades evaluadas, Región de Atacama. 150
Figura 67. Curvas K-Dominancia de la fauna presente en los discos de *L.berteroana* en la zona de estudio. A) Factor Localidad; B) Factor Tratamiento; C) Factor Diámetro del disco. 156
Figura 68. Curva de acumulación de especies presentes en discos de *L. berteroana*..... 157
Figura 69. Resultado del Modelo dinámico de biomasa para el recurso huiro negro en la Región de Atacama. Los círculos blancos representan los valores observados de desembarque y los negros los estimados por el modelo. 158
Figura 70. Dinámica de la biomasa del recurso huiro negro en la Región de Atacama estimada por el modelo. 159

Figura 71. Variación porcentual de la biomasa estimada de huiro negro durante el periodo de evaluación, enero de 2014 a junio 2015 en la Región de Atacama. 160
Figura 72. Dinámica de la biomasa del recurso huiro flotador en la Región de Atacama estimada por el modelo. 161
Figura 73. Variación porcentual de la biomasa estimada de huiro flotador durante el periodo de evaluación, enenro de 2014 a junio 2015 en la Región de Atacama. 162
Figura 74. Relación entre el desembarque y la variación porcentual estimada de la biomasa en el mes posterior a la remoción del recurso huiro flotador en la Región de Atacama. 163
Figura 75. Resultado del Modelo dinámico de biomasa para el recurso huiro negro en la Región de Atacama. Para la variable desembarque Los círculos blancos representan los valores observados de desembarque y los negros los estimados por el modelo. 164

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. Junto con ser la base de las cadenas tróficas bentónicas, su importancia ecológica también radica en otorgar sitios para el asentamiento larval, desove, reclutamiento de juveniles, áreas de refugio para invertebrados y peces, zonas de protección frente a corrientes de fondo y oleaje, a la vez que actúan como organismos estructuradores del hábitat (Vásquez & Santelices, 1984; Cancino & Santelices, 1984; Villouta & Santelices, 1984). Las características asociadas a estas macroalgas y en especial a sus discos de adhesión, generan importantes focos de alta riqueza específica (Vásquez & Vega, 2004).

La pesquería de algas pardas en la región de Atacama, constituye una importante fuente de recursos económicos para las comunidades costeras, esto gracias al sustento sobre la base de tres recursos principales: Huiro negro *Lessonia berteroana* (ex *L. nigrescens,* González *et al.,* 2012), Huiro palo *L. trabeculata* y Huiro canutillo o macro *Macrocystis spp*. Asociaciones de dichas especies, pertenecientes a los órdenes Laminariales y Fucales y también especies del orden Durvilleales dominan los ambientes intermareales y submareales someros (30 m profundidad) de fondos duros del norte de Chile (Vásquez & Vega, 2004).

Históricamente, la pesquería de algas pardas se ha caracterizado por su alta informalidad, las escasas barreras a la entrada de nuevos pescadores y/o recolectores y una profusa dependencia del intermediario a la hora de la comercialización. La incorporación de nuevas empresas, el incremento en la demanda de los mercados internacionales y la demanda de algas frescas para los centros de cultivo de abalón han provocado un aumento progresivo de los niveles de desembarque a nivel nacional. Esto ha conllevado un aumento del precio playa del recurso, estimulando el ingreso de nuevos agentes extractores junto a la modificación de la forma tradicional de extracción desde varaderos donde se aprovechaba la mortalidad natural. La remoción directa desde las praderas (barreteo), sistema de extracción intensiva que se aplica actualmente como estrategia de explotación, tiene efectos sobre la recuperación de las poblaciones de estas algas y en consecuente, sobre las comunidades biológicas a las que da sustento (Cancino & Santelices, 1984; González *et al.,* 2002).

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 (SUBPESCA, 2013)

2. INTRODUCCIÓN

La explotación de algas pardas en la región de Atacama ha adquirido importancia de manera creciente en el tiempo. Gracias a esta relevancia y a los cambios realizados a la ley general de pesca y acuicultura (Ley 20.560/2012), se ha implementado y formalizado la instancia de diálogo, denominada "Comité de Manejo de Algas Pardas", que busca generar alternativas de administración participativa y el ordenamiento de la actividad extractiva asociada, asegurando su sustentabilidad en el tiempo. Dicho Comité propuso un Plan de Manejo que tiene como objetivo darle sustentabilidad a la pesquería, el cual fue aprobado por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (Res. Ex 2672/2013), en adelante SSPA, y en el cual se enmarca el presente estudio como insumo para la toma de decisiones.

Tanto el manejo pesquero y la implementación de las herramientas que considera, así como el desarrollo de los planes de manejo, constituyen un proceso reiterativo que sintetiza una gran cantidad de información, debido a que incluye todos los factores que integran la pesquería, prestando una atención particular a los efectos recíprocos y a las consecuencias en sus relaciones.

El manejo involucra necesariamente un proceso participativo, en que todos los actores con intereses en la pesquería son considerados en la búsqueda de soluciones, no sólo de componentes aislados, sino en la identificación de las técnicas más apropiadas y en la formulación más efectiva de medidas y acciones que anulen desventajas y refuercen ventajas de las técnicas identificadas de manera de obtener los mejores beneficios posibles de una pesquería.

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, son todos aspectos que permitirán apuntar a un manejo adecuado de la pesquería, en base a un asesoramiento biológico apropiado.

Respecto de lo anterior el presente estudio está enfocado en proporcionar información actualizada respecto del estado de las praderas de *Lessonia berteroana* y *Macrocystis spp*. y a su vez dimensionar el impacto que genera la extracción de estas especies sobre la comunidad bentónica asociada.

El muestreo de las especies objetivo para los fines de la estimación de abundancia y biomasa, se abordó mediante una aproximación participativa al territorio, integrando el conocimiento tradicional con el levantamiento de información mediante métodos científicos.

Los nuevos enfoques que buscan integrar distintas fuentes de conocimiento y nuevas estrategias de co-administración de los recursos pesqueros, requieren de un trabajo conjunto de los actores no sólo en el proceso de toma de decisiones, sino que también en el proceso de generación de

información para tomar dichas medidas, lo que a su vez otorga una mayor confianza en la información existente considerando que cada uno de los actores se siente parte de su construcción. Los Comités de Manejo, orientados a alcanzar un manejo ecosistémico de los recursos en cuestión, constituyen una instancia relevante para desarrollar este encuentro en el marco del desarrollo de la investigación en curso.

El presente informe de avance, da cuenta de los resultados obtenidos para los primeros dos objetivos del proyecto que consisten en: **1.-** Determinar y analizar la distribución espacial de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock) y biomasa cosechable (standing crop) de huiro negro y huiro flotador por tipo de especie, en toda el área de estudio y **2.-** Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos huiro negro y huiro flotador en la zona de estudio.

A su vez, se incorporan los avances obtenidos para los objetivos tres, cuatro y cinco, relacionados a la estimación de parámetros biológicos de huiro negro, a la evaluación de la actividad extractiva sobre las comunidades asociadas a huiro negro y al desarrollo de un método de evaluación indirecta que permita realizar proyecciones sobre los niveles de biomasa disponible y cosechable de las especies huiro negro y huiro flotador.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo general

Determinar los niveles de abundancia y biomasa de los recursos *Lessonia berteroana* (Huiro negro) y *Macrocystis spp.* (Huiro flotador), en zonas de distribución ubicadas en áreas de libre acceso, frente al litoral de la III región de Atacama.

3.2. Objetivos específicos

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

3.2.2. Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos Huiro negro y Huiro flotador en la zona estudio.

3.2.3. Estimar la tasa de crecimiento, reclutamiento y mortalidad natural de huiro negro en una escala espacial y temporal en toda área de estudio.

3.2.4. Establecer un protocolo de muestreo que permita evaluar el efecto de la actividad extractiva del recurso huiro sobre las comunidades asociadas en la zona de estudio.

3.2.5. Considerando los antecedentes de la pesquería y los resultados del proyecto, proponer e implementar un método de evaluación indirecta para cada especie de algas, que permita realizar proyecciones sobre los niveles de biomasa disponible y cosechable.

4. METODOLOGÍA

4.1. Objetivo específico 3.2.1

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

4.1.1. Recopilación de información empírica

Con el objeto de tener una aproximación participativa al territorio y a los usuarios de los recursos objeto de la evaluación, se realizaron actividades centradas en recopilar la información empírica que poseen los pescadores de la región respecto de las praderas de algas pardas (ubicación, estado y valoración desde el punto de vista pesquero de las praderas). A fin de poder integrar el conocimiento tradicional con el levantamiento de información en terreno.

Previo al trabajo participativo, se efectuó un primer acercamiento al territorio, mediante una recopilación de la información geográfica sobre los usos del borde costero a partir de las fuentes que se indican en la **Tabla 1**.

Para realizar la recopilación de información, se procedió en primer término, a descargar toda aquella data disponible en los portales institucionales de las distintas reparticiones públicas consideradas como fuentes oficiales.

Toda la información recopilada fue digitalizada en archivos digitales en formato "shapefile" mediante el empleo del Sistema de Información Geográfica QGIS 2.8 (QGIS Dev. Team, 2014).

Las tablas de información asociadas a los archivos vectoriales fueron categorizadas con los siguientes campos de atributos:

- USO: Describe la categoría de uso del borde costero a la que hace referencia la capa.
- FUENTE: Indica la institución a partir de la que se obtuvo la información.
- DESCRIPCIÓN: Una atributo de caracterización que permita individualizar el elemento de la capa.

Tabla 1. Fuentes para la construcción de cartografía de usos

Información a catastrar	Fuente	Tipo de dato
Zonas de extracción de algas	Taller de cartografía participativa	Ubicación y extensión de zonas de extracción de algas
Infraestructura y actividad portuaria	Planes maestros de las Empresas Portuarias; DOP-MOP; Cartas SHOA, Ministerio de Energía	Ubicación y extensión de zonas portuarias, ubicación de los terminales y almacenes de combustibles
Áreas de Manejo	SSPA	Polígonos de las AMERB decretadas por la SSPA.
Zonas acuícolas	SSPA CRUBC	D.S. que establecen AAA, caracterización de concesiones, y barrios salmoneros.

En el caso particular de la identificación de zonas de extracción de algas, se sostuvieron talleres de trabajo en el Comité de Manejo de algas pardas de la III Región y con las mesas provinciales constituidas por algueros locales. Esta actividad consistió en presentar a los asistentes las cartografías de usos para la realización de dos actividades:

Identificar las zonas de distribución de huiro negro y huiro macro en las áreas conocidas por los asistentes al taller.

Valorar las praderas previamente identificadas según su nivel de explotación, considerando el valor de 1 para las praderas menos explotadas y 4 para las praderas más explotadas.

Producto de las conversaciones generadas en los talleres, también se identificaron áreas que están sujetas a sistemas de manejo particulares a cada sector, y que se aplica en forma informal. No obstante, siendo reconocido por los pescadores de cada localidad.

Además de la recopilación efectuada con los actores ya indicados, se complementaron las cartografías participativas con algueros locales identificados en faena.

4.1.2. Distribución espacial y evaluación directa de *Lessonia berteroana*

Diseño de muestreo

Para obtener la información necesaria que permitiera definir la distribución espacial y estimar la abundancia y biomasa total y cosechable de *Lessonia berteroana* en toda la zona de estudio (III región de Atacama), se procedió a realizar un muestreo sistemático mediante el establecimiento de Estaciones de Muestreo (EM) distanciadas cada 2 km a lo largo de la costa (**Tabla 2**).

En cada EM se dispusieron de forma paralela a la línea de costa, 5 transectas de 20 m2 equidistantes entre sí, separadas cada 20 metros y en cada una de ellas se efectuó un conteo total de plantas. Esta metodología nos proporciona un área muestreada de 100 m2 por EM. Cada transecta fue posicionada con GPS y el ancho del cinturón de huiro negro fue medido con un telémetro láser desde el límite superior hasta el límite inferior del mismo en cada una de las transectas previamente posicionadas. Esta información, junto a la extensión latitudinal de la pradera, es el insumo base para definir el sustrato que es efectivamente habitado por el recurso.

Tabla 2. Estaciones de muestreo (EM) para la evaluación directa de *L.berteroana* en la Región de Atacama.

Provincia	Estaciones evaluadas	Estaciones inaccesibles
Chañaral	30	0
Copiapó	79	11
Huasco	73	2
TOTAL	182	13

Muestreo parámetros morfo-gravimétricos

En cada EM se cuantificaron parámetros poblacionales. Así, en cada unidad de muestreo se posicionaron 5 cuadrantes de 1 m2 y se registró para todas las plantas observadas al interior de los cuadrantes los siguientes atributos:

(1) Diámetro máximo basal del disco de adhesión,

(2) Numero de estipes,

(3) Longitud máxima de la planta

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

Esta es coincidente con la regresión potencial (y=axb), descrita para *L. berteroana* (ex *L. nigrescens*) por Vásquez *et al.* (2010, 2012). Esta función ocupa al diámetro del disco basal (como variable independiente) para predecir el peso de la planta (variable dependiente), según la ecuación:

$$\text{Peso} = a \bullet \text{Diámetro disco } b$$

donde, a corresponde al intercepto y b a la pendiente de la ecuación exponencial.

Esta función que ocupa el tamaño del diámetro del disco tiene un ajuste significativo que es útil para estimar la biomasa individual de plantas de *L. berteroana* evaluadas a través de muestreos no destructivos. Además, estudios previos han validado a este descriptor morfológico como un estimador de peso de la planta en praderas huiro negro (ver 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 realizó un muestreo destructivo, autorizado mediante resolución exenta R.ex N°2938-2014 de la SSPA (Anexo A), contemplando todo el espectro de tamaños de plantas encontradas en la pradera, para ello se extrajeron 165 plantas en la provincia de Chañaral, 144 en Copiapó y 222 en Huasco, para registrar el diámetro del disco de adhesión, el peso, el largo total y el número de estipes.

Estimación del área de distribución espacial (cobertura)

Con la información levantada en la evaluación directa se definieron agrupaciones de datos a interpolar tanto para la estimación del ancho, como para construir superficies continuas latitudinales con abundancia de algas.

En la interpolación se consideraron las estaciones en las cuales se detectó presencia de algas en la evaluación directa, definiéndose en torno a ellas un área de distribución. En este proceso se consideró información referente a la geomorfología costera proveniente de la cartografía base utilizada, elaborada en base a los planos costeros del SHOA, descargados de la sección "cartografía digital de AAA" del portal de la SSPA.

Se utiliza como criterio para delimitar el sustrato habitable, el acotar estas áreas a aquellas zonas en las que la cartografía base indica la presencia de arrecifes rocosos, y a su vez, se excluyen aquellas zonas en que se haya la presencia de playas arenosas, identificadas mediante el uso de imágenes LANDSAT 8, obtenidas a partir del portal de la USGS.

Los límites resultantes de este primer proceso se utilizan para generar agrupaciones de estaciones a las que se acotará la interpolación de los valores obtenidos mediante evaluación directa tanto para, el ancho de cinturón, como para la abundancia de ejemplares de *L.berteroana*.

La construcción de los polígonos, se realiza a partir del valor promedio por estación del ancho del cinturón, generando para cada agrupación de estaciones, una superficie continua de anchos de cinturón. La interpolación de los datos se realizó en base al método kriging ordinario. Para la interpolación de los puntos se utilizaron todos los datos dentro de cada agrupación de estaciones, no definiéndose ni un radio ni una cantidad específica de puntos que limite la búsqueda de valores a interpolar.

A partir de este proceso se obtuvieron isolíneas que describen el ancho de cinturón a lo largo de la costa. En base a estas isolíneas se segmenta la línea de costa, asignando el valor inferior de cada rango al respectivo segmento. Este valor es usado para generar un área buffer en cada segmento costero, 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 al valor derivado de la interpolación de los valores promedio del ancho de la pradera de cada estación (**Figura 1**)

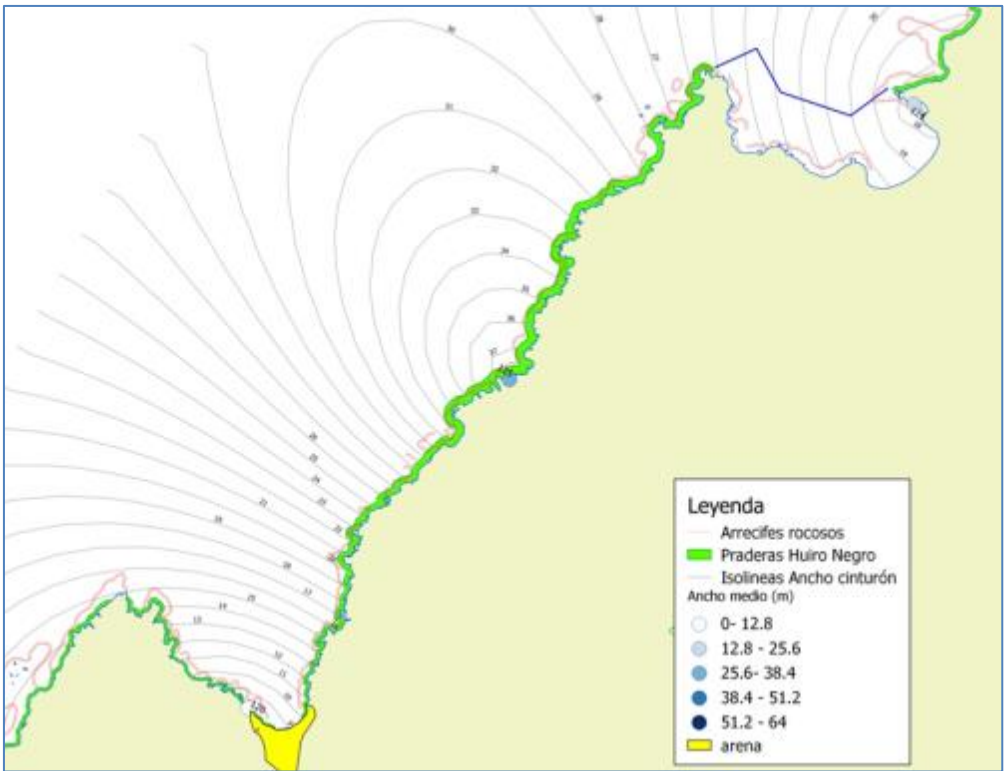


Figura 1. Ejemplo del proceso de elaboración de los polígonos que representan el sustrato habitado de *L. berteroana.*

Estimaciones abundancia y biomasa total y cosechable

Estimadores geoestadísticos de abundancia

En base al área (m2) que representan los polígonos graficados, se calcula el sustrato habitado por el huiro negro en cada provincia utilizando el Sistema de Información Geográfica QGIS 2.4, software de código libre que permite realizar numerosos procesos cartográficos y geoestadísticos.

Para describir geográficamente la distribución espacial de *L.berteroana* en la región de Atacama, se construyeron superficies continuas de densidad dentro de cada uno de los polígonos que describen la extensión de las praderas del alga.

A partir de estas capas de información, se calculó la abundancia total de individuos por pradera, totales con los que se realizó una sumatoria para obtener las abundancias provinciales y el total de plantas a nivel regional.

El procedimiento se realizó interpolando las abundancias totales por estación de todas las estaciones ubicadas dentro de cada pradera. Se considera que cada uno de estos valores representa las plantas presentes en un área de 100 m2, ya que son el resultado de la sumatoria de los ejemplares contabilizados en 5 transectas de 10 X 2 metros.

Debido a lo anterior, se definió un pixel de 10 x 10 metros como tamaño de celda para el raster resultante del proceso de interpolación de la abundancia de ejemplares.

Las superficies continuas de abundancia fueron construidas en base a dos métodos de interpolación.

En primer término, se utilizó el método de kriging, que asume que la distancia y/o la dirección entre los puntos muestreados refleja una correlación espacial que se puede utilizar para explicar la variación de los valores en la superficie que se modela. Así, en kriging, el peso de los valores que se utilizan para hacer una predicción depende de un modelo ajustado a los puntos medidos, de la distancia a la ubicación de predicción, y de las relaciones espaciales entre los valores medidos en los alrededores de la ubicación de predicción.

De manera alternativa se aplicó el método de interpolación denominado Inverse Distance Weight (IDW), el cual se considera como un método robusto para el modelamiento de la distribución espacial a gran escala de distintas especies de macroalgas bentónicas (Martin *et al.*, 2013). Este método supone que la variable que está siendo mapeada, disminuye en influencia con la distancia desde su ubicación en la muestra, estableciendo una diferencia con respecto al método de kriging, ya que la variabilidad de los datos depende sólo de la distancia entre las mediciones, sin incorporar la dirección como un factor de variabilidad, como en el caso de kriging.

Para el procesamiento de los datos, se utilizó en el caso del método de kriging, el software System for Automated Geoscientific Analyses, SAGA 2.0.8 (Conrad *et al.*, 2015), mientras que para el método IDW, la interpolación se realizó utilizando el Sistema de Información Geográfica Quantum GIS (QGIS Dev. Team, 2014).

A partir de los archivos raster resultantes de las interpolaciones de las abundancias contabilizadas en la evaluación directa, se obtuvieron las 'estadísticas de zona' de cada pradera, generando un reporte de la sumatoria de plantas y la densidad promedio de plantas por cada pradera.

Estimadores de tendencia central de abundancia

Para estimar la abundancia de plantas en la región, un punto crítico es la especificación de la distribución de los datos. En este sentido es conocido que, por lo 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 estas circunstancias la distribución que mejor describe a los datos será la distribución log – normal, la distribución Delta (Pennington, 1983; Hilborn y Walters, 1992; Conquest *et al.*, 1996) o el estimador de Finney – Sichel (McConnaughey y Conquest, 1993). 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 índice de abundancia.

Para determinar el tipo de distribución a emplear en los cálculos posteriores se empleó la densidad de plantas por metro cuadrado. Dado que el objetivo principal fue estimar similitudes o diferencias en el valor de tendencia central para la densidad, se determinaron sus valores a partir de cuatro estimadores de la media, a saber: normal, la calculada mediante, log-normal, Delta y Finney-Sichel. Para cada una de ellas se determinó la varianza asociada. El análisis fue conducido para los datos de densidad levantados durante las campañas de terreno.

La media normal se determinó mediante la expresión,

$$\bar{d} = \frac{\sum_{i=1}^{n} d_i}{n}$$

donde n es el número total de datos (incluidos los datos cero). La varianza corresponde a,

$$Var(d) = \frac{\sum_{i=1}^{n} \left(d_i - \bar{d}\right)^2}{n-1}$$

Un segundo estimador fue la distribución log – normal, la cual es una distribución que no permite observaciones cero y se define como una variable aleatoria X' cuyo logaritmo natural posee una distribución normal con media μ y varianza $\sigma 2$. Dada esta condición, el estimador insesgado de la media está dado por (Conquest et al., 1996),

$$\bar{d} = \exp^{m + \frac{1}{2} s^2}$$

y la varianza,

$$Var(d) = \left(\exp^{s^2} - 1\right) \exp^{2m + s^2}$$

El tercer estimador usado fue la distribución Delta, la cual es una distribución log-normal modificada que incluye observaciones cero. Así, existe la muestra de tamaño N con una probabilidad finita Δ (Delta) para una densidad igual a cero y una distribución log – normal para la fracción de valores de densidades mayores que cero (p = 1 - Δ). De acuerdo a Pennington (1983, 1986) y Smith (1988, 1990) el estimador insesgado, modelo-basado, de la media de una muestra de tamaño N y con m valores mayores que cero, μ y varianza σ^2 se describe como,

$$\bar{d} = p \times \exp^{\left(m + \frac{s^2}{2}\right)}$$

y su varianza,

$$Var(d) = p \times (1 - p) \times \left(2m + s^2\right) + p \times \left(\exp^{s^2} - 1\right) \times \exp^{2m + s^2}$$

Finalmente, para el alga *Macrocystis spp*, su utilizó también el estimador de Finney – Sichel (FS). De acuerdo a este estimador, la media de la densidad se calcula mediante la ecuación (Roa *et al.*, 1995).

$$FS(d) = \exp^{\bar{d}} G_m$$

donde $\bar{d}$ es la densidad media de los datos no ceros y

$$Var(d) = \frac{m}{N} \exp^{2\bar{y}} \left[\frac{m}{N} G_m^2 \left(\frac{s^2}{2}\right) \frac{m-1}{N-1} G_m \left(\frac{m-2}{m-1} s^2\right)\right]$$

donde t es $\sigma^2/2$, y m el número de datos mayores de cero; mientras que la varianza se determina como,

$$Var(d) = \frac{m}{N}\exp^{2\bar{y}}\left[\frac{m}{N}G_m^2\left(\frac{s^2}{2}\right) - \frac{m-1}{N-1}G_m\left(\frac{m-2}{m-1}s^2\right)\right]$$

Los estimadores de las distribuciones log-normal, Delta y FS requieren que el logaritmo natural de las observaciones no cero posean un comportamiento normal. Esta condición previa fue evaluada a través de la prueba de Chi-cuadrado (Zar, 1995).

Los valores de abundancia fueron entonces calculados multiplicando la densidad media, obtenida por los cuatro métodos, por el área de distribución efectiva del recurso, estimada a su vez mediante el método geo-estadístico.

Estimadores probabilísticos de abundancia

La siguiente ecuación representa la probabilidad de encontrar un valor de densidad d en una distribución continua de dos parámetros λ y k. En este caso d representa valores de densidades y de diámetros de discos basales. Una de las bondades de la distribución Gamma es que puede ajustar cualquier tipo de función de densidad de probabilidades, dependiendo del valor de λ y k.

$$p(d) = \frac{1}{\lambda^k \cdot \Gamma(k)} \cdot x^{k-1} \cdot e^{\left(-\frac{d}{\lambda}\right)}$$

Para obtener la abundancia y biomasa mediante estimadores probabilísticos se siguió el siguiente procedimiento:

a. Mediante herramientas geo - estadísticas se obtuvo el área de distribución del recurso por provincia.
b. Los datos de densidades levantados en terreno fueron ajustados mediante la función Gamma.
c. Multiplicando la función Gamma por el área de distribución efectiva del recurso (A) y por la respectiva densidad se obtuvo la distribución de frecuencia de unidades de densidad de plantas por metro cuadrado (A(d)) para cada densidad i. La sumatoria horizontal de dichas frecuencias entrega el resultado del total de plantas (NT) estimadas para cada provincia.

$$N_T = \sum_{i=0}^{n} \frac{1}{\lambda^k \cdot \Gamma(k)} \cdot x^{k-1} \cdot e^{\left(-\frac{d}{\lambda}\right)} \cdot A(d) \cdot d_i$$

d. Los datos de diámetros de los discos basales levantados en terreno fueron ajustados mediante la función Gamma.
e. Multiplicando la función Gamma, ajustada a la distribución de frecuencias por diámetro del disco basal, por el total de plantas estimadas (paso c) se obtuvo la distribución de frecuencia de número total de plantas por diámetro basal.
f. Mediante información complementaria, levantada en terreno, se estimó la relación diámetro basal – peso.

$$P\phi = a \cdot \phi^b$$

Multiplicando en número total de plantas en cada categoría de diámetro basal (paso e) por el peso individual correspondiente, se obtuvo la biomasa total para cada categoría de diámetro basal.

$$B_\phi = NT_\phi \cdot P_\phi$$

La sumatoria horizontal de dichas biomasas por rango de diámetro basal entrega el resultado del total de biomasa estimada para cada provincia.

$$BTP = \sum_{\phi=1}^{n} B_\phi$$

g. Se contabilizó el total de biomasa correspondiente a la fracción no explotable del recurso (plantas con un diámetro basal < 20 cm) y a la fracción explotable (≥ 20 cm de diámetro del disco de fijación).
h. La biomasa regional fue estimada como la suma horizontal de las biomasas provinciales.

$$BTR = \sum_{P=1}^{3} BTP$$

Estimación de biomasas

A partir de los distintos estimados de abundancia, se procedió a estimar la biomasa de la siguiente manera:

La biomasa (expresada en Kg de alga húmeda por m^2) es estimada, primero calculando la biomasa para cada tamaño de planta medido en cada UM, con la función presentada en la siguiente ecuación:

$$B_l = a * L^b$$

donde

- a y b son los parámetros obtenidos de la regresión potencial de la relación diámetro/peso,
- L es el diámetro del disco basal adhesivo de la planta medida in situ y
- B_l es el peso estimado por la función para dicha planta.

Posteriormente, y repitiendo el procedimiento para cada B_l se obtiene 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 cosechables en cada UM). Cabe destacar que de acuerdo al plan de manejo de la especie: una planta de *L.berteroana* (citada como *L. nigrescens*) apta para la cosecha, y útil para estimar la biomasa cosechable, corresponden aquella planta que tiene la talla mínima de cosecha, o sea que tiene un tamaño del disco igual o mayor a 20 cm de diámetro.

Error de estimación

Como fue planteado en la propuesta técnica se comprometió obtener un error de estimación menor al 30 % con el fin de obtener una estimación de la media y del error típico de la densidad por metro cuadrado, aceptable y

eventualmente aumentar el número de muestras si no cumpliese con esta premisa, derivada del siguiente algoritmo:

$$Errorstandar = \frac{\sqrt{1 - (\frac{n}{N})}}{Errortípico}$$

$$ErrorAbsoluto = \frac{1{,}96}{Errorstandar}$$

$$Errordeestimación = \frac{ErrorAbsoluto}{\tilde{X}}$$

$$\%\ deerror = Errordeestimación * 100\%$$

Donde:

n	=Número de UM (Unidades Muestrales)
N	=Área habitable/(N° de UM*Área de UM)
Error típico	= De la densidad
$\tilde{X}$	= media de la densidad

Teorema del Limite Central

Adicionalmente, la abundancia por provincia y regional fue estimada a partir del área habitables del recurso y el promedio utilizando el teorema del límite central (TLC). Este establece que, si se muestrea repetidamente la misma población y en cada una de esas iteraciones se calcula el promedio resultante, entonces al calcular el promedio de los promedios resultantes se obtendrá el valor del parámetro con una distribución normal.

Para trabajar en su estimación se calcularon las medias para cada estación de muestreo, cada una de ellas conteniendo cinco transectas. Se calculó el TLC promediando los promedios de todas las estaciones de muestreo y se determinó su varianza. Posteriormente se determinó si la distribución resultante es efectivamente normal mediante un test de normalidad. El valor medio del TLC fue multiplicado entonces por la superficie habitable estimada para cada provincia y para la región en su totalidad, obteniéndose así un nuevo estimado de abundancia.

Test de normalidad para las medias

Para evaluar la normalidad en la distribución de los datos de densidad en la evaluación directa se utilizó el test de Kolmogorov – Smirnov para datos agrupados (d_{max}, Zar, 1995). Para ello los datos fueron agrupados en marcas de clase de amplitud 1 ind m^{-2}.

Para evaluar la normalidad de los resultados del Teorema del Límite Central se calculó el promedio de los cinco cuadrantes de muestreo en cada estación de muestreo. Luego se promediaron todos los promedios obtenidos para cada estación y se obtuvo el promedio de los promedios y su desviación estándar. Posteriormente se realizó el test de Kolmogorov – Smirnov para datos agrupados.

4.1.3. Distribución espacial y evaluación directa de *Macrocystis* spp.

Diseño de Muestreo

El muestreo que se consideró adecuado a las características del área y el recurso fue un muestreo aleatorio simple por pradera, distribuido sobre el sustrato habitable previamente definido. Un total de 187 unidades de muestreo (cuadrantes de 1 m^2) fueron posicionadas al azar al interior de las praderas previamente delimitadas.

Muestreo parámetros morfo-gravimétricos

En cada cuadrante de muestreo de 1 m^2 se realizó el conteo total de plantas y se tomaron, de forma aleatoria, cuadrantes para registrar información del diámetro del disco de adhesión y del largo máximo de cada planta, contabilizando un total de 337 plantas.

Finalmente, se extrajeron un total de 133 plantas para registrar el diámetro del disco de adhesión, el largo total y el peso para establecer el mejor descriptor de la biomasa individual.

Estimación del área de distribución espacial (cobertura)

La distribución de *Macrocystis spp*. 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.berteroana.*

Debido a estas características, de manera previa a la evaluación directa de *Macrocystis spp*., se elaboraron cartografías participativas con los comités provinciales de manejo, 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 los cinturones de *L.berteroana,* además de la información recopilada a partir de fuentes secundarias (Vásquez, 2004; com. pers. Alonso Vega).

En base al cruce de estas fuentes de información, se definieron las distintas zonas donde se realizó la evaluación directa de las praderas. En primer término la evaluación consideró la delimitación en terreno de la extensión de las praderas y parches de *Macrocystis spp.* Para ello se llevó a cabo una prospección desde la costa, a fin de ubicar espacialmente las agrupaciones de las algas cartografiadas 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, al menos registrando el inicio, el término y un punto medio de la pradera.

En aquellos casos en que las algas se encontraron 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, realizándose 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. Para ello, en primer término se elaboraron superficies continuas en base a la interpolación de los valores de ancho de cinturón medidos en terreno.

Los valores modelados por el método de interpolación de Ponderación Inversa de la Distancia (IDW) fueron utilizados para segmentar la línea de costa, asignándole a cada segmento el valor de ancho estimado por el modelo en cada tramo del litoral. Dicho valor es utilizado para generar un área bufer que describe el ancho de cada pradera o parche.

Estimación abundancia y biomasa total y cosechable

Una vez definidas las áreas de distribución de la especie, se procedió a estimar la densidad de plantas en las distintas praderas identificadas. Para ello se realizó un conteo directo de individuos por metro cuadrado, disponiendo cuadrantes al azar en el área habitada, tanto intermareal como submareal, accediendo a estos últimos mediante buceo autónomo.

Para la estimación de la abundancia y biomasa total y cosechable de *Macrocystis spp*, se utilizaron métodos basados en variados estadígrafos de tendencia central, análogos a los utilizados para las estimaciones realizadas

en *L.berteroana*. A su vez, se trabajó la base de datos mediante análisis cartográficos y modelos probabilísticos, a fin de poseer una gama de estimadores que permita evaluar la consistencia de los resultados.

Estimadores probabilísticos de abundancia

La distribución de densidades se ajustó a una distribución multinomial (Haddon, 2001), la cual permite separar las n distribuciones normales presentes en una distribución de frecuencias de densidades observadas en terreno. La función de densidad probabilística para la distribución multinomial fue descrita por Hasting y Peacock (1975) como:

$$P\left\{x_i \middle| n, p_1, p_2, \ldots\ldots, p_k\right\} = n! \prod_{i=1}^{k} \frac{p_i^{x_i}}{x_i!}$$

donde, x_i es el número de veces que un evento de tipo i ocurre en n pruebas. Aquí n es el tamaño de la muestra o el número de pruebas y p_i son las probabilidades separadas para cada uno de los k tipos de eventos posibles. La esperanza de ocurrencia de cada tipo de evento es $E\left(x_i\right) = np_i$, donde n es el tamaño de la muestra y p_i la probabilidad del evento tipo i.

La distribución normal se usó para describir la distribución de densidades para cada grupo normal (Zar, 1995)

$$P_{L_k} = \frac{1}{\sigma_n \sqrt{2\pi}} e^{\frac{-\left(L_k - \mu_n\right)^2}{2\sigma_n}}$$

donde L_k es la densidad observada para cada una de las k categorías y n clases de densidad, μn y σn es la media y desviación estándar de la distribución, respectivamente. La probabilidad estimada para la multinomial está dada por (Haddon, 2001).

$$LL\left\{L \middle| \mu_n, \sigma_n\right\} = -\sum_{i=1}^{k} L_i Ln\left(\hat{p}_i\right) = -\sum_{i=1}^{k} L_i Ln\left(\frac{\hat{L}_i}{\sum \hat{L}_i}\right)$$

donde μn y σn son las medias y desviaciones de los n grupos normales en la distribución de frecuencia, donde existen k clases de densidad, L_i y $\hat{L}_i$ son las densidades observadas y esperadas para la grupo i, respectivamente, mientras que $\hat{p}_i$ es la proporción esperada de la clase i de las distribuciones normales combinadas. La combinación óptima para las n distribuciones se obtuvo minimizando las diferencias entre las frecuencias observadas y esperadas mediante mínimos cuadrados.

La probabilidad multinomial fue entonces multiplicada por el área habitable por el recurso. Esto origina una distribución de superficies ocupada por distintas densidades. La suma horizontal del número de plantas presentes en cada una de estas unidades de superficie constituye en sí el número total de plantas presentes en la Región.

Estimación de biomasas

Dos metodologías de estimación fueron utilizadas para la estimación de biomasas a partir de abundancias. Una metodología basada en la frecuencia de aparición de cada planta y su posterior estimación en peso a partir de la ecuación de la regresión potencial del largo total v/s peso, análogo al proceso de estimación realizado para *L.berteroana*. Otra basada en un método de probabilidades de acuerdo a lo siguiente:

A partir del número de plantas se estimó la biomasa, utilizando la distribución Gamma. La probabilidad de encuentro fue multiplicada por el número total de plantas estimadas para la región, dando así una distribución de número de plantas por tamaño, las cuales multiplicadas por el peso individual de una planta de tamaño i proporciona la biomasa por tamaño. La sumatoria horizontal de estas biomasas por tamaño representa la biomasa regional total de *Macrocystis spp*. en la Región de Atacama.

4.1.4. Teledetección de praderas de algas mediante el uso de imágenes satelitales

Se evaluaron 3 técnicas de teledetección, el cálculo del NDVI, la clasificación supervisada y la clasificación no supervisada, aplicadas sobre un set de imágenes del sensor Operational Land Imager (OLI, Landsat 8), para identificar y delimitar la presencia de algas, en las costas de la Región de Atacama.

Para ello se obtuvieron del sitio EarthExplorer (USGS, 2014a) 3 imágenes del sensor Operational Land Imager (OLI), transportado por el satélite Landsat 8, con fecha de captura el día 2 de octubre de 2014 (fecha aproximada de las evaluaciones *in situ*). Estás imágenes fueron calibradas radiométricamente, según las recomendaciones de manejo dadas por la USGS (2014b), obteniendo, luego de la corrección atmosférica, un mosaico de imágenes para el área de estudio con valores de reflectancia de superficie.

El área de estudio correspondió a a toda la costa de la Región de Atacama, entre las localidades de Pan de Azúcar al norte, y Punta de Choros al sur, y considerando un buffer de evaluación de resultados de 200 m medidos desde la línea de costa.

Estaciones de toma de datos

Con la información obtenida de la evaluación directa se tomaron 179 estaciones con información de terreno de las praderas de algas. Cada estación entrega información de la densidad estimada y del ancho de la pradera. La estación, representada por un punto coordenado ubicado en el océano cercano a la costa cuyos datos corresponden al promedió de los valores obtenidos para cada transecta (ancho del cinturón y abundancia) identificadas cada una por un número correlativo único. En base a estas estaciones se construyeron las áreas de entrenamiento requeridas para él método de clasificación supervisada, a detallar más adelante, y utilizadas también para evaluar los restantes métodos de clasificación.

Cálculo del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada

El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada, o NDVI por sus siglas en inglés, corresponde a un índice o cociente practicado con las bandas del rojo (ρR) e infrarrojo cercano (ρIRC):

$$NDVI=(\rho IRC-\rho R)/(\rho IRC+\rho R)$$

Este índice permite discriminar de mejor manera las cubiertas de suelo y vegetación. Se basa en el comportamiento radiométrico de las cubiertas vegetales, las que en situaciones de vegetación sana ofrecen una baja reflectividad en la banda roja del espectro y alta en el infrarrojo cercano. Se asume entonces que a mayor contraste entre la reflectividad de dichas bandas, mayo vigor vegetal presentará la cubierta observada, y mayor será el valor calculado por el NDVI. Su principal ventaja en comparación con otros métodos más simples es su fácil interpretabilidad, ya que está acotado entre

valores de -1 y +1, con un umbral crítico para cubiertas vegetales en torno a 0,2 (Chuvieco, 1995).

Una vez calculado el NDVI para la área de estudio, se extrajo de este los valores positivos ubicados en el océano, y se cotejaron con las áreas de entrenamiento que registraban presencia de algas.

Clasificación de la imagen

La clasificación de la imagen corresponde a la reagrupación de cada pixel según su valor en nuevas clases, atribuibles a distintas cubiertas. Se trabajó con dos métodos de clasificación, el método no supervisado y el supervisado. Los resultados entregados por cada método fueron contrastados con las áreas de entrenamiento que registraban presencia de algas.

Clasificación No Supervisada, método IsoData

El método no supervisado corresponde a una búsqueda automática de grupos de valores homogéneos dentro de la imagen, y donde finalmente el usuario es quien define la correspondencia entre los las clases generadas y las categorías de interés. En definitiva, no implica ningún conocimiento del área de estudio, por lo que la intervención humana se centra más en la interpretación, que en la consecución de los resultados (Chuvieco, 1995). El método asume que los valores de la imagen forman una serie de agrupaciones o conglomerados (clusters), más o menos nítidos según cada evaluación. Estos grupos equivaldrían a pixeles con un comportamiento espectral homogéneo y, por tanto, deberían definir clases temáticas de interés (Chuvieco, 1995). Para la clasificación del área de estudio se utilizó el método IsoData. Esta herramienta calcula el promedio de cada clase, para luego agrupar de forma iterativa los pixeles restantes usando técnicas de mínima distancia (Exelis, 2015).

Clasificación Supervisada, Máxima Verosimilitud

El método supervisado parte de un conocimiento previo del terreno, a partir del cual se seleccionan las muestras para cada una de las categorías. Este método trabaja con campos o áreas de entrenamiento, que corresponden a áreas piloto consideradas lo suficientemente representativas de las categorías evaluadas. A partir de estas áreas de entrenamiento es que se calculan los valores que definen a cada clase, asignando el resto de los píxeles de la imagen a una categoría en función de sus valores (Chuvieco, 1995).

Las áreas de entrenamiento fueron generadas a partir de cada estación, considerando una extensión de 150 m a lo largo de la costa. El ancho de cada área de entrenamiento fue obtenido de una capa de extensión

estimada de praderas de algas, en base al método descrito en la sección 4.2.1.. Las áreas fueron clasificadas en tres categorías, según el número de individuos lineales que presentaban: clase cero, con cero individuos lineales; clase baja, con un valor de individuos lineales por debajo o igual a la mediana; y clase alta, con un valor por sobre la mediana. El número de individuos lineales fue calculado a partir de la densidad y ancho de cada estación.

Para la Clasificación Supervisada se utilizó el método denominado de Máxima Verosimilitud (Maximum Likelihood Classification), el que calcula la probabilidad de que un pixel dado pertenezca a una clase específica, asignando cada pixel a la clase que presenta la más alta probabilidad de pertenencia (Exelis, 2015). Previo a la clasificación, las áreas de entrenamiento se sometieron a un test de separabilidad, el que evalúa la separabilidad espectral entre las clases definidas. Con valores de cero a dos, se indica la independencia estadística entre las clases. Se considera que valores sobre 1,9 indican una buena separabilidad de las clases definidas para las áreas de entrenamiento. Para valores más bajos, se sugiere redefinir las áreas propuestas (Exelis, 2015).

Finalmente, para evaluar la precisión de la clasificación, se compararon los resultados con las áreas de entrenamiento mediante una matriz de confusión.

Para los tres procedimientos, y con objeto de discriminar la clasificación resultante entre el océano y el continente, se utilizó una capa que representa la línea de costa, y que permite enmascarar la zona continental, excluyendo del análisis dicha área.

4.1.5. Prospección de huiro negro en ambiente submareal

La inclusión de este acápite se funda atendiendo a que en la presentación del proyecto al Comité de Manejo (expuesto en el punto 4.1.1.) se puso de manifiesto, por parte de los representantes de la pesca artesanal, que la metodología planteada para la evaluación de huiro negro excluye la zona submareal, y que este huiro, al cual le denominan "huiro ahogado", tendría gran injerencia en la estimación del stock. Dada esta indicación se acordó realizar una prospección del huiro submareal con el objetivo de ser un primer acercamiento a dimensionar esta población.

Cabe mencionar, que se explicitó a los pescadores que en caso de constatar el huiro en el submareal, este quedaría excluido de la evaluación de stock, siendo únicamente un primer acercamiento a considerar este ambiente en las futuras evaluaciones.

La metodología para explorar este huiro fue conversar con los pescadores artesanales representantes de la pesca artesanal quienes recomiendan trabajar en junto a Don Jorge Morales Mandiola, dada su vasta experiencia como buzo mariscador en la región, quien además es dirigente y representa a los pescadores de la provincia de Copiapó en el Comité de Manejo de algas pardas de la región.

Es así es como se procede mediante el apoyo de una embarcación y buceo semiautónomo (Hooka) al registro de la presencia del "huiro ahogado" en los bajos situados frente a la caleta Zenteno localizada 25 km al norte de Caldera. Dicho registro de efectúa con una cámara fotográfica (Nikon AW 130) que cuenta con profundímetro y GPS, visualizando las coordenadas y profundidad en cada imagen.

4.2. Objetivo específico 3.2.2

Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos Huiro negro y Huiro flotador en la zona estudio.

Para evaluar el estado de explotación actual de los recursos Huiro negro y Huiro flotador en la zona estudio es necesario contar con estimaciones de captura por unidad de esfuerzo (para buzos y orilleros) y estimaciones de capturabilidad, para esto se analizara la información disponible a nivel nacional y regional (p.e FIP, FNDR, SERNAPESCA, SSPA; FFPA).

La capturabilidad será calculada usando la ecuación propuesta por Baranov (1918).

$$q_{i,t} = \frac{a_{i,t}}{A_i} \qquad (1)$$

Donde $a_{i,t}$ es el área barrida por hora de buceo en la zona i al tiempo t. La expresión A denota el área de distribución del recurso en la zona i (parche o localidad). Caddy (1975), Seijo *et al.* (1994) y Chávez & Pérez (2009) recomendaron esta ecuación como una herramienta de cálculo útil para pesquerías de recursos bentónicos.

Así, con una adecuada disponibilidad de datos de CPUE la biomasa actual puede ser generada cómo

$$B_t = \frac{CPUE_t}{q_t} \qquad (2)$$

Esta cantidad será contrastada con el resultado de la evaluación directa a ser realizada en el marco del proyecto.

Para el cálculo del área barrida se propusieron alguna de estas tres maneras: 1) Estimarlo directamente a partir de observaciones de campo; 2) mediante encuestas anónimas; 3) tener una idea aproximada a partir de informantes calificados.

Se diseñó una encuesta (**Anexo B**) para tener estimaciones independientes del área barrida por faena de extracción. Esta encuesta será aplicada en forma a nómina en las tres provincias de la III Región. Adicionalmente, se realizarán observaciones de campo respecto del área barrida, de manera tal de poder contrastar estas observaciones con lo declarado en las encuestas, junto con conversaciones con informantes calificados. De esta manera se está en proceso de dar cumplimiento a lo comprometido en la propuesta original del Proyecto. Sobre la base de estas estimaciones se implementará el modelo de remoción de biomasa contenido en la propuesta.

Para estimar la CPUE se utilizó información sobre las declaraciones de pesca artesanal (DA). Se dispuso de datos generados a través del sistema de recopilación de información del Sernapesca y puestos a disposición del proyecto por la Dirección Zonal de Pesca de la III y IV Región. Esta base contiene registros del número de agentes autorizados (buzos u orilleros) que realizan declaraciones de "captura". Captura es puesta entre comillas ya que es necesario distinguir mecanismos diferentes en la "captura" declarada al Servicio Nacional de Pesca. Los orilleros generan una captura a partir de un proceso denominado "barreteo" que consiste en el uso de un instrumento metálico con el cual se desprende el alga desde su base. Sin embargo, también recolectan algas varadas en la playa, las que se desprenden del sustrato por ser demasiado pesadas y/o producto de las marejadas, lo que en rigor no responde al concepto de captura clásico, sino que es parte de la mortalidad natural de la especie y no fruto de una mortalidad por pesca. Con los buzos sucede algo similar, con la diferencia que el alga desprendida naturalmente desde el sustrato la recolectan en pozones.

El porcentaje de alga barreteada en las DA's (declaraciones artesanales) fue estimado a partir de información de agentes calificados y fue de 85% para el huiro negro (sólo un 15% provendría de alga varada). Para el huiro flotador fue estimado en 100% ya que el alga es buceada y en este caso el alga varada es recolectada por orilleros (M. Andrade, com. pers.).

El porcentaje de humedad del alga en la DA's fue estimado en 75% para ambos recursos (M. Andrade, com. pers.). Esto implica que para todos los resultados de los cálculos éstos se refieren al 75% de la biomasa total presente en el agua.

Para los análisis se excluyó parte de los pescadores que realizan DA's. Así, para las estimaciones del recurso huiro negro fueron excluidos los buzos, ya que éstos no participan de su extracción por tratarse de un recurso intermareal o del submareal muy somero. En el caso del recurso huiro flotador fueron excluidos de los cálculos los orilleros, ya que no participan de su extracción activa por tratarse de un recurso submareal. En este caso las DA's que contienen desembarques de huiro flotador se deben a que es recolectado en varaderos naturales.

Los datos contenidos en la base de Sernapesca se agruparon en forma mensual. Así, todos los DA's del mismo mes fueron agrupados, sumados sus desembarques, excluidos los usuarios que no barretean y por último aplicado el porcentaje de alga que proviene de barreteado activo por tipo de usuario.

Finalmente, dada la poca confiabilidad en la base de datos de Sernapesca, lo que se desprende del análisis realizado en el objetivo 2, se decidió trabajar en la confección del modelo dinámico considerando sólo la información de desembarque de huiro negro del año 2014 y 2015.

4.3. Objetivo específico 3.2.3

Estimar la tasa de crecimiento, reclutamiento y mortalidad natural de huiro negro en una escala espacial y temporal en toda área de estudio.

4.3.1. Área de estudio

Tres sitios dentro de la Región de Atacama fueron seleccionados con el objetivo de realizar una intervención experimental para monitorear el crecimiento, reclutamiento y la mortalidad natural de *Lessonia berteroana*. Se consideró uno en la Provincia de Chañaral, Sector Los Toyos (331158 E; 7068593 S), uno en la Provincia de Copiapó, Sector Totoral Bajo (292024 E; 6916647 S) y otro en la Provincia de Huasco, Sector Agua Dulce (258052 E 6784016 S) (**Figura 2**).

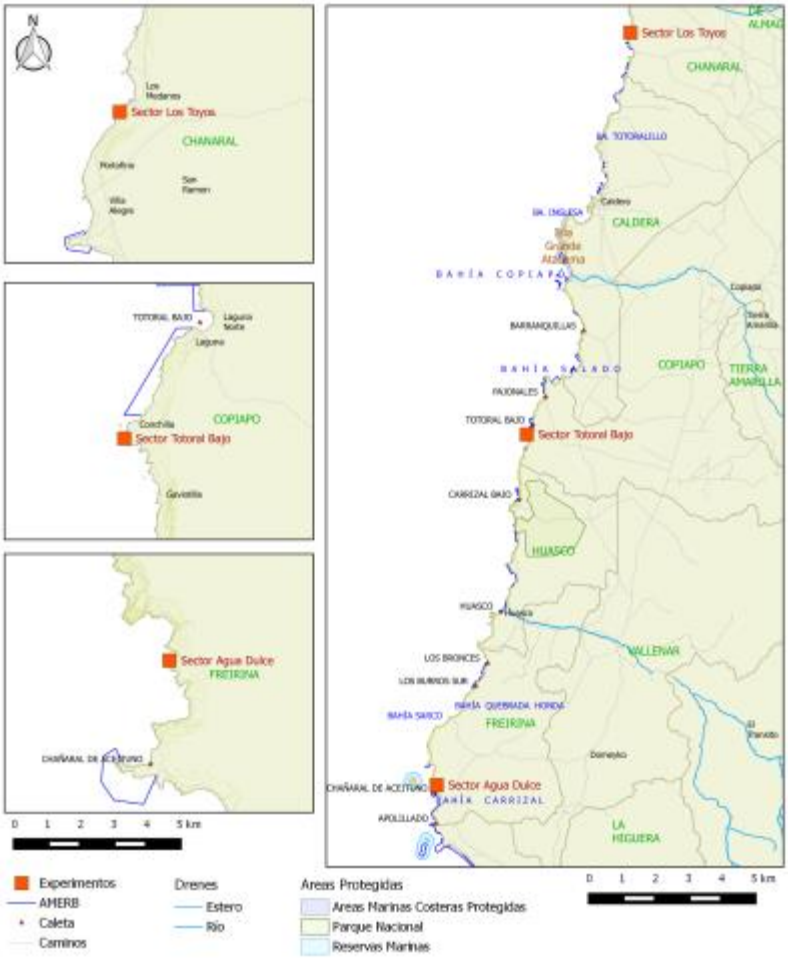


Figura 2. Sitios de estudio para monitorear el crecimiento, reclutamiento y mortalidad de *L.berteroana*, en la Región de Atacama. Los cuadrados naranjos indican la ubicación geográfica de los tratamientos experimentales.

4.3.2. Diseño Experimental

El análisis de las tablas de vida, a través del reclutamiento, crecimiento y mortalidad, es un factor importante de definir y evaluar cuando se quiere describir la dinámica del recurso algas (Chapman, 1984, 1986, 1993; Ang & De Wreede, 1990, Lazo & Chapman, 1996), y especialmente cuando existen medidas de explotación con bases biológicas y ecológicas.

Para evaluar el reclutamiento, el crecimiento y la mortalidad de *L.berteroana,* en cada sitio fueron seleccionadas tres plataformas con similares condiciones ambientales (e.g. pendiente y exposición al oleaje).

En cada una de las plataformas, se dispuso un eje de coordenadas cartesianas con dos pernos fijos a la roca separados por una distancia de aproximadamente 2 m (**Figura 3**). Desde estos puntos fijos, se registró la distancia desde cada perno hacia el centro del disco de fijación de cada planta y mediante triangulación se obtuvo la posición X-Y para todos los individuos de *L.berteroana* (i.e. adultos, juveniles y reclutas).

Las plataformas en cada sitio fueron utilizadas como tratamientos de 1) y 2) "Remoción de *L. berteroana*" con y sin plan de manejo y 3) Control referencial "sin remoción de *L. berteroana*". Cabe destacar que, en vista de la complejidad metodológica del experimento, se dispuso de un distanciómetro digital para medir las distancias de los pernos hacia las plantas, con el fin de optimizar el tiempo de muestreo y minimizar el error generado por el empleo de huinchas de medir tradicionales, sin embargo, se obtuvieron resultados infructuosos, volviendo a la metodología anteriormente usada.

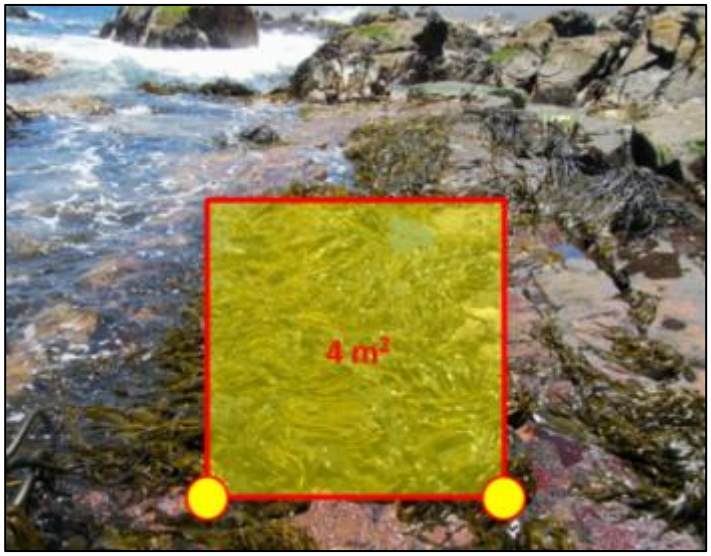


Figura 3. Diseño de plataforma experimental. Los círculos amarillos representan la posición de los pernos.

En los tratamientos de "remoción de *L.berteroana*" se manipuló la presión de cosecha de la siguiente forma: 1) En el tratamiento "con plan de manejo" se realizó la remoción, basándose en la experiencia del proponente, de plantas de talla igual o superior a 15 cm de diámetro de disco, la cual corresponde a la talla de primera madurez reproductiva. Por lo tanto, se consideró como adultas a todas aquellas plantas que presentaron un diámetro de disco mayor a 15 cm y tejido reproductivo, dejando una planta adulta cada uno a dos metros cuadrados"; 2) En el tratamiento "sin plan de manejo" se cosecharon todas las plantas.

La remoción parcial (con plan de manejo) y total (sin plan de manejo) de *L.berteroana* en las plataformas seleccionadas fue utilizada con el fin de proveer "sustrato disponible" para la recolonización de *L.berteroana* y poder evaluar el potencial de renovación de la pradera a través del reclutamiento de plantas juveniles. En el control referencial, no hubo remoción de plantas de *L.berteroana* para comprobar el efecto de interferencia de las plantas adultas en el reclutamiento de juveniles.

En las plataformas experimentales no se retiraron los componentes naturales del gremio de herbívoros que se alimentan de los estados tempranos de *L.berteroana*, dada la importancia que estos tienen en la renovación de la pradera, como controladores del reclutamiento de juveniles de algas pardas (Martínez & Santelices, 1998; Oróstica *et al.*, 2014). El efecto aditivo del gremio de herbívoros ha sido evaluada en este tipo de experimentos sugiriendo considerar la composición y abundancia de herbívoros (principalmente moluscos) en este tipo de experimentos, independiente del sistema marino considerado (e.g. Moreno & Jaramillo, 1983; Fairweather & Underwood, 1991; Dethier *et al.*, 2005; Bracken *et al.*, 2011; Williams *et al.*, 2013; Oróstica *et al.,* 2014).

Para efectos del monitoreo, los reclutas fueron definidos como aquellas plantas con diámetro de disco inferior a 5 cm, sin señales de división dicotómica del estipe y con una o dos láminas lanceoladas (Santelices *et al.,* 1980; Vega *et al.,* 2005). Fueron clasificadas como juveniles aquellas plantas con diámetros de disco entre 5 y 15 cm, con estipe dividido dicotómicamente y varias láminas, sin tejido reproductivo. Basados en la experiencia del proponente planta de talla igual o superior a 15 cm de diámetro de disco corresponde a la talla de primera madurez reproductiva. Por lo tanto, se consideró como adultas a todas aquellas plantas que presentaron un diámetro de disco mayor a 15 cm y tejido reproductivo.

El establecimiento y puesta en marcha de los experimentos se efectuó en noviembre de 2014, con el acondicionamiento de las plataformas, de acuerdo a cada tratamiento para todos los sectores. Posteriormente se efectuaron 6 monitoreos, realizados aproximadamente cada 45 a 60 días, con el fin de obtener un ciclo anual y poder analizar posibles variaciones estacionales. La primera actividad de monitoreo se realizó en enero de 2015 (**Tabla 3**).

Tabla 3. Fechas de evaluaciones de experimentos de reclutamiento, crecimiento y mortalidad de *L.berteroana* en la Región de Atacama

Monitoreos experimentales			
Etapa Monitoreo	Fecha		Localidad (Provincia)
	Inicio	Término	
Pre	04-11-2014	07-11-2014	Huasco, Copiapó y Chañaral
0	05-11-2014	07-11-2014	Huasco y Chañaral
0	20-11-2014	21-11-2014	Copiapó y Chañaral
1	20-01-2015	23-01-2015	Huasco, Copiapó y Chañaral
2	18-03-2015	24-03-2015	Huasco, Copiapó y Chañaral
3	15-05-2015	20-05-2015	Huasco, Copiapó y Chañaral
4	30-06-2015	03-07-2015	Huasco, Copiapó y Chañaral
5	11-08-2015	14-08-2015	Huasco, Copiapó y Chañaral
6	27-09-2015	29-09-2015	Huasco, Copiapó y Chañaral

4.3.3. Monitoreo experimento

Monitoreo del reclutamiento de *L. berteroana*. Se evaluó la estructura espacial del reclutamiento de plantas de *L.berteroana* en cada sitio de estudio. Para esto se estima la posición cartesiana X-Y para cada recluta en cada tratamiento, incluido el control. Los reclutas registrados en el muestreo correspondieron a un nuevo esporofito cuando su posición en el espacio cartesiano no fue identificada en el muestreo anterior. La posición cartesiana X-Y fue obtenida con la misma metodología indicada anteriormente. Además, se estimó la densidad de reclutas de *L.berteroana* según tratamiento experimental, incluido el control.

Coalescencia entre plantas de *L. berteroana.* Adicionalmente, se estimó el número de eventos de coalescencia entre discos de *L.berteroana* para cada tratamiento experimental a través del monitoreo de las plantas. Esta variable fue expresada en términos de porcentaje (%) y se define como la fusión de dos o más discos, facilitado por pequeñas distancias inter-disco (Borras-Chávez *et al.*, 2012; Rodríguez *et al.*, 2014). Para caracterizar el tipo de coalescencia entre plantas se utilizó la clasificación propuesta por Rodríguez *et al.* (2014).

Estimaciones de tasas de crecimiento y mortalidad

Monitoreo del crecimiento de plantas de *L. berteroana*. Se estimó el crecimiento de las plantas a partir del seguimiento de todas las plantas de *L.berteroana* identificados a través de las coordenadas cartesianas X-Y. El crecimiento considera la medición de distintos parámetros morfométricos de las plantas identificadas: diámetro mayor del disco basal, número de estipes y largo total de la planta; además de la presencia de soros reproductivos en las frondas. Para esto se estimó la posición cartesiana X-Y para cada una en los tratamientos de remoción "con plan de manejo" y "sin plan de manejo", incluido el control, los cuales fueron monitoreados midiendo los parámetros morfométricos correspondientes a dicha planta.

Mortalidad de plantas de *L. berteroana.* Se estimó la supervivencia de plantas de *L.berteroana* para cada tratamiento experimental a través del monitoreo de las plantas. Se identificó como mortalidad, cuando una planta registrada en el muestreo inmediatamente anterior, no fue identificada en el mes de muestreo actual a través de las coordenadas X-Y. Esta variable fue expresada en términos de porcentaje (%), y excluye los eventos de fusión de dos o más discos producidos por el fenómeno de coalescencia (Oróstica *et al.,* 2014; Rodríguez *et al*., 2013).

Evaluaciones complementarias. Se realizó un análisis comparativo entre tratamientos a través de histogramas de frecuencia de tallas basados en el diámetro mayor del disco de adhesión de *L.berteroana*, donde se identificaron las plantas reclutas, juveniles y adultas. Los valores del diámetro del disco basal adhesivo fueron obtenidos desde las evaluaciones directas descritas anteriormente en cada tratamiento experimental por sitio de estudio.

Asi mismo, se evaluó la renovación de plantas en las plataformas, en términos de biomasa, para cada tratamiento experimental en cada sitio de estudio. La estimación de la biomasa para cada planta medida en cada tratamiento fue obtenida indirectamente usando un modelo de regresión potencial ($y=ax^b$), descrita para *L.berteroana* (ex *L. nigrescens*) por Vásquez *et al.* (2010, 2012). Esta función ocupa al diámetro del disco basal (como variable independiente) para predecir el peso de la planta (variable dependiente), según la ecuación:

$$B_l = a * L^b$$

donde

- a y b son los parámetros obtenidos de la regresión potencial de la relación diámetro/peso, derivados de la evaluación directa de *L. berteroana*
- L es el diámetro del disco basal adhesivo de la planta medida in situ y
- B_I es el peso estimado por la función para dicha planta

Posteriormente, y repitiendo el procedimiento para cada B_I se obtiene la biomasa total estimada para los individuos evaluados en los tratamientos experimentales:

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

Crecimiento y Mortalidad en las poblaciones de *L. berteroana*. En forma paralela al experimento, en cada sitio de estudio, se marcaron 50 plantas al azar por reclutas, juveniles y adultos, en las que se estimó el crecimiento y la mortalidad natural, a través del seguimiento en el tiempo de las plantas marcadas (Vásquez *et al.,* 2008). Los marcajes se realizaron en primavera (septiembre) y otoño (abril), y luego de seis meses las marcas fueron revisadas. Se utilizaron marcas de amarra-cables con placas enumeradas. En cada evaluación las marcas fueron revisadas y cambiadas en caso de daño o perdida de acuerdo a la metodología usada por Tala & Edding (2005) para *Lessonia*.

El crecimiento de las plantas marcadas fue evaluado por los cambios en el largo total y diámetro mayor del disco basal adhesivo. No obstante, antecedentes de crecimiento en Laminariales muestran una pérdida de tejido apical desde sus frondas producto de su crecimiento, donde el tejido se erosiona más rápidamente de lo que se produce en ciertas épocas del año (Hay, 1994; North, 1994; Tala, 1999). En estos casos el cambio en la longitud total de la planta refleja el crecimiento neto ocurrido en ellas. Para establecer el crecimiento se empleó la siguiente expresión:

$$G = Ln\ (Xf/Xi)\ /\ t$$

donde G corresponde a incremento por unidad de tiempo; Xi y Xf corresponden al valor inicial y final de la variable correspondiente; y t corresponde al tiempo en el cual se determinó el crecimiento.

Esta expresión es corregida a Tasa de Crecimiento exponencial (K) en base dos, aplicando el factor de conversión (G/0,6931 = K), asumiendo un crecimiento exponencial y la duplicación de la variable morfométrica en el intervalo de tiempo de medida (Brinkhuis, 1985).

La mortalidad natural fue evaluada por la pérdida de plantas marcadas en el tiempo (Chapman, 1985). En cada muestreo se restablecieron nuevas marcas para conservar un número de muestras igual a 50 individuos por grupo y tratamiento experimental en los tres sectores.

4.4. Objetivo específico 3.2.4

Establecer un protocolo de muestreo que permita evaluar el efecto de la actividad extractiva del recurso huiro sobre las comunidades asociadas en la zona de estudio.

4.4.1. Área de Estudio

El área de estudio corresponde a las localidades de Chañaral de Aceituno, Caleta Totoral y Los Toyos, correspondiente a las provincias de Chañaral, Huasco y Copiapó respectivamente, todas pertenecientes a la Región de Atacama (26 a 29°S), norte de Chile (**Figura 2**). En las costas de esta región geopolítica predominan los ambientes intermareales expuestos y semi-expuestos al oleaje (Santelices, 1989; Vásquez & Vega, 2005). La comunidad de la zona intermareal baja de estos ambientes está dominada tanto en cobertura como en biomasa por el alga parda *Lessonia berteroana* donde forma un cinturón monoespecífico característico de estas costas (Hoffmann y Santelices, 1997; citada como *L. nigrescens*).

4.4.2. Diseño Experimental

Desde Diciembre de 2014 se realizarán seis monitoreos bimensuales, para evaluar el efecto en la actividad extractiva sobre el recurso *L.berteroana*. Para esto se realizaron tres experimentos en franjas de 20 m^2, en cada una de las tres localidades de estudio en la región de Atacama. El efecto será evaluado a través de los patrones de distribución y diversidad de las especies y las interacciones ecológicas (intra e interdisco) de las comunidades asociadas a *L.berteroana*.

El primer tratamiento "sin plan de manejo" (20 m^2), en el que se cosecharán todas las plantas, será contrastado con el segundo tratamiento de buenas prácticas de cosecha o "con plan de manejo"(20 m^2), con remoción exclusiva de plantas con disco mayor o igual a 20 cm de diámetro y un tercer tratamiento control o referencial "sin remoción" (20 m^2), los cuales fueron ubicados con orientación norte a sur, en áreas semiprotegidas al oleaje en la zona del intermareal.

4.4.3. Evaluación inter-disco

La determinación de las interacciones inter-específicas se realizó a través de observaciones de riqueza y abundancia (densidad, porcentaje de cobertura y/o biomasa). El diseño muestreal consistió en evaluar cuadrantes de $2m^2$ al azar, cada 2 meses, con el fin de cubrir a lo largo del tiempo el área experimental ($20m^2$). Para evaluar la abundancia de macroalgas e invertebrados semi-sésiles (e.g. algas crustosas, piure, actinias, etc.) se estimó la cobertura, utilizando cuadrantes reticulados, mientras que para especies de invertebrados móviles se cuantificó la densidad (número de individuos). Para la identificación de las especies no reconocidas en terreno se tomaron muestras de algunos ejemplares, los que fueron preservados en alcohol al 70% y se identificaron en el laboratorio. Durante la primera campaña de muestreo se realizó la evaluación de indicadores ecológicos, previamente a la extracción de algas, para poder calcular el efecto extractivo del recurso, según el tipo de experimento realizado. El registro de indicadores ecológicos serán obtenidos en cada monitoreo bimensual calendarizado.

4.4.4. Evaluación intra-disco

La caracterización de la comunidad de macroinvertebrados asociados a los discos de adhesión (intra-disco) se realizó colectando la totalidad de las plantas de *L.berteroana* presentes en los 2 m^2 seleccionados al azar según lo indicado en el punto 4.4.2, en cada una de las tres localidades seleccionadas a lo largo del periodo de monitoreo. Las plantas fueron extraídas con barretas de fierro desde las rocas, y a cada una de ellas se les realiza un registro morfométrico (N°de estipes, largo (m), tamaño de disco (cm) y peso (kg).

En terreno, se recolectó la fauna que se encuentra presente en los estipes de cada una de las plantas. Luego, cada disco de adhesión y la fauna asociada fueron depositados en bolsas plásticas herméticas y frascos previamente rotulados, y preservadas en alcohol al 70%. En el laboratorio, los organismos presentes en las cavidades interiores de los discos de adhesión de *L.berteroana* se obtuvieron por disección. Los individuos recolectados (>0,5 mm) fueron identificados hasta el nivel taxonómico más bajo posible, contados y pesados. La identificación de las especies en el laboratorio, es realizada con el apoyo de la literatura taxonómica correspondiente.

4.4.5. Análisis de Datos

Índices Ecológicos intra e inter discos

La caracterización funcional de los ensambles de invertebrados asociados al disco de adhesión y entre los discos se realizó a partir del cálculo de índices comunitarios de diversidad específica de Shannon (H'), uniformidad específica (J'), riqueza específica (S') y dominancia de Simpson (λ) (Ludwig & Reynolds, 1988). Los análisis se realizaron para cada uno de los monitoreos bimensuales, utilizando el paquete estadístico PRIMER versión 6 (Clarke & Gorley, 2006.).

a) Riqueza de especies (S)

La riqueza de especies de los ensambles de invertebrados se estima a partir del conteo de especies o unidades taxonómicas presentes en la planta, (S):

Donde:

S = Número total de especies en la muestra.

Si = i-esimo taxón asociado a la muestra.

b) Diversidad específica de Shannon (H')

La diversidad específica, H', varía desde 0 en comunidades con un único taxón hasta infinito en comunidades con muchas taxa. Esta se calcula para cada estación de muestreo y se utiliza la siguiente expresión:

$$H' = -\sum_{n=1}^{N} p_i Log p_i$$

Donde:

H' = Índice de diversidad específica.

pi = ni /N = Abundancia proporcional de la i-ésima especie.

ni = Abundancia de la especie i-ésima en una muestra.

N = Número total de individuos en la muestra.

c) Uniformidad específica (J')

La uniformidad específica (J') se calculó a partir de la siguiente relación:

$$J' = H' / Log(S)$$

Donde:

J' = Índice de uniformidad específica de una muestra.

H' = Índice de diversidad específica de una muestra.

S = Número de especies observadas en una muestra.

4.4.6. Análisis Gráfico

El grado de intervención de los diferentes niveles de perturbación exógena sobre las comunidades bentónicas, se evaluó de acuerdo a las siguientes metodologías.

K-dominancia: El método de las curvas de K-dominancia corresponde a una técnica para evaluar las condiciones ambientales de una comunidad bentónica afectada por alguna alteración sin tener que disponer de datos históricos del área (Warwick, 1986).

El método consiste en ordenar a las especies, de mayor a menor, en función de sus porcentajes de abundancia. Se trata de representar el porcentaje de individuos en la muestra que pertenecen a la misma especie y el número de especies es graficado contra el mencionado ranking. En estos casos los sitios impactados, dominados por unas pocas especies tendrán una curva más achatada (sin la famosa forma de "J") que los sitios no impactados (sin dominancia marcada de pocas especies). Esto se debe a la reducción en la primera o segunda clase de abundancia (pérdida de especies raras) en combinación con la ganancia de clases muy abundantes (especies "oportunistas" muy numerosas). Similarmente, graficando el porcentaje acumulado contra el ranking se obtienen las curvas de k-dominancia ó Curvas de rarefacción (Lambshead *et al.*, 1983).

4.4.7. Sucesión Ecológica inter-disco

La sucesión ecológica, se analizó a través de métodos multivariados con tendencias. Donde las abundancia de especies, obtenidas en cada monitoreo, fueron transformados, utilizando el coeficiente de similitud porcentual (Sjk) de Bray-Curtis (Ludwig & Reynolds, 1988) para medir la similitud entre pares de elementos, constituyendo así la matriz de similitud, donde los valores extremos, 0 y 100, correspondieron a la ausencia y presencia de coexistencia de dos taxa en mismo sitio, respectivamente.

$$Sjk = 100\left\{1-\frac{\sum_{i=1}^{n}|xij - xik|}{\sum_{i=1}^{n}|xij + xik|}\right\}$$

Así la matriz de similitud, obtenida con el algoritmo de Bray-Curtis, constituye la base de datos de entrada para los análisis de Clasificación y Ordenación (NMDS).

Con el fin de determinar diferencias significativas entre la riqueza y abundancia entre las campañas consecutivas, se emplea el método ANOSIM. El ANOSIM esencialmente contrasta las diferencias entre campañas consecutivas. El estadístico R es un indicador de la separación entre sitios, variando desde 0 (no diferencias entre sitios) y 1 (completa separación de sitios: las réplicas al interior de los sitios son más similares que cualquier réplica de sitios distintos).

$$R = \frac{\left(\bar{r}_B - \bar{r}_W\right)}{\frac{1}{2}M}$$

Donde

Rb= promedio de las similitudes de los rangos de todos los pares de réplicas entre las campañas

rW= promedio de todas las similitudes de los rangos de las réplicas dentro de las campañas.

M= nx(n-1)/2, y n es el total de muestras en consideración.

El análisis se realizó con un procedimiento de permutaciones aleatorias. El valor de R observado (Rob) fue comparado con la distribución nula.

Sí y solo sí existen diferencias significativas a través de ANOSIM entre las campañas analizadas, y con el fin de identificar las especies que contribuyeron la diferenciación entre campañas, se procedió a realizar un análisis de similitud-distancia SIMPER (Clarke, 1993). El análisis de porcentajes de similitud (SIMPER), determina cuales especies contribuyen en mayor porcentaje a la disimilitud entre las campañas analizadas. Para ello se utilizó el paquete estadístico PRIMER versión 6 (Clarke & Gorley, 2006).

4.5. Objetivo específico 3.2.5

Considerando los antecedentes de la pesquería y los resultados del proyecto, proponer e implementar un método de evaluación indirecta para cada especie de algas, que permita realizar

Para este objetivo se utilizó como insumos el análisis de la información histórica descrita en el Objetivo Específico 3.2.2. Las DA fueron usadas como indicador del esfuerzo y los desembarque observados en forma mensual.

4.5.1. Definición del modelo empleado

Para estimar la biomasa a través del tiempo se modeló la población en tiempo discreto, usando la ecuación logística de crecimiento poblacional, el que si bien ha sido empleado más para el modelamiento de pesquerías de peces (Hilborn & Walters, 1992; Seijo *et al.*, 1997; Haddon, 2001) representa un excelente modelo para simular el efecto de las capturas de algas en términos de biomasa más que de individuos. Otras alternativas pueden ser vistas en Gurney & Nisbet (1998), sin embargo, el modelo logístico representa una alternativa válida cómo una primera aproximación. La biomasa en el tiempo t+1 (B_{t+1}) fue estimada a través de la ecuación

$$B_{t+1} = B_t + r \cdot B_t \cdot \left(1 - \frac{B_t}{K}\right) - C_{t,O} - C_{t,B} \qquad (3)$$

donde B_t es la biomasa presente en el tiempo t; r es la tasa intrínseca de crecimiento poblacional (mes-1); K es la capacidad de carga (ton); $C_{t,0}$ es la captura en el tiempo t de la fracción de pescadores que operan desde la orilla (orilleros) y $C_{t,B}$ es la fracción que opera desde botes (buzos).

La captura fue estimada cómo

$$C_{t,p} = B_t \cdot f \cdot q_p \qquad (4)$$

Dónde f es el "esfuerzo de pesca" y el subíndice p denota el tipo de pescadores (O, B, orilleros o buzos, respectivamente). El parámetro q_p equivale al coeficiente de capturabilidad (Hilborn & Walters, 1992) tanto para orilleros como para buzos. La ecuación (4) es introducida en (3) reemplazando la captura de acuerdo al tipo de esfuerzo empleado (orillero o buzo).

El cálculo de parámetros (r, K y q_p) se realizó minimizando la suma de cuadrados entre las capturas observadas (C_{obs}) y las esperadas (C_{esp}) por el modelo

$$\min \rightarrow \sum_{p=O}^{B}\left(C_{obs,t}, C_{esp,t}\right)^2 \qquad (5)$$

Así, el procedimiento, consistió en los siguientes pasos: (i) se agruparon los datos en número de declaraciones de captura para orilleros y buzos. (ii) Usando la información procesada en el marco del proyecto se ajustan los parámetros mediante la ecuación (3) minimizando la suma de los cuadrados de la ecuación (5). (iii) con los datos de esfuerzo en este periodo y los parámetros estimados se procedió a calcular la captura estimada para buzos y orilleros. (iv) Con los datos de captura observada versus captura estimada por el modelo se llevará a cabo un análisis estadístico basados en el índice de inequidad de Theil (Leuthold, 1975).

El índice de inequidad de Theil es utilizado usualmente como una medida de la exactitud en las predicciones obtenidas a partir de un modelo de simulación (Leuthold, 1975). Hay dos maneras en las cuales ha sido entendido el procedimiento para calcular el valor U de este coeficiente

$$U_1 = \frac{\sqrt{\sum(p_i - A_i)^2}}{\left(\sqrt{\sum P_i^2} + \sqrt{\sum A_i^2}\right)} \qquad (6)$$

donde P_i es el valor de predicción y A_i es el valor observado. Una interpretación alternativa del índice establece hacer las comparaciones entre los valores observados y estimados por el modelo usando los valores de

cambio para cada variable, esto es $\Delta P_t = P_t - A_{t-1}$ y $\Delta At = A_t - A_{t-1}$ (Leuthold, 1975), de manera que

$$U_2 = \frac{\sqrt{\sum (P_i - A_i)^2}}{\sqrt{\sum A_i^2}} \qquad (7)$$

donde P_i y A_i son ahora definidos como los cambios en los valores esperados y observados, respectivamente (Leuthold, 1975). Tanto U_1 como U_2 tienen su límite inferior en 0 (predicción perfecta), mientras que U_1 tiene su límite superior en 1. Sin embargo U_2 no tiene límite superior. Así mientras más cercano a 0 sea el valor del coeficiente mayor exactitud en las predicciones del modelo. Ambos coeficientes (U_1 y U_2) fueron usados en el trabajo, esto para permitir al lector disponer de dichos cálculos dependiendo de cuál interpretación (ecuación 6 o 7) sea de su preferencia.

Una vez validadas las capturas se procederá a estimar la dinámica de la biomasa a través del tiempo.

5. RESULTADOS

5.1. Objetivo Específico 3.2.1

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

5.1.1. Recopilación de información empírica

Información relevante fue recabada a partir del trabajo de las cartografías participativas (**Tabla 4**), parte de esta pesquisa ha sido clave para la ubicación y delimitación de praderas de huiro macro y puede ser de gran importancia para la posterior discusión acerca del estado de explotación en que se encuentran los recursos *Lessonia berteroana* y *Macrocystis spp.* en distintos sectores de la Región de Atacama.

Aspectos como el nivel de explotación de los sectores (definido cualitativamente a partir de la percepción de los usuarios), la ubicación de áreas sometidas a sistemas de manejo tradicional y la existencia de rucos[2] que pueden ser consideradas como unidades de esfuerzo, podrían ser insumos relevantes para mensurar la presión de cosecha diferenciada que existe en la región y como esta presión se refleja en el estado biológico de las praderas.

Tabla 4. Recopilación de información empírica sobre los recursos *L. berteroana* y *Macrocystis spp.* Región de Atacama.

N°	Información	Fuente
1	Ubicación de praderas	CM y MP
2	Nivel de explotación*	CM, MP y A
3	Áreas con sistemas de manejo tradicional	MP y AL
4	Presencia de Rucos	ME

CM Comité de Manejo Algas Pardas Atacama
MP Mesas Provinciales de Algas Pardas Atacama
A Algueros Locales
ME Muestreadores Ecos

La información indicada es presentada en el **Anexo C,** donde se muestra la priorización de las praderas realizada por los usuarios, en donde la mayor

[2] Viviendas de campaña cercana a zonas de extracción tradicional y varaderos naturales de algas pardas

importancia de la pradera se valora con el número '1' y la menor importancia, con el valor '4'. Junto con lo anterior, en los mapas se consigna información de interés para el manejo de estas praderas como por ejemplo: Zonas de manejo tradicional, sectores donde trabajan algueros provenientes de sectores ajenos al área manejada, sectores donde aparecen parches de *Macrocystis pirifera*, y lugares donde no hay algas.

5.1.2. Distribución espacial y evaluación de *Lessonia berteroana*

Estructura de tallas y relación talla-peso

La estructura poblacional medida en función del diámetro del disco de adhesión indica que en todas las provincias de Atacama, las praderas están dominadas por la fracción juvenil, que corresponden a plantas de diámetro de disco de entre 5 y 19 cm. En tanto, la fracción adulta (plantas > 20 cm) corresponde a la parte más pequeña de la población, siendo especialmente baja en la provincia de Copiapó, donde alcanza solo un 7 % de la población total.

La fracción recluta, que considera a plantas de diámetro inferior a 5 cm, se muestra similar en las tres provincias, con una variación que va desde 22 % a 26 % del total (**Tabla 5** y **Figura 4**).

Tabla 5. Estructura poblacional en función del diámetro del disco de adhesión de *L.berteroana*. Región de Atacama.

Caracterización estructura de tallas			
	Chañaral	Copiapó	Huasco
N	535	1.433	2.095
Fracción recluta	23%	22%	26%
Fracción juvenil	67%	72%	63%
Fracción adulta	10%	7%	11%

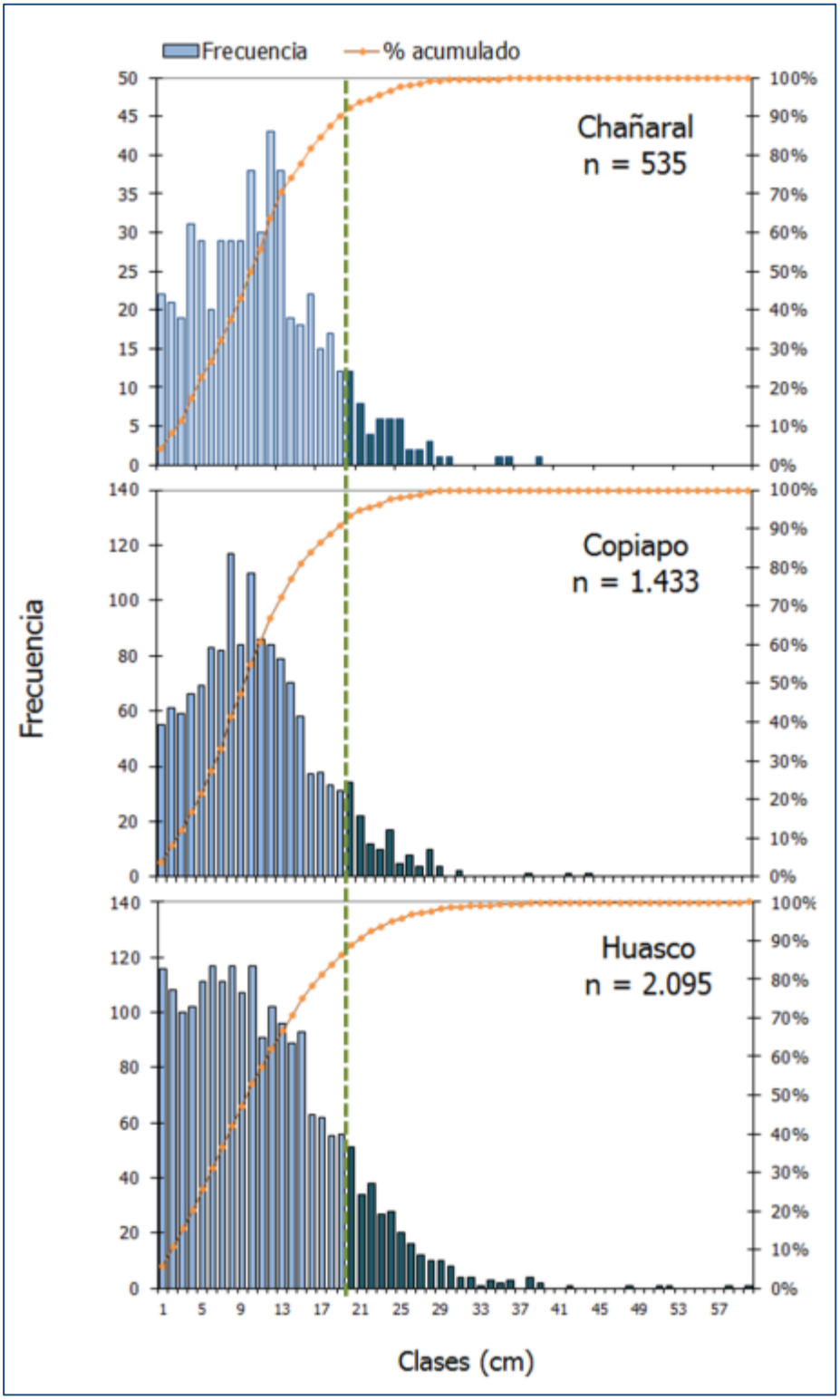


Figura 4. Estructura poblacional en función del diámetro del disco de adhesión de *L.berteroana*. Región de Atacama. La línea punteada separa la fracción adulta (> 20 cm) del resto de la población.

En cuanto a los parámetros que se utilizan para la estimación en peso de las praderas de *L.berteroana* que han sido evaluadas indirectamente, se evidencia que en las tres provincias de la Región de Atacama, la relación que existe entre diámetro del disco de adhesión y el peso de la planta, se ajusta a un modelo de regresión potencial con valores de Coeficiente de Determinación (R^2) superiores a 0,85 (**Figura 5**).

De acuerdo a lo anterior, el ajuste se considera significativo para utilizar los parámetros derivados del modelo en la estimación indirecta de la biomasa (**Figura 5** y **Tabla 6**)

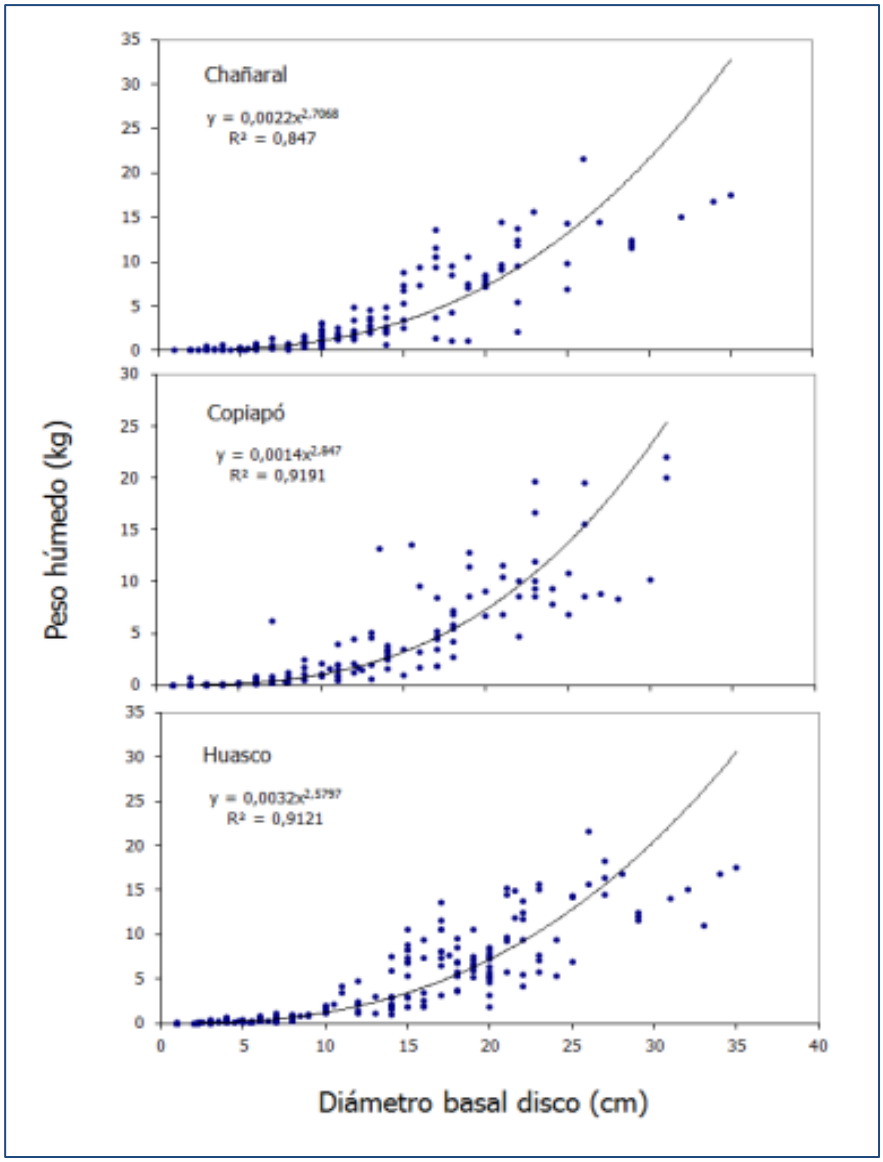


Figura 5. Curvas de la regresión potencial que considera el diámetro del disco basal (como variable independiente) para predecir el peso de la planta (variable dependiente) del alga *L.berteroana.* Región de Atacama.

Tabla 6. Parámetros de la regresión potencial que considera el diámetro del disco basal (como variable independiente) para predecir el peso de la planta (variable dependiente) del alga *L.berteroana*. Región de Atacama.

Valores relación potencial talla-peso			
	Chañaral	Copiapó	Huasco
N	165	144	222
a	0,0022	0,0014	0,0032
b	2,7068	2,847	2,5797
r2	0,847	0,9191	0,9121

Estimación del área de distribución espacial (cobertura)

Esta especie de distribución intermareal y submareal somero, se distribuye en la costas rocosas expuestas y semi expuestas del área de estudio, formando cinturones continuos de ancho variable que se interrumpen por la presencia de playas de arena donde el sustrato impide el desarrollo de las algas y por bahías protegidas donde las condiciones propician un desarrollo más óptimo de otras algas pardas como huiro palo y/o huiro macro.

Dentro del área de distribución, el ancho máximo observado del cinturón fue de 171 m, mientras que el mínimo correspondió a 0,5 m. En cuanto a la densidad de plantas, también se apreció una alta variabilidad al interior del área de distribución, de 1 a 351 plantas/20m^2.

Considerando el ancho del cinturón y las zonas de discontinuación del mismo, se pudo definir un área total de distribución de huiro negro para la región de 772 ha. Respecto de las zonas que poseen mayor área cubierta por el recurso, se puede indicar que las provincias de Copiapó y Huasco aportan con aproximadamente el 89 % del área total de distribución del recurso a nivel regional, siendo menor el aporte de Chañaral (**Tabla 7**) (ver Anexo D – Cartografías del área de distribución de *L.berteroana*).

Tabla 7. Superficie habitada por huiro negro (m^2).

PROVINCIA	ÁREA (m2)	%
Chañaral	872.859	11%
Copiapó	3.611.305	47%
Huasco	3.235.257	42%
TOTAL	7.719.421	100%

Estimaciones de abundancia y biomasa

En cuanto a la abundancia total, las estimaciones varían de 15,4 a 28,1 millones de plantas con una fracción cosechable que fluctúa entre 1,7 y 3,2 millones. Respecto de la biomasa total se estimaron valores que van desde 41.481 ton a 79.322 ton y biomasas apta para ser cosechadas que varían de 20.116 ton a 55.141 ton (**Tabla 8**).

En términos generales los modelos probabilísticos tendieron a entregar los valores más conservadores de abundancia total y cosechable, mientras que el valor promedio de la distribución Log-normal proporcionó la estimación más alta de abundancia total y cosechable. Seguidamente, al efectuar las estimaciones de biomasa la media Log-normal sigue proporcionando el mayor estimado de biomasa total, no obstante, es el modelo probabilístico basado en una distribución Gamma, el que entrega el mayor estimado de biomasa cosechable, debido a una mayor representación de la fracción cosechable en peso.

Tabla 8. Abundancia y biomasa total y cosechable y regional, estimada a partir de distintos métodos. En colores se indican los valores extremos obtenidos (mín: verde; máx: rojo).

		ABUNDANCIA (número total de Plantas)									
		Geoestadístico		Tendencia Central					Probabilístico		
		Kriging	IDW	Media	Moda	Mediana	Media Log Normal	Delta	Gamma	Gamma 2*	Gamma 3*
Chañaral	Total	2.837.779	2.780.180	2.534.648	1.745.718	1.942.111	1.850.461	1.475.132	1.727.070	1.727.071	1.727.070
	Cosechable	286.430	280.616	255.834	176.203	196.026	186.776	148.892	222.510	174.321	174.321
	Fracción Cosechable	10,09%	10,09%	10,09%	10,09%	10,09%	10,09%	10,09%	12,88%	10,09%	10,09%
Copiapó	Total	11.936.773	11.878.351	11.195.834	8.667.132	9.389.393	11.917.303	11.700.628	7.226.037	7.226.036	7.226.036
	Cosechable	1.091.219	1.085.879	1.023.485	792.320	858.346	1.089.439	1.069.632	875.297	660.580	651.404
	Fracción Cosechable	9,14%	9,14%	9,14%	9,14%	9,14%	9,14%	9,14%	12,11%	9,14%	9,01%
Huasco	Total	12.168.061	12.150.471	11.698.494	7.764.617	10.433.704	14.293.638	13.846.900	6.413.074	6.413.073	6.413.073
	Cosechable	1.642.920	1.640.545	1.579.520	1.048.371	1.408.749	1.929.914	1.869.596	1.602.545	866.301	845.038
	Fracción Cosechable	13,50%	13,50%	13,50%	13,50%	13,50%	13,50%	13,50%	24,99%	13,51%	13,18%
Regional	**Total**	**26.942.613**	**26.809.002**	**25.428.976**	**18.177.467**	**21.765.208**	**28.061.402**	**27.022.660**	**15.366.180**	**15.366.179**	**15.366.179**
	Cosechable	**3.020.570**	**3.007.040**	**2.858.839**	**2.016.894**	**2.463.121**	**3.206.129**	**3.088.120**	**2.700.352**	**1.701.202**	**1.670.763**
	Fracción Cosechable	**11%**	**11%**	**11%**	**11%**	**11%**	**11%**	**11%**	**18%**	**11%**	**11%**

		BIOMASA (Kilogramos)									
		Geoestadístico		Tendencia Central					Probabilístico		
		Kriging	IDW	Media	Moda	Mediana	Media Log Normal	Delta	Gamma	Gamma 2*	Gamma 3*
Chañaral	Total	7.658.762	7.503.310	6.840.655	4.711.445	5.241.482	4.994.131	3.981.171	6.107.362	5.063.131	4.788.988
	Cosechable	3.614.401	3.541.038	3.228.311	2.223.473	2.473.613	2.356.881	1.878.834	3.458.893	2.325.804	2.198.383
	Fracción Cosechable	47,19%	47,19%	47,19%	47,19%	47,19%	47,19%	47,19%	56,63%	45,94%	45,90%
Copiapó	Total	27.642.639	27.507.348	25.926.806	20.070.952	21.743.532	27.597.551	27.095.786	23.704.757	18.322.573	16.959.219
	Cosechable	13.135.823	13.071.533	12.320.457	9.537.746	10.332.558	13.114.397	12.875.958	13.582.841	8.516.734	7.329.554
	Fracción Cosechable	47,52%	47,52%	47,52%	47,52%	47,52%	47,52%	47,52%	57,30%	46,48%	43,22%
Huasco	Total	39.780.884	39.723.377	38.245.734	25.384.761	34.110.772	46.730.005	45.269.490	46.364.419	22.540.927	19.732.415
	Cosechable	23.412.867	23.379.022	22.509.361	14.940.091	20.075.748	27.502.742	26.643.163	38.099.759	13.030.759	10.587.563
	Fracción Cosechable	58,85%	58,85%	58,85%	58,85%	58,85%	58,85%	58,85%	82,17%	57,81%	53,66%
Regional	**Total**	**75.082.285**	**74.734.035**	**71.013.195**	**50.167.158**	**61.095.786**	**79.321.687**	**76.346.447**	**76.176.538**	**45.926.631**	**41.480.622**
	Cosechable	**40.163.091**	**39.991.593**	**38.058.129**	**26.701.310**	**32.881.919**	**42.974.020**	**41.397.955**	**55.141.493**	**23.873.296**	**20.115.500**
	Fracción Cosechable	**53%**	**54%**	**54%**	**53%**	**54%**	**54%**	**54%**	**72%**	**52%**	**48%**

* Estimación biomasa a través de frecuencia de probabilidades

Dispersión de los datos y error de estimación

Dado que los métodos de probabilidades no entregan valor de varianza, se indican sólo aquellos métodos que si permiten su cálculo (media normal, log – normal y delta).

En la **Tabla 9** se muestra la desviación estándar y error de estimación para cada provincia. Estos resultados indican que la dispersión de valores es extremadamente alta dada la desviación estándar que exhiben los estimadores, aunque el estimador con menor desviación correspondió al estimador de la media normal, aun cuando se reconoce que la distribución de valores no sigue una distribución normal.

De igual modo, no se exhiben las varianzas asociadas a las biomasas por la siguiente razón: las biomasas son estimadas a partir de los datos de abundancia. Por este motivo pensamos que el error asociado no es confiable por ser estimado indirectamente.

Pese a las grandes dispersiones de la data los errores de estimación son menores al 17% en todas las provincias. Sin embargo, se debe considerar que este estimador no representa la dispersión de los datos originales, sino lo que muestra es el aporte de cada muestra a la varianza total.

Tabla 9. Desviación estándar y error de estimación para cada provincia

		Chañaral	Copiapó	Huasco
Log Normal	Media	2,12	3,30	4,42
	Desv. est.	3,79	3,30	5,36
Delta	Media	1,69	3,24	4,28
	Desv. est.	2,70	2,76	5,25
Media Normal	Media	2,90	3,10	3,69
	Desv. est.	2,12	2,12	2,52
Error de estimación		16,22%	8,86%	8,00%

Teorema del Limite Central

Se observa que el TLC ofrece valores muy cercanos al promedio obtenido de todas las transectas de muestreo (**Tabla 10**). En este sentido las estimaciones de densidad no representan mayores diferencias.

Tabla 10. Densidad promedio de todas las transectas por provincia, densidad promedio de las estaciones y sus desviaciones estándar

		Chañaral	Copiapó	Huasco	III Región
Todos los datos	Promedio	2,90	3,10	3,69	3,36
	Desv. Est.	2,12	2,12	2,52	2,35
	N	78	229	292	599
TLC	Promedio	2,84	3,08	3,64	3,32
	Desv. Est.	1,74	1,57	1,93	1,79
	N	16	49	60	125

Test de normalidad para las medias

Los resultados para el análisis de normalidad en los resultados indicaron que los datos de distribución de densidades tuvieron un comportamiento normal ($p < 0.05$) sólo en el caso de los datos levantados en la provincia de Chañaral. En contraste, en Copiapó y Huasco, así como a nivel regional, los datos tuvieron un comportamiento no normal.

En cuanto a la distribución de medias producto del Teorema del Límite Central todas las distribuciones mostraron comportamiento normal ($p < 0.05$), como era esperable a partir de la teoría.

5.1.3. Distribución espacial y evaluación de *Macrocystis* spp

Estructura de tallas y relación talla-peso

De la estructura poblacional medida en función del largo total, se puede desprender que existe una alta variabilidad de tamaños de plantas que van desde los 12 cm a los 650 cm, concentrándose la mayor cantidad de valores en torno a plantas de 200 cm, mientras que la talla promedio alcanzó los 234 cm (**Figura 6**).

En cuanto a la fracción considerada para la estimación de la biomasa cosechable (> 150 cm), se puede indicar que el 72% las plantas se encontraron sobre este tamaño.

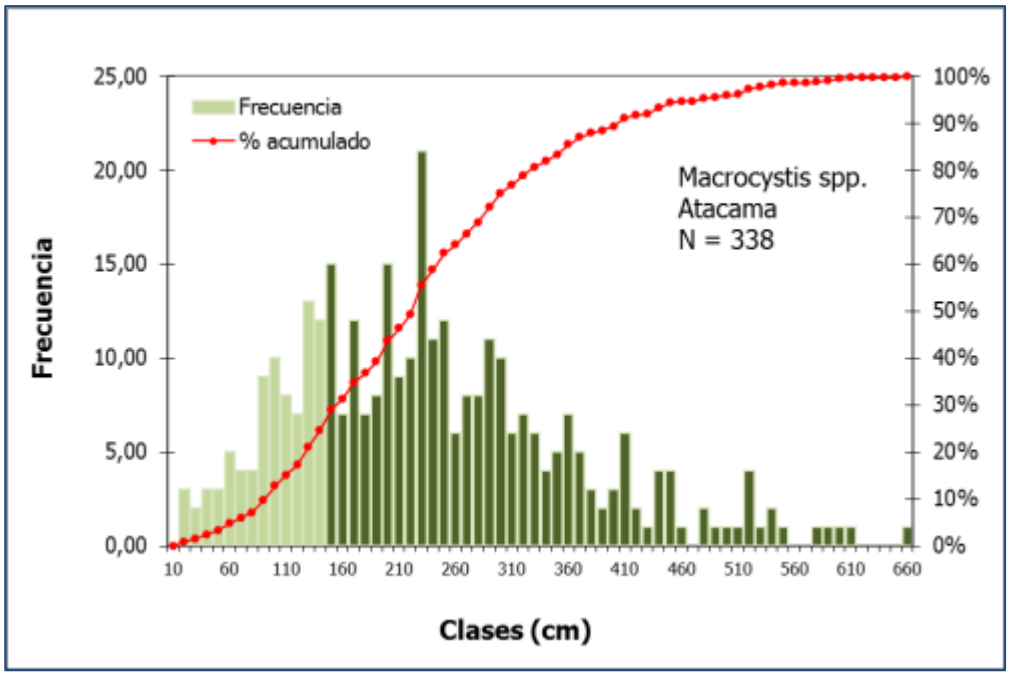


Figura 6. Estructura poblacional en función del largo total de *Macrocystis spp.* Región de Atacama. Las columnas oscuras indican la fracción que se encuentra sobre los 150 cm de largo.

Respecto de los parámetros que se utilizan para la estimación en peso de las praderas de *Macrocystis spp.* que han sido evaluadas indirectamente, se evidencia que la relación que existe entre el largo total y el peso de la planta, se ajusta a un modelo de regresión potencial con un Coeficiente de Determinación (R^2) de 0,6005 (**Figura 7**).

De acuerdo a lo anterior, si bien el ajuste no difiere mayormente al de otros estudios (González *et al.*, 2002; Vásquez, 2004), se debe mencionar que su poder predictivo no es de la robustez óptima.

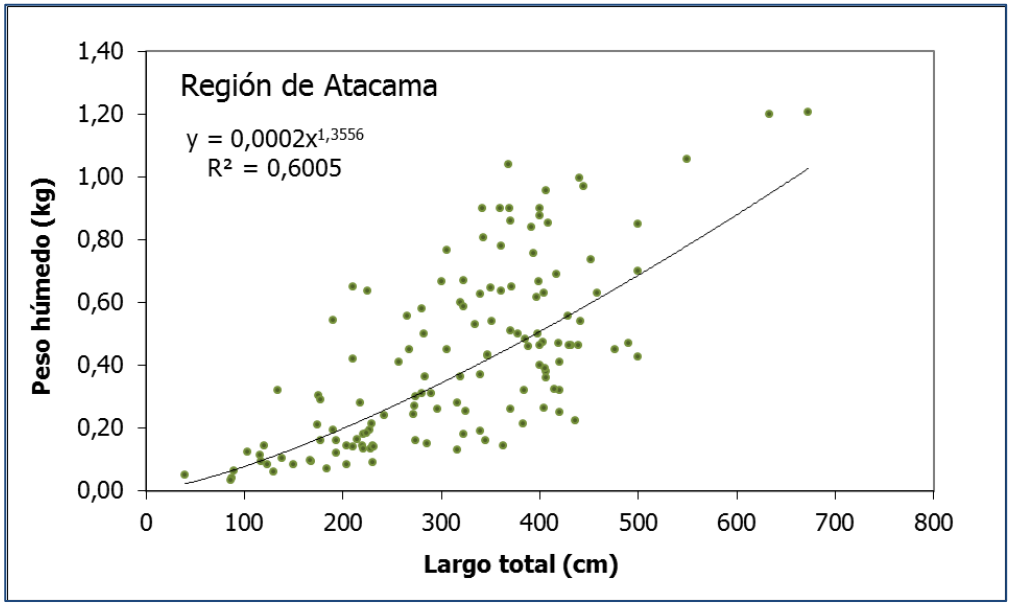


Figura 7. Curva de la regresión potencial que considera el largo total (como variable independiente) para predecir el peso de la planta (variable dependiente) del alga *Macrocystis spp.* Región de Atacama.

Estimación del área de distribución espacial (cobertura)

La distribución de los parches de *Macrocystis spp* en la Región de Atacama, es fragmentada y con una alta variabilidad en términos de tamaño y densidad. Los parches poseen una distribución batimétrica somera, del total de estos, solo un 6,6 % se extiende a profundidades mayores a 3 m y en ningún caso superaron los 6 m de profundidad.

En términos latitudinales, se puede indicar que en Chañaral no se evidenció presencia de este recurso, en tanto en las provincias de Copiapó y Huasco se identificaron y delimitaron 38 y 7 parches respectivamente. El área de cobertura se concentró casi en su totalidad en la provincia de Huasco (134 ha), siendo muy menor el aporte de Copiapó (4 ha) (ver Anexo E – Cartografías del área de distribución de *Macrocystis spp*).

Estimaciones de abundancia y biomasa

Las estimaciones realizadas, tanto en términos de abundancia como de biomasa, muestran cierta consistencia, observándose órdenes de magnitud coherentes entre los distintos estimados.

En cuanto a la abundancia total, las estimaciones varían de 6,9 a 15,7 millones de plantas con una fracción cosechable que fluctúa entre 5,1 y 11,8 millones. Respecto de la biomasa total se estimaron valores que van desde 2.451 ton a 5.579 ton y biomasas apta para ser cosechadas que varían de 2.256 ton a 5.174 ton (**Tabla 11**).

En términos generales el estadígrafo de la moda proporcionó los valores más conservadores de abundancia y biomasa total y cosechable, mientras que la estimación cartográfica en base a la asignación de valores de densidades promedio por parches, entrego los valores más altos tanto de abundancias como biomasas totales y cosechables.

Tabla 11. Abundancia y biomasa total y cosechable y regional, estimada a partir de distintos métodos. En colores se indican los valores extremos obtenidos (mín: verde; máx: rojo).

	ABUNDANCIA (número total de Plantas)							
	Estimación cartográfica	Tendencia Central						Probabilístico
		delta	FS	log-n	Normal	Mediana	Moda	Multinomial
Total	15.737.963	15.421.562	15.393.039	15.421.562	14.820.673	12.446.703	6.914.835	14.999.209
Cosechable*	-	11.470.541	11.449.331	11.470.541	11.023.601	9.257.847	5.143.253	11.156.397
Cosechable**	11.861.847	11.623.373	11.601.875	11.623.373	11.170.478	9.381.195	5.211.775	11.305.042
Fracción cosechable*	-	74%	74%	74%	74%	74%	74%	74%
Fracción cosechable**	75%	75%	75%	75%	75%	75%	75%	75%

	BIOMASA (Kilogramos)							
	Estimación cartográfica	Tendencia Central						Probabilístico
		delta	FS	log-n	Normal	Mediana	Moda	Multinomial
Total*	-	5.471.867	5.461.745	5.471.867	5.258.658	4.416.325	2.453.509	5.322.006
Cosechable*	-	5.031.597	5.022.290	5.031.597	4.835.543	4.060.985	2.256.098	4.893.794
Total**	5.578.575	5.466.422	5.456.312	5.466.422	5.253.427	4.411.935	2.451.075	5.316.712
Cosechable**	5.174.858	5.070.821	5.061.442	5.070.821	4.873.240	4.092.647	2.273.693	4.931.946
Fracción cosechable*	-	92%	92%	92%	92%	92%	92%	92%
Fracción cosechable**	93%	93%	93%	93%	93%	93%	93%	93%

5.1.4. Teledetección de praderas de algas mediante el uso de imágenes satelitales

Estaciones de toma de datos

A partir de las 179 estaciones puntuales, se generaron 179 áreas de entrenamientos (AE), considerando la extensión de 150 m a lo largo de la costa y el ancho asociado a cada estación, las que contienen la información levantada en terreno. La clasificación de estas áreas en las tres categorías arrojó los resultados que se muestran en la **Tabla 12**. La mediana del total de datos de individuos lineales calculados correspondió a 94 individuos, valor que se utilizó como punto de corte para dividir la clase alta de la baja.

Tabla 12. Áreas de entrenamiento, categorías y superficie

Clase	Clase (numeral)	N° AE[3]	Superficie (ha)
Nula	1	73	70,6
Baja	2	59	13,4
Alta	3	47	25,7
Total		**179**	**109,7**

Cálculo de NDVI

El NDVI calculado para el área de estudio entregó valores positivos en algunas zonas ubicadas en el océano, contiguas o muy cerca de la costa, correspondientes a un total de 705,06 ha (7.834 pixeles) (**Tabla 13**). Los valores positivos mínimo y máximo de NDVI corresponden a 0,00008 y 0,35.

La **Figura 8** muestra tres resultados arrojados por el NDVI, con los valores positivos destacados en rojo en cada sector, los que se discutirán en el siguiente ítem.

[3]. AE= Área de Entrenamiento.

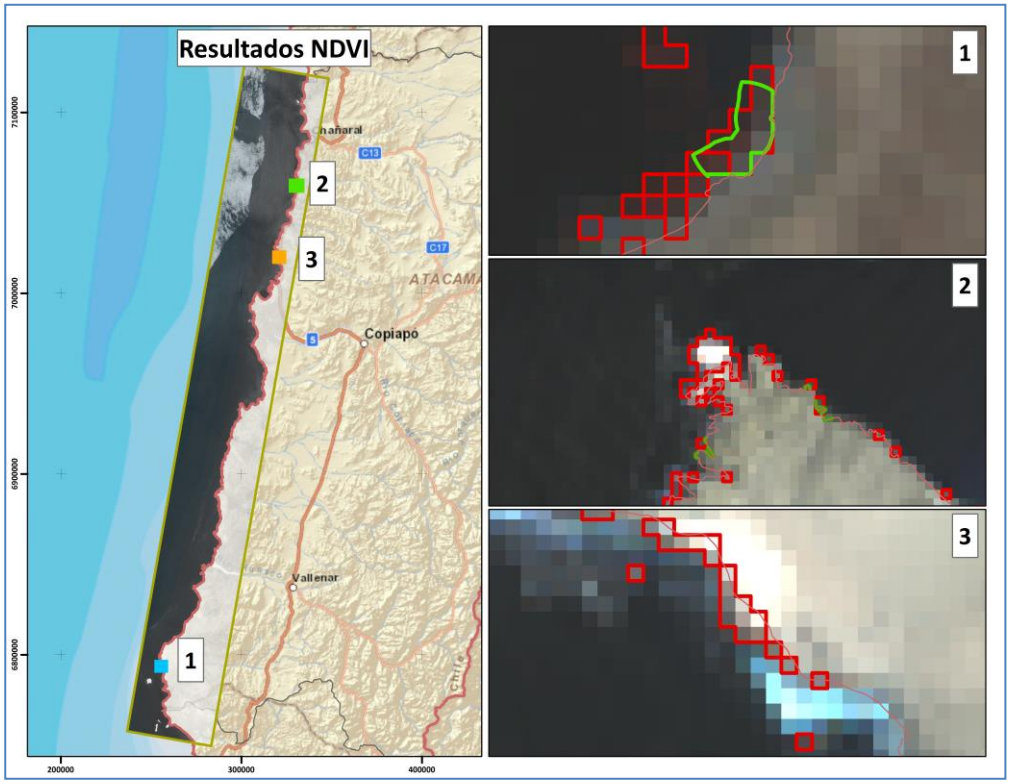


Figura 8. Cálculo de NDVI

El cotejo de los resultados de NDVI con las áreas de entrenamiento que presentaron presencia de algas, en total 110, arrojó un total de tan solo 8,43 ha, alrededor de un 1,2 % del total inicial (705,06 ha).

La **Tabla 13** agrupa los resultados de NDVI obtenidos en función del criterio entregado por Chuvieco (1995), quien plantea que un umbral crítico de NDVI para cubiertas vegetales se ubica en torno a 0,2. Tomando a este valor como punto de corte, se obtienen 6,39 ha (71 pixeles) que superan este umbral, de los cuales solo 0,13 ha se corresponden con algún área de entrenamiento con presencia de algas, equivalentes a un 0,02 % del total de la superficie total detectada (**Figura 8** y **Tabla 13**).

Tabla 13. Resultados del NDVI: valor umbral (0,2) y comparación con áreas de entrenamiento

NDVI	Superficie (ha)	N° píxeles	Porcentaje del Total (705,06 ha)	Superficie Área Entrenamiento (ha)	Porcentaje del Total (705,06 ha)
<0,2	698,67	7763	99,1	8,3	1,17
>0,2	6,39	71	0,9	0,13	0,02

Clasificación no Supervisada

La comparación de las 20 clases obtenidas con los valores positivos de NDVI resultantes entregó un total de 643,14 ha (7146 píxeles) de superficie coincidente.

La **Figura 9** muestra nuevamente los sectores A, B y C, donde se destacan las clases, principalmente las últimas cuatro definidas por el clasificador (destacadas con distintos colores), asociadas a valores positivos de NDVI (con bordes rojos). Se puede observar que la clasificación está agrupando a sectores donde se presume la presencia de algas con sectores de roqueríos y/o de rompientes de olas.

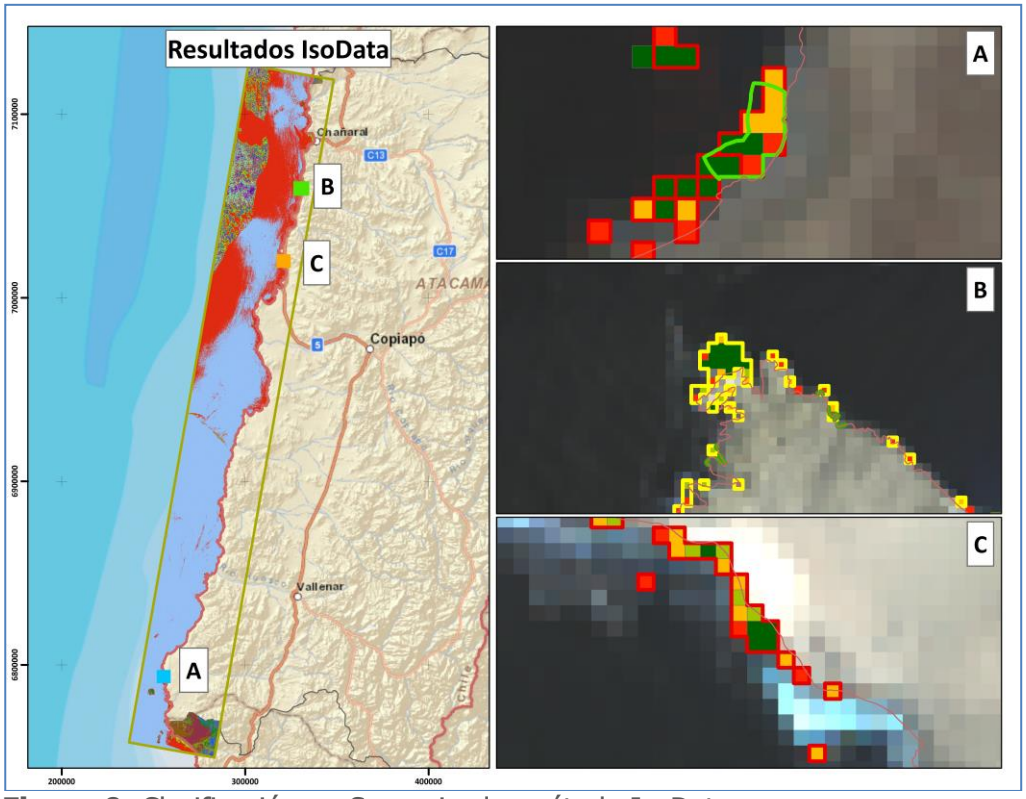


Figura 9. Clasificación no Supervisada, método IsoData

La comparación de estas cuatro clases con las áreas de entrenamiento que presentaban valores de densidad sobre cero (110 estaciones), entregó un total de 8,34 ha coincidentes, tan solo un 1,2 % del total.

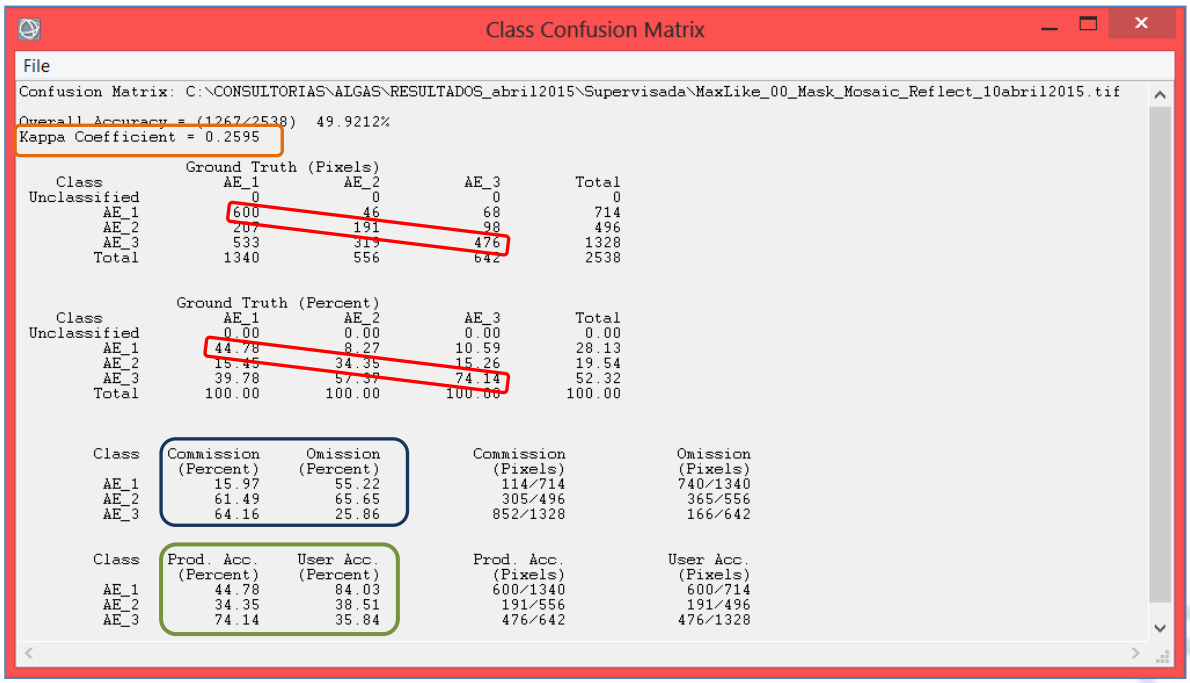
Clasificación Supervisada

Los resultados del test de separabilidad de las tres clases de áreas de entrenamiento se entregan en la **Tabla 14**.

Tabla 14. Áreas de entrenamiento, clases y superficie

	Clase 1, Nula	Clase 2, Baja	Clase 3, Alta
Clase 1, Nula	0	**0.38037485**	**0.42810580**
Clase 2, Baja		0	**0.20431287**
Clase 3, Alta			0

La clasificación de máxima verosimilitud entregó los siguientes resultados, presentados en la **Figura 10**. En esta se muestran los datos de la clasificación de máxima verosimilitud resultante (Class) enfrentados a la información de terreno, las áreas de entrenamiento (Ground Truth), entregando la información en números de píxeles y porcentajes. Las diagonales encerradas en rojo corresponden a los píxeles (o porcentaje) que fueron correctamente clasificados. Los errores por comisión y omisión se resumen en el cuadro destacado en azul, los que, en general, presentan valores que se mantienen por sobre el 50 %. Encerrado en un polígono naranjo y otro verde, se destacan los resultados para el Índice Kappa y las precisiones del productor y del usuario respectivamente, ambos a analizar en el siguiente ítem.



Class Confusion Matrix

File

Confusion Matrix: C:\CONSULTORIAS\ALGAS\RESULTADOS_abril2015\Supervisada\MaxLike_00_Mask_Mosaic_Reflect_10abril2015.tif

Overall Accuracy = (1267/2538) 49.9212%

Kappa Coefficient = 0.2595

Ground Truth (Pixels)

Class	AE_1	AE_2	AE_3	Total
Unclassified	0	0	0	0
AE_1	600	46	68	714
AE_2	207	191	98	496
AE_3	533	319	476	1328
Total	1340	556	642	2538

Ground Truth (Percent)

Class	AE_1	AE_2	AE_3	Total
Unclassified	0.00	0.00	0.00	0.00
AE_1	44.78	8.27	10.59	28.13
AE_2	15.45	34.35	15.26	19.54
AE_3	39.78	57.37	74.14	52.32
Total	100.00	100.00	100.00	100.00

Class	Commission (Percent)	Omission (Percent)	Commission (Pixels)	Omission (Pixels)
AE_1	15.97	55.22	114/714	740/1340
AE_2	61.49	65.65	305/496	365/556
AE_3	64.16	25.86	852/1328	166/642

Class	Prod. Acc. (Percent)	User Acc. (Percent)	Prod. Acc. (Pixels)	User Acc. (Pixels)
AE_1	44.78	84.03	600/1340	600/714
AE_2	34.35	38.51	191/556	191/496
AE_3	74.14	35.84	476/642	476/1328

Figura 10. Matriz de Confusión

Finalmente, la **Figura 11** muestra la clasificación obtenida con el método de máxima verosimilitud. En esta se observan tres sectores, A, B y C, donde se muestran ejemplos de las áreas de entrenamiento designadas, una de cada clase

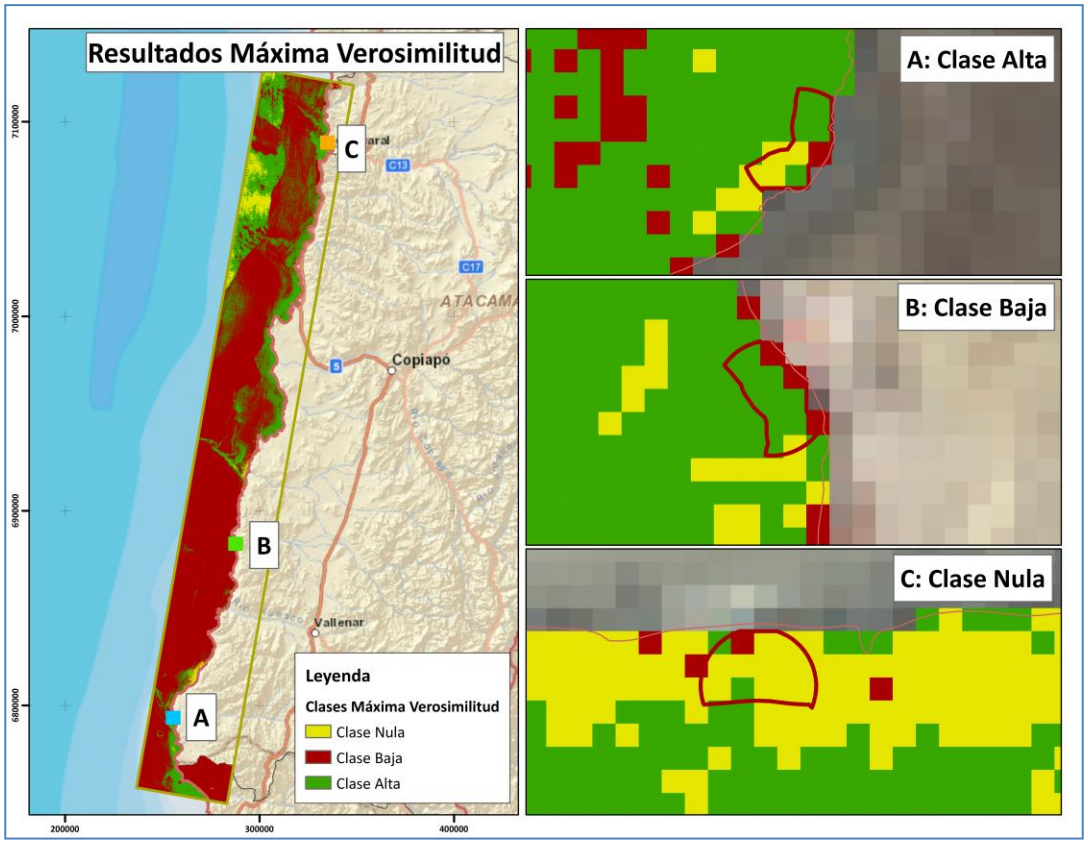


Figura 11. Clasificación Supervisada, Máxima Verosimilitud

5.1.5. Prospección de huiro negro en ambiente submareal

La presencia de "huiro ahogado" fue constatada mediante registro fotográfico en los bajos frente a caleta Zenteno, lugar que se encuentra bajo la influencia de una fuerte corriente submarina. Esta alga se presenta formando una pradera a 9 metros de profundidad (**Figura 12**).

Las características morfológicas externas que lo identifican como tal y que se confirman con la **Figura 13**, definen la presencia de un disco macizo y de superficie lisa, con hapterios bien fusionados, del cual salen estipes cilíndricos en su porción basan y que se van aplanando hacia la zona apical. Estos se dividen dicotómicamente para originar segmentos aplanados, de forma laminar con margen finamente denticulado (Hoffman & Santelices, 1997; Santelices, 1989).

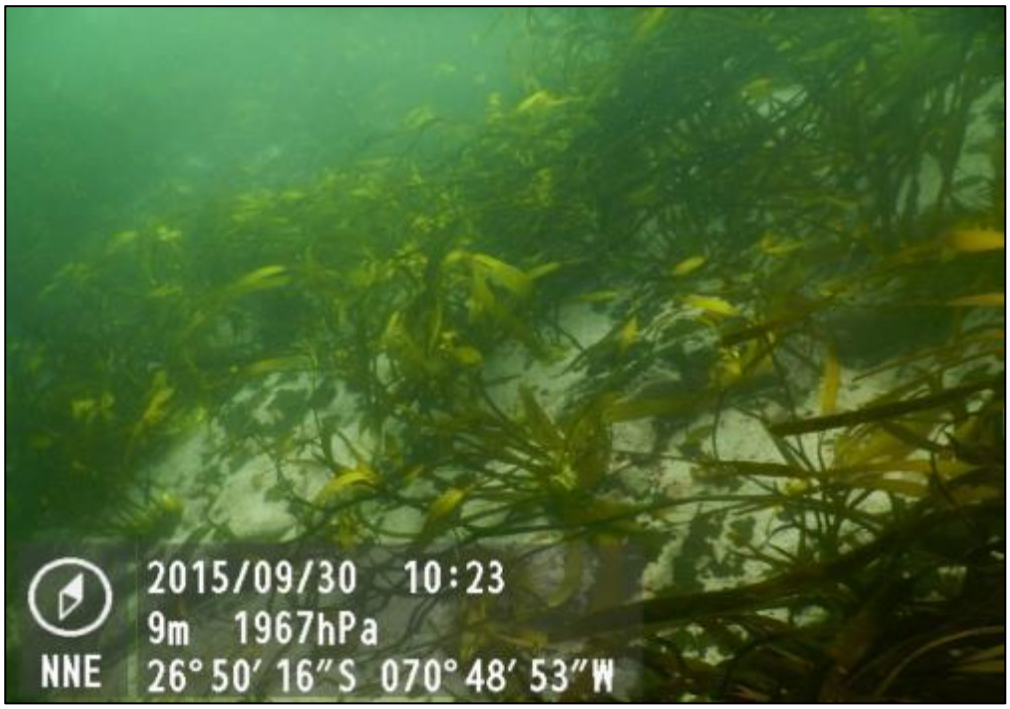


Figura 12. Registro fotográfico de pradera de huiro submareal a 9 m de profundidad

Figura 13. Fotografía del disco de fijación a 10 m de profundidad.

5.2. Objetivo 3.2.2

Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos Huiro negro y Huiro flotador en la zona estudio.

Análisis preliminar de la base de datos durante el periodo enero 2010 – octubre de 2014

Este análisis preliminar consta también en un informe de fines de 2014 titulada "Análisis de los desembarques del recurso huiro negro en la región de Atacama" que los autores hicieron a solicitud del Comité de Manejo de Algas Pardas de la Región de Atacama.

La base de datos corresponde a los registros oficiales de declaraciones de pesca artesanal (DA) del Servicio Nacional de Pesca de la Región de Atacama, comprendida entre enero de 2010 y octubre de 2014. Estos datos fueron previamente analizados con el fin de corregir (eliminar en ciertos casos) datos claramente fuera de rango. Estos datos corresponden por lo general a errores de tipeo, los que fueron verificados en su fuente original y corregidos.

Previo a la utilización de esta base de datos para parametrizar un modelo de dinámica de la biomasa, que representa la evaluación indirecta a partir de la información histórica recopilada, es necesario evaluar algunas fuentes de distorsión que pueden confundir las estimaciones.

Los datos reflejan la existencia de los llamados "súper recolectores", esto es agentes declarantes con registro de pesca artesanal (RPA) que presentan declaraciones artesanales (DA) que escapan al comportamiento usual de los demás agentes (**Figura 14**). En dicha figura se representa la distribución de DA's mediante un diagrama de "caja y bigote". En el interior de la "caja" se representa el valor de la mediana, sin embargo, es tal la presencia de valores fuera de rango que es difícil visualizar en algunos casos la posición de la mediana. Mientras la mediana suele estar alrededor de las 2 – 3 toneladas por DA hay DA que alcanzan casi las 50 ton.

De acuerdo a los antecedentes, esta situación se produce debido a que estos "súper recolectores" trabajan en realidad con una cuadrilla de recolectores que no aparecen inscritos en el Sernapesca y corresponden por tal razón a recolectores ilegales. Estos entregan lo recolectado al agente con RPA el cual aparece con una declaración que excede con mucho las declaraciones normales para agentes extractivos que cumplen con la norma. La presencia de DA en la base de datos original ocasiona que las medidas de tendencia central con las que se pretende describir a los usuarios presenten un importante distorsión. En casos como estos la media estará muy por sobre el valor de la mediana, siendo más representativa esta última cantidad por representar al 50% de los usuarios que están declarando el recurso. Esto se muestra en la **Figura 15**, en la cual es posible apreciar dos periodos claros

en la historia reciente de esta pesquería: uno entre enero de 2010 – noviembre de 2011 y el segundo entre enero de 2012 a la actualidad. Estos periodos se pueden caracterizar por dos patrones claramente definidos: (1) en términos cualitativos, en el primer periodo se observa que tanto la media como la mediana y la moda tienden a ser más similares entre ellas que lo que muestran en el segundo, lo que indica un impacto más agudo de los súper recolectores en el análisis de la base de datos y (2) en términos de magnitud las DA del primer periodo son claramente mayores que en el segundo. En efecto, mientras que en el primer periodo las DA oscilaron entre las 3 y 6 ton/DA, en el segundo, las declaraciones son del orden de 2 ton / DA.

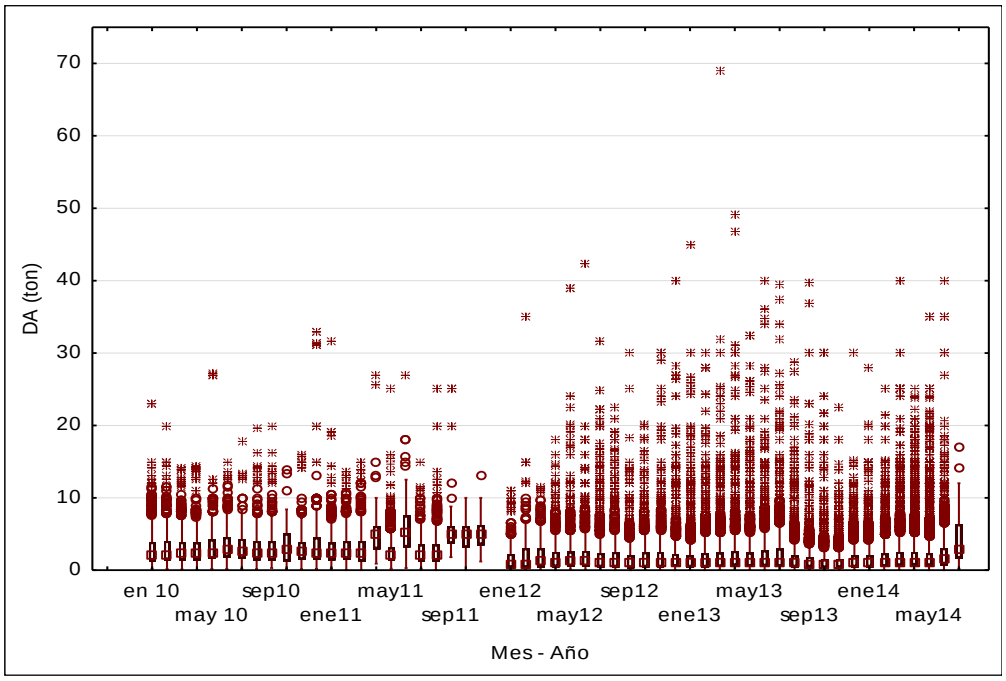


Figura 14. Distribución de los valores de desembarque por DA en la Región de Atacama vistos en un diagrama de caja y bigote. La poca visibilidad de los valores de mediana y los bordes de la caja es ilustrativo de la distorsión que generan los llamados súper recolectores.

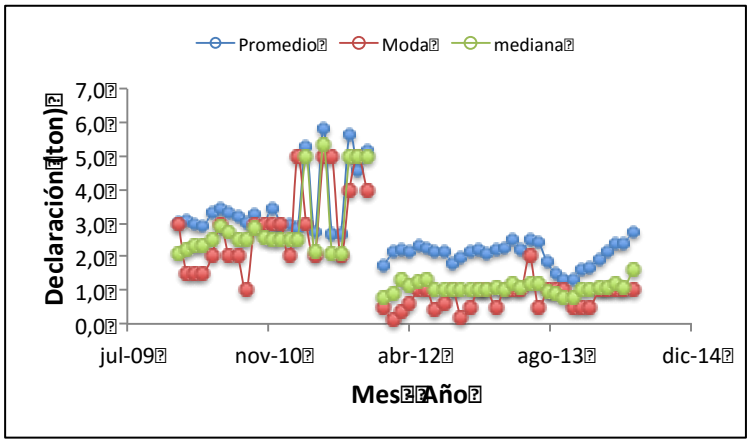


Figura 15. Comportamiento de la mediana, moda y promedio durante el periodo que abarca la base de datos. Se observan las diferencias cuali y cuantitativas de los dos periodos de la historia reciente de esta pesquería: uno entre enero de 2010 – noviembre de 2011 y el segundo entre enero de 2012 a la actualidad.

Para representar de manera más adecuada el comportamiento de los usuarios de esta pesquería, la primera acción consistió en corregir la base de datos original de Sernapesca, con el fin de eliminar el efecto de los "súper recolectores" en la contabilidad del desembarque declarado.

La corrección consistió en reemplazar la DA con sobre declaración por el valor de la mediana observada en cada mes (percentil 50%, **Figura 16**) considerando todas las declaraciones contenidas en la base de datos. Para efectuar esta corrección se utilizó, arbitrariamente, el percentil 88%, pudiendo ser modificado posteriormente si hay un pronunciamiento concreto del Comité de Manejo acerca del criterio que desean utilizar para fijar cuál es el límite superior de un desembarque "razonable".

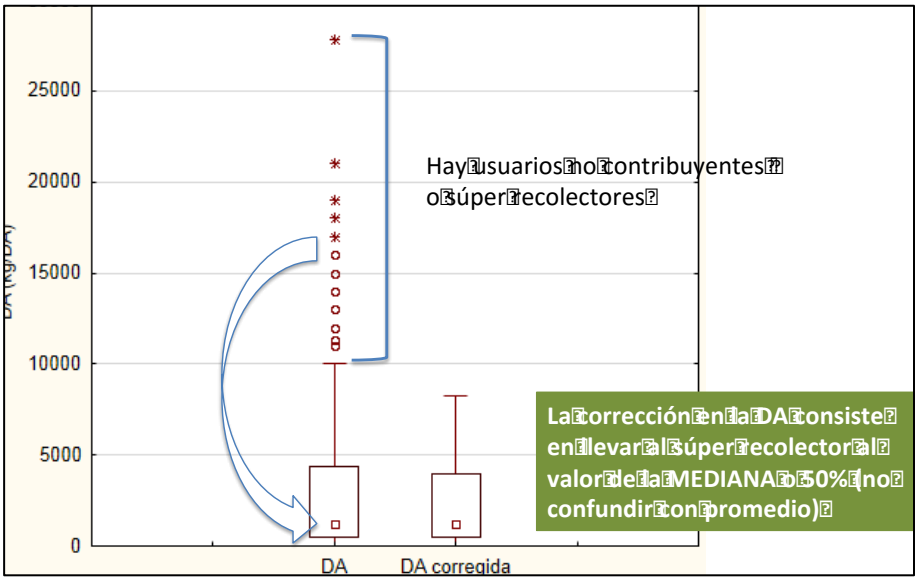


Figura 16. Corrección hecha a la base de datos original del Sernapesca de la región de Atacama. Los valores fuera de rango en las DA fueron llevadas al valor de la mediana para toda DA que exceda el 80% de las declaraciones observadas.

El comportamiento del percentil 88 en el tiempo (**Figura 17**) muestra que se movió entre las 9 y 2 ton/DA, aproximadamente. Las tendencias muestran que hay una disminución de los valores entre enero de 2010 y octubre de 2013 seguido de un incremento hasta julio de 2014.

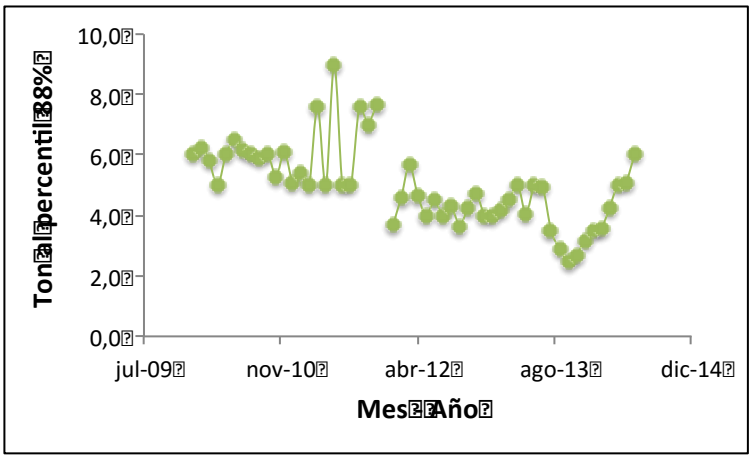


Figura 17. Comportamiento temporal del percentil 88% usado de base para la corrección de los llamados súper recolectores en la base de datos.

Al corregir la base de datos de estos llamados "super recolectrorres" de acuerdo a lo planteado en la **Figura 16** queda una diferencial de toneladas producto de la corrección. En efecto, al asignarle el valor de la mediana de ton/DA observada mensualmente en saldo de desembarque, fruto del efecto de la cuadrilla, ya no puede ser imputada al usuario con RPA (cuyo desembarque ya fue corregido) sino que es producto del desembarque ilegal y blanqueado a través de un RPA. Así el desembarque total registrado en la base de datos estará compuesto de dos fracciones: una, aquella imputable a los RPA y otra imputable al desembarque ilegal. Esto se muestra en la **Figura 18**. Allí se muestra que a partir de enero de 2012 el desembarque ilegal ha ido cobrando mayor participación en el desembarque total registrado por Sernapesca. Así, por ejemplo, entre marzo 2014 y mayo del mismo año el desembarque ilegal superó al desembarque legal.

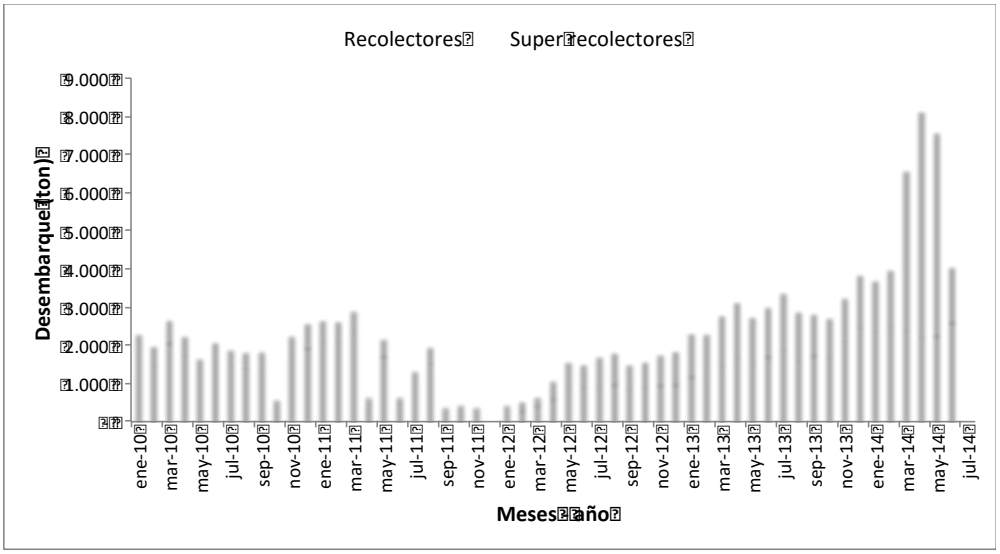


Figura 18. Desembarque producto de DA legales en color azul (usuario con RPA, con desembarques bajo el percentil 88% de la DA, más aquellas DA corregidas en términos de súper recolectores) e ilegales, en color rojo que representan el exceso de desembarque (por sobre el percentil 88%).

El descomponer el desembarque total en desembarque legal (DA con RPA y menores la percentil 88%) y desembarque ilegal (DA con RPA y mayores al percentil 88%) permite hacer un estimado de cuántas DA y cuántos RPA equivalentes están asociados a los desembarques representados en la base de datos. En efecto, se aplicó una aproximación simple para tener estos estimados de DA y RPA fantasmas a través de una regla de tres. Es decir, si x toneladas de declaración correctamente realizadas a través de DA legales entonces y toneladas provenientes de los súper recolectores (desembarque ilegal) equivalen a una cierta cantidad de DA fantasmas. La misma lógica fue aplicada al caso de los RPA. En este caso los RPA fantasmas es un estimado

inicial de cuántas personas están involucradas en estas cuadrillas de recolectores que sin tener un RPA blanquean su desembarque a través de un usuario con RPA vigente. Los resultados se muestran en las **Figura 19** y **Figura 20**.

En términos de DA (**Figura 19**) se vuelven a distinguir las mismas fases descritas anteriormente. En efecto, hasta antes de noviembre de 2011 la DA ilegal fue de menor cuantía que a partir de enero de 2012. El gráfico muestra que a partir de esa fecha tanto las DA legales como ilegales, son prácticamente iguales en términos de número, aunque a partir de marzo de 2013 se ha estabilizado el número de DA ilegales. En términos numéricos esto corresponde a unas 1000 DA ilegales por mes.

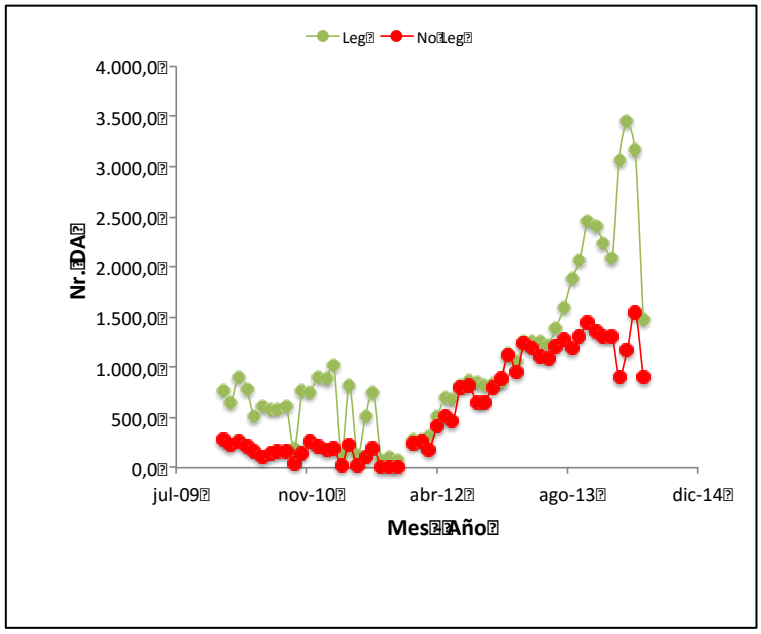


Figura 19. Valores observados de DA mensuales (en verde) y estimadas como ilegales a partir de la definición de súper recolector como toda DA mayor al percentil 88% por mes.

En términos de RPA (**Figura 20**) los valores estimados de RPA fantasmas (en la práctica personas que operan sin RPA) son en la actualidad alrededor de 250 personas, aunque su número muestra fluctuaciones. Por ejemplo, entre marzo y mayo de 2014 el número estimado creció hasta cerca de 770 personas.

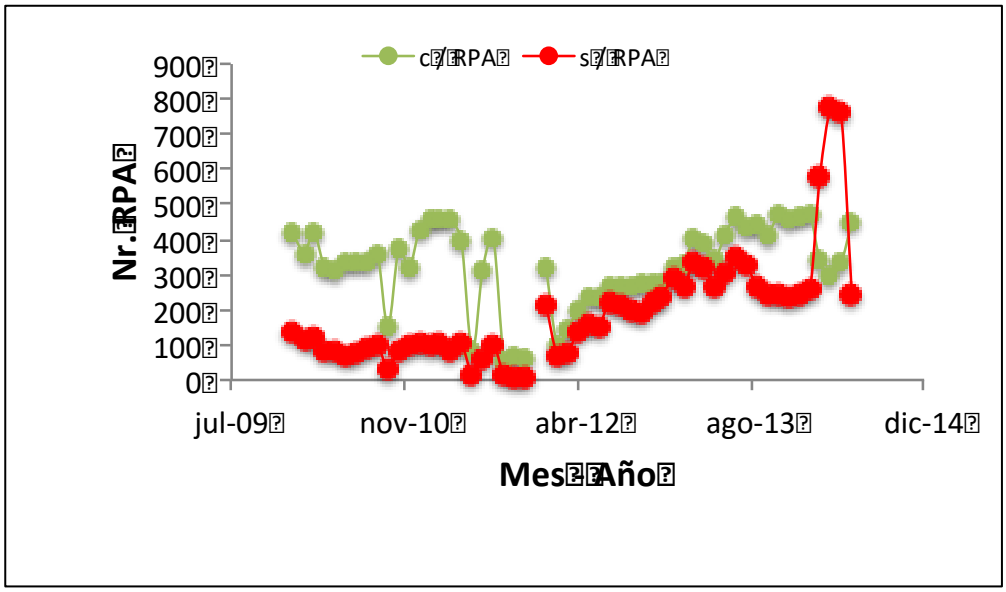


Figura 20. Valores observados de RPA operativos en forma mensual (en verde) y estimadas como ilegales a partir de la definición de súper recolector como toda DA mayor al percentil 88% por mes.

Al cruzar la información de desembarques presentes en la base de datos con el número de DA (legales y no legales) se obtiene una alta asociación entre ambas variables (**Figura 21**).

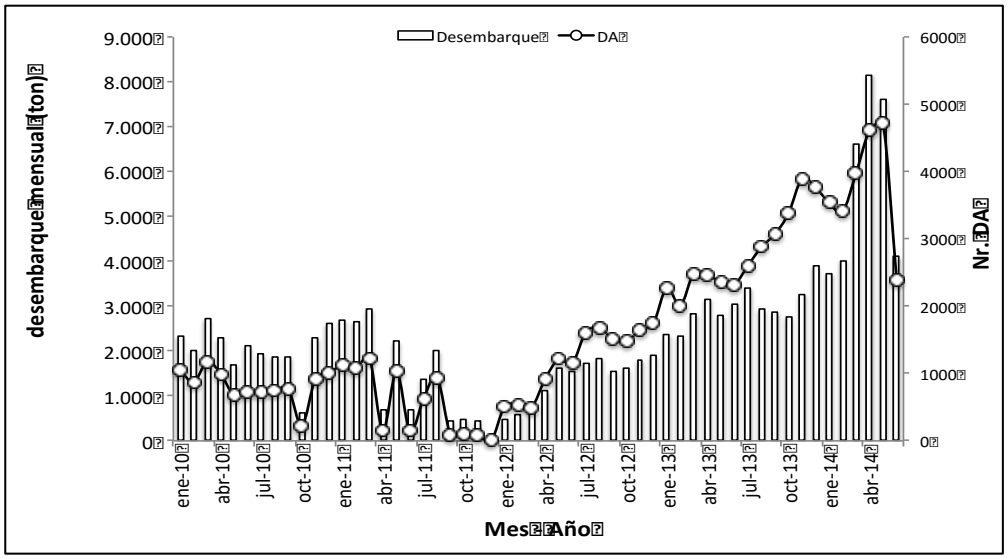


Figura 21. Desembarques registrados por el Sernapesca y valores estimados de DA (legales y no legales) desde enero de 2010 a junio de 2014.

Por otro lado, el aumento en todas las variables (desembarque, número de DA legales y no legales, RPA vigentes y estimados de RPA fantasmas) muestran que están asociados positivamente con el aumento del valor FOV por tonelada de alga seca (**Figura 22**).

Finalmente, en términos de la representatividad de la base de datos del Sernapesca comparada con la información oficial de los anuarios estadísticos de pesca, muestra que dicha representatividad es baja. En efecto, el desembarque (**Figura 23**) registrado fue cercano al 30% del oficial en el año 2010. En años siguientes éste no ha superado el 20% de lo registrado en los anuarios. Dado que a partir de 2014 mejoró sustantivamente la calidad de la información, se decidió no trabajar con la data previa a enero de 2014, y trabajar con fines de análisis de este objetivo y del Objetivo específico 5 con el periodo enero 2014 – junio 2015.

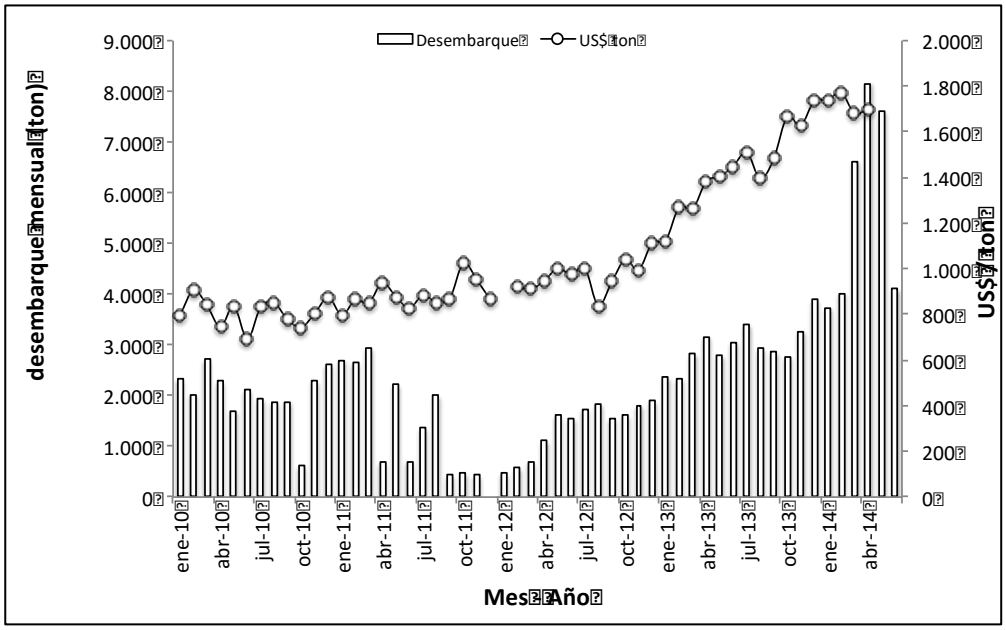


Figura 22. Desembarques registrados por el Sernapesca y valores FOV de la tonelada de alga seca, desde enero de 2010 a junio de 2014.

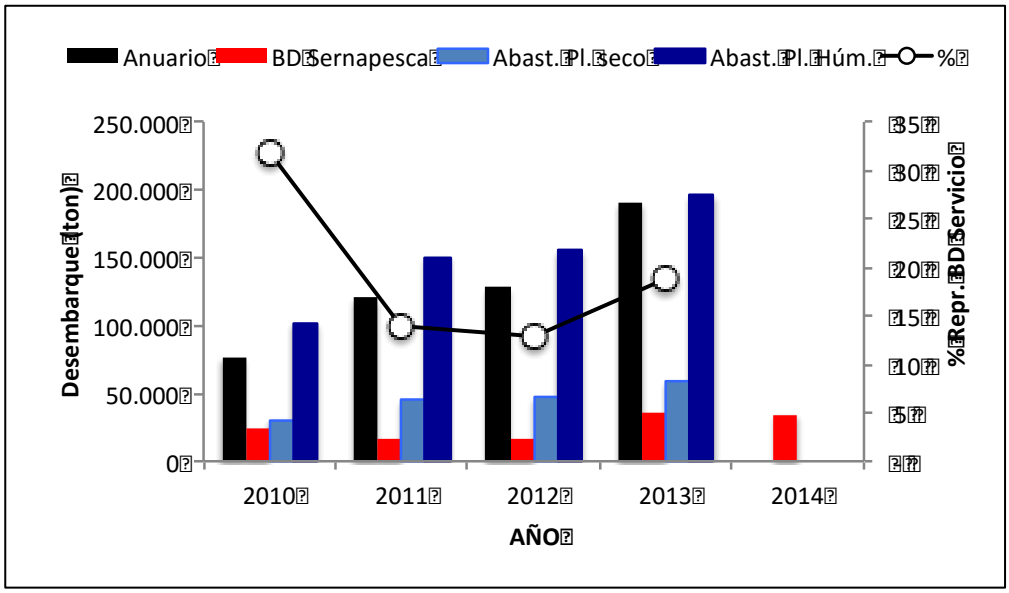


Figura 23. Desembarques registrados por el Sernapesca y otras fuentes oficiales, desde 2010 a 2013

Análisis de la base de datos durante el periodo enero 2014 – junio 2015 para el recurso huiro negro

La base de datos, desde enero de 2010 a diciembre de 2013, presentó serias inconsistencias con el registro oficial reportado en los Anuarios Estadísticos de Pesca. Por tal razón, con fines de establecer un modelo de remoción de biomasa que de cuenta de la disponibilidad de biomasa en el tiempo, se trabajó con la base de datos del periodo enero de 2014 a junio de 2015, periodo que presentó mayor confiabilidad dada la mejor cobertura y representatividad de la información de pesca en la Región. Para este periodo se consideró que el alga declarada en el desembarque posee un porcentaje de humedad cercano al 75% (M. Andrade, com. pers.). por lo anterior, los resultados de biomasa representan el estimado poblacional equivalente al 75% del total de biomasa húmeda presente en la población regional.

Dado que no todo lo declarado como desembarque es producto del barreteo, sino que es una mezcla entre éste (que representaría la mortalidad por pesca) y la recolección de alga varada y desprendida por causas naturales (mortalidad natural) fue necesario separar ambas componentes del total representado en la base de datos. Producto que en terreno no se hace diferencia entre alga barreteada de alga desprendida naturalmente, fue necesario acudir a fuentes calificadas para tener un estimado del porcentaje de alga barreteada. Esta se fijó en 85% para el periodo analizado (Manuel Andrade, com. pers.). Así, los desembarques muestran un patrón estacional, con máximos en los meses de otoño (**Figura 24**). Por otra parte los desembarques son mayores en 2014 que el periodo analizado en 2015, probablemente por la menor cuota permitida para este último año.

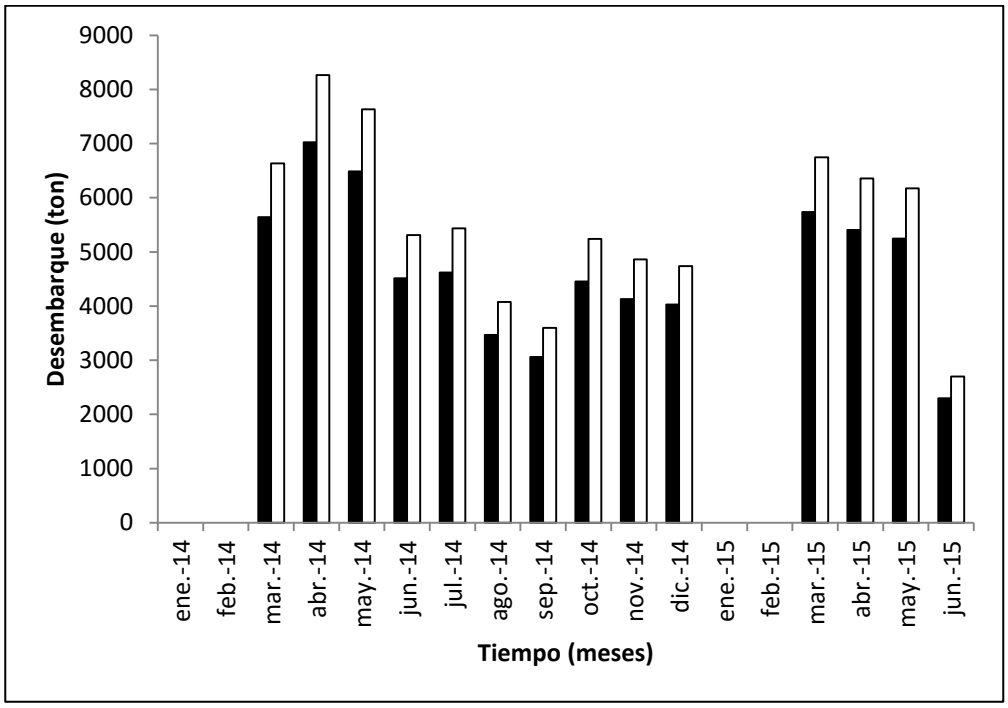


Figura 24. Evolución de los desembarques durante el periodo analizado con fines de modelamiento. Las barras blancas representan el desembarque total (alga barreteada y desprendida naturalmente). Las barras negras representan la fracción barreteada.

En cuanto a la presencia de súper recolectores (**Figura 25**a) su presencia es evidente, sobre todo en enero de 2014, donde un recolector de orilla declaro como desembarque alrededor de 28 toneladas. En los meses sucesivos esta tendencia disminuyó, hasta mostrar cierta estabilización a partir de julio de 2014. Cuando se eliminan los súper recolectores la distribución de las DA muestran un patrón más homogéneo y dentro de los valores que los orilleros consideran esperables para la operación individual de un recolector de orilla (**Figura 25**b).

Dado que se definió operacionalmente como súper recolector al 15% superior de las declaraciones de desembarque, al corregir la base de datos devolviendo esa DA a la mediana de la distribución el desembarque disminuye y el saldo respecto del total sería atribuible al esfuerzo de pesca que no ha sido convenientemente registrado en la base de datos. Este esfuerzo no registrado puede ser atribuido a: (1) un pescador con su RPA vigente acumula en un mismo DA varios eventos de pesca, de modo que su DA muestra una captura más allá de lo razonable para una persona en un solo evento de pesca; (2) hay una cuadrilla de trabajadores, que no poseen RPA vigente, y que blanquean sus desembarques a través de un RPA vigente, cosa que ha sido declarada por los propios usuarios del recurso.

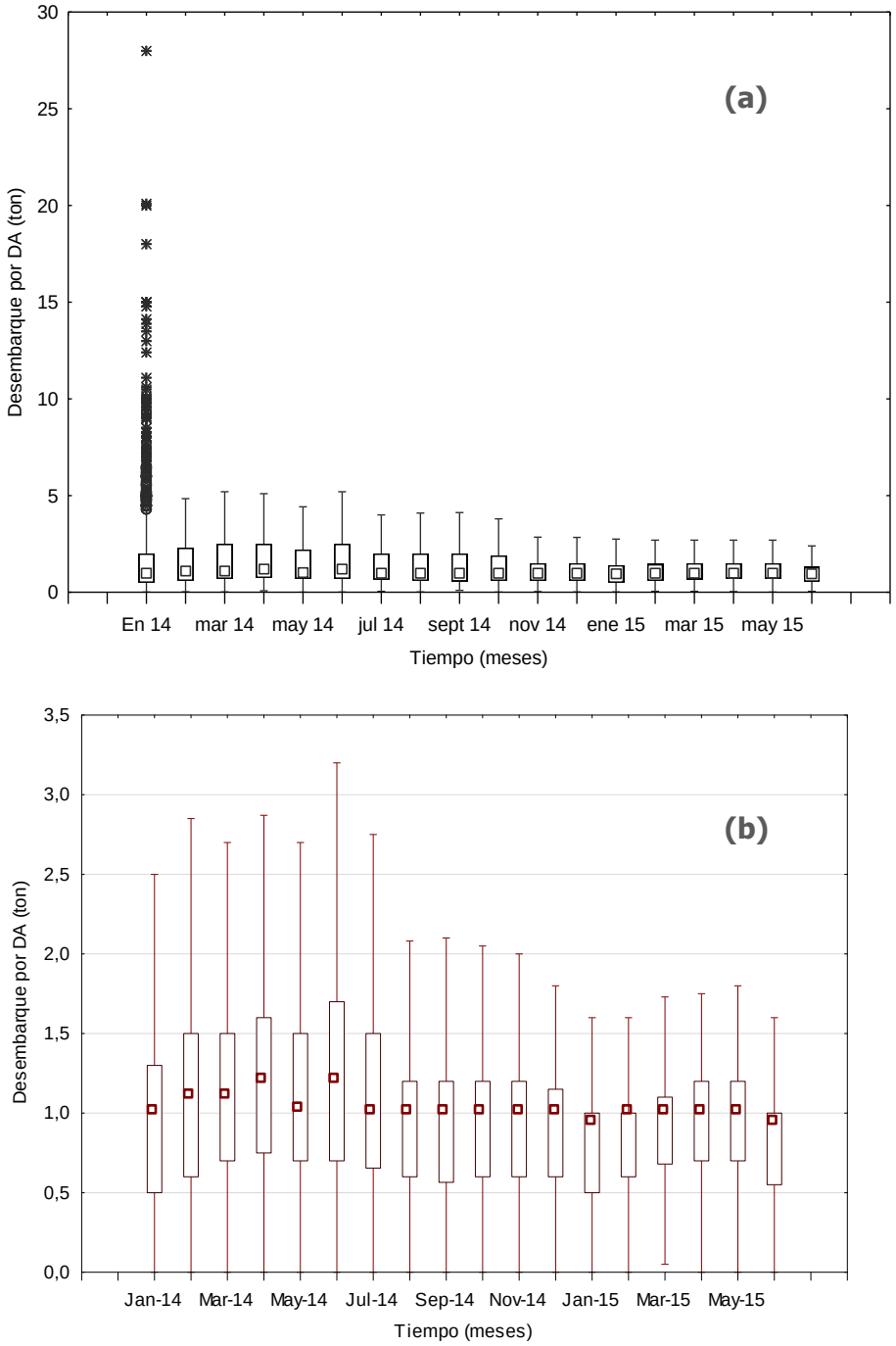


Figura 25. Distribución de Declaraciones de Pesca Artesanal (DA) con los desembarques originales en la base de datos de Sernapesca (a) después de corregidos los súper recolectores (b). los datos correspondiente a los meses de enero y febrero de 2014 y 2015 no fueron considerados en el ajuste del modelo de remoción de biomasa ya que corresponden a meses de veda y los desembarques se refieren a alga varada naturalmente.

La magnitud comparada del desembarque de estos súper recolectores, se muestra en la **Figura 26**. De representar casi la mitad del desembarque en 2014 hacia junio de 2015 su participación en el desembarque total ha disminuido. En términos cuantitativos esto representa una disminución de casi 5000 ton (abril 2014) a 127 ton (junio de 2015).

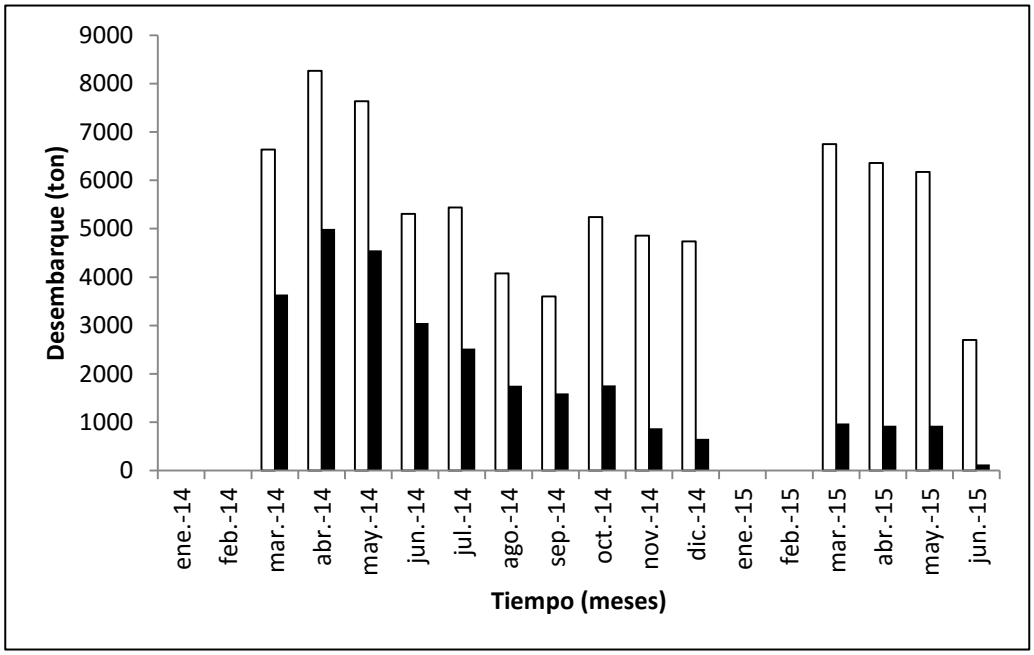


Figura 26. Desembarques mensuales de acuerdo a la base de datos de Sernapesca (barras blancas) y desembarque estimado para los súper recolectores (barras negras). Los datos correspondientes a los meses de enero y febrero de 2014 y 2015 no fueron considerados en el ajuste del modelo de remoción de biomasa ya que corresponden a meses de veda y los desembarques se refieren a alga varada naturalmente.

La tendencia histórica de las medianas de los desembarques por DA muestra diferencias si se analizan las DA originales de la base de datos y aquellas que resultan cuando se corrige la base de datos eliminando a los súper recolectores, que como se ha mencionado, representa un esfuerzo adicional al declarado oficialmente. Esto se muestra en la **Figura 27**. En ésta se hace evidente el efecto distorsionador que los súper recolectores ejercen sobre el valor de la mediana. En efecto de valores superiores a 1.5 ton por DA al eliminar este efecto la mediana se estabiliza en alrededor de 1 tonelada por evento de declaración.

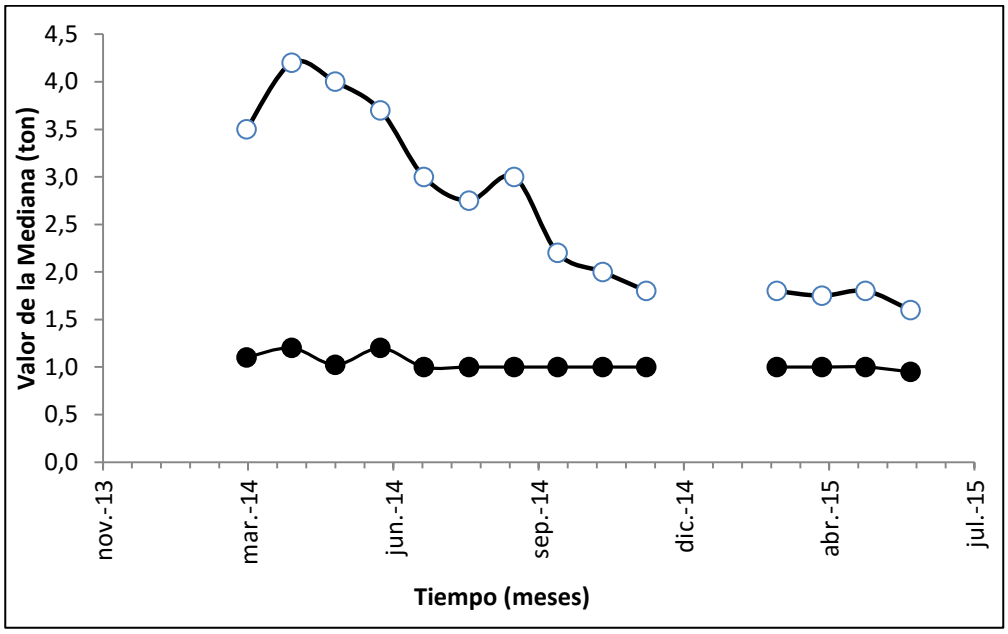


Figura 27. Evolución de la mediana de las DA a través del tiempo. Los círculos blancos representan el valor del indicador de los datos originales de la base de datos (con súper recolectores) mientras que los círculos negros representan el valor de la mediana una vez corregidos los datos de los súper recolectores.

Una tendencia evidente en la mediana de las DA originales, es decir sin corregir, es su tendencia a la disminución con el tiempo. de un máximo de 4.2 ton por DA en abril de 2014, se pasa a aprox. 1.5 en junio de 2015, lo cual es coherente con la disminución de los desembarques asociados a este tipo de usuarios (**Figura 27**).

Esta tendencia también puede visualizarse en la **Figura 28**, donde se muestra la tendencia en el número de DA de recolectores, digamos, "normales" en comparación con el número de DA que representaría estos súper recolectores. Dado que al eliminar el efecto de los súper recolectores del desembarque total éste disminuye, se genera un saldo entre el valor ajustado de desembarque (sin súper recolectores) y aquel registrado por Sernapesca. Este saldo en el desembarque es, necesariamente, originado por una cantidad de DA que no son registrados por el sistema oficial. Así, si X representa el desembarque total eliminando los súper recolectores e Y representa en número de DA's, entonces el saldo de toneladas entre lo registrado oficialmente y lo estimado sin súper recolectores representa el desembarque total estimado para estos últimos (Z). Entonces, el número de DA (DASR) que no fueron registradas oficialmente puede ser estimado a partir de una relación lineal como

$$DASR = \frac{Y \cdot Z}{X}$$

El resultado de esta estimación se muestra en la **Figura 28**. En ella se muestra el total de DA necesarias para obtener un desembarque como el registrado oficialmente por Sernapesca, pero descompuesto por DA sin súper recolectores y el número de DA que no fueron registrados, pero que son necesarios para completar el total desembarcado oficial.

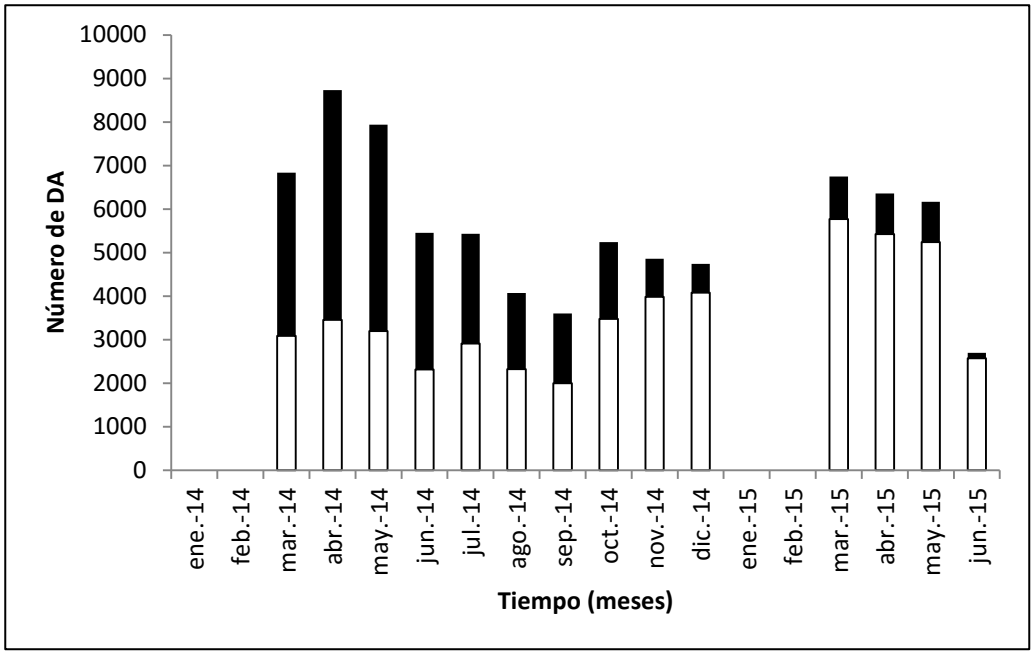


Figura 28. Número total de DA asociados al desembarque registrado oficialmente. Las barras blancas representan el número de DA estimados excluyendo a los súper recolectores, representados por las barras negras. La suma de ambas cantidades representa el número de DA´s necesarias para justificar el desembarque oficial registrado por Sernapesca.

Estos resultados fueron utilizados en el Objetivo 5 para el ajuste del modelo de remoción de biomasa. Así, se utilizaron los resultados del número total estimado de DA (**Figura 28**) y el desembarque total registrado por Sernapesca (**Figura 24**).

Análisis de la base de datos durante el periodo enero 2014 – junio 2015 para el recurso huiro flotador

Al igual que en el caso del huiro negro, para el huiro flotador se utilizó la información entre enero de 2014

Para los fines del modelo de evaluación indirecta empleado, en el caso de *Macrocystis pyrifera*, el desembarque generado por un esfuerzo de pesca que opera directamente sobre el recurso viene dado por los buzos, no así por los orilleros que dan cuenta básicamente de huiro flotador varado en playa. Por esta razón el análisis descrito a continuación se centran sobre estos agentes extractivos.

A diferencia de lo descrito para los desembarques de huiro negro, en el caso del huiro flotador, aparentemente, no existe la situación de los llamados súper recolectores. Esta situación es refrendada por los propios usuarios, quienes no reconocen a esta situación como un problema relevante. Un análisis de los desembarques por DA (**Figura 29**) indica la ocurrencia de algunas DA's más altas que el común de los buzos, incluso cercanas a las 20 ton por DA. Por otra parte, hay que reconocer que esta situación es excepcional y no constituye un hecho masivo, como en el caso del huiro negro.

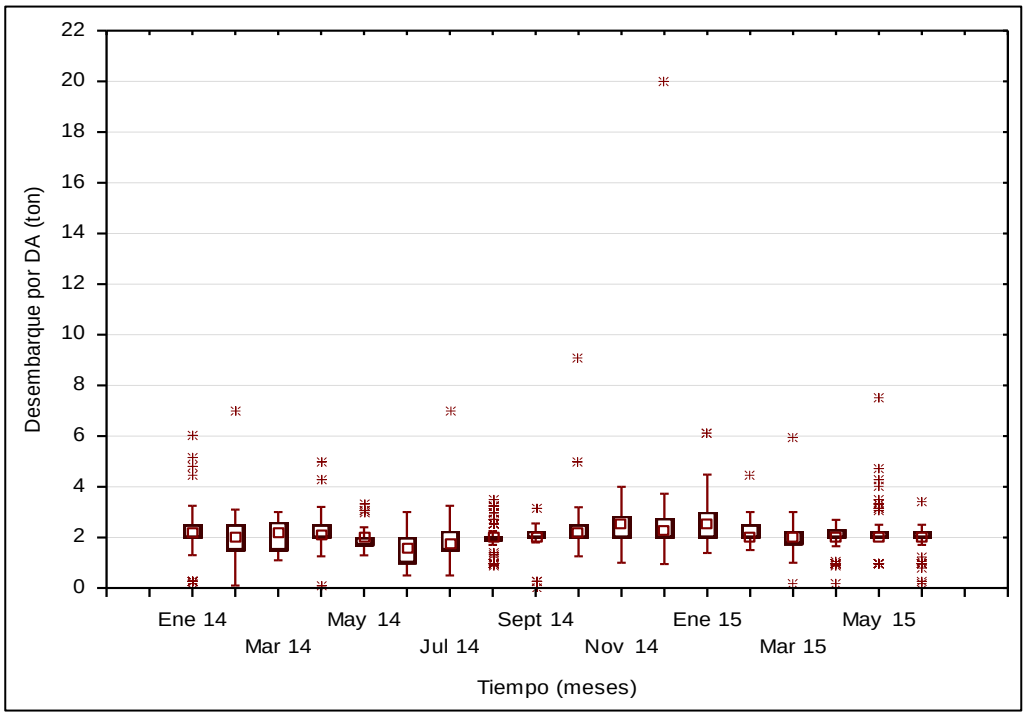


Figura 29. Distribución de Declaraciones de Pesca Artesanal (DA) con los desembarques originales contenidos en la base de datos de Sernapesca para el periodo enero de 2014 a junio de 2015.

A pesar de lo infrecuente de la ocurrencia de estas DA altas, se aplicó el mismo criterio usado para el huiro negro, esto es, corregir al valor de la mediana a toda DA mayor al 85% de lo reportado para cada mes.

En términos del valor de la mediana, los resultados no mostraron diferencias excepto para los meses de noviembre de 2014 y enero de 2015 (**Tabla 15**) donde se observa que este indicador de tendencia central disminuyó de 2.5 a 2.2 ton y para los meses de junio – julio de 2014 donde disminuyó a 1.6 ton por DA. Así la variación en el valor de la mediana se mantuvo dentro de un rango bastante acotado. Del mismo modo, la distribución de los valores observados de DA para huiro flotador durante el periodo analizado (**Figura 30**) mostró variaciones entre 0.5 ton por DA (mínimo valor observado en febrero, junio y julio de 2014 y 3.3 ton por DA (máximo valor observado en febrero de 2015)

Tiempo (mes)	mediana con SR	mediana sin SR
ene-14	2,2	2,2
feb-14	2,0	2,0
mar-14	2,2	2,2
abr-14	2,1	2,1
may-14	2,0	2,0
jun-14	1,6	1,6
jul-14	1,8	1,8
ago-14	2,0	2,0
sep-14	2,0	2,0
oct-14	2,2	2,2
nov-14	2,5	2,2
dic-14	2,3	2,2
ene-15	2,5	2,2
feb-15	2,0	2,0
mar-15	2,0	2,0
abr-15	2,0	2,0
may-15	2,0	2,0
jun-15	2,0	2,0

Tabla 15. Resultados del valor de la mediana de las DA a través del tiempo con y sin "súper recolectores". Se observa el estrecho rango de variabilidad de este indicador.

Al hacer la corrección la distribución de las DA se hace más homogénea (**Figura 30**). Esto hizo que el número de DA necesarias para explicar el desembarque registrado por Sernapesca fuera ligeramente mayor al oficial

(**Figura 31**). Del mismo modo, se puede observar en la **Figura 32** que el desembarque asociado a estas DA más altas que el grueso de las DA mensuales es marginal (**Figura 32**).

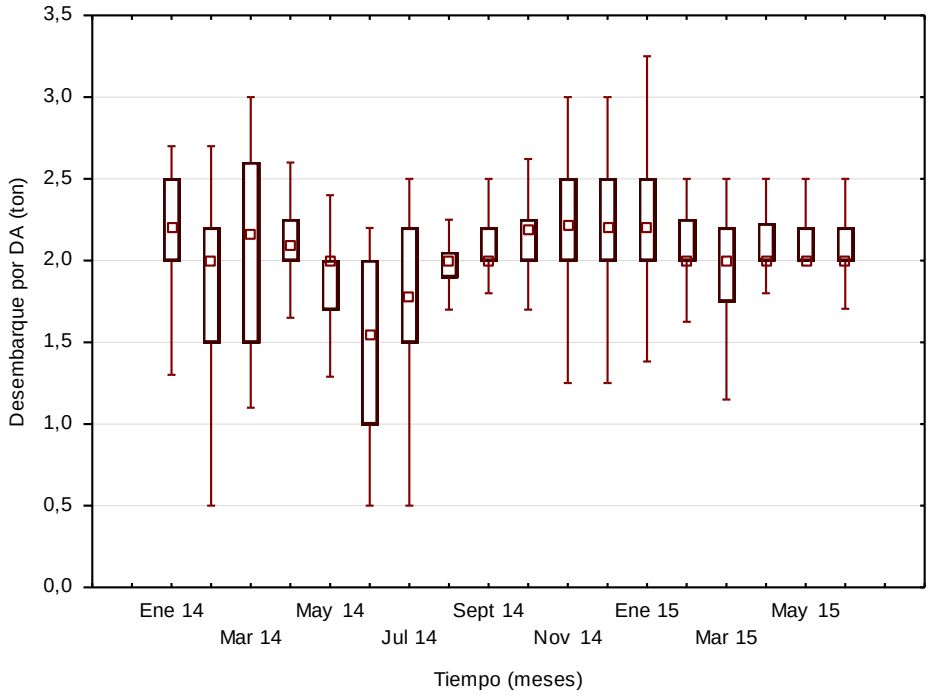


Figura 30. Distribución de Declaraciones de Pesca Artesanal (DA) con los desembarques corregidos según la presencia de "súper recolectores" para el periodo enero de 2014 a junio de 2015.

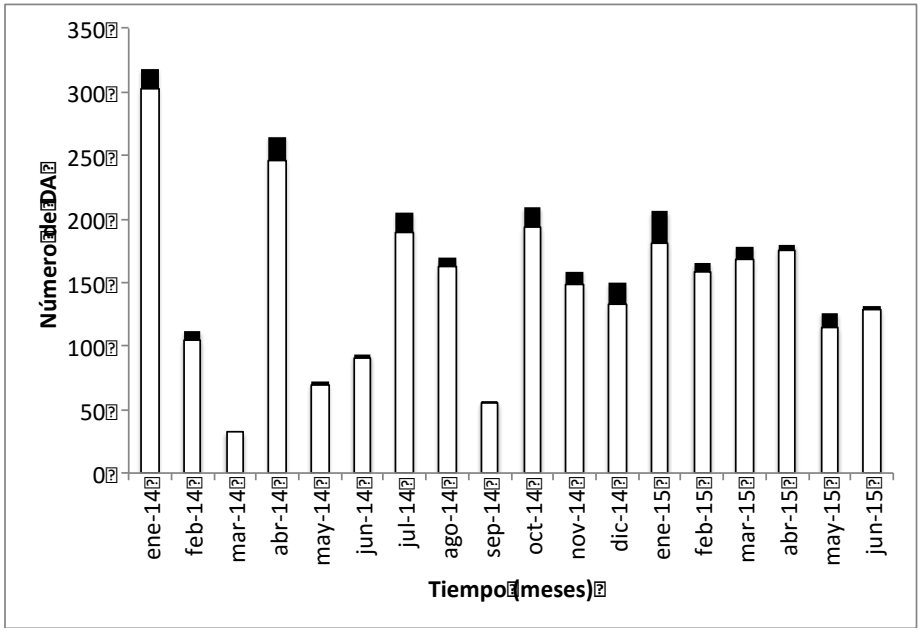


Figura 31. Número total de DA asociados al desembarque registrado oficialmente. Las barras blancas representan el número de DA estimados excluyendo a los súper recolectores, representados por las barras negras. La suma de ambas cantidades representa el número de DA`s necesarias para justificar el desembarque oficial registrado por Sernapesca.

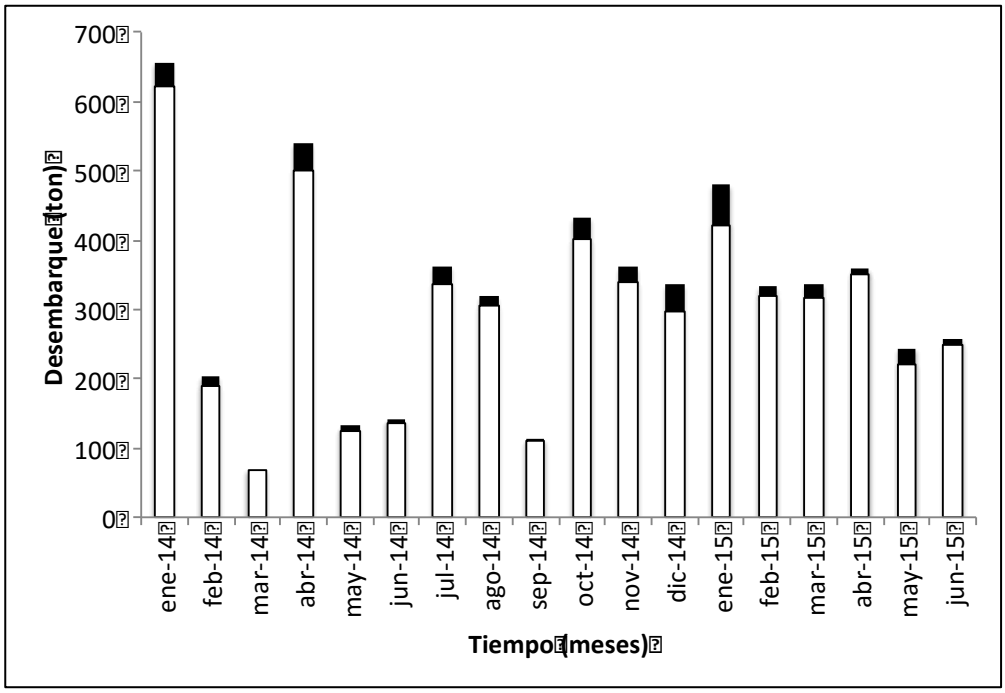


Figura 32. Desembarques mensuales de acuerdo a la base de datos de Sernapesca (suma de ambas barras, blancas y negras) y desembarque estimado para los súper recolectores (barras negras). Los datos correspondientes a los meses de enero y febrero de 2014 y 2015, así como julio de 1014 y 2015, no fueron considerados en el ajuste del modelo de remoción de biomasa ya que corresponden a meses de veda y los desembarques se refieren a alga varada naturalmente.

Área barrida para el huiro negro

Se aplicaron 21 encuestas a orilleros de la región de Atacama. Por provincias la distribución fue la siguiente 8 de Huasco; 6 de Copiapó y 7 de Chañaral (**Tabla 16**). Aplicando la ecuación de Baranov se obtiene que la mediana de la capturabilidad por provincia es variable (entre 0.0000556 y 0.0002215) con una mediana regional de 0.0000259.

Tomando como unidad de esfuerzo las declaraciones artesanales (DA) a junio de 2014 la mediana del desembarque por declaración fue de 1.6 toneladas, esto para la fracción de orilleros. El desembarque por barreteo por parte de buzos es marginal, debido a que la flota de botes es pequeña y recolectan básicamente alga desprendida atrapada en pozones.

Tomando la mediana del desembarque para el mes de junio de 2015 (0.95 ton por orillero) y la capturabilidad estimada para orilleros en la III Región (0.0000259) daría un estimado de 36,680 ton para la fracción explotada del recurso.

Tabla 16. Resultados de la encuesta para determinar el valor del coeficiente de capturabilidad (q) por provincia y a nivel regional. El área barrida y el área total se expresan en metros cuadrados. Los valores de área de distribución del recurso por provincia son aquellas que se describen en los resultados del Objetivo 3.2.1.

Fecha	Provincia	Localidad	Zona Trabajo	Tiempo trabajo (hr)	Peso (Kg.)	área barrida (a)	Area Total (A)	q	Mediana q Provincial	Mediana q Regional	Mediana Regional
17.03.2015	Huasco	Caleta Angosta	Caleta Angosta	1	500	200	3235257	0,0000618	0,0000556	0,0000259	0,0000259
17.03.2015	Huasco	Caleta Angosta	Caleta Angosta	2	400	280	3235257	0,0000865		0,0000363	
17.03.2015	Huasco	Caleta Angosta	Caleta Angosta	2	300	160	3235257	0,0000495		0,0000207	
17.03.2015	Huasco	Caleta Peñas Blancas	Caleta Peñas Blancas	2 1/2	200	400	3235257	0,0001236		0,0000518	
17.03.2015	Huasco	Caleta Peñas Blancas	Caleta Peñas Blancas	2 1/2	500	28	3235257	0,0000087		0,0000036	
17.03.2015	Huasco	Punta Lobos	Punta Lobos	2	1000	80	3235257	0,0000247		0,0000104	
17.03.2015	Huasco	Punta Lobos	Punta Lobos	4 1/2	350	200	3235257	0,0000618		0,0000259	
17.03.2015	Huasco	Huasco	Huasco al sur	4 1/2	600	80	3235257	0,0000247		0,0000104	
16.03.2015	Copiapó	Barranquillas	La Cruz y El Gigante								
16.03.2015	Copiapó	Barranquillas	La Cruz y Los Profesores	4 1/2	800	800	3611304	0,0002215	0,0002215	0,0001036	
16.03.2015	Copiapó	Barranquillas	La Cruz	5	500	800	3611304	0,0002215		0,0001036	
16.03.2015	Copiapó	Barranquillas	Lomas Negras a Cta del Medio	1 1/2	500	800	3611304	0,0002215		0,0001036	
16.03.2015	Copiapó	Puerto Viejo	Pto Viejo a Pta Dala	3 1/2	1000	400	3611304	0,0001108		0,0000518	
16.03.2015	Copiapó	Barranquillas	La Lengua a Piedras Vallas	1	120	200	3611304	0,0000554		0,0000259	
16.03.2015	Chañaral	Chañaral	Norte Ovallina								
16.03.2015	Chañaral	Chañaral	Norte Ovallina	1 1/2	500	200	872859	0,0002291	0,0001833	0,0000259	
16.03.2015	Chañaral	Chañaral	Norte Ovallina	45 min	400	120	872859	0,0001375		0,0000155	
16.03.2015	Chañaral	Chañaral	Chañaral	40 min	500	68	872859	0,0000779		0,0000088	
16.03.2015	Chañaral	Chañaral	Chañaral	1	400	800	872859	0,0009165		0,0001036	
16.03.2015	Chañaral	Chañaral	Chañaral	6	250	60	872859	0,0000687		0,0000078	
16.03.2015	Chañaral	Chañaral	Chañaral	4	500	400	872859	0,0004583		0,0000518	

Análisis de la información disponible y estado de explotación de huiro macro.

Respecto de la estimación de la fracción explotada del recurso huiro macro, mediante la aplicación de encuesta a informantes clave, reveló que ninguno de los entrevistados opera activamente sobre el recurso, manifestando que este no es comercializado y por tanto no es extraído activamente (barreteado) y solamente es vendido, ocasionalmente, el huiro varado.

Lo anterior concuerda con lo observado durante el trabajo en terreno de evaluación directa del recurso, donde solamente se observó actividad extractiva sobre este en el sector de Bahía Chasco, ubicado en la provincia de Copiapó. No obstante este sector mantiene un plan de manejo específico para la zona que contempla estudios puntuales para la evaluación del estado del mismo que se encuentran en desarrollo[4].

[4]http://www.comitesdemanejo.cl/images/Comite/difusion_pdf/III_region/11_11/Presentaci%C3%B3n_avances_Seguimiento_biol%C3%B3gico_pesquero_CM_Bah%C3%ADa_Chasco_10-10-2014.pdf

5.3. Objetivo específico 3.1.3

Estimar la tasa de crecimiento, reclutamiento y mortalidad natural de huiro negro en una escala espacial y temporal en toda área de estudio.

Los resultados aquí presentados contemplan el establecimiento de los experimentos junto con todos los monitoreos de *Lessonia berteroana*, para cada tratamiento y localidad, entre noviembre de 2014 y septiembre de 2015 (**Tabla 3**).

5.3.1. Reclutamiento

Densidades

Tratamiento 1. Con plan de manejo

En el tratamiento 1 (con plan de manejo), para todas las provincias, se observaron las mayores densidades de reclutas en el mes de enero (t1), las que disminuyeron de manera similar, en aproximadamente un 50% en cada monitoreo hasta t3. Por otro lado, las menores densidades estuvieron asociadas a los meses de invierno (t4 – t6) (**Figura 33**b).

La Provincia de Huasco fue la que presentó la menor densidad máxima de reclutas observada, con un valor de 12.75 ind/m2 durante t1. De igual manera, en la Provincia de Chañaral la densidad máxima de reclutas también se registró en t1, con un valor de 21 ind/m2. Finalmente, en la Provincia de Copiapó se observó la mayor densidad máxima de reclutas, con un valor de 30.5 ind/m2 en t1 (**Figura 33**b).

Tratamiento 2. Sin plan de manejo

En los sectores tratados como "sin plan de manejo", se registró un patrón similar al tratamiento 1, observándose las mayores densidades de reclutas en el periodo de verano (t1 y t2), existiendo posteriormente una importante disminución de reclutas en t3, de aproximadamente 50%. Por otro lado, las menores densidades de reclutas registradas estuvieron comprendidas entre fines de otoño y principios de primavera, abarcando todo el invierno (t3 – t6) (**Figura 33**c).

Para este tratamiento, la Provincia de Huasco presentó la mayor densidad de reclutas, con valores de 41.25 y 44 ind/m2, para t1 y t2 respectivamente. A sí mismo, pero en menor magnitud que para la Provincia de Huasco, en la Provincia de Copiapó las mayores densidades fueron registradas en t1 y t2, con valores de 22.75 y 19.25 ind/m2 respectivamente (**Figura 33**c).

Tratamiento 3. Control

En el tratamiento control, en general se observaron menores densidades de reclutas, con respecto a los tratamientos 1 y 2, registrándose la mayor densidad en el sector de la Provincia de Chañaral, con un valor de 6.25 ind/m2. En general se observó un patrón de variación similar al resto de los tratamientos, con picks de densidad entre mediados de primavera y verano, mientras que los menores registros estuvieron comprendidos entre t3 y t6 (**Figura 33**).

La Provincia de Chañaral presentó el mayor valor de densidad en t1, siendo además el más alto entre sectores para el mismo tratamiento, con un valor de densidad de reclutas de 6.25 ind/m2. Por otra parte, la menor densidad se registró en t5. Así mismo, la Provincia de Huasco presentó el mayor valor de densidad de reclutas en t1, con un valor de 4.25 ind/m2, mientras que el menor registro estuvo asociado a t5 y t6. Con respecto a la Provincia de Copiapó, los mayores valores de densidad estuvieron asociados a t1 y t0, con valores de 1.75 y 2.25 ind/m2, siendo además esta última, la menor densidad máxima observada para todos los tratamientos y sectores (**Figura 33**a).

Estructura espacial de reclutamiento

Provincia de Huasco: Similar que en Copiapó, el reclutamiento fue intenso y continuo en el Tratamiento 2, con reclutas hasta el final del estudio. En el Tratamiento 1, también hubo reclutamiento al inicio del seguimiento, pero la abundancia fue decreciendo con el tiempo. En ambos cuadrantes experimentales el reclutamiento fue principalmente agregado, en forma de parches. En el grupo "Control", el reclutamiento estuvo comparativamente menos representado que en los cuadrantes experimentales (**Figura 34**).

Provincia de Copiapó: El reclutamiento en el Tratamiento 2 fue intenso y continuo durante el seguimiento. En el Tratamiento 1 se detectó una tendencia temporal del reclutamiento similar al descrito para el tratamiento "Sin plan de manejo", con un incremento en las áreas del cuadrante donde hubo sustrato disponible para reclutar. En ambos cuadrantes experimentales el reclutamiento fue principalmente agregado, en forma de parches. En el cuadrante "Control", el reclutamiento estuvo escasamente representado en comparación con los tratamientos de cosecha (**Figura 35**).

Provincia de Chañaral: En el cuadrante experimental "Sin plan de manejo" no hubo reclutamiento de Huiro negro. En el cuadrante "Con plan de manejo" y "Control", el reclutamiento fue principalmente agregado, en forma de parches (**Figura 36**). La ausencia de reclutas en el tratamiento experimental "Sin plan de manejo" puede ser el reflejo de una alta presión de cosecha que ha disminuido el potencial reproductivo, afectando de manera concatenada la tasa de renovación de la pradera en el sitio de estudio.

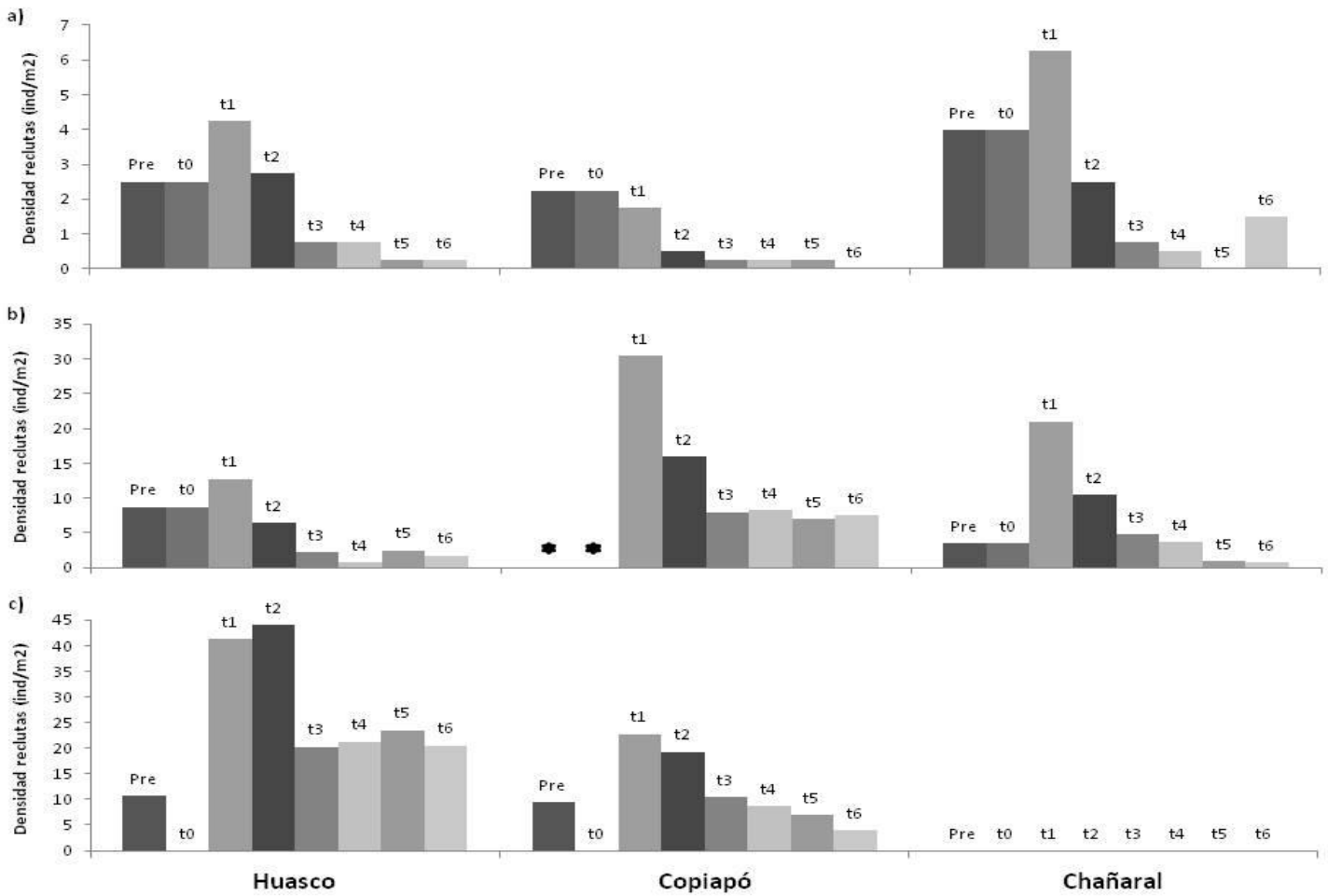


Figura 33. Densidad de reclutas de *L.berteroana* en la Provincia de Huasco, Provincia de Copiapó y Provincia de Chañaral, entre noviembre de 2014 y septiembre de 2015, para a) Control; b) Con plan de manejo; c) Sin plan de manejo. Pre = previo al acondicionamiento noviembre; t0 = post-acondicionamiento noviembre; t1 = enero; t2 = marzo; t3 = mayo; t4 = julio; t5 = agosto; t6 = septiembre. * Monitoreo no efectuado producto de condiciones meteorológicas adversas.

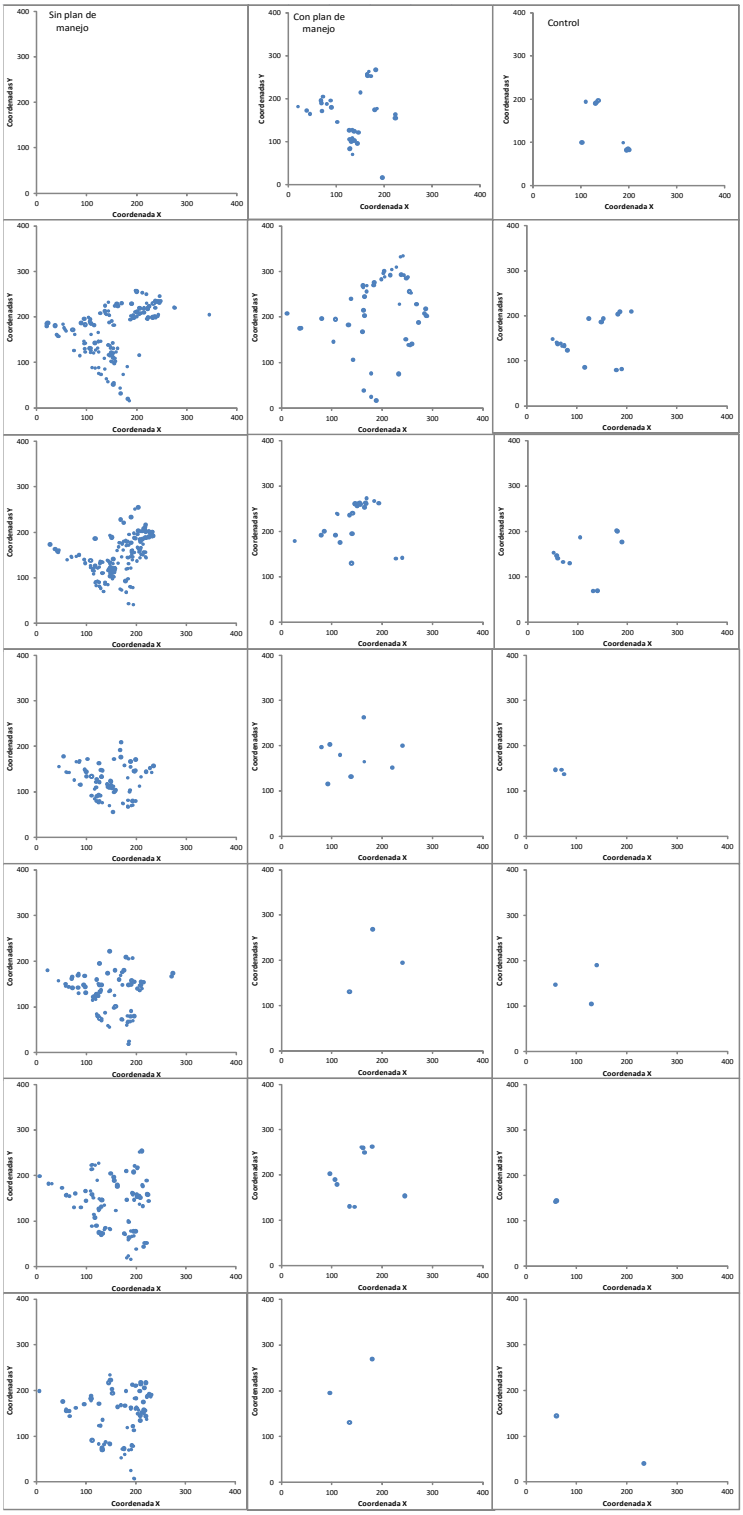


Figura 34. Seguimiento de los reclutas en los tratamientos "Sin plan de manejo" (izquierda), "Con plan de manejo" (centro), y "Control" (derecha) del sitio de estudio en la Provincia de Huasco.

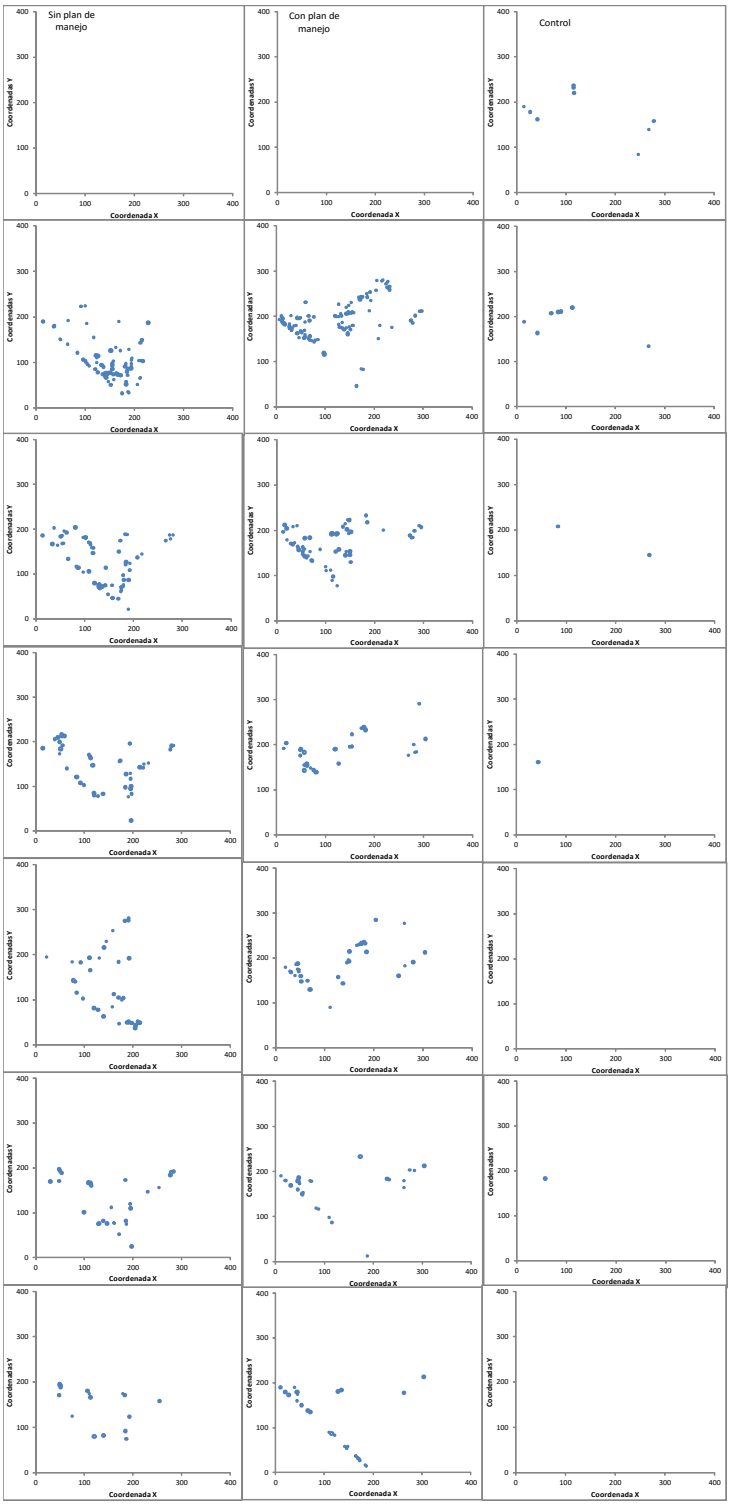


Figura 35. Seguimiento de los reclutas en los tratamientos "Sin plan de manejo" (izquierda), "Con plan de manejo" (centro), y "Control" (derecha) del sitio de estudio en la Provincia de Copiapó.

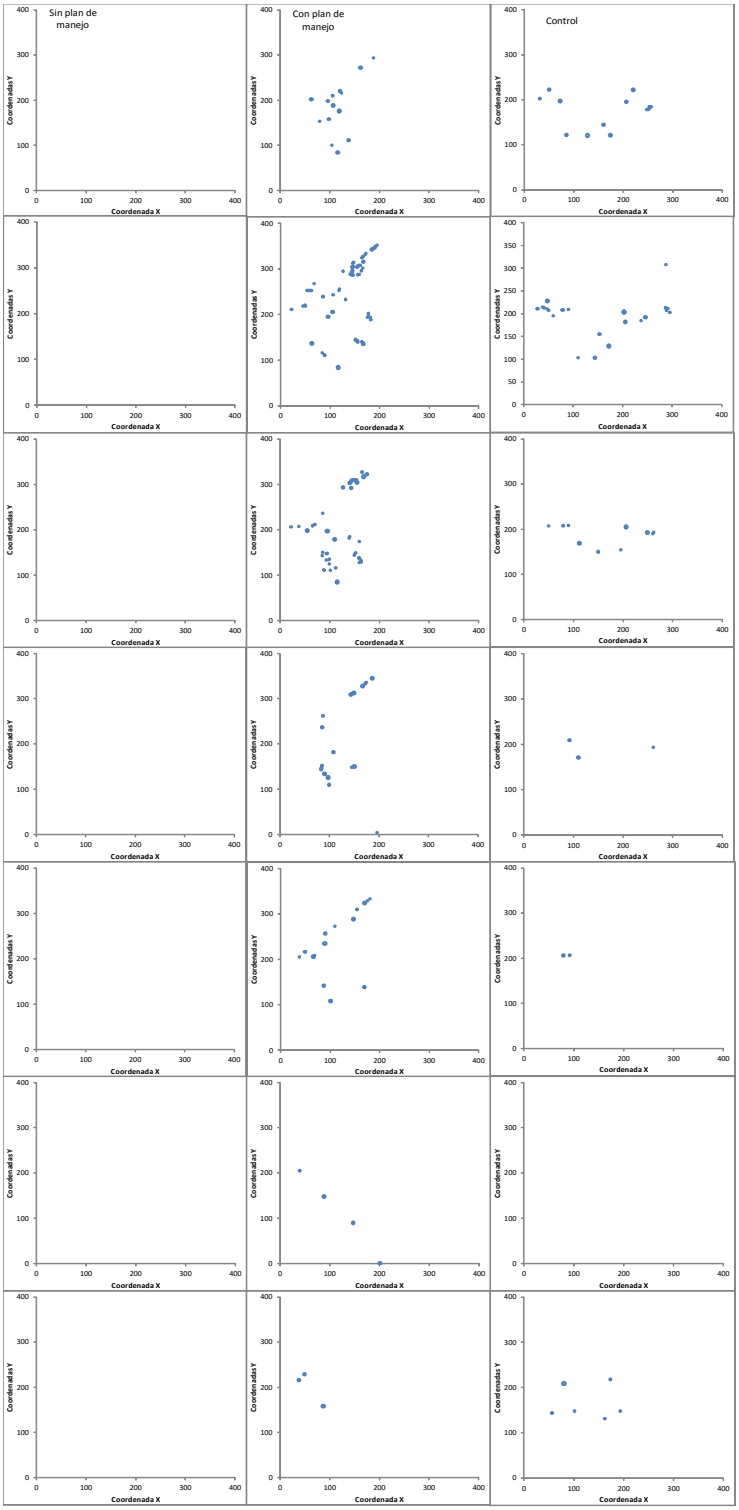


Figura 36. Seguimiento de los reclutas en los tratamientos "Sin plan de manejo" (izquierda), "Con plan de manejo" (centro), y "Control" (derecha) del sitio de estudio en la Provincia de Chañaral.

5.3.2. Crecimiento

A continuación se presentan los resultados obtenidos en el monitoreo de crecimiento en la Región de Atacama, a través del diámetro del disco de adhesión de plantas de Huiro negro para cada tratamiento y provincia. También se presentan las biomasas estimadas para cada tratamiento y sector (**Figura 37**).

Estructura de tallas y biomasa

Tratamiento 1. Con plan de manejo

En la Provincia de Huasco, posterior al acondicionamiento de la plataforma, en t0 prácticamente no se observan ejemplares de *L.berteroana* con diámetro de disco >20 cm, salvo por dos plantas con discos de 23 y 26 cm. Con respecto a los reclutas, tal como fue indicado anteriormente, se observa un aumento en la abundancia de reclutas en t1, para luego decrecer progresivamente a los valores mínimos registrados en los monitoreos de invierno, con la salvedad de un leve aumento de abundancia en t5. Los ejemplares juveniles presentan una tendencia similar a los reclutas, presentando un pick de abundancia en t1, para luego decrecer a valores relativamente estables entre t4 y t6. Por otro lado, ya en t1 se puede observar la presencia de clases de tallas mayores, con respecto a t0, manteniéndose entre t2 y t6 de manera conservativa, logrando restablecer y aumentar las clases de talla iniciales presentes previo al acondicionamiento (**Figura 38**). En cuanto a la biomasa estimada, en términos generales, ya en t1 se observa una recuperación de esta, presentando un pick en t4, y alcanzando en t6 una biomasa estimada de 251,5 Kg., respecto a los 270,9 Kg. estimados previo al acondicionamiento (**Figura 37**b).

En la Provincia de Copiapó, las plantas reclutas también presentan una disminución en la abundancia a partir de t2, alcanzando valores mínimos en invierno. Las plantas juveniles, a diferencia de lo observado en Huasco, mantuvieron abundancias estables a lo largo de los monitoreos. Por otra parte, en t1 las plantas adultas estuvieron representadas hasta la clase de talla 30 cm, para luego disminuir en t2 a la clase de talla 20 cm. Posteriormente, se observa un aumento gradual de las clases de talla, hasta llegar en t6 nuevamente a la clase de los 30 cm (**Figura 39**). Situación similar se observa para la biomasa estimada, con respecto a las clases adultas, presentando un pick de 48 Kg. en t1, para luego disminuir entre t2 y t5, y posteriormente en t6, logrando recuperarse a valores cercanos a los iniciales en t1, con un valor de 44,2 Kg (**Figura 37**e).

La Provincia de Chañaral, posterior al acondicionamiento de la plataforma y contrario a lo observado en Huasco, presentó una disminución de las fracciones de juveniles y adultos en t1. Con respecto a la abundancia de reclutas, el sector mostró un comportamiento similar a las otras provincias, con un pick en t1, para luego ir decreciendo paulatinamente hasta llegar al

valor mínimo en t6. La fracción juvenil, luego de disminuir en t1, se mantuvo relativamente estable en abundancia hasta el final del monitoreo, mientras que las plantas adultas disminuyeron su abundancia en t1, para luego presentar un leve crecimiento en las clases de tallas de manera irregular, presentando al final del monitoreo en t6, una situación similar a t0, en cuanto a clases de talla se refiere, pero con una leve disminución en la abundancia (**Figura 40**). La biomasa estimada en Chañaral, para el tratamiento "con plan de manejo", y similar a lo visto en Huasco, presentó un pick en t4, con un valor de 71,7 Kg., no obstante, fue menor al valor incial previo al acondicionamiento (89,3 Kg.). Finalmente, en t6 no se logra restablecer la biomasa incial, alcanzando un valor de 38,6 Kg. (**Figura 37**h).

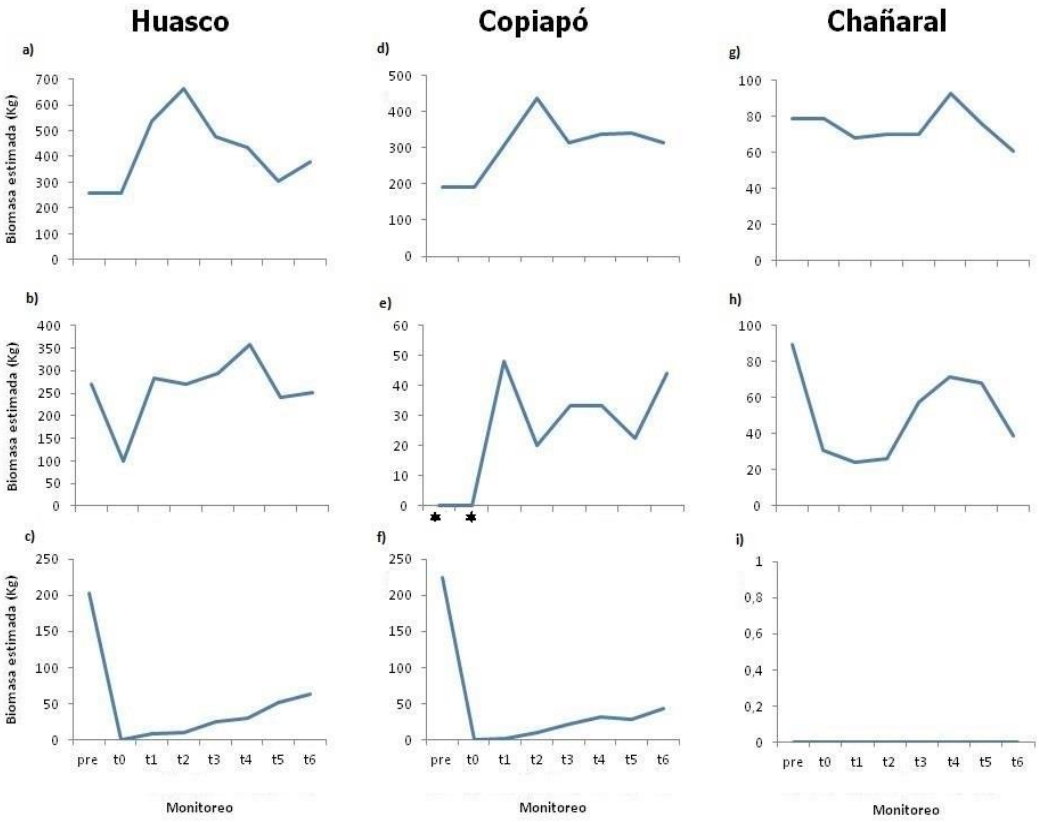


Figura 37. Biomasa algal estimada para cada tratamiento en cada Provincia: a), d) y g) control; b), e) y h) con plan de manejo; c), f) e i) sin plan de manejo. * Monitoreo no efectuado producto de condiciones meteorológicas adversas.

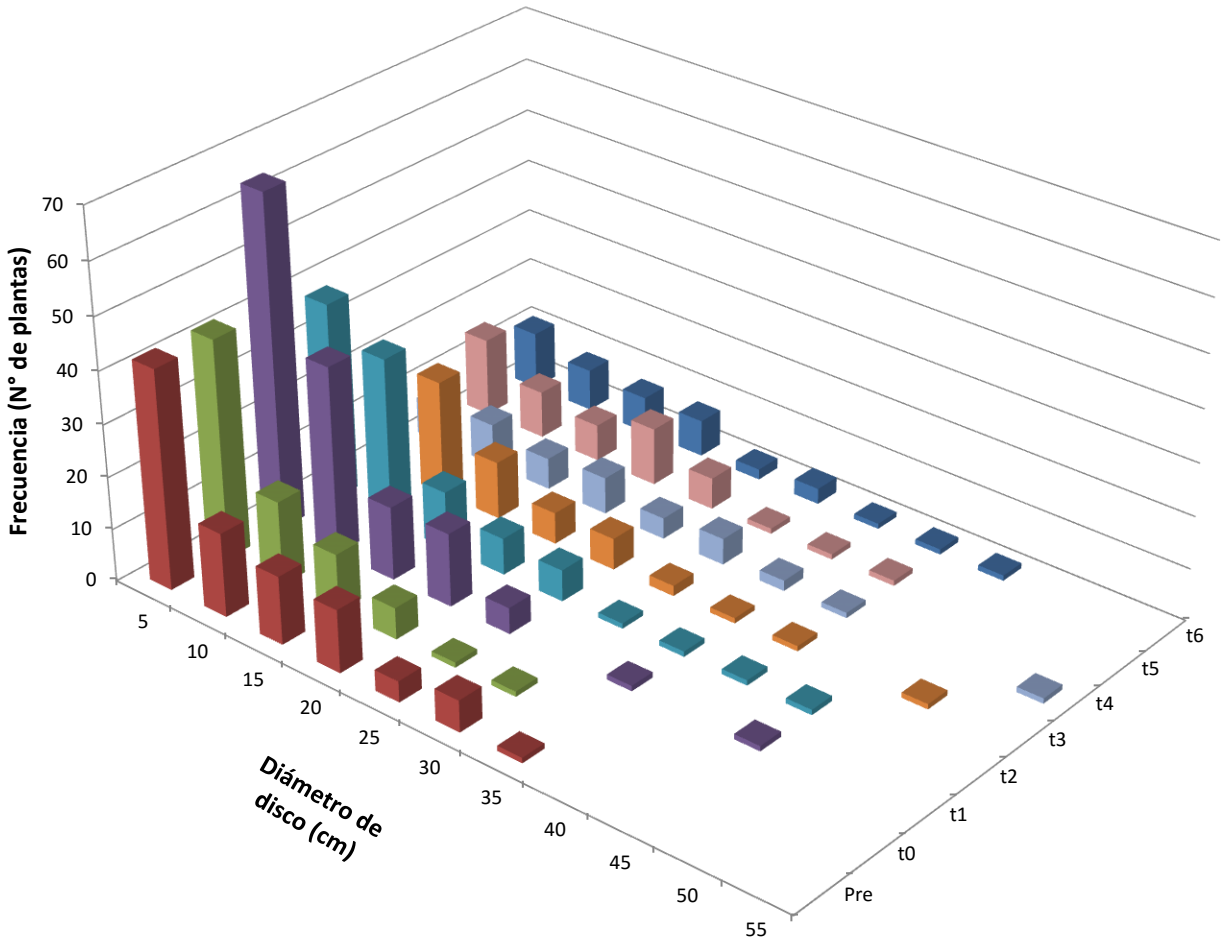


Figura 38. Estructura de tallas de *L.berteroana* en la Provincia de Huasco para el tratamiento 1 "con plan de manejo". Para leyenda del eje de profundidad ver figura 33. Pre y t0 = Monitoreo no efectuado producto de condiciones meteorológicas adversas.

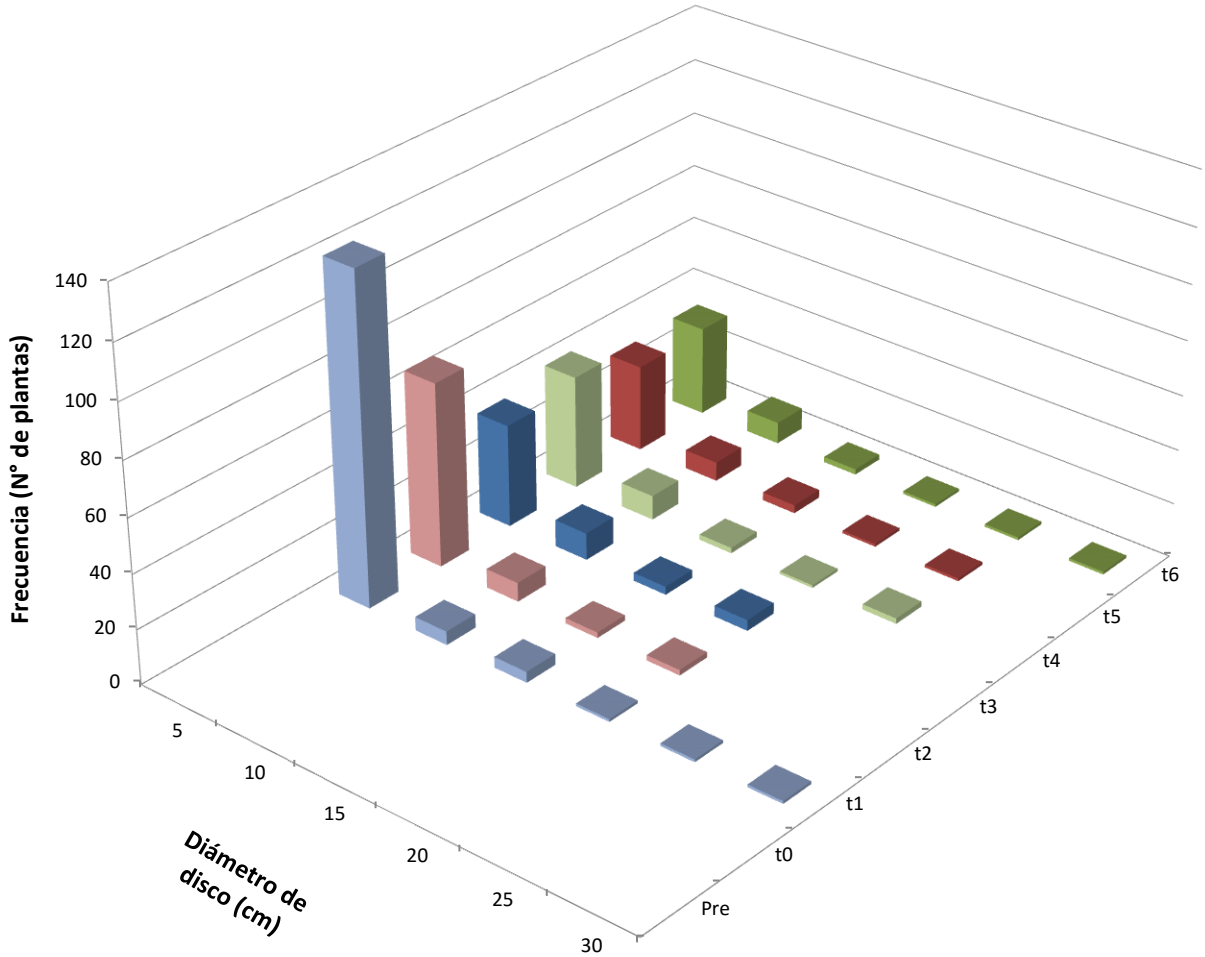


Figura 39. Estructura de tallas de *L.berteroana* en la Provincia de Copiapó para el tratamiento 1 "con plan de manejo".

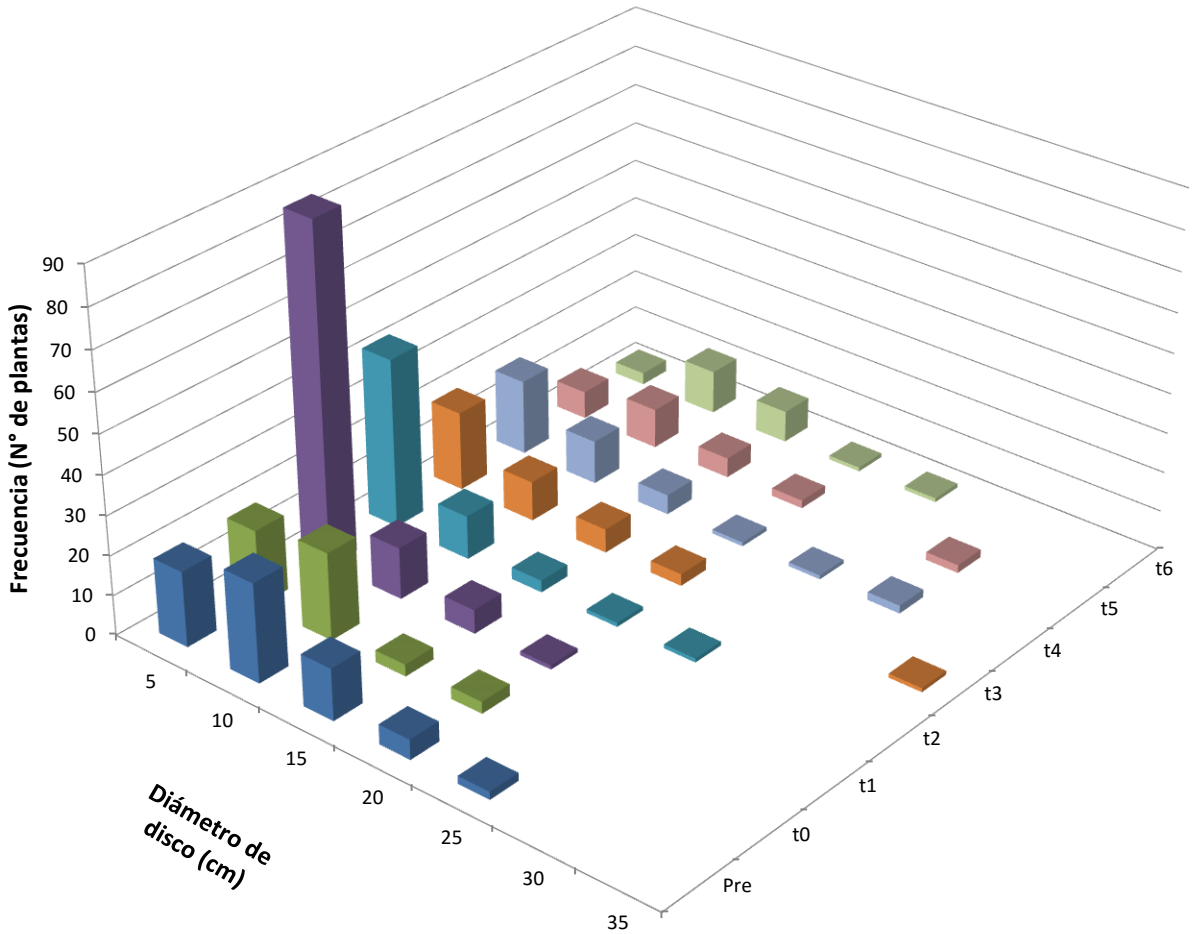


Figura 40. Estructura de tallas de *L.berteroana* en la Provincia de Chañaral para el tratamiento "con plan de manejo

Tratamiento 2. Sin Plan de Manejo

La Provincia de Huasco presentó una alta variación en la abundancia de reclutas, con picks en t1 y t2, para luego alcanzar la abundancia mínima en t3 y mantenerse relativamente estable el final del estudio, con un leve aumento en t5. La fracción juvenil muestra un progresivo aumento tanto en clases de tallas como en abundancias, alcanzando la mayor representatividad en t6, mientras que las plantas adultas fueron registradas 9 meses después del establecimiento del experimento, en t5 y aumentando su abundancia levemente en t6. No obstante, no se observa un restablecimiento de la estructura de tallas inicial previo al inicio de los monitoreos en noviembre (**Figura 41**). En cuanto a la biomasa estimada, a pesar de presentar un aumento sostenido en cada monitoreo, en t6 esta sólo alcanza un 31,6 % de la biomasa inicial (**Figura 37**c).

En la Provincia de Copiapó la fracción recluta se comportó similar al tratamiento 1, presentando un pick en t1, para luego decrecer en abundancia de manera gradual hasta t6. Por el contrario, los individuos juveniles presentaron una tendencia positiva tanto en aumento de número de individuos como en clases de tallas, con el mayor registro en t6. Por otro lado, la fracción adulta fue registrada tanto en t4 y t6, con 1 y 2 individuos respectivamente. Por último, al igual que en Huasco, no fue posible el restablecimiento de la estructura de tallas presente en el experimento previo al acondicionamiento (**Figura 42**). Con respecto a la biomasa estimada en el tratamiento, al igual que lo observado en Huasco, existe un aumento constante a lo largo del estudio, sin embargo, esta representó sólo un 19% de la biomasa inicial, con un total de 42,8 Kg (**Figura 37**f).

En la Provincia de Chañaral no fue posible observar reclutamiento en la plataforma seleccionada para este tratamiento.

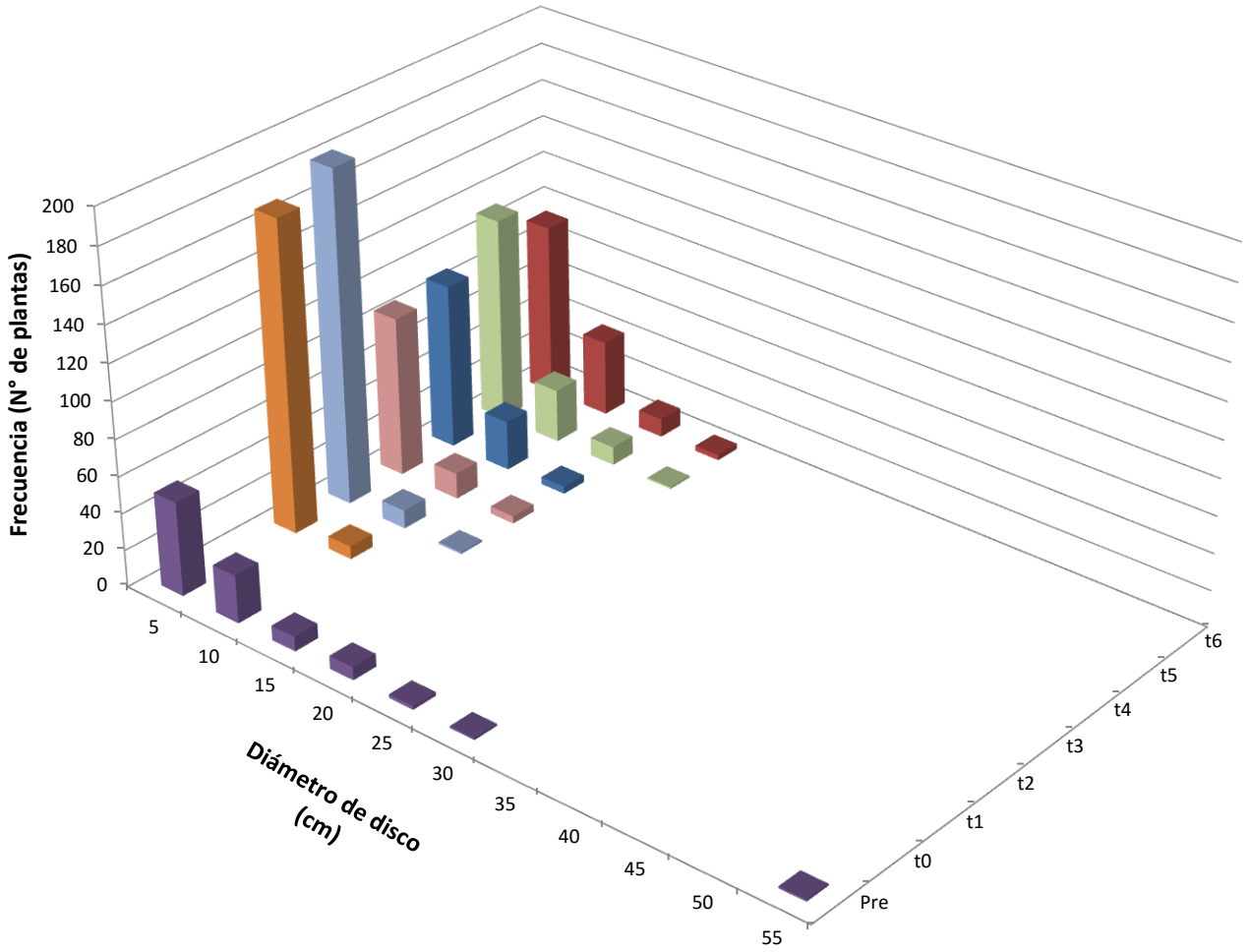


Figura 41. Estructura de tallas de *L.berteroana* en la Provincia de Huasco para el tratamiento "sin plan de manejo".

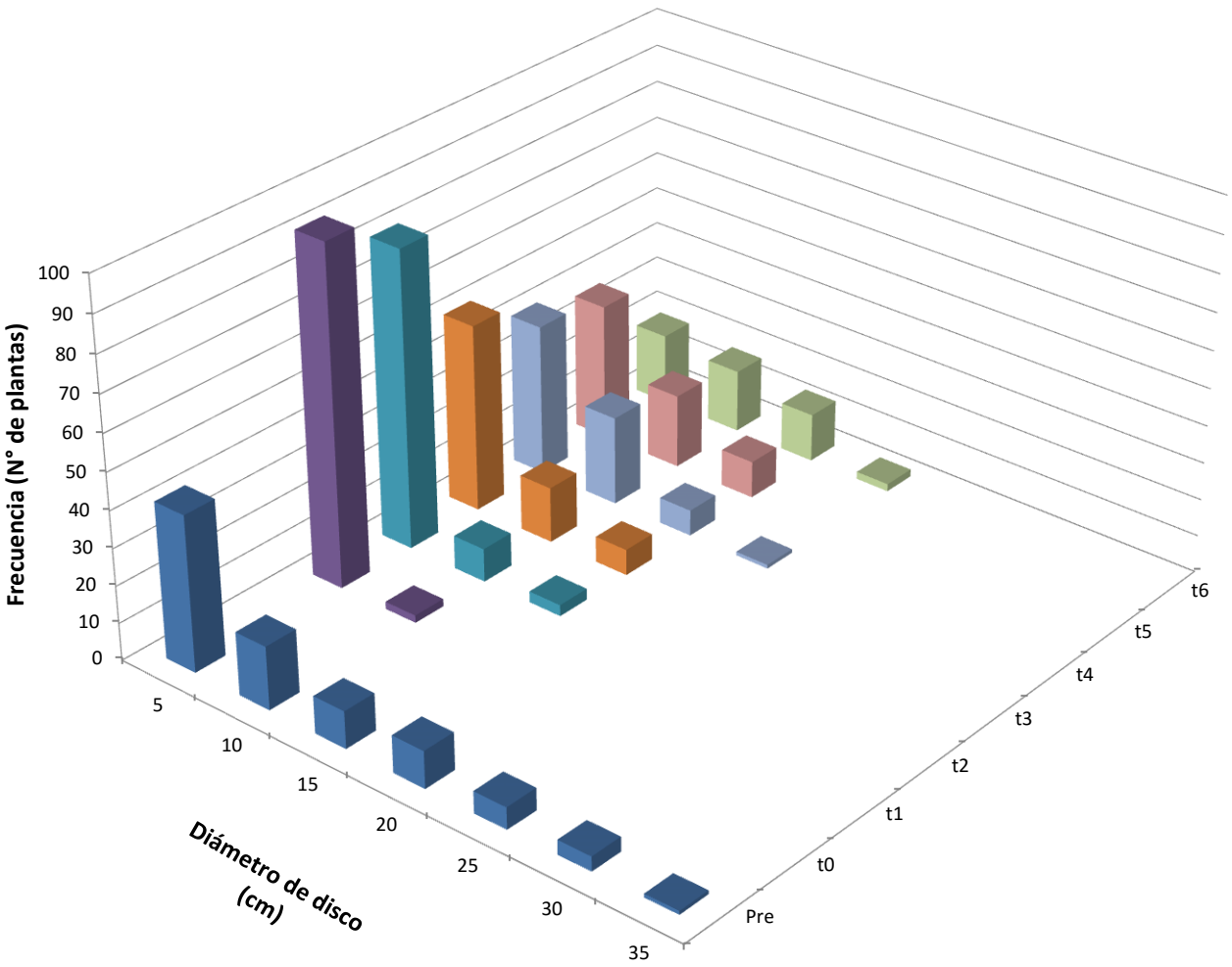


Figura 42. Estructura de tallas de *L.berteroana* en la Provincia de Copiapó para el tratamiento "sin plan de manejo".

Tratamiento 3. Control

En el experimento en la Provincia de Huasco, los ejemplares reclutas se comportaron de manera similar a los tratamientos 1 y 2, con un pick de abundancia en t1, para luego decrecer paulatinamente hasta t6. La fracción juvenil presentó una dinámica semejante al tratamiento 1, con un pick de abundancia en verano, para luego disminuir gradualmente hasta los monitoreos realizados en invierno. Por otro lado, las plantas adultas, a pesar de presentar un aumento de las clases de talla en los meses de verano-otoño, al final del monitoreo hubo una representación de las clases de talla similar al inicio del monitoreo, pero con un mayor número de plantas adultas (**Figura 43**). El comportamiento de la biomasa estimada evidenció un gran pick en t2, presentando un valor de 663,4 Kg., equivalentes a un 158,9% respecto de la biomasa incial, sin embargo, posteriormente se observó una disminución sostenida, alcanzando en t6 una biomasa estimada de 381 Kg., aumentando en un 48,7% respecto a la biomasa previa al acondicionamiento de la plataforma (**Figura 37**a).

En la Provincia de Copiapó, la fracción recluta se mantuvo estable hasta fines de verano-principios de otoño, fecha en que se observó una disminución de la abundancia, desapareciendo finalmente en t6. De igualo manera, las plantas juveniles presentaron un pick en t1, para posteriormente ir decreciendo gradualmente hasta t6. Finalmente, las clases de tallas representadas por plantas adultas sólo presentaron variaciones de manera interna, salvo por la presencia de una planta con diámetro de disco de 58 cm en t2, de tal forma que se mantuvieron a lo largo de los monitoreos relativamente estable (**Figura 44**). Por otro lado, la biomasa presentó una tendencia similar a lo observado en Huasco, con un pick en t2, presentando un aumento de 129,2%. Posteriormente, luego de una disminución en t3, se observa una estabilización de la biomasa, estimándose un valor en t6 de 315 Kg., representando un aumento sobre la biomasa inicial de 65,4% (**Figura 37**d).

La Provincia de Chañaral presentó una variación temporal de reclutas similar a Huasco, con un pick de abundancia en t1, disminuyendo gradualmente hasta t3, monitoreo en que se mantiene relativamente estable hasta t6. La fracción de juveniles presentó una disminución paulatina desde t0 a t6, variando de 33 a 12 individuos al final del monitoreo. Finalmente, la fracción adulta se mantuvo estable a lo largo del monitoreo, presentando un leve aumento en la abundancia entre t3 y t5, volviendo en t6 a una situación similar a t0, sin mostrar grandes variaciones en las clases de talla adultas (**Figura 45**). Por último, con respecto a la biomasa, en términos generales no presentó grandes variaciones, observándose un pick en t4, aumentando en un 17,5% respecto la biomasa inicial (78,8 Kg.). Sin embargo, en t6 se presenta un valor de biomasa menor al inicial, correspondiente a 60,8 Kg., disminuyendo en 22,8% (**Figura 37**i).

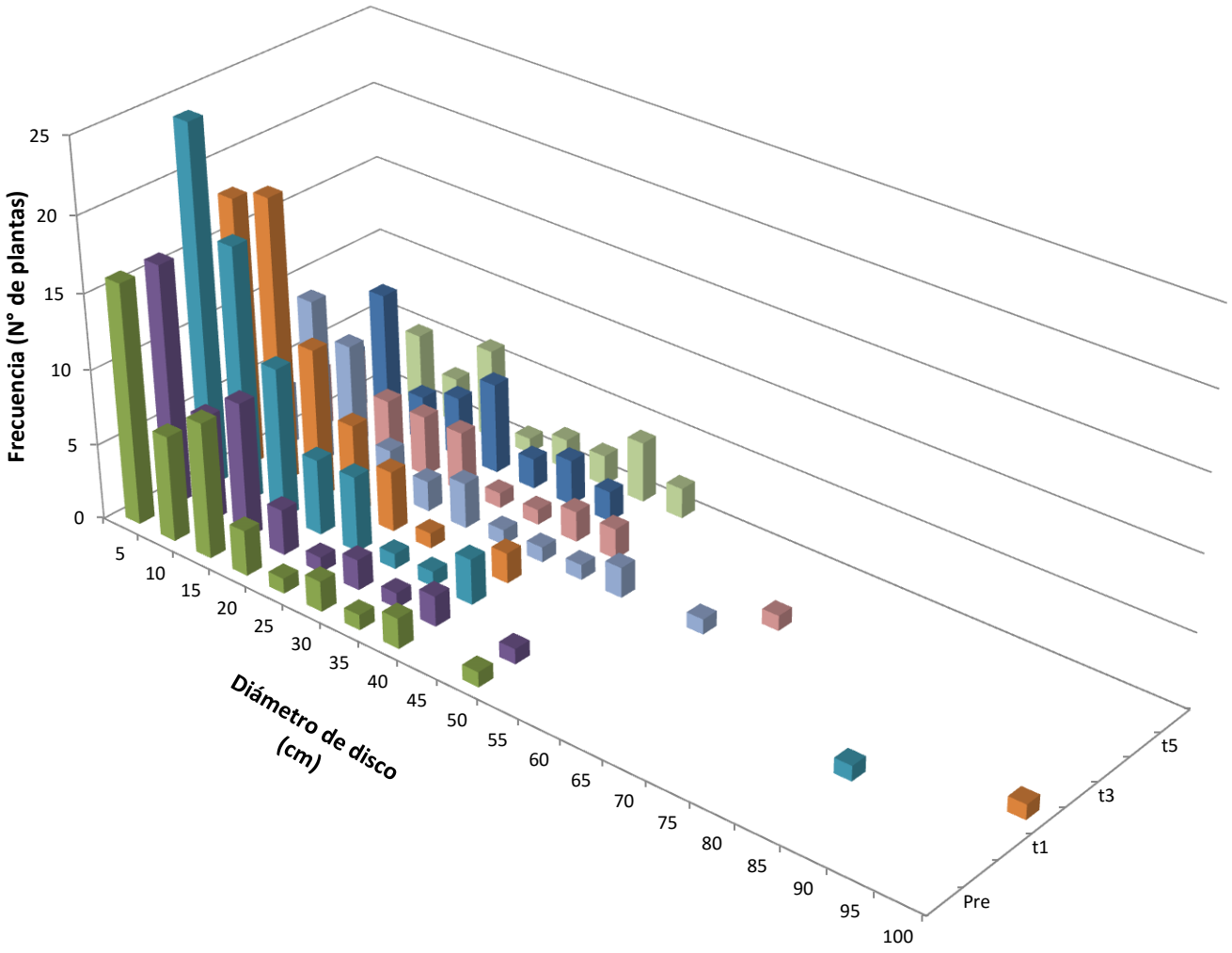


Figura 43. Estructura de tallas de *L.berteroana* en la Provincia de Huasco para el tratamiento "control". Para leyenda del eje de profundidad ver **Figura 33**.

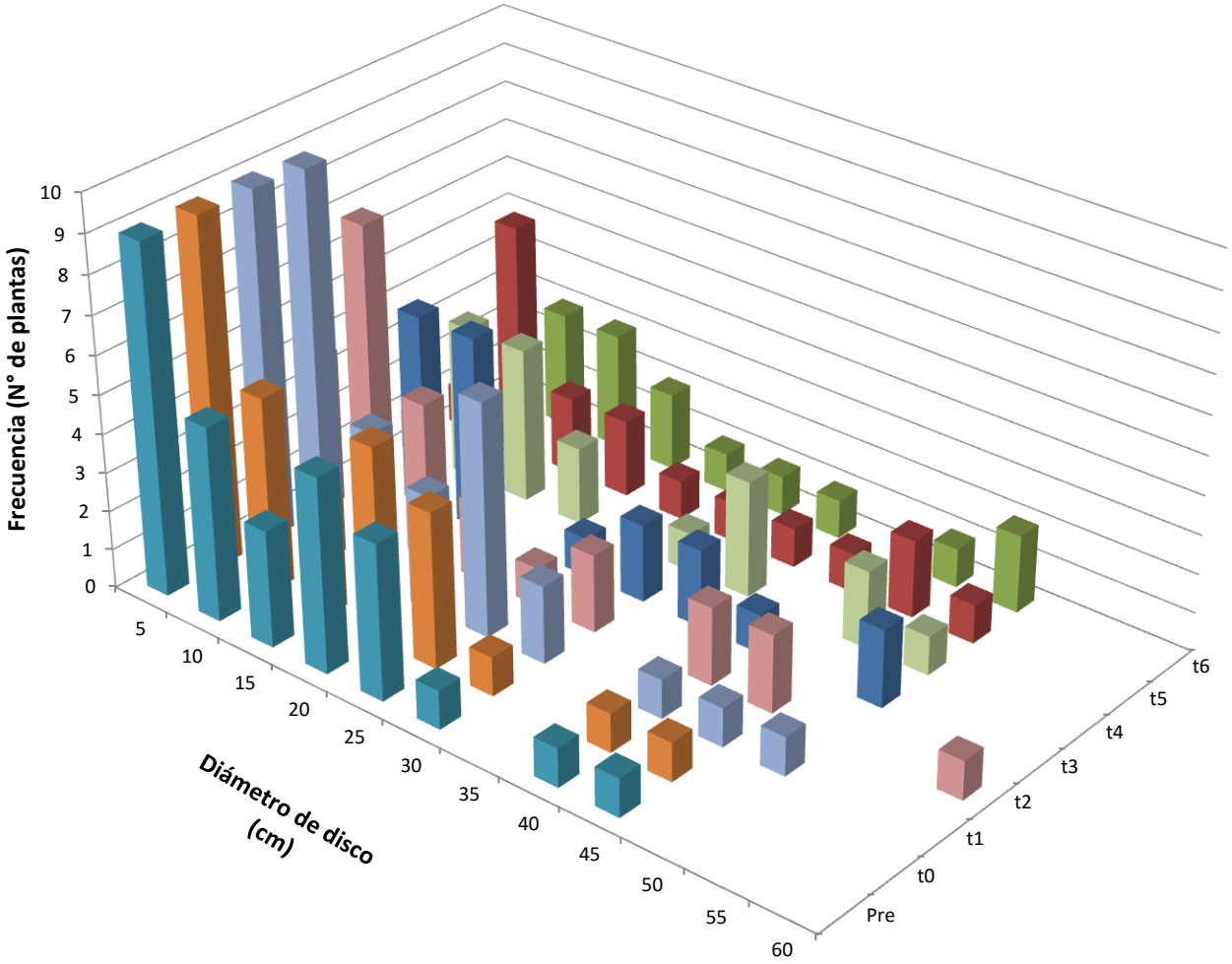


Figura 44. Estructura de tallas de *L.berteroana* en la Provincia de Copiapó para el tratamiento "control".

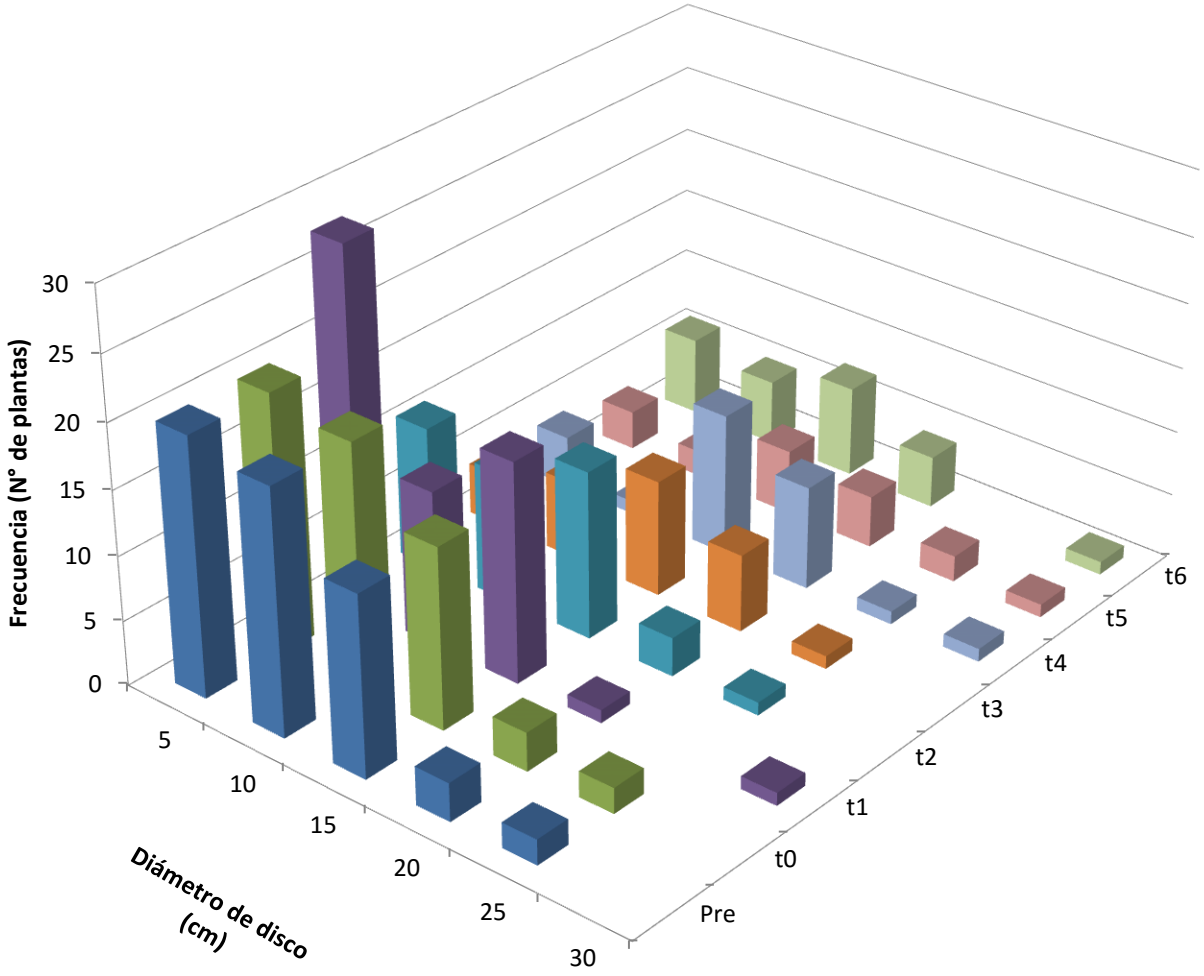


Figura 45. Estructura de tallas de *L.berteroana* en la Provincia de Chañaral para el tratamiento "control".

Crecimiento

Las plantas reclutas, juveniles y adultas de *L. berteroana* recuperadas seis meses después de ser marcadas in situ en primavera y otoño, registran un incremento en el diámetro mayor del disco de adhesión y en la longitud total de las plantas en las praderas explotadas de Atacama (**Figura 46** y **Figura 47**). Al menos dos fenómenos biológicos fueron observados durante la estimación de crecimiento. Primero las plantas vecinas tienen un potencial de coalescencia entre sí fusionando sus discos de adhesión; segundo, la variabilidad encontrada en el crecimiento al comparar entre las estructuras morfo-funcionales que conforman la planta de *L. berteroana* (i.e. frondas, discos de adhesión); que también es afectado por el tamaño de las plantas marcadas (i.e. recluta, juvenil, adulto) (**Figura 46** y **Figura 47**).

En general, los descriptores morfológicos de crecimiento (i.e. diámetro mayor del disco, longitud total de la planta) muestran incrementos más notorios en plantas reclutas y juveniles que en adultas en las tres praderas monitoreadas y en las dos estaciones contrastantes (**Figura 46** y **Figura 47**). Además, el crecimiento en la longitud total de la planta fue relativamente más variable en comparación con el diámetro mayor del disco (**Figura 46** y **Figura 47**).

La tasa de crecimiento relativo de las plantas fue estimada en función del diámetro mayor del disco de adhesión y la longitud total de la planta, y comparada estacionalmente entre reclutas, juveniles y adultos, y entre praderas (**Figura 48** y **Figura 49**). En general, la tasa de crecimiento, independiente del descriptor morfométrico usado, disminuye con el tamaño de la planta. De esta manera, los valores máximos de crecimiento fueron detectados en los reclutas, mientras que valores intermedios y mínimos fueron registrados en plantas juveniles y adultas, respectivamente (**Figura 48** y **Figura 49**). Al comparar entre periodos del año, las plantas reclutas y juveniles crecen más en primavera y verano que en otoño e invierno, en cambio en plantas adultas el crecimiento es persistentemente bajo durante el año (**Figura 48** y **Figura 49**). Las tendencias temporales y por tamaño de las tasas de crecimiento en las plantas de *L. berteroana* fueron similares entre localidades (**Figura 48** y **Figura 49**).

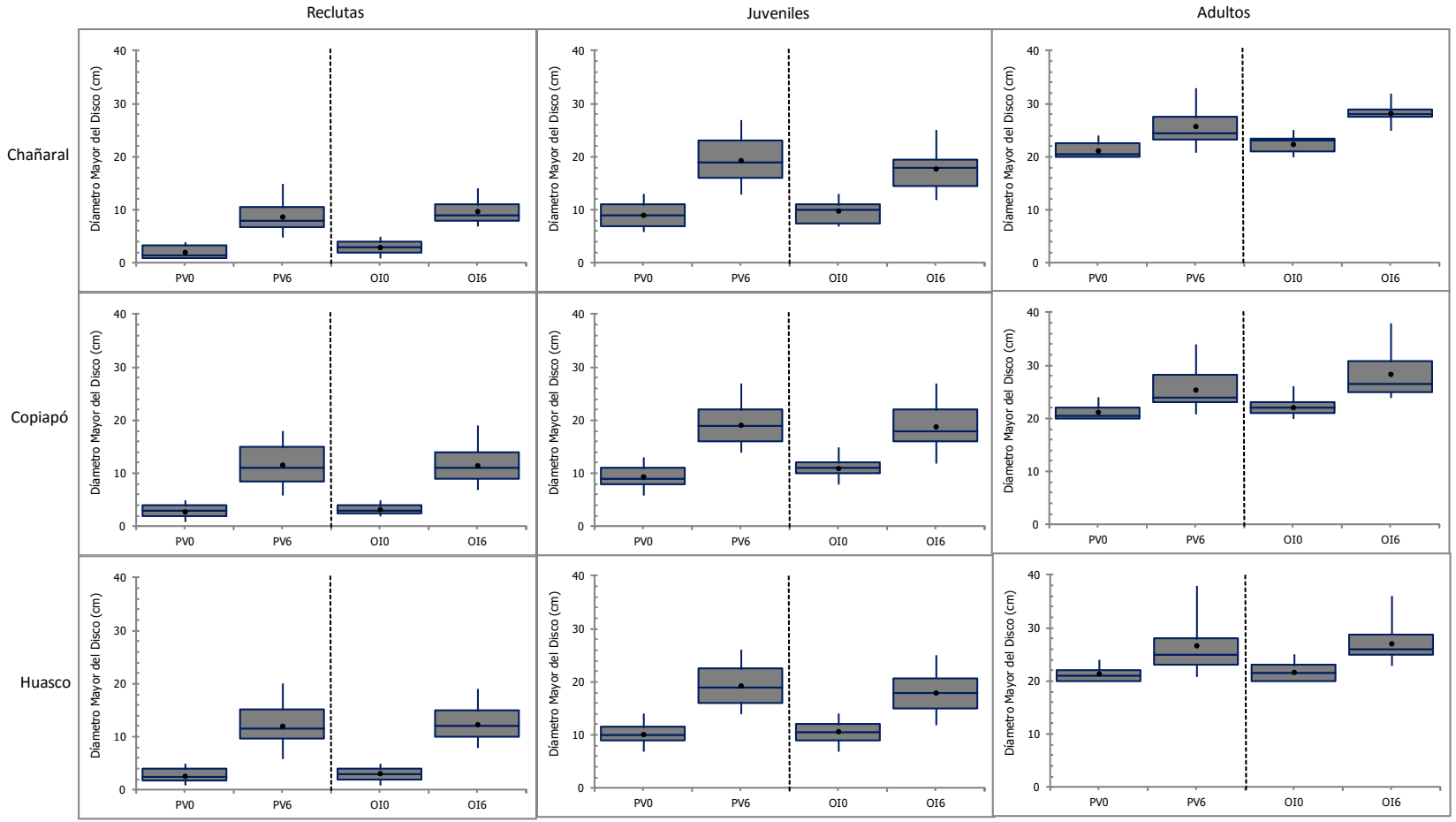


Figura 46. Crecimiento del disco de adhesión de plantas marcadas en primavera (PV0) y en otoño (OI0), y recapturadas seis meses después (verano PV6 e inviernoOI6, respectivamente); clasificadas por tamaño (reclutas, juveniles y adultos) y sitio de estudio (Chañaral, Copiapo y Huasco).

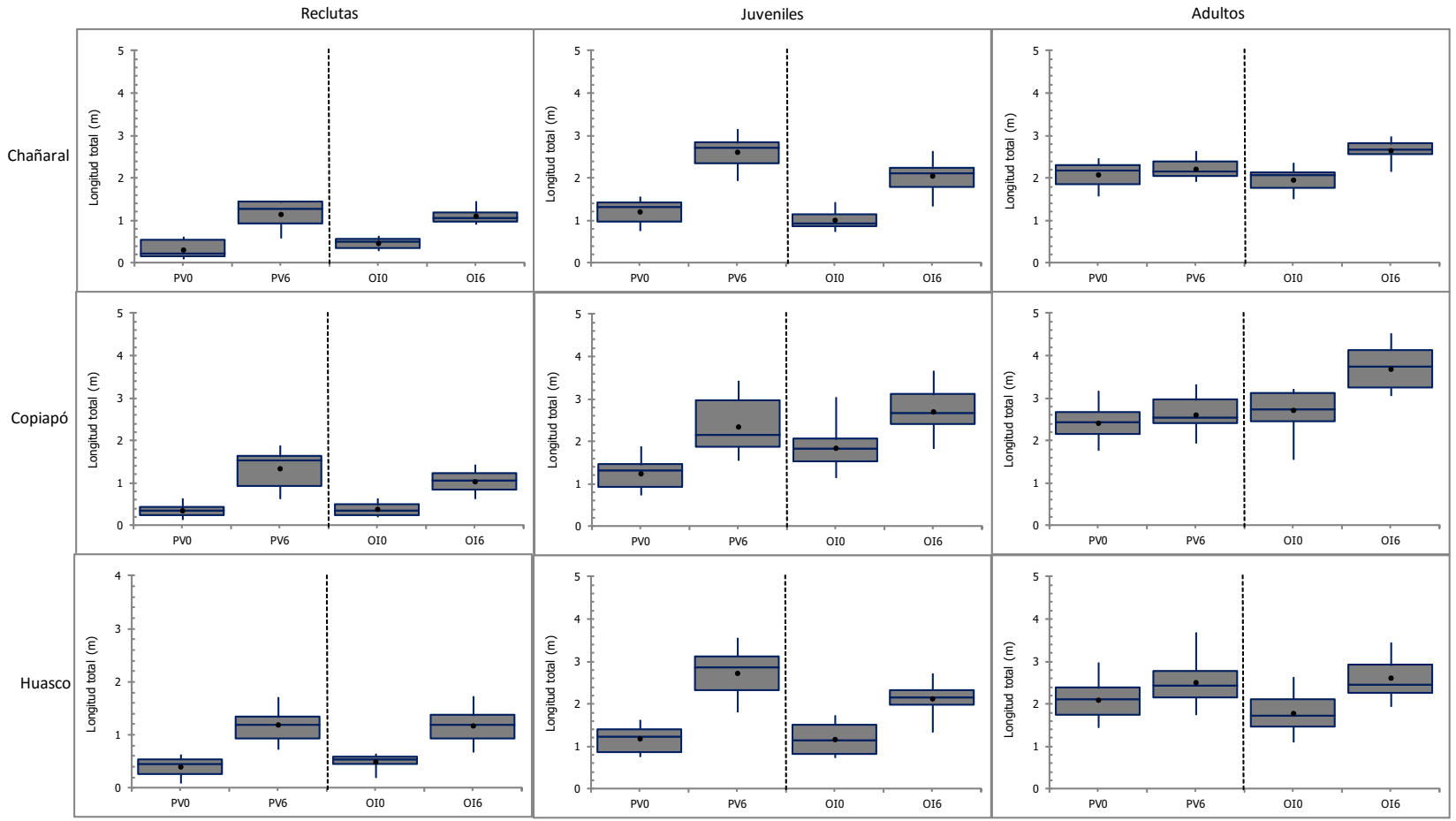


Figura 47. Crecimiento en longitud total de plantas marcadas en primavera (PV0) y en otoño (OI0), y recapturadas seis meses después (verano PV6 e inviernoOI6, respectivamente); clasificadas por tamaño (reclutas, juveniles y adultos) y sitio de estudio (Chañaral, Copiapo y Huasco).

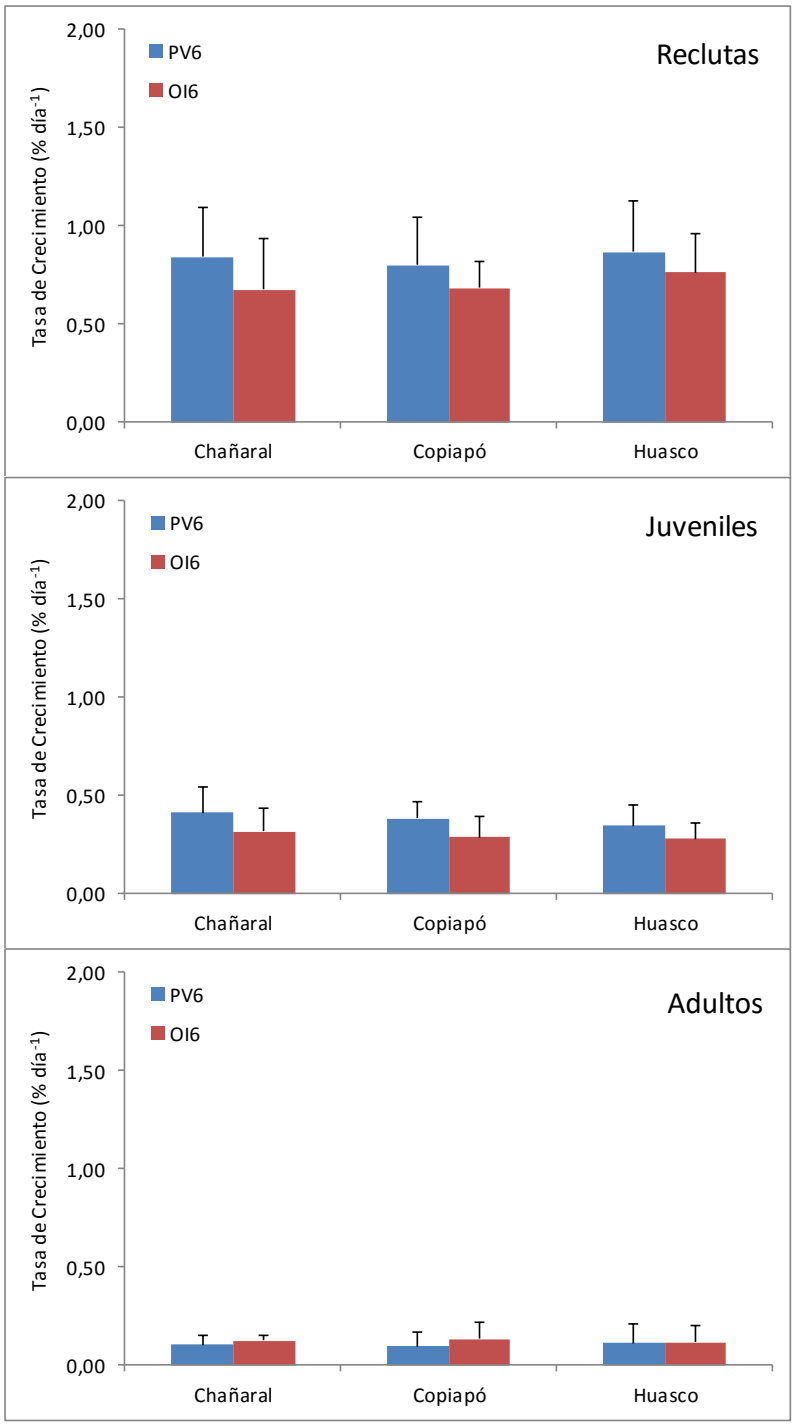


Figura 48. Tasa de crecimiento relativa en función del diámetro mayor del disco basal de plantas marcadas en primavera (PV0) y en otoño (OI0), y recapturadas seis meses después (verano PV6 e inviernoOI6, respectivamente); clasificadas por tamaño (reclutas, juveniles y adultos) y sitio de estudio (Chañaral, Copiapo y Huasco).

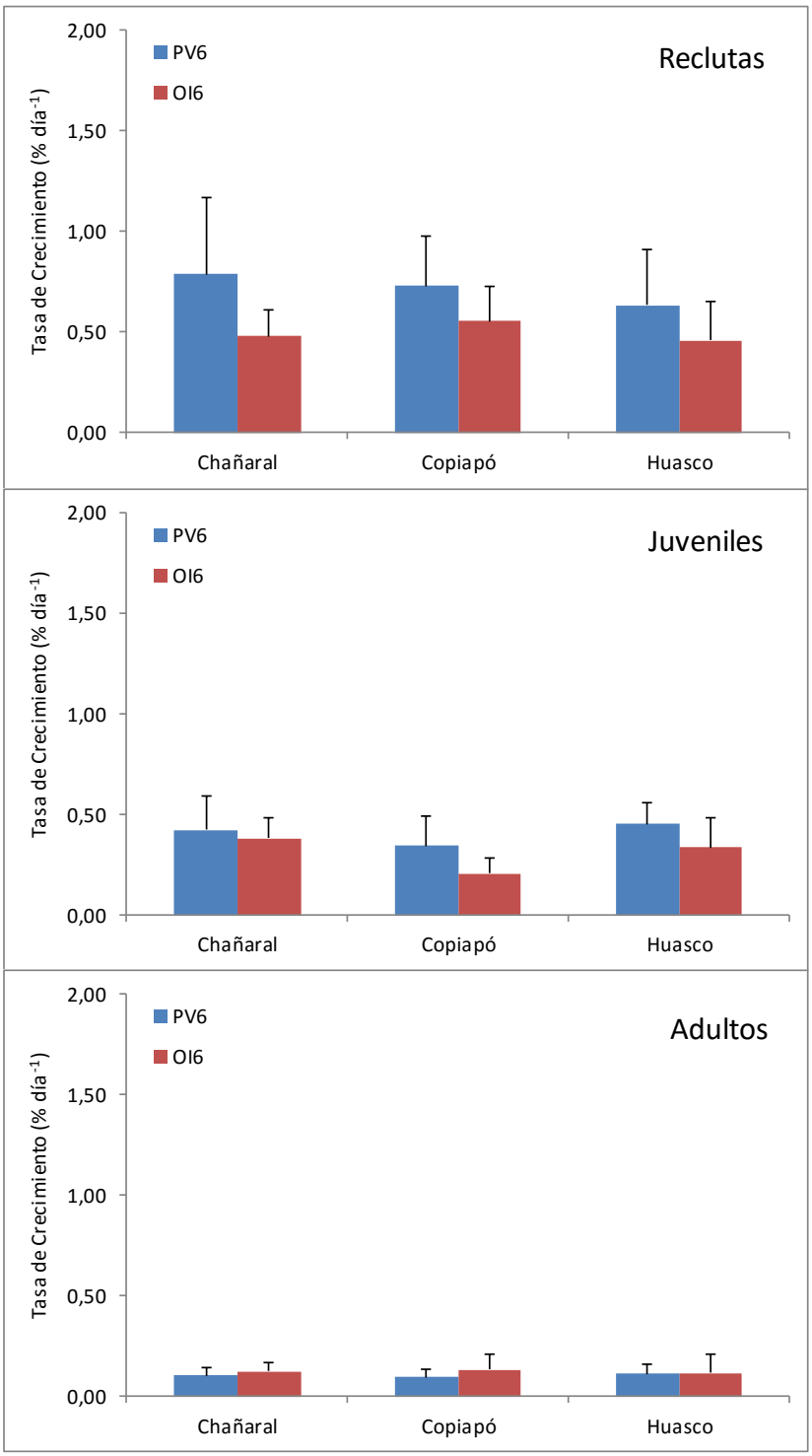


Figura 49. Tasa de crecimiento relativa en función del largo total de plantas marcadas en primavera (PV0) y en otoño (OI0), y recapturadas seis meses después (verano PV6 e inviernoOI6, respectivamente); clasificadas por tamaño (reclutas, juveniles y adultos) y sitio de estudio (Chañaral, Copiapo y Huasco).

5.3.3. Mortalidad

Primavera-verano:

La supervivencia del total de plantas marcadas en el sitio de estudio de Copiapó y Huasco fue de 45% y 44%, respectivamente; en Chañaral, en cambio, la supervivencia disminuye a la mitad (**Tabla 17**). Esta tendencia es conservativa al comparar la supervivencia de reclutas, juveniles y plantas adultas entre sitios de estudio (**Figura 50**).

Tabla 17. Supervivencia (%) de plantas reclutas, juveniles y adultas marcadas en primavera 2014 en cada sitio por provincia en Atacama.

Campaña Primavera - Verano	Tamaño de la planta	Supervivencia (%)						
		Total marcaje	Chañaral		Copiapó		Huasco	
			"n"	%	"n"	%	"n"	%
Reclutas	1 - 5 cm diámetro del disco	50	12	24	23	46	20	40
Juveniles	5 - 15 cm diámetro del disco	50	13	26	25	50	23	46
Adultos	> 15 cm diámetro del disco	50	10	20	20	40	23	46
Total		150	35	23	68	45	66	44

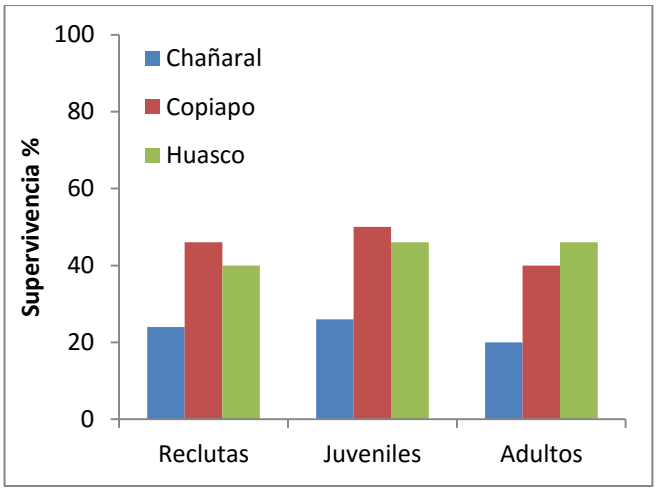


Figura 50. Supervivencia (%) de plantas reclutas, juveniles y adultas marcadas en primavera 2014.

Otoño-Invierno:

La supervivencia del total de plantas marcadas en el sitio de estudio de Copiapó y Huasco fue de 39% y 33%, respectivamente; mientras que en Chañaral, la supervivencia fue de 24% (**Tabla 18**). La supervivencia de reclutas oscila en torno al 30% en los sitios, y en juveniles varía entre 34% y 46%; en cambio la supervivencia de plantas adultas fue menor en Chañaral en comparación con Copiapó y Huasco (**Figura 51**).

Tabla 18. Supervivencia (%) de plantas reclutas, juveniles y adultas marcadas en otoño 2015 en cada sitio por provincia en Atacama.

Campaña Otoño - Invierno	Tamaño de la planta	Supervivencia (%)						
		Total marcaje	Chañaral		Copiapó		Huasco	
			"n"	%	"n"	%	"n"	%
Reclutas	1 - 5 cm diámetro del disco	50	13	26	16	32	13	26
Juveniles	5 - 15 cm diámetro del disco	50	17	34	23	46	19	38
Adultos	> 15 cm diámetro del disco	50	6	12	20	40	18	36
Total		150	36	24	59	39	50	33

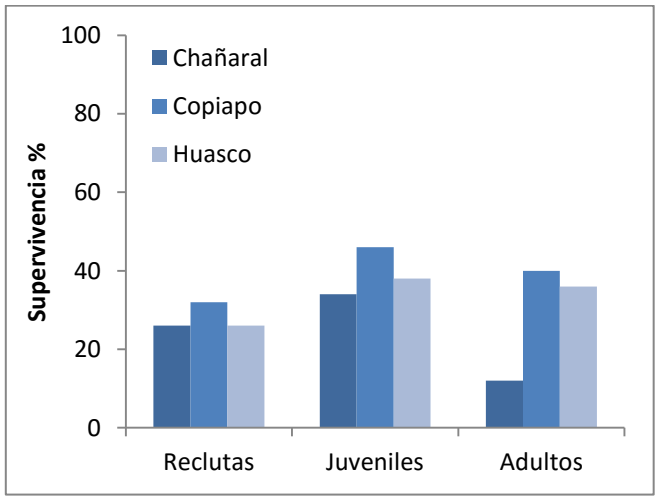


Figura 51. Supervivencia (%) de plantas reclutas, juveniles y adultas marcadas en otoño 2015.

La mortalidad natural de plantas es diferencial de acuerdo al tamaño de la planta (**Tabla 19**). Todos los reclutas desprendidos del sustrato durante el período de estudio son reflejo de mortalidad natural. En cambio, entre el 66 y 74% de las plantas marcadas juveniles y adultas fueron cosechadas al final del período de seguimiento, y solo una fracción menor representa la mortalidad natural. En Chañaral, la mortalidad por pesca de plantas adultas alcanza el 95% (**Tabla 19**).

Tabla 19. Mortalidad (%) de plantas reclutas, juveniles y adultas marcadas durante el período de estudio por provincia en Atacama.

Anual	Tamaño de la planta	Mortalidad (%)						
		Total marcaje	Chañaral		Copiapó		Huasco	
			Natural	Pesca	Natural	Pesca	Natural	Pesca
Reclutas	1 - 5 cm diámetro del disco	100	100	0	100	0	100	0
Juveniles	5 - 15 cm diámetro del disco	100	26	74	33	67	29	71
Adultos	> 15 cm diámetro del disco	100	5	95	34	66	32	68

5.3.4. Coalescencia

Los eventos de coalescencia entre plantas de *L. berteroana* fueron analizados según la clasificación de Rodríguez *et al.* (2014), quien realizó un monitoreo experimental similar al realizado en este estudio. En su estudio, Rodríguez *et al.* (2014) registra un predominio de coalescencia entre reclutas vecinos y entre juveniles vecinos (**Tabla 20**).

Chañaral: En el cuadrante experimental con denudación de plantas o "Sin Manejo" no hubo reclutamiento de *L. berteroana*. En el cuadrante "Con Manejo" y en el "Control sin cosecha", los eventos de coalescencia entre juveniles vecinos fueron predominantes en ocurrencia (Tipo IV), seguido por la fusión entre reclutas vecinos (Tipo I) y entre grupos de reclutas vecinos (Tipo II) (**Figura 52**). La frecuencia de eventos de coalescencia de *L. berteroana* en el sitio de Chañaral fue comparativamente menor en los sitios de Copiapó y Huasco (**Tabla 20**).

Copiapó: En el cuadrante experimental "Sin Manejo" la mayor frecuencia de coalescencia ocurrió entre reclutas (Tipo I), aunque también fueron representativas la fusión entre grupos de reclutas vecinos (Tipo II) y la fusión entre juveniles vecinos (Tipo III) (**Tabla 20**). En el cuadrante experimental "Con Manejo" se detectó un patrón de ocurrencia similar al descrito para el cuadrante "Sin Manejo", con una mayor ocurrencia de coalescencia entre reclutas vecinos, grupos de reclutas vecinos y juveniles vecinos (**Tabla 20**). En el cuadrante "Control sin cosecha", en cambio, predominaron los eventos de coalescencia entre juveniles vecinos (Tipo IV), y en menor grado la fusión entre grupos de reclutas, y fusión entre reclutas y juveniles vecinos (**Figura 53**). La frecuencia de eventos de coalescencia en los cuadrantes de seguimiento durante el monitoreo de la pradera de *L. berteroana* en el sitio de estudio en Copiapó osciló entre 27% y 36% (**Tabla 20**).

Huasco: Similar que en Copiapó, la mayor ocurrencia de coalescencia en el cuadrante experimental "Sin Manejo" fue entre reclutas de *L. berteroana*, así como entre grupos de reclutas vecinos. En el cuadrante experimental "Con Manejo" también hubo una mayor fusión entre reclutas vecinos, pero también fue alta la ocurrencia de fusión entre juveniles vecinos (**Tabla 20**). En el "Control" predominaron los eventos de coalescencia entre juveniles vecinos y entre juveniles y reclutas vecinos (**Figura 54**). La frecuencia de eventos de coalescencia en los cuadrantes de seguimiento durante el monitoreo de la pradera de *L. berteroana* en el sitio de estudio en Huasco osciló entre 29% y 35% (**Tabla 20**).

Tabla 20. Ocurrencia de eventos de coalescencia (%) de acuerdo a la clasificación propuestas por Rodríguez *et al.* (2014), en los experimentos de seguimiento realizados en cada provincia de Atacama.

Tipo	Característica	Ocurrencia de eventos de coalescencia entre plantas (%)									
		Rodríguez *et al.* (2014)	Chañaral			Copiapó			Huasco		
			Sin Manejo	Con Manejo	Control	Sin Manejo	Con Manejo	Control	Sin Manejo	Con Manejo	Control
I	Fusión entre reclutas vecinos.	27	-	26	21	43	40	7	46	31	14
II	Fusión entre dos grupos de reclutas vecinos.	9	-	19	17	23	15	17	30	17	11
III	Fusión entre reclutas y esporofitos juveniles.	9	-	9	10	13	9	21	9	13	24
IV	Fusión entre dos esporofitos juveniles vecinos.	55	-	45	52	21	37	45	14	35	42
V	Fusión entre recluta y otra planta a través de germinación *in situ.*	0	-	0	0	0	0	10	0	4	10
	Ocurrencia total de eventos (%)	-	0	16	19	27	32	36	35	33	29

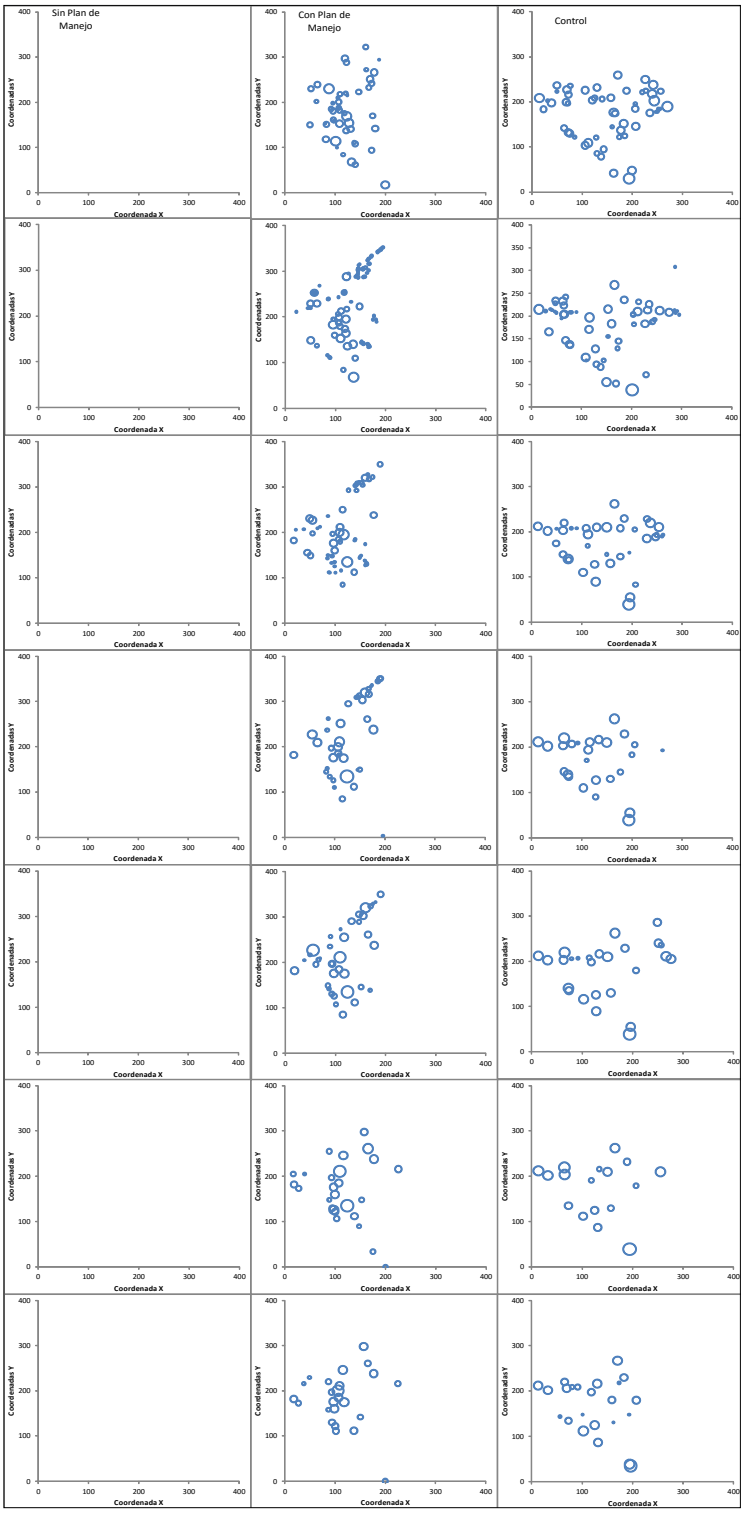


Figura 52. Mapeo de plantas en los tratamientos "Sin plan de manejo" (izquierda), "Con plan de manejo" (centro), y "Control" (derecha) del sitio de estudio en la Provincia de Chañaral.

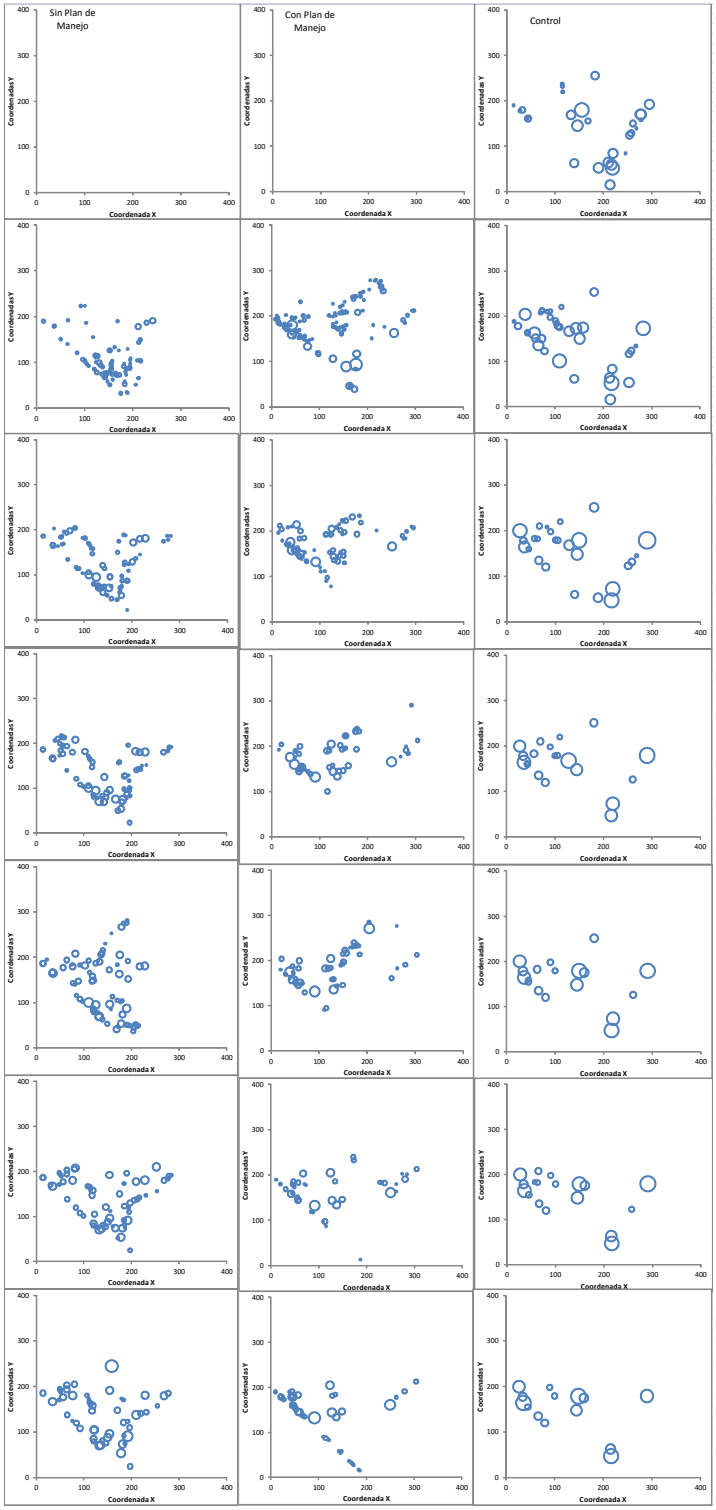


Figura 53. Mapeo de plantas en los tratamientos "Sin plan de manejo" (izquierda), "Con plan de manejo" (centro), y "Control" (derecha) del sitio de estudio en la Provincia de Copiapó.

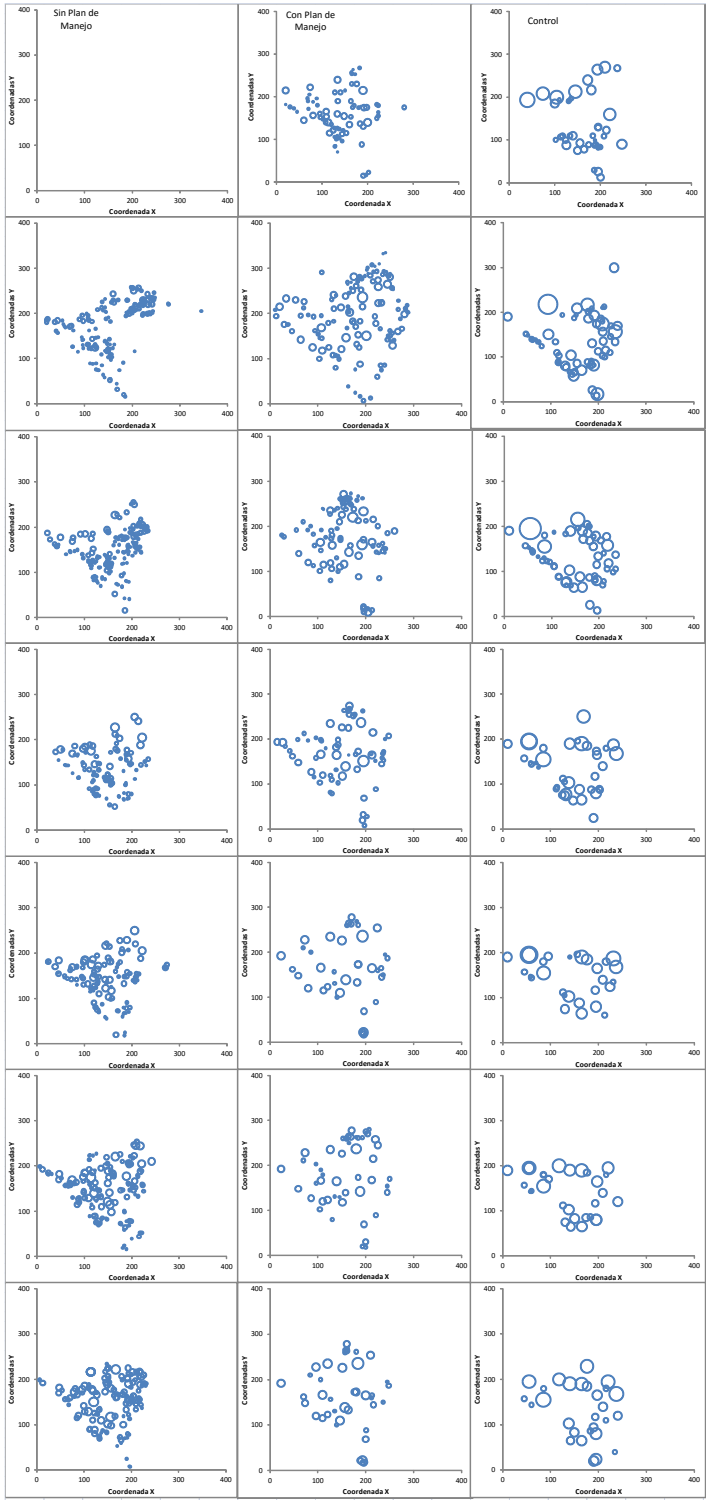


Figura 54. Mapeo de plantas en los tratamientos "Sin plan de manejo" (izquierda), "Con plan de manejo" (centro), y "Control" (derecha) del sitio de estudio en la Provincia de Huasco.

5.4. Objetivo específico 3.2.4

Establecer un protocolo de muestreo que permita evaluar el efecto de la actividad extractiva del recurso huiro sobre las comunidades asociadas en la zona de estudio.

5.4.1. Selección y caracterización ambiental de los sitios de muestreo

Los ambientes rocosos intermareales de las zonas de estudio seleccionado están compuestos principalmente por plataformas y roqueríos expuestos y muy expuestos al oleaje, en todos ellos se observa un cinturón *Lessonia berteroana* en el intermareal bajo el que varía dependiendo de la disponibilidad de sustrato rocoso y del grado de exposición al oleaje (**Figura 55**, **Figura 56** y**Figura 57**). La preparación y posterior monitoreo de las zonas de estudio las muestras se realizó en condición de baja marea (**Tabla 21**).

Respecto a la accesibilidad a la zona de estudio y presión sobre el recurso, es posible indicar que el sector Aguas dulces (Chañaral de Aceituno) ubicado al norte de la localidad del mismo nombre, es la que presento mayor dificultad de acceso, el sector es cuidado por algueros presentes gran parte del año los que controlan la extracción mediante la rotación de los puntos de barreteo. Por su parte los sectores Tototal (Sur Caleta Totoral) y Los Toyos presentan fácil acceso, el primero ubicado al borde del camino costero y el segundo al costado de la Ruta 5 Norte. Durante todo el periodo de estudio fue posible evidenciar algueros recolectando el recurso *L. berteroana* y *L. trabeculata* evidenciando una alta presión de pesca.

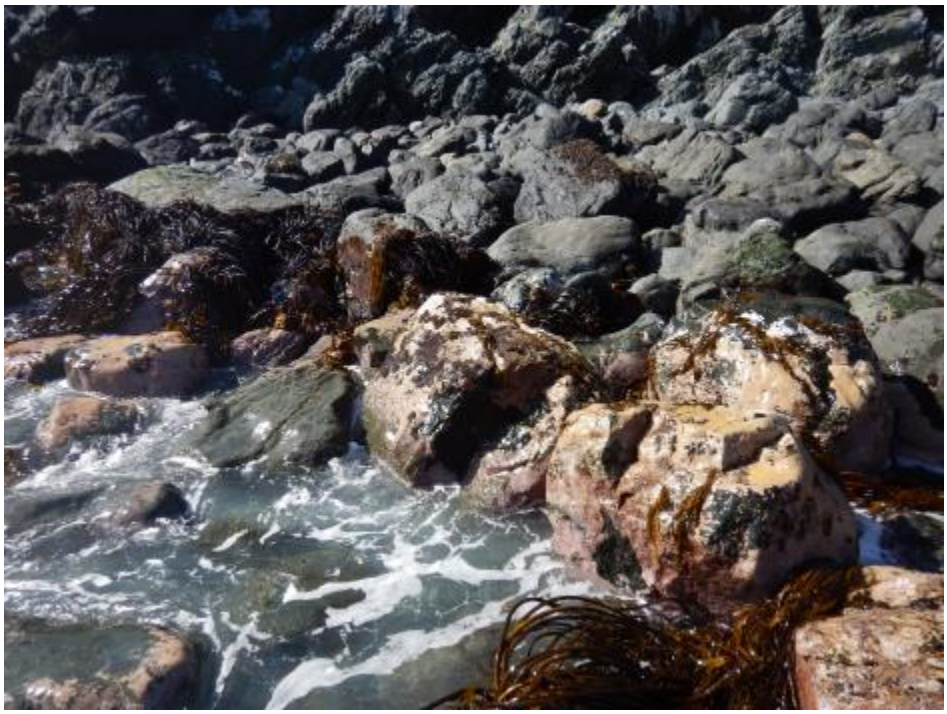


Figura 55: Sector Chañaral de Aceituno.

Figura 56. Sector Caleta Totoral.

Figura 57. Sector Los Toyos.

Tabla 21. Antecedentes de marea para los muestreos realizados en la zona intermareal, durante el periodo de estudio.

C1		C2		C3		C4		C5		C6		C7	
22/12/2014		20/01/2015		20/03/2015		18/05/2015		02/07/2015		12/08/2015		28/09/2015	
Hora	Altura	Hora	Altura	Hora	Altura	Altura	Hora	Altura	Hora	Altura	Hora	Altura	Hora
5:10	0,3 B	04:50	0,2 B	03:50	0,2 B	0,3 B	03:20	0,34 B	03:17	0,4 B	01:47	0,16 B	03:19
10:55	1,1 P	10:40	1,2 P	9:40	1,3 P	1,6 P	9:50	1,56 P	09:51	1,46 P	08:20	1,49 P	09:30
16:35	0,3 B	16:25	0,3 B	15:25	0,3 B	0,2 B	16:20	0,28 B	16:29	0,32 B	15:03	0,10 B	15:45
23.05	1,6 B	22:55	1,7 B	22:00	1,6 B	1,3 P	22:15	1,08 P	22:14	1,09 P	20:47	1,43 P	21:55

B: (bajamar); P:(pleamar)

Fuente: Tabla de Mareas SHOA, 2014-2015

5.4.2. Evaluación de las Características de las plantas en la zona de estudio

Preparación de experimentos:

Previo a la preparación de los experimentos (5 al 8 de noviembre de 2014) en las zonas de estudio la densidad promedio para individuos de *L.berteroana* fue de 10 plantas por cada metro de franja intermareal, en estos sectores fue común encontrar ejemplares fértiles al examinar plantas con diámetros de disco superior a 17 cm.

En esta oportunidad se removieron de las zonas de experimento sin manejo la totalidad de las plantas presentes y en las zonas de experimento con manejo aquellas plantas con un disco de 20 cm o más. La zona de experimento control no fue alterada.

Características morfométricas de las plantas analizadas

Los datos de las plantas muestreadas por sector y tratamiento en las tres zonas de estudio se muestran en la **Tabla 22**. Entre la campaña de muestreo C1 a la C7 se recolectaron en total 914 plantas de *L. berteroana*. En general, se puede señalar que las plantas analizadas poseen discos de fijación que variaron desde 1 cm hasta 45 cm de diámetro, con volúmenes desplazados que fluctuaron desde <5 ml hasta 4500 cc respectivamente (**Figura 58**).

En las tres zonas de monitoreo, no se registraron reclutas en el experimento Sin Manejo hasta la tercera campaña de monitoreo (C3), presentando roca blanqueada, producto de la exposición a la luz de las algas crustosas presentes en el sustrato rocoso. A partir de esta campaña se observan diferencias en torno a las 60 plantas (C4 y C5), 80 plantas (C5) y 90 plantas (C6 y C7) respecto a las campañas C1 y C2.

Tabla 22. Número de plantas por sector tratamiento muestreadas durante el periodo de estudio.

Sector	Tratamiento	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Totoral	Control	15	16	21	20	11	9	12
	Con Manejo	12	21	20	7	23	7	25
	Sin Manejo	0	0	8	9	14	13	19
Los Toyos	Control	10	10	15	22	13	14	14
	Con Manejo	34	15	9	19	11	10	12
	Sin Manejo	0	0	21	10	19	9	19
Chañaral de Aceituno	Control	0	14	23	15	16	25	29
	Con Manejo	7	9	22	24	29	22	21
	Sin Manejo	0	0	0	7	28	30	27
	Total	78	85	139	133	164	139	177

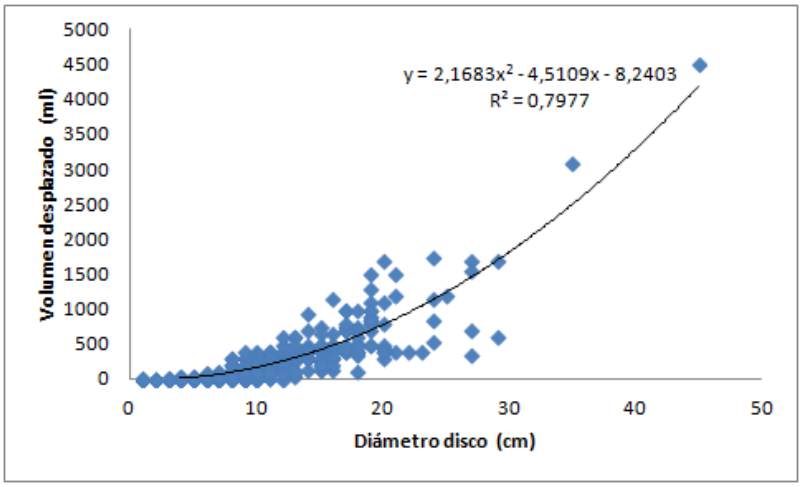


Figura 58. Relación del volumen desplazado (ml) y diámetro del disco (cm) de plantas de *L. berteroana* en la zona de estudio.

5.4.3. Comunidades Bentónicas Inter- Disco asociadas al recurso huiro negro

Análisis Univariados

Abundancia

Entre los espacios Inter-discos se determinó la presencia de 27 taxa de invertebrados (15 Mollusca, 5 Echinodermata, 4 Crustacea, 2 Anthozoa y 1 Chordata). En relación a las algas presentes es posible señalar que en todas las zonas de estudio las algas presentes correspondieron principalmente a *Corallina officinalis*, *Codium* sp., *Ulva* sp., *Porphira* sp., *Gelidium* y *Halopteris* sp. y algas crustosas, que variaron en cobertura en relación al tratamiento y localidad.

Por su parte, la fauna asociada a este ambiente, estuvo compuesta principalmente por *Tegula Atra* (22,5 %), *Enoplochiton niger* (16,4 %) y *Fissurella costata* (9,9 %) y *Tetrapygus niger* (7,9%) que en conjunto representaron el 56,7 % del total de especies registradas. *T. atra* se presento de manera uniforme en las tres localidades a lo largo de todo el periodo evaluado, por su parte *E. niger* y *F. costata* fueron más abundantes en los sectores Caleta Totoral y Los Toyos respectivamente (**Tabla 23**, **Figura 59**).

Tabla 23. Abundancia total de organismos en los espacio inter-discos de *L.berteroana*, en las tres localidades y tratamientos en la III región. Campañas C1 a C7. Ctrl: Control, CM: Con Manejo; SM: Sin Manejo.

Taxa	Ch. de Aceituno			Caleta Totoral			Los Toyos		
	Ctrl	CM	SM	Ctrl	CM	SM	Ctrl	CM	SM
Anthozoa									
Phymactis clematis	9	3	2	3	7	3	21	15	6
Anthothoe chilensis	7	4	3	1	1	1	1	2	0
Mollusca									
Enoplochiton niger	14	9	15	11	24	11	26	54	68
Acantopleura echinata	6	7	2	8	10	5	3	18	3
Chiton granosus	12	4	5	3	2	5	2	4	3
Chiton cumingii	3	1	2	2	4	1	5	2	3
Chiton magnificus	7	3	8	2	1	2	1	4	1
Tonicia sp.	2	1	0	0	8	0	1	0	1
Fisurella picta	5	2	2	1	1	2	3	1	2
Fisurella costata	23	14	17	9	27	9	17	12	12
Fissurella máxima	2	2	1	1	3	1	1	4	2
Fisurella crassa	3	1	2	2	1	2	1	4	2
Sifonaria sp1	15	10	2	2	3	2	7	3	9
Tegula atra	45	35	24	21	29	25	55	51	33
Scurria variabilis	2	3	3	2	1	1	1	1	1
Concholepas concholepas	4	1	0	2	0	2	0	1	0
Collisella ceciliana	6	2	1	4	2	5	1	2	3
Crustacea									
Acanthocyclus gayi	6	2	1	2	2	2	6	0	0
Paraxanthus barbiger	1	1	0	2	0	1	0	1	0
Taliepus dentatus	3	1	0	1	0	1	0	1	0
Taliepus marginatus	3	0	1	1	0	2	1	1	0
Echinodermata									
Tetrapygus niger	4	3	2	4	9	5	2	29	54
Loxechinus albus	1	0	0	3	0	2	20	21	35
Heliaster helianthus	1	0	0	4	3	5	7	2	12

Strichaster striatus	1	2	0	2	2	2	1	3	5
Patiria chilensis	2	2	0	1	2	1	1	0	0
Chordata									
Sicyases sanguineus	5	1	0	1	0	0	3	1	0

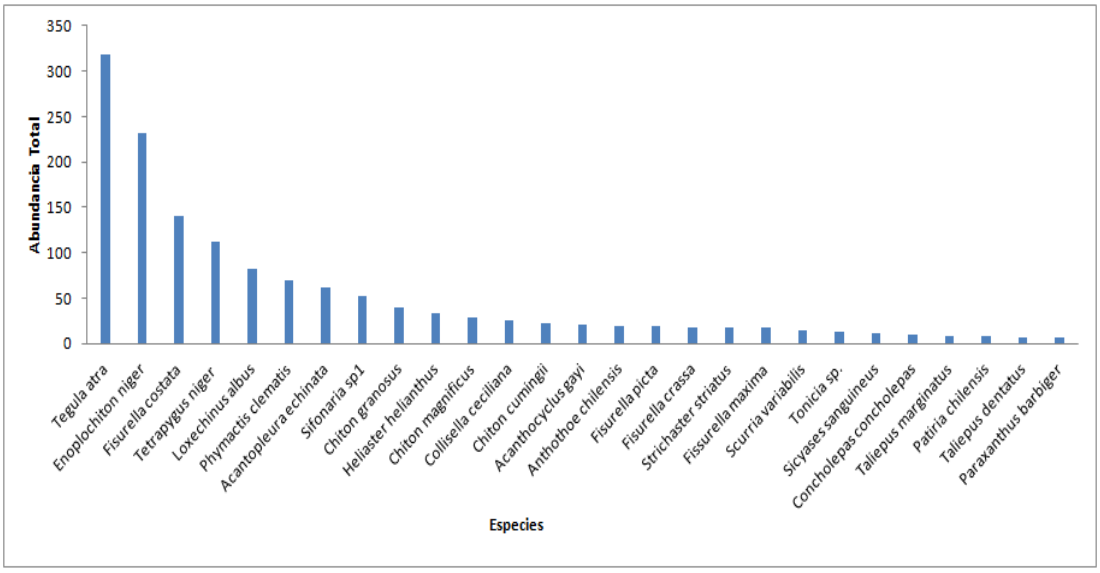


Figura 59. Abundancia total por taxa registrada en los espacios inter-discos de *L.berteroana*, en las tres localidades y tratamientos en la III región C1 a la C7.

Riqueza (S) y Diversidad (H')

La **Tabla 24** muestra los valores de riqueza de especies asociados a la estructura comunitaria presente en las distintas localidades a lo largo del periodo de estudio.

La riqueza de especies vario entre 2 para las el tratamiento Con Manejo en le sector Chañaral de Aceituno y tratamiento Control y Sin Manejo en la Localidad Totoral durante la campaña C3 y 21 especies para el tratamiento Control en la localidad sector Chañaral de Aceituno campaña C2.

Los mayores valores de riqueza de especies, siempre se registraron en el tratamiento Control en las tres localidades durante todo el periodo de estudio, con valores promedio de 13, 10 y 9 para la localidad de Chañaral de Aceituno, Totoral y Los Toyos respectivamente (**Figura 60.**).

Tabla 24. Riqueza de especies en los espacios inter-discos de *L.berteroana*, en las tres localidades y tratamientos en los sectores de estudio.

Tratamiento	Riqueza de especies (S)						
	Chañaral de Aceituno						
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Control	11	21	4	9	16	14	17
Con Manejo	7	15	2	6	8	7	7
Sin Manejo	4	12	3	3	4	5	6
	Totoral						
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Control	7	15	2	6	13	12	14
Con Manejo	9	10	3	9	8	7	9
Sin Manejo	7	13	2	6	3	5	5
	Los Toyos						
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Control	8	14	5	9	13	12	14
Con Manejo	10	12	5	9	9	8	9
Sin Manejo	8	12	7	8	8	7	8

La **Tabla 25** entregan los valores y la tendencia en el tiempo de la diversidad específica asociada a la estructura comunitaria en las distintas localidades a lo largo del periodo de estudio.

Entre diciembre 2014 (C1) y Septiembre de 2015 (C7), la diversidad presentó valores que fluctuaron entre 0,97 para el tratamiento Control sector Totoral durante la campaña C3 y 3,78 el mayor valor registrado en el tratamiento Control de la localidad de Chañaral de aceituno también durante la campaña C2.

Los mayores valores siempre se registraron en el tratamiento Control en las tres localidades estudiadas durante todo el periodo de estudio (**Figura 60**).

Tabla 25. Diversidad de especies (H') en los espacios inter-discos de *L.berteroana*, en las tres localidades y tratamientos en los sectores de estudio.

Tratamiento	Diversidad de Especies (H' log 2)						
	Chañaral de Aceituno						
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Control	3,12	3,78	1,68	2,86	3,44	3,32	3,46
Con Manejo	2,7	3,39	1	1,94	2,13	2,6	2,55
Sin Manejo	1,78	3,07	1,58	1,41	1,76	1,67	2,01
	Totoral						
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Control	2,72	3,35	0,97	2,44	3,71	3,65	3,33
Con Manejo	2,71	3,01	1,55	2,81	2,52	2,71	2,74
Sin Manejo	2,6	3,04	1	2,52	1,22	2,45	2,49
	Los Toyos						
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Control	2,78	3,17	2,15	2,69	2,67	3,03	3,15
Con Manejo	2,87	3,01	2,11	2,64	2,48	2,45	2,56
Sin Manejo	2,67	2,94	2,14	2,366	2,41	2,13	2,42

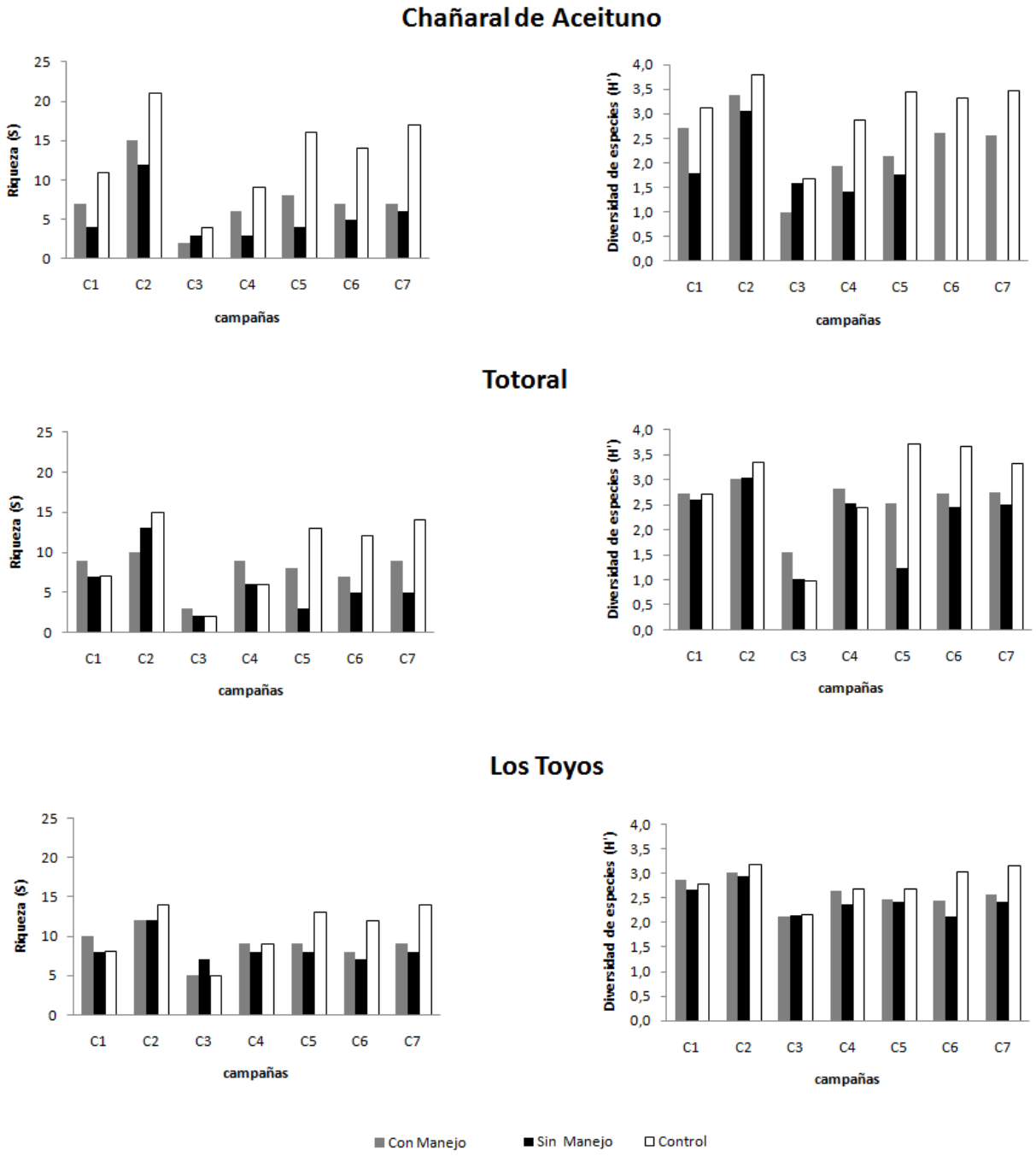


Figura 60. Gráficos de Riqueza(S) y Diversidad de Shannon Wiener (H') en las tres localidades para todo el periodo de estudio.

Análisis Multivariados

Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS).

El NMDS permitió ordenar en un espacio de dos dimensiones las localidades muestreadas a lo largo del periodo de estudio (**Figura 61**), la configuración resultante se clasifico como útil, generando un valor de estrés de 0,17, es decir que la representación multivariada se ajusta a la matriz de datos originales.

En el NMDS se observó que las muestras correspondientes a la localidad Los Toyos, se separan formando un grupo claramente diferenciable del resto.

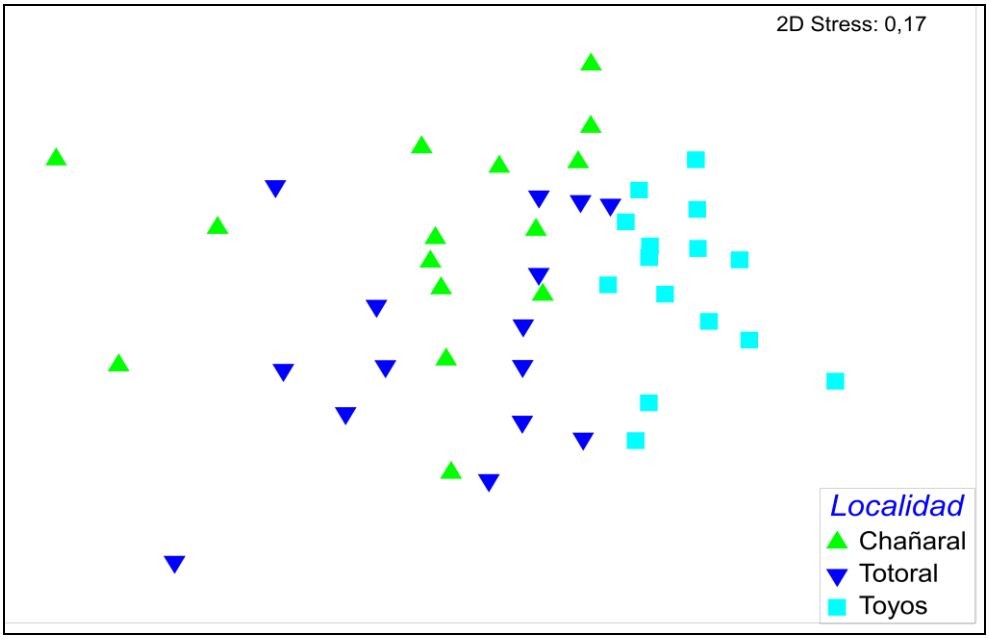


Figura 61 Análisis de ordenación no paramétrica (NMDS) de las estaciones de muestreo a lo largo del periodo de estudio

Análisis de Similitud (ANOSIM)

La **Figura 61** muestra una clara separación de la localidad Los Toyos con respecto a Totoral y Chañaral de aceituno, esto fue respaldado por la prueba ANOSIM arrojando diferencias significativas (R:0,241 ;p:0,1). Al examinar las comparaciones parciales entre pares se observo que la localidad Los Toyos es diferente con respecto a Totoral y Chañaral de Aceituno, pero entre estas últimas no hay diferencias significativas respecto a la composición de especies (**Tabla 26**).

Tabla 26.- Resultados de análisis de similitud (ANOSIM) de una vía para validad diferencias significativas entre localidades de muestreo a lo largo del periodo de estudio (C1 a C7).

Global Test		
R Global	0,241	
Nivel de significancia de la muestra	0,1%	
Nª de permutaciones	999	
Nº de permutaciones mayores o iguales al R Global	0	
Test Pareado		
Grupos	R estadístico	Nivel de Significancia (%)
Chañaral, Totoral	0,003	6,8 (**)
Chañaral, Toyos	0,401	0,1 (*)
Totoral, Toyos	0,295	0,1 (*)

(**) Sin diferencias significativas; (*) Con diferencias significativas

Análisis de Contribución (SIMPER)

Las tablas **Tabla 27** y **Tabla 28** contienen el porcentaje de contribución de cada taxón al distanciamiento entre localidades de muestreo (Los Toyos, Totoral y Chañaral de Aceituno), indicando los taxa con mayor porcentaje de contribución a este distanciamiento.

De los resultados se observo que *Enoplochiton niger, Tegula atra, Tetrapygus niger, Loxechinus albus* y *Phymactis clematis*, fueron los taxa más importantes, en termino de frecuencia y porcentaje de contribución, en la disimilitud observada entre las zonas de muestreo (Los Toyos vs Totoral y Los Toyos vs Chañaral de Aceituno)

Tabla 27. Contribución porcentual a la disimilitud entre la localidad Chañaral de Aceituno y Los Toyos, de los taxa bentónicos intermareales entre discos de la zona de estudio.

Especies	Chañaral	Toyos	Contrib%	Cum.%
	Abundancia Promedio			
Enoplochiton niger	2,27	8,67	18,09	18,09
Tegula atra	5,93	7,47	16,68	34,77
Tetrapygus niger	0,27	4,93	11,65	46,42
Loxechinus albus	0	3,67	9,72	56,14
Phymactis clematis	0,8	2,33	5,97	62,11
Fisurella costata	2,87	2	5,79	67,9
Sifonaria sp1	1,53	0,93	4,4	72,3
Acantopleura echinata	0,67	1,4	4,2	76,5
Heliaster helianthus	0	1,2	3,64	80,14
Chiton granosus	0,87	0,27	2,62	82,76
Chiton magnificus	1	0,2	2,27	85,02

Tabla 28. Contribución porcentual a la disimilitud entre la localidad Totoral y Los Toyos, de los taxa bentónicos intermareales entre discos de la zona de estudio.

Especies	Totoral	Toyos	Contrib%	Cum.%
	Abundancia Promedio			
Tegula atra	3,73	7,47	18,84	18,84
Enoplochiton niger	3,13	8,67	17,72	36,56
Tetrapygus niger	0,87	4,93	12,1	48,66
Loxechinus albus	0,53	3,67	9,87	58,53
Phymactis clematis	0,87	2,33	7,1	65,63
Fisurella costata	2,67	2	6,6	72,23
Acantopleura echinata	0,8	1,4	4,99	77,23
Heliaster helianthus	0,53	1,2	3,13	80,35
Sifonaria sp1	0,13	0,93	3,08	83,43

5.4.4. Comunidades Bentónicas Intra-Disco asociadas al recurso huiro negro

Análisis Univariados

Abundancia

En la totalidad de discos analizados (914) durante el periodo de estudio evaluado (C1 diciembre 2014 a C7 septiembre 2015) se cuantificaron un total de 14.872 individuos, correspondiente a 101 especies o unidades taxonómicas identificables y pertenecientes a 9 taxa superiores (**Tabla 29**).

Tabla 29.Principales taxas presentes en la zona de estudio

Phylum	Clase	Taxa
Arthropoda	Malacostraca	37
	Maxillopoda	3
	Insecta	3
	Pycnogonida	1
Mollusca	Bivalvia	4
	Gastropoda	13
	Polyplacophora	7
Annelida	Polychaeta	21
Nemertea	Anopla	5
Cnidaria	Anthozoa	2
Echinodermata	Asteroidea	1
	Echinoidea	1
Nematoda		1
Foraminifera		1
Chordata	Actinopteri	1
	Total	101

La abundancia total de individuos, para cada una de las localidades fluctuó entre 3.397 individuos para el sector Chañaral de Aceituno y 5.766 individuos para el sector Los Toyos.

En totas las localidades las mayores abundancias fueron registradas en el experimento control, seguidos por el experimento con manejo y sin manejo. Para las localidades de Chañaral de Aceituno y Totoral, la abundancia fue incrementando desde la primera campaña de monitoreo alcanzando las máximas abundancias entre la quinta y septima campañas. A diferencia de la localidad de Los Toyos en que los experimentos control y con manejo se mantienen casi constante durante el período de estudio. (**Tabla 30**).

Entre los organismos que habitan espacios y cavidades intra-disco y aquellos que viven adheridos a los estipes y parte externa del disco se determinó la presencia de 101 taxa de invertebrados (44 Arthropoda, 24 Mollusca, 21 Annelida entre los grupos más importantes).

Las composición de especies de mayor importantes asociadas a los discos de *L. berteroana*, estuvo representada principalmente en orden decreciente por *Perinereis falklandica* (Polychaeta), *Phymactis papillosa* (Cnidaria), *Syllidae* sp. (Polychaeta), *Pachicheles grossimanus* (Malacostraca), *Amphoroidea typa* (Malacostraca) y *Braquidontes granulatus* (Malacostraca), que en conjunto representaron más del 62 % del total de especies registradas. En general se observa que para el tratamiento Sin Manejo y Con Manejo dominan en porcentaje los Poliquetos y en la medida que aumenta el tamaño del disco se incorporan en gran porcentaje los crustáceos, sin generar un desplazamiento de especies al interior del disco (**Figura 62**).

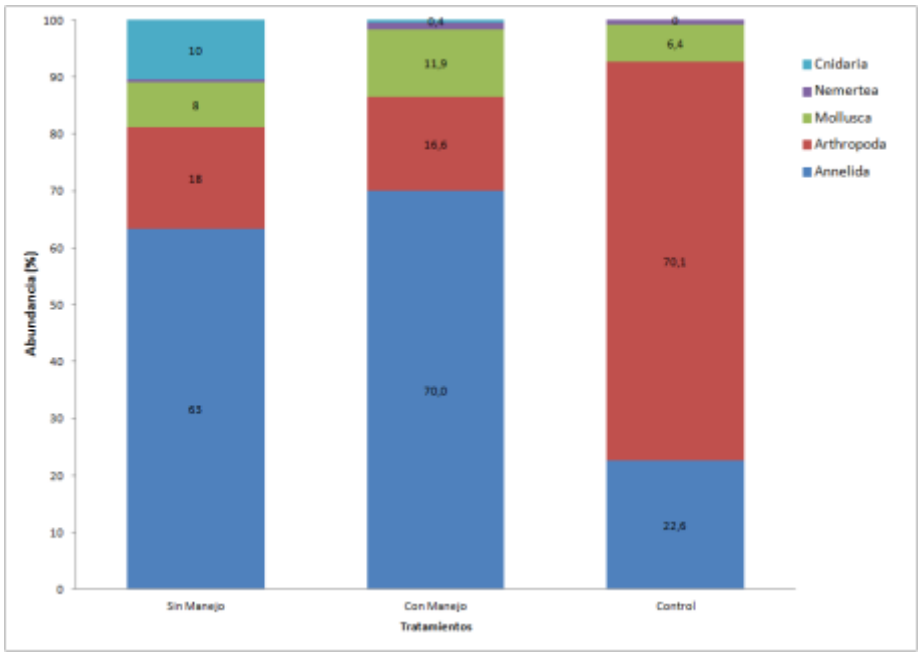


Figura 62. Porcentaje de contribución de los grupos mayores por tratamiento a la diversidad en discos de *L.berteroana*

Por otra parte, la mayor biomasa total de organismos para cada una de las localidades en estudio se registro en el tratamiento control, seguido por el tratamiento con manejo y sin manejo.

En general, la mayor biomasa fue registrada, en el tratamiento Con Manejo y Control de la localidad Los Toyos con 219,56 (g/12 plantas) y 93,47 (g/15 plantas) respectivamemnte durante la campañas C7 y C3 respectivamente (**Tabla 30**, **Figura 63** y **Figura 64**).

Tabla 30. Abundancia Total (ind/total de plantas) y Biomasa total (g/total de plantas). A: Abundancia; B: Biomasa

Tratamiento	Chañaral de Aceituno													
	C1		C2		C3		C4		C5		C6		C7	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
Con Manejo	35	32,14	90	23,63	322	48,17	366	32,63	253	23,63	62	21,21	154	32,32
Sin Manejo	s/p		s/p		s/p		2	0	204	21,38	369	49,45	113	12,49
Control	s/p		78	32,14	197	56,33	432	80,52	234	32,14	121	29,41	365	46,77

Tratamiento	Totoral													
	C1		C2		C3		C4		C5		C6		C7	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
Con Manejo	71	58,21	241	65,53	415	22,52	410	49,3	181	65,53	236	66,77	192	33,56
Sin Manejo	s/p		7	19,26	26	2,69	67	6,82	24	19,26	158	45,66	482	87,6
Control	147	31,109	216	52,35	1062	91,17	616	35,65	403	52,35	403	92,31	352	71,35

Tratamiento	Los Toyos													
	C1		C2		C3		C4		C5		C6		C7	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
Con Manejo	220	21,81	186	33,86	118	13,15	295	66,59	297	33,86	54	11,03	192	219,56
Sin Manejo	s/p		s/p		31	2,91	78	1,9	441	9,73	141	15,43	482	61,67
Control	592	29,24	359	68,63	480	93,47	410	85,25	369	68,63	417	45,89	604	73,56

s/p: Sin Plantas

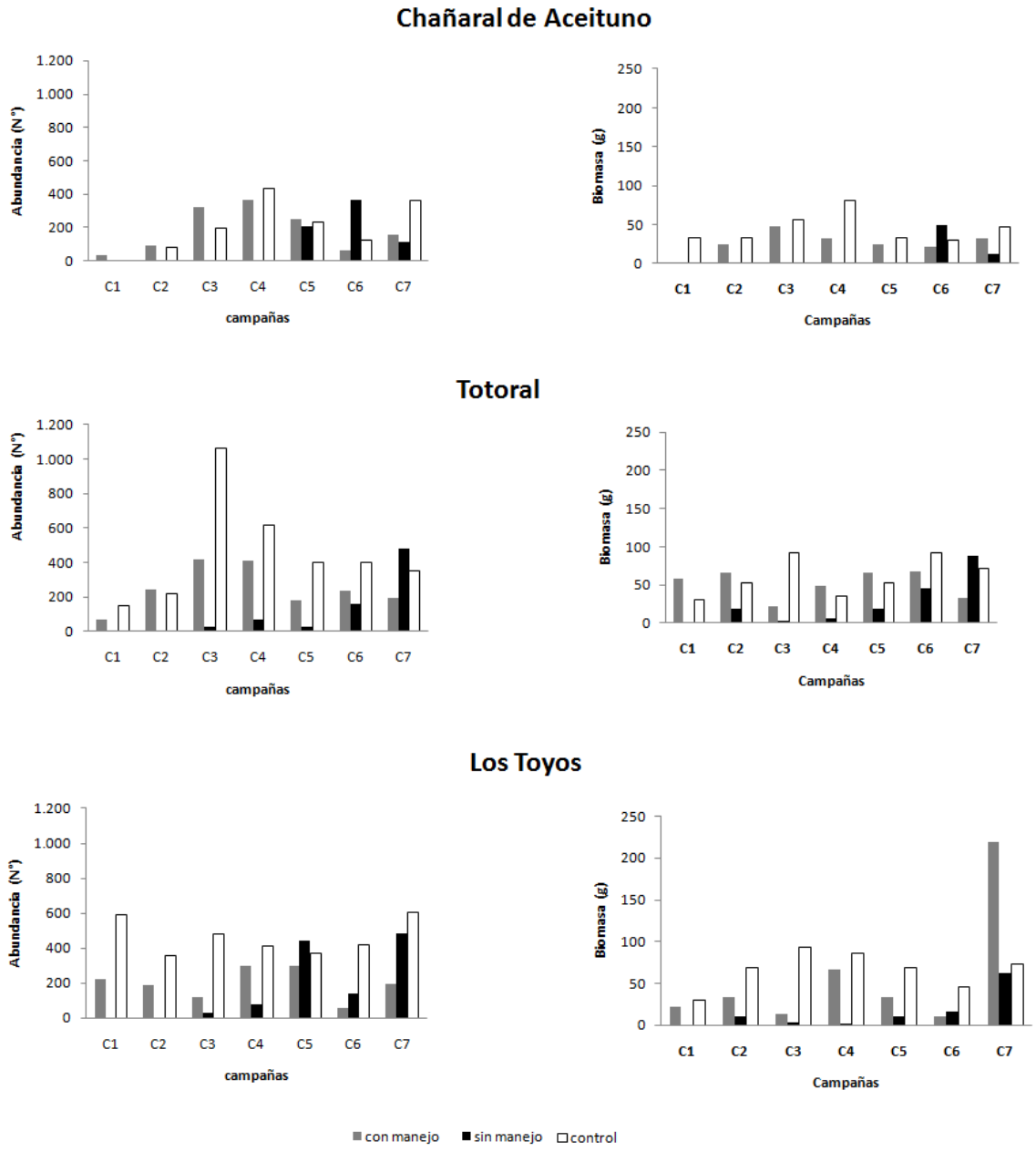


Figura 63. Gráficos de Abundancia (N) y biomasa (g) total en las tres localidades evaluadas: Chañaral de Aceituno, Totoral y los Toyos y en los tres experimentos: Con Manejo, Sin manejo y Control durante el período de estudio.

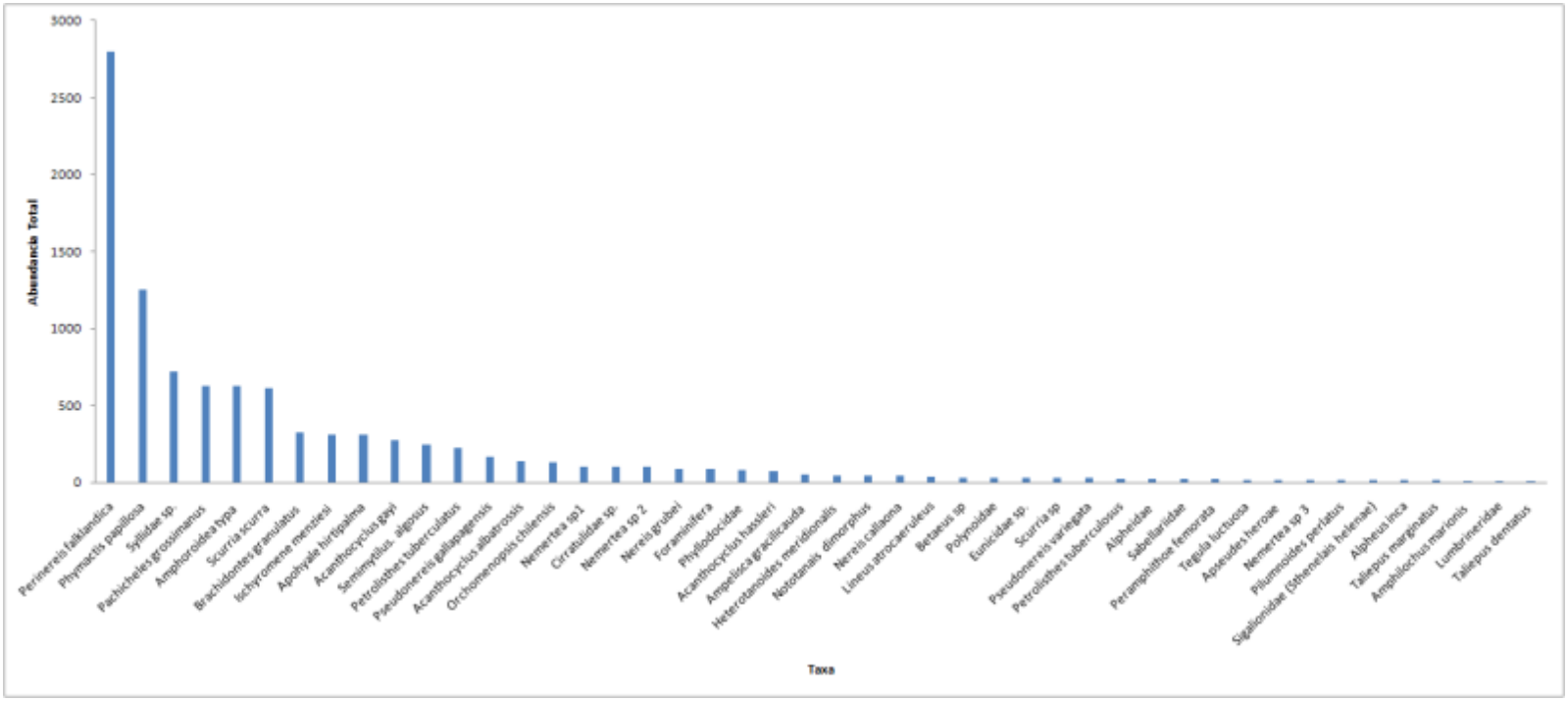


Figura 64. Abundancia total por taxa registrada en todos los discos de *L.berteroana* analizados.

Riqueza (S) y Diversidad (H')

En general, para los sectores en los que se analizaron la mayor cantidad de plantas registraron la mayor riqueza y diversidad de especies (**Tabla 31**).

Los grupos que presentaron mayor riqueza fueron los Artrópodos con 44, de estos la clase malacostraca presento 37 especies distintas, en segundo lugar de importancia los moluscos presentaron 24 taxa de los cuales 13 pertenecen a la clase gasterópoda y seguido de los anélidos con 21 taxa todos pertenecientes a la clase polychaeta (**Tabla 32** y **Figura 65**).

Los valores para la diversidad se muestran en la **Tabla 33**, de ellos es posible indicar que los mayores valores se registraron en los tratamientos control y con manejo en los tres sectores monitoreos, registrando un aumento en valores de diversidad desde la campaña C1 a la Campaña C7 para el tratamiento Con Manejo (**Figura 65**).

Tabla 31. Resumen de riqueza de especies (S) en las tres localidades: Chañaral de Aceituno, Totoral y los Toyos, en los tres experimentos: Con Manejo, Sin manejo y Control durante el período de estudio. Campaña C1 a C7.

Tratamiento	Riqueza de especies (S)						
	Chañaral de Aceituno						
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Con Manejo	2,57 ± 2,29	1,11 ± 1,11	5,09 ± 2,72	6,3 ± 3,2	4,1 ± 2,5	5,3 ± 1,2	3,1 ± 3,5
Sin Manejo	s/p	s/p	s/p	0,3 ± 0,76	1,5 ± 1,1	1,1 ± 0,21	1,8 ± 1,1
Control	s/p	1,36 ± 1,46	3,92 ± 3,19	7,8 ± 7,75	4,8 ± 3,7	5,8 ± 4,75	5,2 ± 3,7
Tratamiento	Totoral						
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Con Manejo	2,58 ± 2,15	4,23 ± 3,99	5,9 ± 3,73	11,57 ± 3,1	5,7 ± 5	10,47 ± 4,1	8,7 ± 5,2
Sin Manejo	s/p	s/p	2,75 ± 1,39	4 ± 2,5	2,8 ± 3,1	3 ± 3,5	2,3 ± 2,9
Control	3,27 ± 3,13	4,94 ± 4,06	10,14 ± 6,04	8,35 ± 3,38	9,5 ± 3,9	10,45 ± 2,28	8,5 ± 5,9
Tratamiento	Los Toyos						
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Con Manejo	3,03 ± 3,41	4,53 ± 4,03	5,56 ± 2,13	6,11 ± 4,29	6,5 ± 2,9	5,19 ±3,39	5,5 ± 3,12
Sin Manejo	s/p	s/p	2,75 ± 1,39	3,55 ± 1,37	5,6 ± 2,8	4,45 ± 1,17	4,79 ± 1,9
Control	12,5 ± 7,2	8,9 ± 4,77	6,33 ± 4,17	6,68 ± 3,24	7,5 ± 3,7	7,69 ± 4,14	8,4 ± 4,2

Tabla 32. Resumen de la diversidad de especies (H') en las tres localidades: Chañaral de Aceituno, Totoral y los Toyos, en los tres experimentos: Con Manejo, Sin manejo y Control durante el período de estudio. Campaña C1 a C7.

Tratamiento	Diversidad de Shannon Wiener (H')						
	Chañaral de Aceituno						
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Con Manejo	0,97 ± 0,94	0,28 ± 0,43	1,91 ± 0,79	2,15 ± 0,75	1,52 ± 0,95	2,25 ± 0,65	2,33 ± 0,75
Sin Manejo	s/p	s/p	--	0,14 ± 0,38	0,52 ± 0,66	0,64 ± 0,18	0,65 ± 0,23
Control	sin plantas	0,59 ± 0,68	1,45 ± 1,08	2,17 ± 1,04	1,58 ± 0,81	2,27 ± 0,74	2,01 ± 0,31
Tratamiento	**Totoral**						
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Con Manejo	1,11 ± 0,92	1,43 ± 1,06	1,87 ± 0,58	2,79 ± 0,60	1,62 ± 1,23	2,33 ± 0,45	2,62 ± 0,93
Sin Manejo	s/p	s/p	1,23 ± 0,84	1,49 ± 0,97	0,98 ± 1,09	1,01 ± 0,77	0,97 ± 0,78
Control	1,28 ± 0,86	1,70 ± 1,18	1,81 ± 0,69	2,45 ± 0,52	2,67 ± 0,60	2,71 ± 0,12	2,81 ± 0,51
Tratamiento	**Los Toyos**						
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Con Manejo	1,04 ± 1,15	1,51 ± 1,07	2,11 ± 0,61	1,95 ± 1,02	2,61 ± 0,53	2,55 ± 0,92	2,32 ± 0,63
Sin Manejo	s/p	s/p	0,44 ± 0,69	1,51 ± 0,63	1,94 ± 0,69	1,39 ± 0,13	1,04 ± 0,45
Control	2,79 ± 0,76	2,51 ± 0,82	1,81 ± 1,01	2,18 ± 0,73	2,28 ± 073	2,32 ± 0,56	2,37 ± 0,21

Tabla 33. Resumen de los valores de uniformidad (J) registrados en las tres localidades: Chañaral de Aceituno, Totoral y los Toyos, en los tres experimentos: Con Manejo, Sin manejo y Control durante el período de estudio. Campaña C1 a C7.

J	Uniformidad de Pielou (J)						
	Chañaral de Aceituno						
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Con Manejo	0,87 ± 0,24	0,77 ± 0,33	0,89 ± 0,09	0,88 ± 0,07	0,9 ± 0,06	0,88 ± 0,09	0,9 ± 0,06
Sin Manejo	s/p	s/p	--	1	0,91 ± 0,13	0,9 ± 0,15	0,91 ± 0,13
Control	s/p	s/p	0,92 ± 0,06	0,85 ± 0,08	0,85 ± 0,15	0,87 ± 0,09	0,85 ± 0,15
Tratamiento	Totoral						
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Con Manejo	0,88 ± 0,11	0,88 ± 0,09	0,87 ± 0,16	0,79 ± 0,14	0,86 ± 0,11	0,82 ± 0,19	0,83 ± 0,21
Sin Manejo	s/p	s/p	0,98 ± 0,02	0,88 ± 0,09	0,89 ± 0,12	0,89 ± 0,13	0,87 ± 0,11
Control	0,88 ± 0,12	0,89 ± 0,07	0,85 ± 0,11	0,84 ± 0,08	0,86 ± 0,08	0,85 ± 0,11	0,84 ± 0,10
Tratamiento	Los Toyos						
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Con Manejo	0,94 ± 0,07	0,88 ± 0,13	0,89 ± 0,06	0,89 ± 0,09	0,88 ± 0,06	0,91 ± 0,11	0,89 ± 0,16
Sin Manejo	s/p	s/p	0,98 ± 0,02	0,89 ± 0,07	0,85 ± 0,11	0,88 ± 0,17	0,82 ± 0,07
Control	0,84 ± 0,09	0,85 ± 0,08	0,79 ± 0,07	0,85 ± 0,11	0,82 ± 0,09	0,81 ± 0,13	0,84 ± 0,19

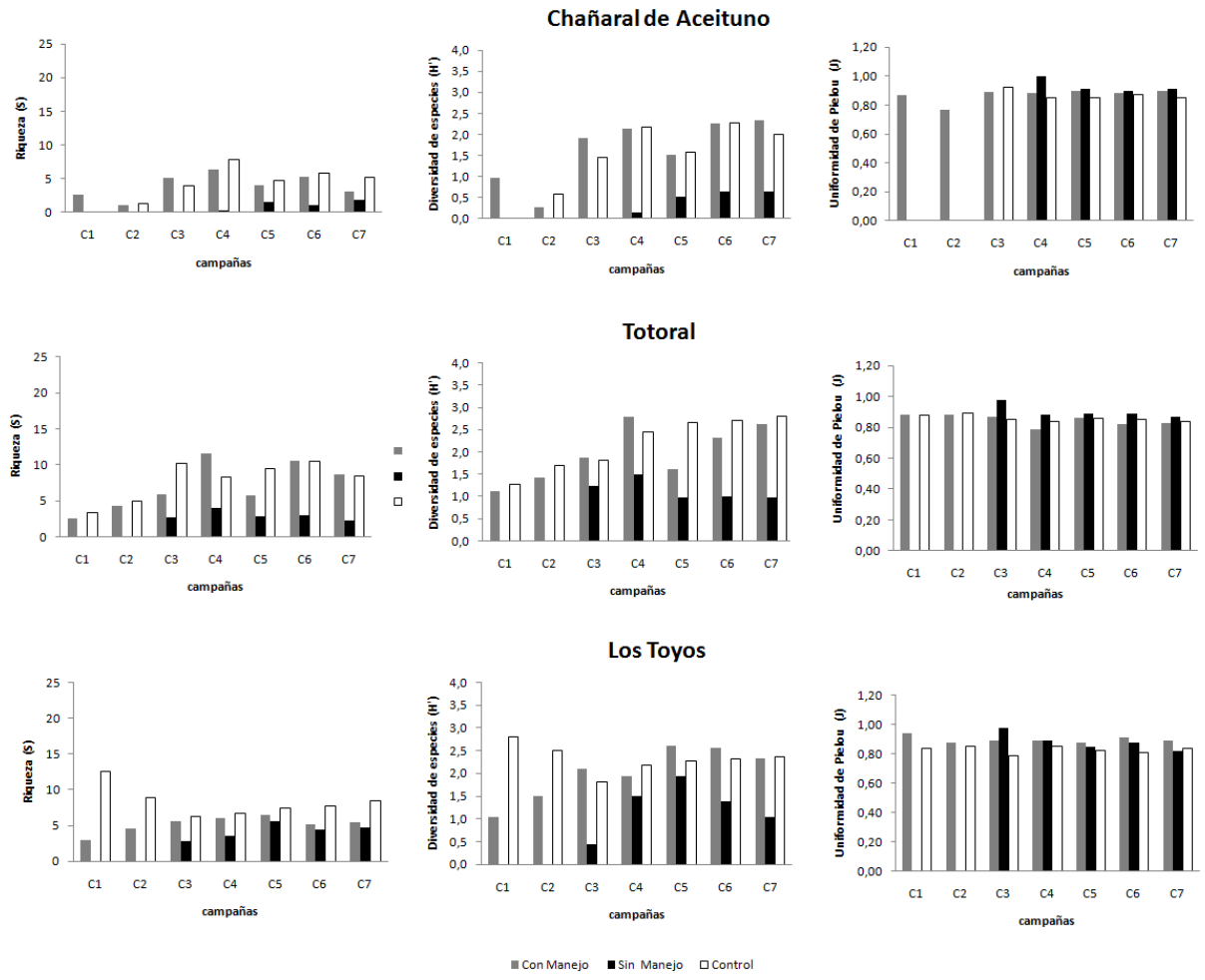


Figura 65. Gráficos de Riqueza (S), Diversidad de Shannon Wiener (H´) y Uniformidad de Pielou (J) en las tres localidades: Chañaral de Aceituno, Totoral y los Toyos y en los tres experimentos: Con Manejo, Sin manejo y Control durante el período de estudio. Campaña C1 a C7.

5.4.5. Análisis espacial

La localidad Chañaral de Aceituno, durante las dos primeras campañas presentó la mayor abundancia relativa la especie *Amphoroidea typa* con un porcentaje total sobre el 40%, mientras que desde la tercera a la septima campaña domina la especie *Perinereis falklandica* con porcentajes superiores al 20% del total (**Tabla 34**).

La localidad del Totoral, durante las dos primeras campañas, presentó mayor abundancia relativa la especie de *Perinereis falklandica* con más de un 20% del total de especies registradas, por su parte desde la tercera a septima campaña la mayor abundancia relativa estuvo dado por la especie *Phymactis papillosa* (>20%) (**Tabla 35**).

En general para todas las campañas analizadas la abundancia relativa, en la localidad de los Toyos estuvo dado por la presencia de la especie *Perinereis falklandica*, presentando valores por sobre el 18% del total de especies registradas por campaña, con la excepción registrada en la campaña C1, donde la mayor abundancia relativa estuvo dada por la especie *Phymactis papillosa* con un 24,73% y la campaña C3, que fue dominada por la especie *Amphoroidea typa* con un porcentaje del total sobre el 36% de dominancia (**Tabla 36**).

Tabla 34. Abundancia relativa por especie (%) asociadas a los discos de *L.berteroana*, para la localidad de Chañaral de Aceituno. Campañas C1 a C7.

			Chañaral de Aceituno						
			Abundancia relativa (%)						
Taxa	**Phylum**	**Clase**	**C1**	**C2**	**C3**	**C4**	**C5**	**C6**	**C7**
Phymactis papillosa	Cnidaria	Anthozoa	0,00	3,57	0,00	0,00	3,18	0,46	0,63
Perinereis falklandica	Annelida	Polychaeta	10,00	0,00	**24,08**	**20,98**	**31,84**	**21,7**	**14,7**
Syllidae sp.	Annelida	Polychaeta	0,00	0,00	0,97	2,94	12,45	16,40	**16,41**
Pachicheles grossimanus	Arthropoda	Malacostraca	3,33	14,29	11,46	12,88	6,37	10,21	9,11
Amphoroidea typa	Arthropoda	Malacostraca	**56,67**	**41,07**	2,72	7,36	12,59	5,72	**18,54**
Scurria scurra	Mollusca	Gastropoda	6,67	7,14	6,02	5,40	6,37	5,26	5,38
Brachidontes granulatus	Mollusca	Bivalvia	3,33	3,57	7,38	9,33	1,30	7,58	6,81
Ischyromene menziesi	Arthropoda	Malacostraca	3,33	0,00	1,55	1,10	0,87	1,85	2,21
Apohyale hirtipalma	Arthropoda	Malacostraca	0,00	1,79	11,07	4,66	1,88	2,63	1,74
Acanthocyclus gayi	Arthropoda	Malacostraca	0,00	5,36	9,32	11,17	5,21	2,63	2,33
Semimytilus. algosus	Mollusca	Bivalvia	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,0	047
Petrolisthes tuberculatus	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	6,80	3,44	0,87	1,39	3,01
Pseudonereis gallapagensis	Annelida	Polychaeta	0,00	0,00	0,39	0,61	3,33	1,39	0,37
Acanthocyclus albatrossis	Arthropoda	Malacostraca	3,33	5,36	5,24	0,86	0,29	6,5	1,42
Orchomenopsis chilensis	Arthropoda	Malacostraca	3,33	1,79	0,19	0,49	3,47	1,08	0,47
Nemertea sp.1	Nemertea		0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,0	0,47
Cirratulidae sp.	Annelida	Polychaeta	0,00	0,00	0,00	0,25	2,32	4,79	2,85
Nemertea sp *2*	Nemertea		0,00	5,36	1,94	0,12	0,58	0,30	0,15
Nereis grubei	Annelida	Polychaeta	0,00	0,00	0,39	1,84	0,14	0,46	0,15
Foraminifera	Foraminifera		0,00	0,00	0,39	1,23	0,14	0,0	0,0
Phyllodocidae	Annelida	Polychaeta	0,00	0,00	0,39	0,00	0,72	0,46	0,75
Acantocyclus sp.	Arthropoda	Malacostraca	0,00	3,57	0,00	4,54	0,00	0,77	0,75
Acanthocyclus hassleri	Arthropoda	Malacostraca	0,00	3,57	3,30	1,23	0,14	0,3	0,75
Pachicheles sp	Arthropoda	Malacostraca	3,33	1,79	0,00	0,00	0,00	0,15	0,25
Heterotanoides meridionalis	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,00	0,86	0,14	0,0	0,0
Nototanais dimorphus	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,30	0,15
Nereis callaona	Annelida	Polychaeta	0,00	0,00	0,00	0,49	0,00	0,15	0,25
Lineus atrocaeruleus	Nemertea	Anopla	0,00	0,00	1,36	0,12	0,14	1,54	1,44
Betaeus sp	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,00	1,72	0,00	0,15	0,35
Polynoidae	Annelida	Polychaeta	0,00	0,00	0,00	0,00	0,29	0,30	0,35

Eunicidae sp.	Annelida	Polychaeta	0,00	0,00	0,19	0,25	0,14	0,15	0,25
Scurria sp	Mollusca	Gastropoda	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,30	0,35
Pseudonereis variegata	Annelida	Polychaeta	3,33	0,00	0,19	0,25	0,29	0,61	0,31
Petrolisthes tuberculosus	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,00	0,00	0,72	0,0	0,0
Alpheidae	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,97	0,00	0,00	0,15	0,25
Sabellariidae	Annelida	Polychaeta	0,00	0,00	0,00	0,86	0,14	0,15	0,25
Peramphithoe femorata	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,00	0,25	0,14	0,30	0,35
Tegula luctuosa	Mollusca	Gastropoda	0,00	0,00	0,39	0,37	0,29	0,15	0,25
Apseudes heroae	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,15	0,25
Nemertea sp *3*	Nemertea		0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0	0,0
Pilumnoides perlatus	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,00	0,74	0,29	0,6	0,75
Sigalionidae (Sthenelais helenae)	Annelida	Polychaeta	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,0	0,0
Alpheus inca	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,00	0,00	0,72	0,0	0,0
Taliepus marginatus	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,19	0,00	0,29	0,0	0,0
Amphilochus marionis	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0
Petrolisthes sp.	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,78	0,12	0,00	0,15	0,25
Taliepus dentatus	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,00	0,12	0,14	0,30	0,20
Allopetrolisthes spinifrons	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,19	0,12	0,14	0,0	0,0
Sabellidae	Annelida	Polychaeta	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,0	0,0
Vermetidae	Mollusca	Gastropoda	0,00	0,00	0,00	0,12	0,14	0,15	0,25
Allopetrolisthes punctatus	Arthropoda	Malacostraca	3,33	0,00	0,00	0,00	0,14	0,0	0,0
Tarebellidae	Annelida	Polychaeta	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	1,23	0,25
Phymactys sp.	Cnidaria	Anthozoa	0,00	0,00	0,19	0,37	0,00	0,0	0,0
Pisoides edwardsii	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,00	0,25	0,29	0,0	0,0
Radsia barnesii	Mollusca	Polyplacophora	0,00	0,00	0,39	0,12	0,14	0,0	0,0
Acanthopleura echinata	Mollusca	Polyplacophora	0,00	0,00	0,19	0,12	0,00	0,0	0,0
Fissurella crassa	Mollusca	Gastropoda	0,00	0,00	0,19	0,12	0,14	0,0	0,0
Nemertea sp*5*	Nemertea		0,00	0,00	0,00	0,37	0,00	0,0	0,0
Fissurella cumingi	Mollusca	Gastropoda	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,0	0,0
Fissurella maxima	Mollusca	Gastropoda	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,0	0,0
Leptograpsus variegatus	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,0	0,0
Nematoda	Nematoda		0,00	0,00	0,00	0,00	0,29	0,15	0,25
Patiria chilensis	Echinodermata	Asteroidea	0,00	0,00	0,19	0,12	0,00	0,0	0,0
Pinnixa sp.	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,0	0,0
Tegula atra	Mollusca	Gastropoda	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,0	0,0

Tonicia sp.	Mollusca	Polyplacophora	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,0	0,0
Enoplochiton niger	Mollusca	Polyplacophora	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,0	0,0
Fissurella limbata	Mollusca	Gastropoda	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,0	0,0
Larva insecto	Arthropoda	Insecta	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,0	0,0
Lottia orbignyi	Mollusca	Gastropoda	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,0	0,0
Pagurus edwarsii	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,0	0,0
Pseudonototanais werthi	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,0	0,0
Pycnogonida	Arthropoda	Pycnogonida	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,0	0,0
Taliepus sp.	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,0	0,0

Tabla 35. Abundancia relativa por especie (%) asociadas a los discos *L.berteroana*, para la localidad de Totoral. Campañas C1 a C7.

Taxa	**Phylum**	**Clase**	**Totoral**						
			Abundancia relativa (%)						
			C1	**C2**	**C3**	**C4**	**C5**	**C6**	**C7**
Phymactis papillosa	Cnidaria	Anthozoa	12,30	11,01	**20,14**	**25,16**	**24,67**	**20,70**	**22,74**
Perinereis falklandica	Annelida	Polychaeta	**29,41**	**21,37**	13,38	16,29	14,14	24,21	8,7
Syllidae sp.	Annelida	Polychaeta	1,60	8,81	5,11	8,60	7,57	12,79	12,46
Pachicheles grossimanus	Arthropoda	Malacostraca	5,35	0,00	5,25	4,67	4,93	6,14	6,90
Amphoroidea typa	Arthropoda	Malacostraca	16,04	0,00	9,14	1,56	1,81	0,12	5,47
Scurria scurra	Mollusca	Gastropoda	6,95	8,37	7,63	8,42	9,38	4,01	12,46
Brachidontes granulatus	Mollusca	Bivalvia	0,00	0,44	1,80	3,93	8,22	2,38	0,67
Ischyromene menziesi	Arthropoda	Malacostraca	1,07	6,17	0,43	2,93	3,29	4,26	3,87
Apohyale hirtipalma	Arthropoda	Malacostraca	0,00	11,67	3,88	1,01	1,97	2,13	1,51
Acanthocyclus gayi	Arthropoda	Malacostraca	4,81	3,74	1,80	2,93	2,14	0,75	2,19
Semimytilus algosus	Mollusca	Bivalvia	0,00	3,52	2,73	6,86	6,41	0,87	3,03
Petrolisthes tuberculatus	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	8,13	0,82	0,33	0,25	0,42
Pseudonereis gallapagensis	Annelida	Polychaeta	4,28	0,00	0,86	0,37	0,66	3,13	0,50
Acanthocyclus albatrossis	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,44	3,17	0,00	0,33	1,00	0,42
Orchomenopsis chilensis	Arthropoda	Malacostraca	1,60	4,19	0,50	0,00	0,49	0,12	3,62
Nemertea sp*1*	Nemertea		0,00	0,44	4,32	1,74	0,82	0	0,0
Cirratulidae sp.	Annelida	Polychaeta	0,53	2,86	0,86	0,91	2,30	0,25	4,12
Nemertea sp *2*	Nemertea		0,00	2,86	2,16	1,01	0,33	1,63	0,15
Nereis grubei	Annelida	Polychaeta	2,14	3,30	1,01	0,18	0,00	0	0,0
Foraminifera	Foraminifera		0,00	0,22	2,45	2,74	0,82	0	0,0

Phyllodocidae	Annelida	Polychaeta	0,00	0,66	0,43	0,27	0,66	4,01	0,75
Acantocyclus sp.	Arthropoda	Malacostraca	3,74	0,88	0,07	0,64	0,00	0	0,75
Acanthocyclus hassleri	Arthropoda	Malacostraca	0,53	0,44	0,14	2,01	0,16	0,50	0,75
Ampelisca gracilicauda	Arthropoda	Malacostraca	0,00	1,10	0,00	0,00	0,16	0,12	0,25
Pachicheles sp	Arthropoda	Malacostraca	3,21	0,66	0,00	0,27	0,00	0,25	0,0
Heterotanoides meridionalis	Arthropoda	Malacostraca	2,14	0,00	1,01	0,18	0,33	0	0,15
Nototanais dimorphus	Arthropoda	Malacostraca	0,00	3,08	0,22	0,00	0,33	0,25	0,25
Nereis callaona	Annelida	Polychaeta	0,00	0,66	0,43	0,27	0,16	1,38	1,44
Lineus atrocaeruleus	Nemertea	Anopla	0,53	0,00	0,43	0,27	0,33	0,12	0,35
Betaeus sp	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,44	0,00	0,18	0,00	0	0,35
Polynoidae	Annelida	Polychaeta	0,00	0,22	0,00	0,18	0,33	1,38	0,25
Eunicidae sp.	Annelida	Polychaeta	0,00	0,00	0,14	0,91	0,82	0,12	0,35
Scurria sp	Mollusca	Gastropoda	0,00	1,54	0,79	0,18	0,00	0,12	0,31
Pseudonereis variegata	Annelida	Polychaeta	0,53	0,00	0,36	0,09	0,16	0,12	0,0
Petrolisthes tuberculosus	Arthropoda	Malacostraca	1,60	0,00	0,00	1,28	0,00	0	0,25
Alpheidae	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,22	0,09	0,00	0,12	0,25
Sabellariidae	Annelida	Polychaeta	0,00	0,00	0,07	0,09	0,16	0,25	0,35
Peramphithoe femorata	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,25	0,25
Tegula luctuosa	Mollusca	Gastropoda	0,00	0,00	0,00	0,27	0,99	0,25	0,25
Apseudes heroae	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,00	0,00	1,32	1,75	0,0
Nemertea sp *3*	Nemertea		0,00	0,00	0,14	0,37	0,66	0,25	0,75
Pilumnoides perlatus	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,00	0,27	0,16	0	0,0
Sigalionidae (Sthenelais helenae)	Annelida	Polychaeta	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00	0	0,0
Taliepus marginatus	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,14	0,09	0,00	0,12	0,0
Amphilochus marionis	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,22	0,00	0,00	0,66	0,12	0,0
Petrolisthes sp	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,22	0,00	0,18	0,00	0,37	0,25

Tabla 36. Abundancia relativa por especie (%) asociados a los discos *L.berteroana*, para la localidad de Los Toyos. Campañas C1 a C7.

Taxa	Phylum	Clase	Los Toyos						
			Abundancia relativa (%)						
			C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Phymactis papillosa	Cnidaria	Anthozoa	**24,73**	3,40	1,34	12,07	13,19	17,48	0,55
Perinereis falklandica	Annelida	Polychaeta	**18,41**	**23,77**	**21,61**	**29,05**	**22,76**	**8,23**	**27,7**
Syllidae sp.	Annelida	Polychaeta	5,65	14,91	1,17	7,16	14,72	6,37	13,12
Pachicheles grossimanus	Arthropoda	Malacostraca	4,57	0,00	11,56	10,74	6,50	12,25	9,11
Amphoroidea typa	Arthropoda	Malacostraca	2,96	0,38	**36,35**	2,39	0,63	2,77	3,62
Scurria scurra	Mollusca	Gastropoda	3,90	6,42	4,36	3,85	6,32	19,77	2,16
Brachidontes granulatus	Mollusca	Bivalvia	1,48	3,40	1,34	3,98	1,45	2,94	3,18
Ischyromene menziesi	Arthropoda	Malacostraca	6,59	1,89	3,69	6,23	6,23	2,77	0,97
Apohyale hirtipalma	Arthropoda	Malacostraca	0,27	7,36	1,68	0,13	1,54	2,45	1,53
Acanthocyclus gayi	Arthropoda	Malacostraca	3,49	5,85	0,50	2,25	0,36	1,14	3,42
Semimytilus. algosus	Mollusca	Bivalvia	0,54	1,51	1,01	2,92	3,34	3,43	0,0
Petrolisthes tuberculatus	Arthropoda	Malacostraca	0,40	0,00	0,17	0,93	1,54	3,92	2,33
Pseudonereis gallapagensis	Annelida	Polychaeta	1,34	0,57	4,52	0,80	5,33	0,49	0,37
Acanthocyclus albatrossis	Arthropoda	Malacostraca	0,81	1,89	1,51	0,27	2,08	1,30	5,35
Orchomenopsis chilensis	Arthropoda	Malacostraca	3,90	0,57	2,18	0,00	1,99	1,79	1,07
Nemertea sp.1	Nemertea		0,67	0,00	0,00	0,00	0,99	0,16	0,0
Cirratulidae sp.	Annelida	Polychaeta	1,21	2,26	0,00	0,00	0,99	1,30	5,69
Nemertea sp 2	Nemertea		1,61	1,51	1,17	0,13	0,09	0,0	0,15
Nereis grubei	Annelida	Polychaeta	1,61	1,51	0,50	1,33	0,09	0,0	0,15
Foraminifera	Foraminifera		0,00	0,19	0,00	0,00	0,09	0,16	0,0
Phyllodocidae	Annelida	Polychaeta	0,13	1,13	0,00	2,25	2,98	0,0	0,75
Acantocyclus sp.	Arthropoda	Malacostraca	1,21	0,38	0,00	1,06	0,00	0,0	0,75
Acanthocyclus hassleri	Arthropoda	Malacostraca	0,40	1,89	0,00	0,13	0,09	0,98	0,75
Ampelisca gracilicauda	Arthropoda	Malacostraca	2,02	4,15	0,00	0,00	1,08	1,30	0,25
Pachicheles sp	Arthropoda	Malacostraca	2,42	3,40	0,00	0,13	0,00	0,16	0,0
Heterotanoides meridionalis	Arthropoda	Malacostraca	1,48	0,00	0,50	0,13	0,18	0,32	0,15
Nototanais dimorphus	Arthropoda	Malacostraca	0,00	4,91	0,00	0,00	0,00	0,16	0,25
Nereis callaona	Annelida	Polychaeta	1,08	0,94	0,50	0,80	0,27	0,0	1,44
Lineus atrocaeruleus	Nemertea	Anopla	0,67	0,19	0,00	0,80	0,27	0,16	0,35
Betaeus sp	Arthropoda	Malacostraca	0,54	0,38	0,00	1,19	0,00	0,0	0,35

Polynoidae	Annelida	Polychaeta	0,13	0,38	0,00	1,72	0,81	0,16	0,25
Eunicidae sp.	Annelida	Polychaeta	0,27	0,19	0,00	0,27	0,45	0,16	0,35
Scurria sp	Mollusca	Gastropoda	0,13	0,38	0,17	0,40	0,00	0,16	0,31
Pseudonereis variegata	Annelida	Polychaeta	0,40	0,00	0,50	0,40	0,36	0,0	0,0
Petrolisthes tuberculosus	Arthropoda	Malacostraca	0,13	0,00	0,17	0,00	0,00	0,0	0,25
Alpheidae	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	1,68	0,40	0,00	0,0	0,25
Sabellariidae	Annelida	Polychaeta	0,00	0,00	0,00	0,93	0,36	0,0	0,35
Peramphithoe femorata	Arthropoda	Malacostraca	1,21	0,00	0,00	0,93	0,00	0,0	0,25
Tegula luctuosa	Mollusca	Gastropoda	0,00	0,00	0,00	0,27	0,09	0,0	0,25
Apseudes heroae	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,00	0,00	0,63	0,32	0,0
Nemertea sp *3*	Nemertea		0,54	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,75
Pilumnoides perlatus	Arthropoda	Malacostraca	0,13	0,00	0,00	0,13	0,00	0,0	0,0
Sigalionidae (Sthenelais helenae)	Annelida	Polychaeta	0,13	0,38	0,84	0,40	0,09	0,0	0,0
Alpheus inca	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,00	0,00	0,72	0,0	0,0
Taliepus marginatus	Arthropoda	Malacostraca	0,13	0,00	0,34	0,27	0,18	0,16	0,0
Amphilochus marionis	Arthropoda	Malacostraca	0,54	0,38	0,00	0,00	0,09	0,0	0,25
Petrolisthes sp.	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,19	0,00	0,40	0,00	0,0	0,20
Lumbrineridae	Annelida	Polychaeta	0,00	0,75	0,00	0,00	0,18	0,16	0,0
Taliepus dentatus	Arthropoda	Malacostraca	0,27	0,19	0,00	0,13	0,18	0,0	0,0
Allopetrolisthes spinifrons	Arthropoda	Malacostraca	0,81	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,25
Perumytilus purpuratus	Mollusca	Bivalvia	0,54	0,38	0,00	0,27	0,00	0,0	0,0
Sabellidae	Annelida	Polychaeta	0,00	0,38	0,00	0,00	0,00	0,0	0,25
Spionidae	Annelida	Polychaeta	0,00	0,00	0,17	0,53	0,27	0,0	0,0
Vermetidae	Mollusca	Gastropoda	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,65	0,0
Allopetrolisthes punctatus	Arthropoda	Malacostraca	0,27	0,00	0,00	0,13	0,00	0,65	0,0
Insecta	Arthropoda	Insecta	0,00	0,94	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0
Tarebellidae	Annelida	Polychaeta	0,00	0,00	0,00	0,27	0,00	0,0	0,0
Phymactys sp.	Cnidaria	Anthozoa	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00	0,0	0,0
Pisoides edwardsii	Arthropoda	Malacostraca	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,32	0,0
Radsia barnesii	Mollusca	Polyplacophora	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,0	0,0
Synalpheus spinifrons	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,0	0,0
Acanthopleura echinata	Mollusca	Polyplacophora	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,0	0,25
Fissurella crassa	Mollusca	Gastropoda	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,0	0,0
Allopetrolisthes sp.	Arthropoda	Malacostraca	0,00	0,38	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0
Chiton cumingssi	Mollusca	Polyplacophora	0,00	0,00	0,17	0,27	0,00	0,0	0,0

Crucibulum quiriquinae	Mollusca	Gastropoda	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0
Pinnixa sp.	Arthropoda	Malacostraca	0,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0
Sicyases sanguineus	Chordata	Actinopteri	0,00	0,00	0,17	0,13	0,00	0,0	0,0
Tegula atra	Mollusca	Gastropoda	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,0	0,0
Tonicia chilensis	Mollusca	Polyplacophora	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,16	0,0
Veneridae indet.	Mollusca	Gastropoda	0,00	0,00	0,00	0,27	0,00	0,76	0,0
Apistobranquidae	Annelida	Polychaeta	0,00	0,19	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0
Balanidae	Arthropoda		0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,0	0,0

Análisis Multivariados

Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS)

El NMDS permitió ordenar en un espacio de baja dimensión las similitudes de las abundancias de cada planta en relación a los factores localidad, tratamiento y diámetro del disco. El resultado obtenido indica que la representación gráfica es "buena", con un valor de estrés de 0,1, es decir, la representación multivariada se ajusta a la matriz de datos originales, representando las distancias reales entre los elementos.

Los resultados indican que, en el factor diámetro del disco, aquellas plantas que poseen un tamaño < a 5 cm , presentan mayor similitud de los datos eb relación a abundancia y riqueza de especies por planta con registro biológico (círculos sector izquierdo NMDS) (**Figura 66**).

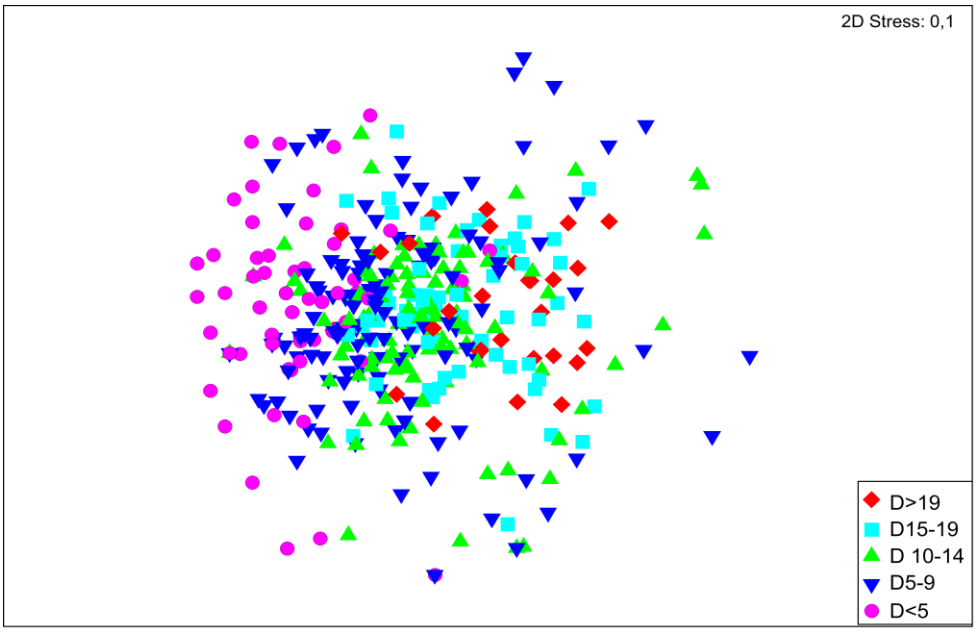


Figura 66. Ordenación de las abundancias y riqueza en las plantas con registro biológico para las plantas de distinto diámetro de disco de las distintas localidades evaluadas, Región de Atacama.

Análisis de Similitud (ANOSIM)

Las conclusiones derivadas del análisis de ordenación muestra una separación en relación a la fauna presente en los discos < a 5 cm de diámetro de disco con respecto a los otros rangos, fueron validadas con la prueba ANOSIM, cuyos resultados son entregados en la **Tabla 37**. La prueba indicó la presencia de grupos.

El análisis de similitud para el factor diámetro del disco presentó un R global de 0,09 y un nivel de significancia de 0,1%, el que fue validado a través de 999 permutaciones.

Al examinar las comparaciones parciales entre pares se observo que las plantas que presentas un disco < a 5 cm de diámetro son mas similares entre ellas que con cualquier otro rango definido (D5-9, D 10-14, D15-19, D>19).

Tabla 37. Resultados de test ANOSIM con 999 permutaciones para diámetro de disco.

Test Global		
R Global	0,09	
Nivel de significancia de la muestra	0,1%	
Nª de permutaciones	999	
Nº de permutaciones mayores o iguales al R Global	0	
Test Pareado		
Grupos	R estadistico	Nivel de Significancia (%)
D5-9, D>19	0,101	4,4 (*)
D15-19, D>19	0,039	18(**)
D 10-14, D>19	0,011	5,3 (**)
D5-9, D15-19	0,023	8,1 (**)
D 10-14, D15-19	0,012	20,6 (**)
D 10-14, D5-9	0,02	11,1 (**)
D>19, D<5	0,261	0,1 (*)
D15-19, D<5	0,249	0,1 (*)
D 10-14, D<5	0,195	0,1 (*)
D5-9, D<5	0,039	5,3 (**)

(**) Sin diferencias significativas; (*) Con diferencias significativas

Análisis de Contribución (SIMPER)

Las **Tabla 38** a **Tabla 41**, contienen el porcentaje de contribución de cada taxón al distanciamiento entre la fauna presente en plantas de diferente diámetro de discos, indicando los taxa con mayor porcentaje de contribución a este distanciamiento.

De los resultados se observo que *Perinereis falklandica, Syllidae sp., Amphoroidea typa, Phymactis papillosa, Pachicheles grossimanus, Scurria scurra y Brachidontes granulatus*, fueron los taxa más importantes, en termino de frecuencia y porcentaje de contribución en la disimilitud observada entre los tamaños de los discos de las plantas monitoreadas en las tres zonas de muestreo (Los Toyos, Totoral y Chañaral de Aceituno).

Tabla 38. Contribución porcentual a la disimilitud entre plantas de diámetro de D< 5 cm y D 5-9 cm, de los taxa entre discos de la zona de estudio.

Promedio disimilitud = 79,90	Grupo D5-9	Grupo D<5	Contribución	Acumulado
Especies	Abundancia Promedio		%	%
Perinereis falklandica	3,47	1,89	25,85	25,85
Syllidae sp.	1,35	1,04	12,31	38,17
Phymactis papillosa	1,38	0,72	8,83	46,99
Pachicheles grossimanus	1,12	0,14	7,1	54,09
Amphoroidea typa	0,62	0,25	6,76	60,85
Scurria scurra	0,94	0,35	5,62	66,47
Ischyromene menziesi	0,48	0,08	3,53	70,01
Pseudonereis gallapagensis	0,33	0,35	3,14	73,15
Brachidontes granulatus	0,32	0,15	3,1	76,25
Semimytilus. algosus	0,37	0,11	2,32	78,57
Acanthocyclus gayi	0,18	0,11	2,29	80,86

Tabla 39. Contribución porcentual a la disimilitud entre plantas de diámetro de D< 5 cm y D 10-14 cm, de los taxa entre discos de la zona de estudio.

Promedio disimilitud = 82,72	Grupo D 10-14	Grupo D<5	Contribución	Acumulado
Especies	Abundancia Promedio		%	.%
Perinereis falklandica	4,95	1,89	23,86	23,86
Syllidae sp.	1,62	1,04	9,93	33,79
Amphoroidea typa	2,01	0,25	8,4	42,19
Phymactis papillosa	2,15	0,72	8,16	50,35
Pachicheles grossimanus	1,35	0,14	6,68	57,03
Scurria scurra	1,29	0,35	6,54	63,57
Brachidontes granulatus	0,69	0,15	3,61	67,17
Ischyromene menziesi	0,68	0,08	3,28	70,46
Semimytilus. algosus	0,5	0,11	3,14	73,6
Acanthocyclus gayi	0,42	0,11	3,12	76,71
Pseudonereis gallapagensis	0,47	0,35	2,99	79,71

Tabla 40. Contribución porcentual a la disimilitud entre plantas de diámetro de D< 5 cm y D 15-19 cm, de los taxa bentónicos intermareales entre discos de la zona de estudio.

Promedio disimilitud = 85,20	Grupo D15-19	Grupo D<5	Contribución	Acumulado
Especies	Abundancia Promedio		%	%
Perinereis falklandica	5,14	1,89	18,67	18,67
Phymactis papillosa	5,02	0,72	12,08	30,75
Pachicheles grossimanus	2,55	0,14	8,32	39,07
Syllidae sp.	1,43	1,04	7,16	46,23
Scurria scurra	1,75	0,35	6,44	52,66
Amphoroidea typa	2,37	0,25	5,23	57,89
Acanthocyclus gayi	1,28	0,11	4,73	62,62
Ischyromene menziesi	0,98	0,08	3,42	66,03
Apohyale hirtipalma	1,08	0,17	3,41	69,45
Brachidontes granulatus	1,31	0,15	2,95	72,4
Petrolisthes tuberculatus	1,48	0,07	2,8	75,19
Semimytilus. Algosus	0,94	0,11	2,6	77,79
Nemertea	0,88	0,06	2,36	80,15

Tabla 41. Contribución porcentual a la disimilitud entre plantas de diámetro de D< 5 cm y D >19 cm, de los taxa entre discos de la zona de estudio.

Promedio disimilitud = 87,54	Grupo D>19	Grupo D<5	Contribución	Acumulado
Especies	Abundancia Promedio		%	.%
Phymactis papillosa	6,97	0,72	14,13	14,13
Perinereis falklandica	6	1,89	13,17	27,29
Scurria scurra	3,52	0,35	8,43	35,72
Acanthocyclus gayi	2,69	0,11	7,12	42,84
Brachidontes granulatus	2,97	0,15	6,54	49,38
Pachicheles grossimanus	4,28	0,14	6,5	55,88
Amphoroidea typa	3,79	0,25	6,46	62,34
Syllidae sp.	1,69	1,04	5,99	68,33
Apohyale hirtipalma	2,79	0,17	4,81	73,15
Semimytilus. Algosus	1,69	0,11	3,8	76,95
Petrolisthes tuberculatus	2,86	0,07	3,73	80,67

Análisis de K-Dominancia

En las curvas de K dominancia se observa que para el factor "Localidad" las curvas son similares y por lo tanto Chañaral de Aceituno, Totoral y Los Toyos estan compartiendo un pool similar de especies (**Figura 67**a).

Sin embargo, al observar la figura que muestra el comportamiento de las especies relacionadas al factor "Tamaño de los discos", es posible indicar que las plantas con discos menores a 5 cm, presentan una menor diversidad de especies, lo que es coincidente con los valores de diversidad (H') registrados para este estudio. A partir de la figura (**Figura 67**c) es posible observar un gradiente de aumento en diversidad en la medida que aumenta el tamaño del disco.

Debido a que no hay un entrecruzamiento entre las curvas, es posible indicar que el grado de dominancia no es alto. En relación al factor "tratamiento" el denominado "Sin Manejo" se separa por sobre los tratamientos Con Manejo y Control, debido a que un gran número de plantas presentes en este tratamiento poseen un discos con diámetros < a 5 cm(**Figura 67**b).

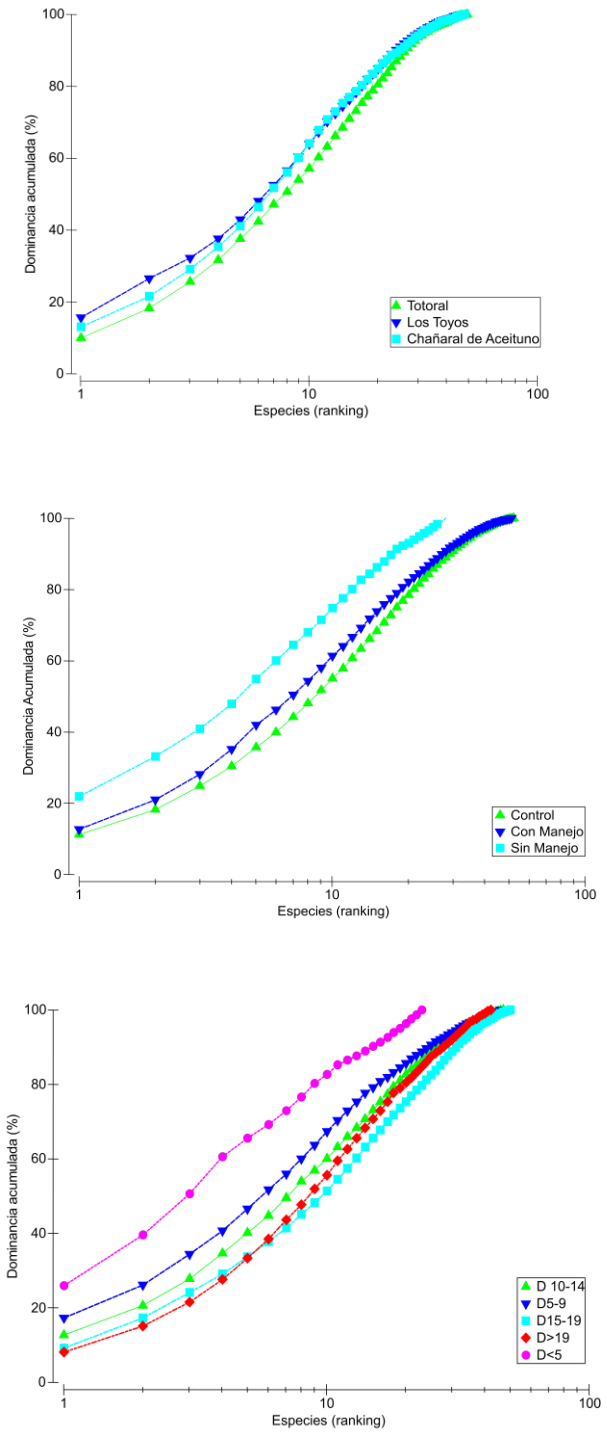


Figura 67. Curvas K-Dominancia de la fauna presente en los discos de *L.berteroana* en la zona de estudio. A) Factor Localidad; B) Factor Tratamiento; C) Factor Diámetro del disco.

Análisis curva acumulación de especies

En relación al análisis de acumulación de especies, los resultados indican que la incorporación de nuevas especies al inventario está relacionado directamente con el esfuerzo de muestreo (para este estudio C1 a C7 914 plantas).

En un comienzo, según lo indicado en la **Figura 68** se logran colectan rápidamente las especies comunes y la adición de especies al inventario se produce rápidamente con pocas plantas; por tanto, la pendiente de la curva comienza siendo elevada.

A medida que prosigue el muestreo son las especies raras que presentan bajas abundancias (C5: 11 sp, C6 13: sp, C7 16 sp presentaron abundancia 1), las que hacen crecer el inventario, por lo que la pendiente de la curva desciende. El momento en el que la pendiente desciende a cero corresponde, teóricamente, con el número total de especies que podemos encontrar en la zona estudiada, con los métodos utilizados y durante el tiempo en el que se llevó a cabo el muestreo. Para este estudio tomando como referencia la Campaña C5 es posible indicar que con 90 plantas de diámetro mayor a 20 cm se logra capturar el 80% de las especies (Clench: A: 2,31877; B: 0,0033565).

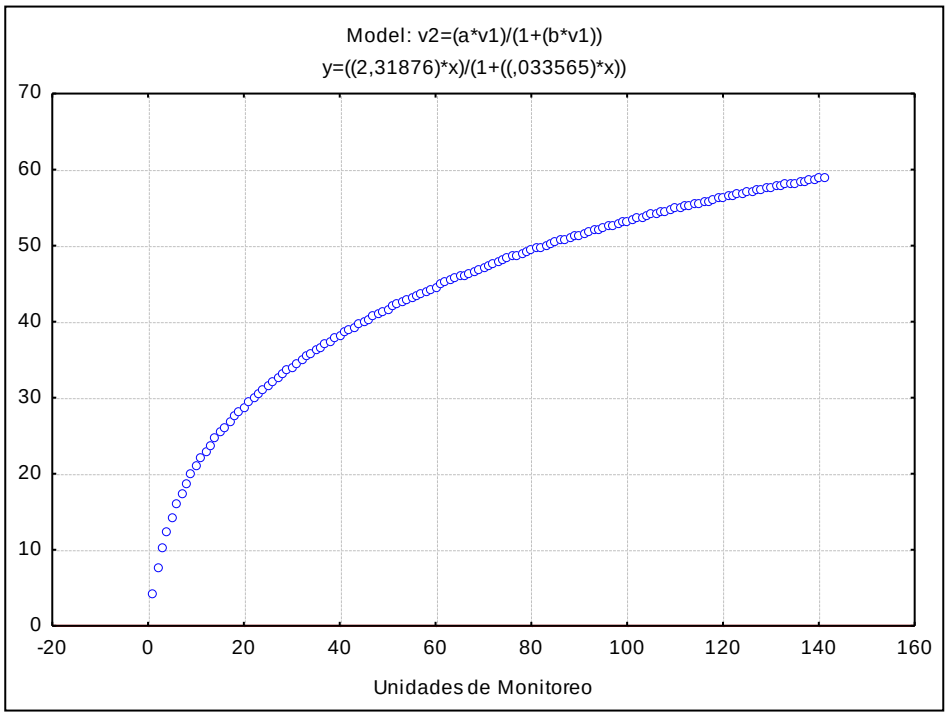


Figura 68. Curva de acumulación de especies presentes en discos de *L. berteroana*

5.5. Objetivo específico 3.2.5

Considerando los antecedentes de la pesquería y los resultados del proyecto, proponer e implementar un método de evaluación indirecta para cada especie de algas, que permita realizar

5.5.1. Modelo de remoción para el recurso huiro negro

Los resultados de la estimación de los parámetros poblacionales arrojan una biomasa virgen de 550 mil toneladas, una tasa intrínseca de crecimiento poblacional de 0.576 año^{-1}, con una capturabilidad estimada para orilleros de 0.000012 DA^{-1}.

Con estos parámetros la dinámica de la biomasa se muestra en la **Figura 69**. El modelo genera en tendencia y magnitud los desembarques observados en el periodo enero 2014 – julio 2015. En el primer trimestre de simulación el modelo tiende a sobrestimar ligeramente los desembarques observados, mientras que con posterioridad el desembarque estimado es ligeramente inferior al observado (**Figura 69**).

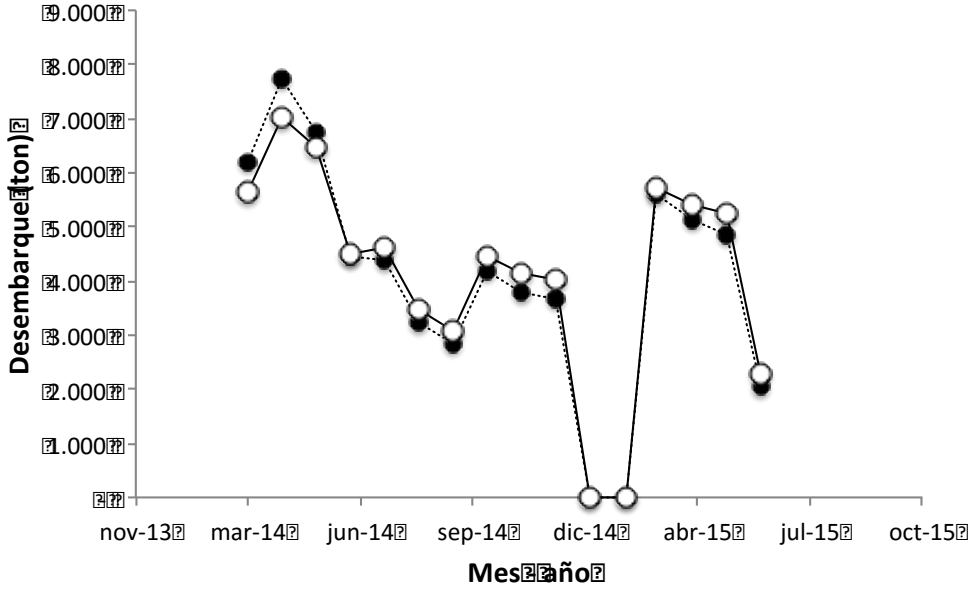


Figura 69. Resultado del Modelo dinámico de biomasa para el recurso huiro negro en la Región de Atacama. Los círculos blancos representan los valores observados de desembarque y los negros los estimados por el modelo.

En cuanto al índice de inequidad de Theil, que mide el grado de similitud (o de disimilitud) entre los valores de desembarque observado y los estimados

por el modelo, éste muestra valores de 0.05 para U1 y 0.13 para U2. Lo que indica el valor de U1 y U2 es que tanto las tendencias y magnitudes de los desembarques son bien representados por el modelo y que los niveles de ajuste son altos. De esta manera, de acuerdo a Theil, el modelo puede ser considerado como confiable para describir los desembarques de huiro negro en la Región de Atacama y, en consecuencia, para tener una estimación indirecta y dinámica de la biomasa del recurso.

De acuerdo a las estimaciones de la dinámica de la biomasa sería la señalada en la **Figura 70**.

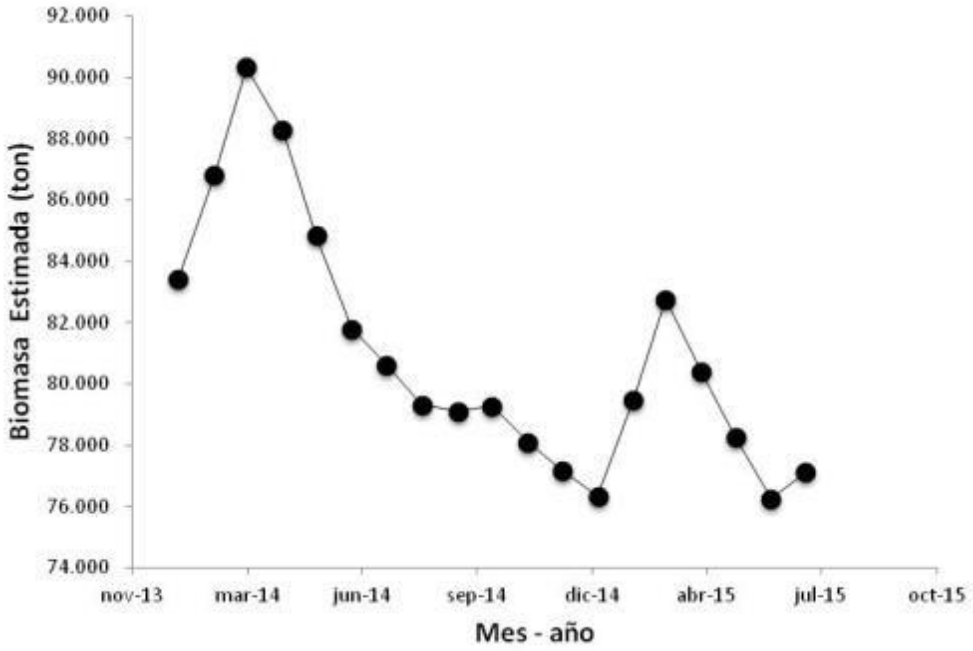


Figura 70. Dinámica de la biomasa del recurso huiro negro en la Región de Atacama estimada por el modelo.

La dinámica de la biomasa desde enero de 2014 a junio de 2015 muestra na tendencia a la disminución. En este periodo de casi 100 mil toneladas al inicio, la biomasa a disminuido por debajo de las 40 mil toneladas hacia fines del periodo de simulación. La biomasa estimada por este modelo indica que a junio de 2015 la biomasa explotable estaría en el orden de las 35 mil toneladas. Cabe mencionar que el resultado de la evaluación directa del recurso huiro negro, en este mismo informe, indicó la presencia de entre 26 y 55 mil toneladas totales hacia el último trimestre de 2014, en tanto que el modelo predice una biomasa en torno a las 50 toneladas para el mismo periodo.

Por otra parte, la biomasa muestra incrementos justo en los periodos asociados a la veda de enero – febrero. Los incrementos para ambos periodos (2014 y 2015) son del orden de las 6 mil toneladas. Expresados en términos porcentuales (**Figura 71**) estos aumentos representan un 4%. Después de las vedas se evidencian cambios más importantes en sentido inverso. En efecto, abril de 2014 mostró variaciones negativas en la biomasa de 3.92% y mayo de 3.59%. las variaciones de 2015 en este mismo periodo muestra valores de disminución de la biomasa menores, del orden de 2.8%.

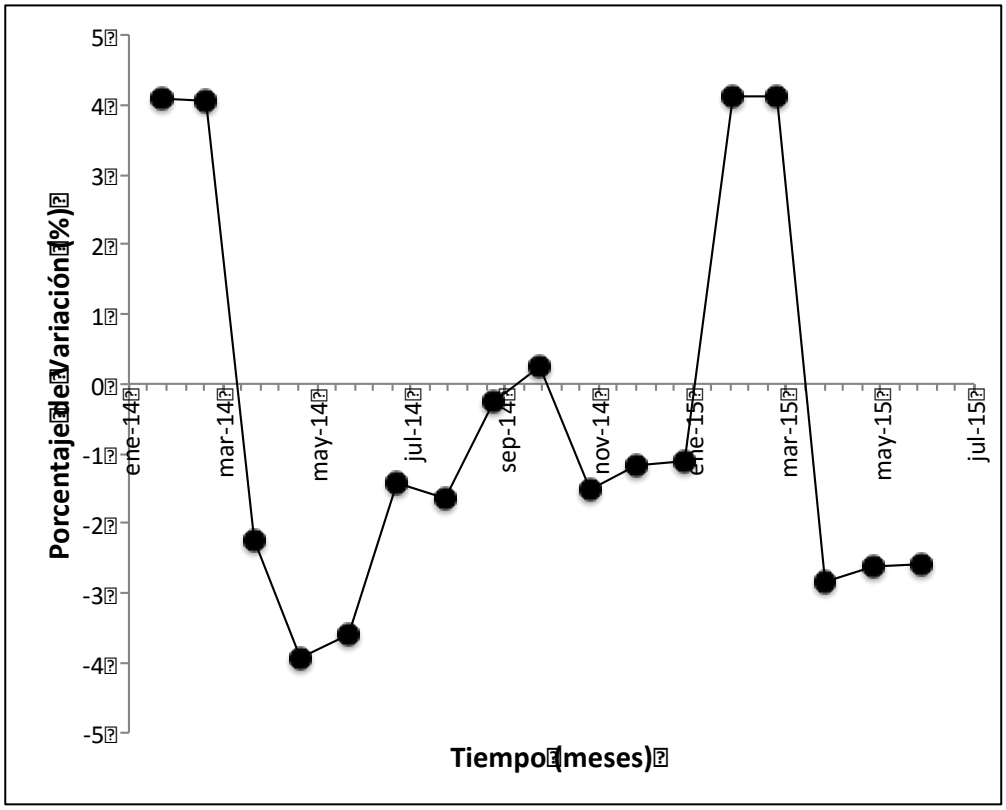


Figura 71. Variación porcentual de la biomasa estimada de huiro negro durante el periodo de evaluación, enero de 2014 a junio 2015 en la Región de Atacama.

5.5.2. Modelo de remoción para el recurso huiro flotador

Con los valores del número de DA calculados y el desembarque oficial registrado por Sernapesca se ajustó el moldeo de remoción de biomasa.

Los resultados de la estimación de los parámetros poblacionales arrojan una biomasa virgen de 30,000 toneladas, una tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r) de 0.61 año^{-1}, con una capturabilidad estimada para buzos de 0.0004 DA^{-1}.

Con estos parámetros la dinámica de la biomasa se muestra en la **Figura 72**. Se observa que la dinámica de la biomasa entre enero de 2014 y junio de 2015 ha oscilado entre las 4,754 y 5,063 ton, respectivamente. Entre enero y abril de 2014 la tendencia fue a aumentar (**Figura 72**). De hecho la variación porcentual de la biomasa en este trimestre fue superior al 2% mensual (**Figura 73**). Con posterioridad, la biomasa disminuye debido al alto desembarque observado en abril de 2014. A partir de esta fecha, la biomasa ha oscilado alrededor de las 5 mil toneladas (**Figura 72**), con cambios porcentuales de igual magnitud, pero de signo contrario (**Figura 73**).

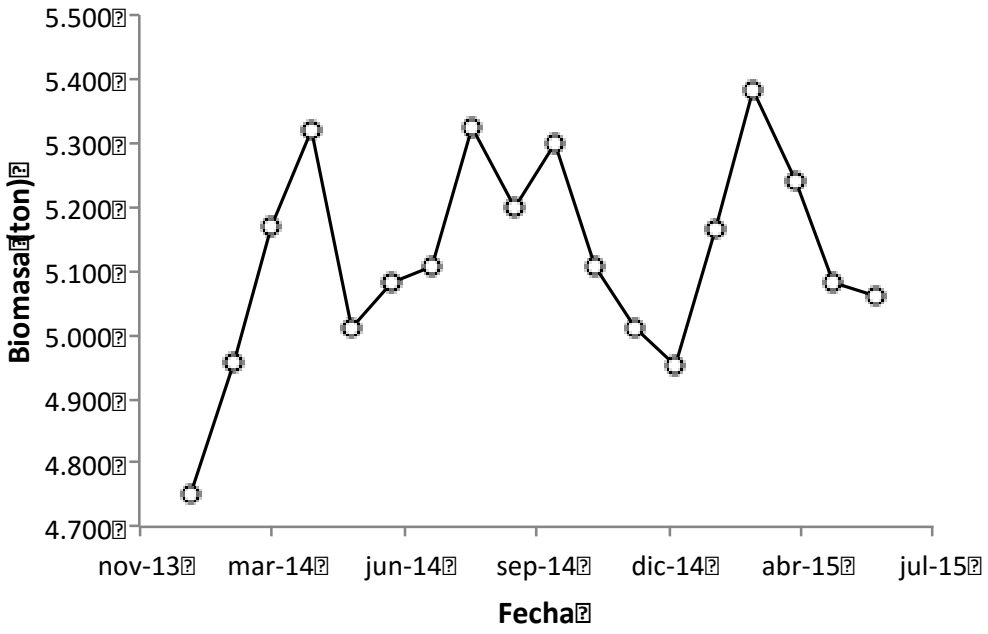


Figura 72. Dinámica de la biomasa del recurso huiro flotador en la Región de Atacama estimada por el modelo.

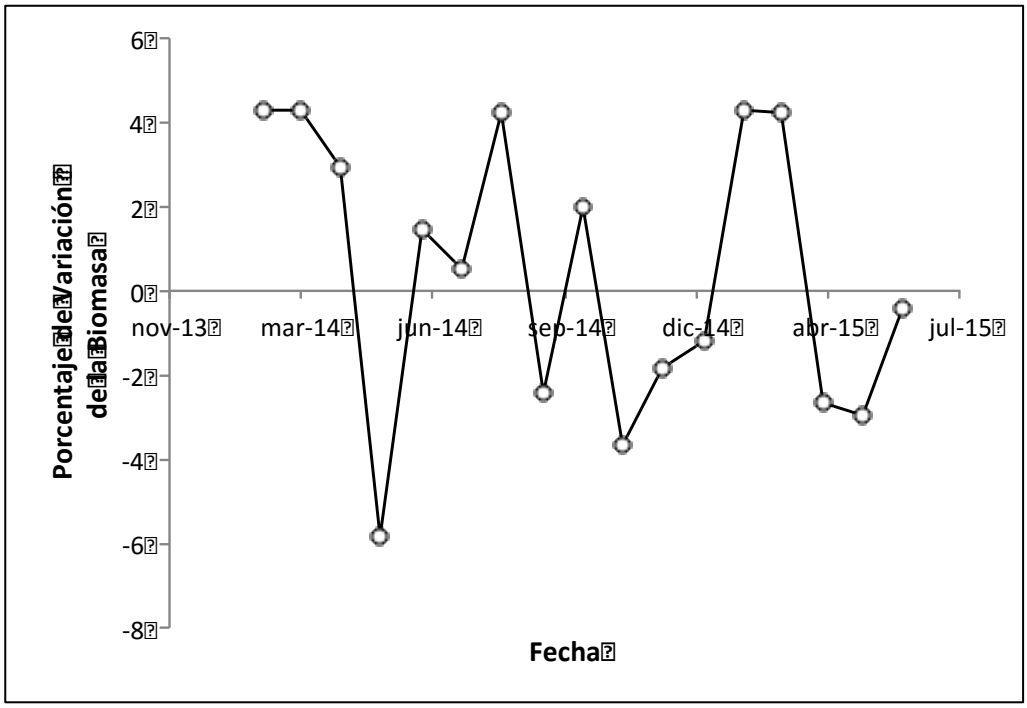


Figura 73. Variación porcentual de la biomasa estimada de huiro flotador durante el periodo de evaluación, enenro de 2014 a junio 2015 en la Región de Atacama.

Es interesante evidenciar que existe una alta correlación entre el nivel de desembarque y la variación porcentual de la biomasa (**Figura 74**). En efecto, al correlacionar ambas variables se observa que valores de desembarque mayores a 215 ton mes-1 producen disminuciones en la biomasa, en tanto que valores inferiores a esta cantidad produce variaciones positivas y aumento en los valores de la biomasa del recurso. La correlación es negativa y significativa ($p < 0.05$) con un valor de 0.96, esto quiere decir que la varianza del modelo la explica en un 96% la variable desembarque.

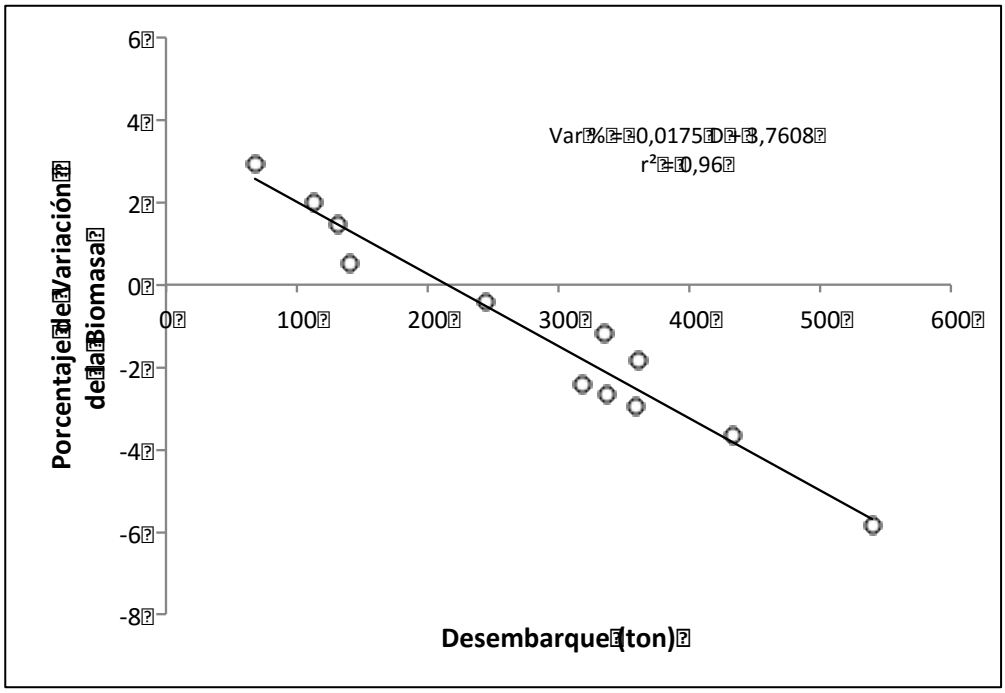


Figura 74. Relación entre el desembarque y la variación porcentual estimada de la biomasa en el mes posterior a la remoción del recurso huiro flotador en la Región de Atacama.

En términos del poder explicativo del modelo de evaluación indirecta, se puede decir que el modelo reproduce en tendencia y magnitud los desembarques observados en el periodo enero 2014 – julio 2015.

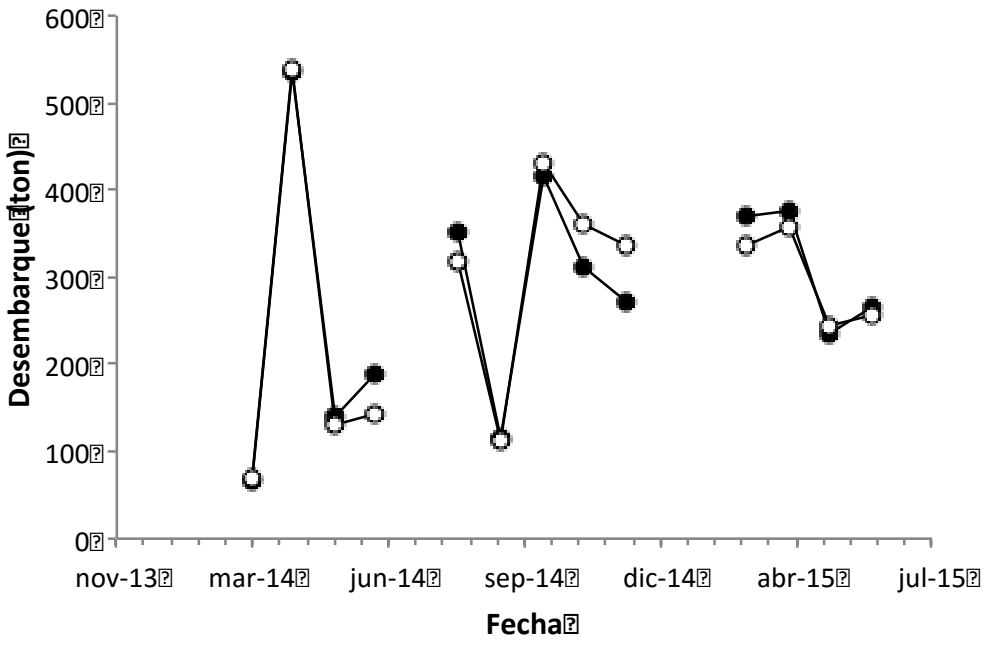


Figura 75. Resultado del Modelo dinámico de biomasa para el recurso huiro negro en la Región de Atacama. Para la variable desembarque Los círculos blancos representan los valores observados de desembarque y los negros los estimados por el modelo.

En cuanto al índice de inequidad de Theil, éste muestra valores de 0.10 para U1 y 0.12 para U2, lo que indica que las tendencias y magnitudes de los desembarques son bien representados por el modelo, los niveles de ajuste son mas bien altos, por lo cual los resultados del modelo de ajuste pueden ser considerados como confiables.

6. DISCUSIÓN

6.1 Objetivo Específico 3.2.1

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

Al realizar una comparación de los resultados obtenidos en este objetivo con las evaluaciones de stock realizadas en años anteriores, para poder describir la dinámica poblacional del recurso, se evidencia una amplia variabilidad en los estimados de biomasa. Por ejemplo, entre evaluaciones consecutivas realizadas entre los años 2000 (Gonzalez *et al.*, 2002) y 2004 (Vázquez, 2004), se observó una disminución de la biomasa disponible del 93% (**Tabla 42**). Situacion similar sucede si nos enfocamos en los estudios más recientes: La evaluación realizada el año 2012 estimó una biomasa total de 11.468 ton (ABIMAR, 2013), lo que equivale a sólo un 15% de lo estimado en el presente estudio, aún utilizando metodologías similares de cálculo basadas en el uso de interpolación geoestadística (Kriging) (**Tabla 42**).

Al considerar de forma aislada los resultados de estos últimos estudios se podría concluir que las praderas de huiro negro se han recuperado, aumentando su biomasa en más de 6 veces, en sólo un año, siendo un indicador que el plan de manejo vigente desde el año 2013 ha tenido un categórico impacto positivo en la recuperación del recurso.

Tabla 42. Estimados de biomasa disponible proveniente de diversos autores.

Autor	Año	Biomasa Total (ton)
Rivera *et al.*, 1994	1994	500.000
Edding *et al.*, 1998	1998	130.000
Gonzalez *et al.*, 2002	2000	224.402
Vasquez, 2004	2004	14.842
ABIMAR, 2013	2012	11.468*
Presente estudio	2014	75.082*

***Obtenido mediante el modelo geoestadístico de kriging**

Considerando las amplias diferencias en los estimados de biomasa observadas históricamente, incluso entre cortos periodos de tiempo, es oportuno cuestionarse si estas reflejan la dinámica de la población de las praderas de huiro negro en la región, u obedecen a diferencias en el planteamiento de algunos supuestos y metodologías que se aplican en cada evaluación directa. Por ejemplo, uno de los criterios que no es equivalente entre los estudios bajo análisis, es el cálculo del sustrato habitado, cuyo valor repercute en forma directamente proporcional tanto en la biomasa como las abundancias estimadas. Especificamente, el año 2012 se estima un ancho homogéneo del cinturón de 25 m a lo largo del litoral, en cambio, el año 2004 se establece un ancho de 2,5 m (un décimo de su evaluación inmediatamente posterior). Asi mismo, en el presente estudio nuevamente cambian estas premisas, midiendo ahora en forma sistemática el ancho del cinturón a lo largo de la costa para generar una base de datos que a través de métodos geoestadísticos permitió "dibujar" un ancho de cinturón que varia espacialmente, con lo que se intenta reflejar la hererogeneidad que efectivamente presenta el huiro negro.

Esta es solo un ejemplo de las posibles razones que hacen diverger las evaluaciones de stock, por lo que se debe ser extremadamente cauto al efectuar las comparaciones necesarias para describir la dinámica poblacional. Además, existen una serie de métodos de estimación que pueden ser aplicados para obtener valores de biomasa. En este sentido, el presente estudio utiliza diversas metodologías para la evaluación de stock, las cuales fueron expuestas en los resultados (probabilísticas, basadas en valores de tendencia central y geoestadísticas). Uno de los propósitos de presentar estimados de biomasa provenientes de distintos métodos, es facilitar la utilización (según el criterio del investigador), en próximas evaluaciones, de alguna de estas metodologías para realizar el análisis comparativo utilizando el indicador de biomasa y/o abundancia obtenido con una metodología símil.

Por otro lado, no se debe obviar que el presente proyecto probablemente sea insumo para la toma de decisiones en el manejo de estos recursos algales e indirectamente permita evaluar el desempeño del plan de manejo o la efectividad de las medidas que de él deriven. Por lo que sumado a lo anteriormente expuesto, la utilización de diversas metodologías de evaluación de stock, le da al administrador pesquero mayor información que cuando se presenta solamente un valor de la biomasa de la praderas de la región, determinado con una metodología escogida por algún evaluador. Por ello en este objetivo, más que un valor, se entrega un rango en base a los resultados provenientes de diferentes metodologías utilizadas.

Con este enfoque es posible generar posibles decisiones, las que pueden ser análogas a los distintos métodos de evaluación, sobre las cuales hay que seleccionar una usando algún grado de aversión al riesgo. Cada una estas decisiones (métodos de evaluación) es esperable que genere valores distintos de estimadores de la media poblacional. La pregunta central en este caso es ¿cuál decisión (método de evaluación) seleccionar como la más

útil? La respuesta a esta pregunta dependerá del grado de aversión al riesgo de quien tome la decisión.

Una forma de abordar esta disyuntiva del administrador puede ser la planteada por Pearce & Nash (1981), Schmid (1989) y Seijo *et al*. (1996) donde se distinguen tres niveles básicos de aversión al riesgo: (i) **neutral al riesgo**, donde la decisión se basa solo en el valor esperado, sin considerar la varianza; (ii) **averso al riesgo**, si la decisión se basa en considerar como válidos o probables aquellos escenarios que generan valores de certeza menores a los esperados y (iii) **tomadores de riesgo**, si la decisión se basa en asignar a los valores inciertos equivalencias de certeza mayores a los valores esperados.

Otras observaciones que cabe mencionar, relacionadas al manejo del recursos, es e lo evidenciado en terreno por los técnicos que realizaron la evaluación directa y que hace referencia a que en la práctica hay ciertos sectores, a lo largo de toda la costa de la región de Atacama, donde se efectúa una explotación "responsable" o manejo tradicional, que en muchos casos corresponden a sectores trabajados familiarmente y que se asientan en viviendas de uso generalmente temporal denominadas "rucos". Siendo estos sectores reconocidos y respetados por sus pares y en donde se utilizan medidas de manejo ampliamente conocidas por estos pescadores tradicionales como: la rotación de áreas, respeto de una talla mínima de extracción, priorización del alga varada, raleo, entre otras.

El manejo tradicional empleado en estos sectores hace que sean de gran valor, en el manejo pesquero, para ser contrastados con los sectores de áreas de libre acceso, que no están sujeto a este "manejo tradicional", con el fin de constatar diferencias efectivas del estado de explotación de estos parches de las praderas, pudiendo establecer una relación entre los sectores sometidos a dicho manejo y su estado de explotación (estructura de tallas, abundancias, biomasas cosechables), posibilitando establecer diferencias respecto la sustentabilidad de esa forma de trabajo y futura estrategia para abordar la explotación de estas algas en la región.

La pesquería de algas en la región está enmarcada dentro de un plan de manejo, donde los usuarios son actores relevantes en la administración de esta pesquería y el hacer efectivo el enfoque ecosistémico (planteado en la ley general de pesca y acuicultura) debiera ser un objetivo para el manejo de estos recursos. En este sentido, resultaría de utilidad que en un futuro trabajo se pueda caracterizar y clasificar la forma de trabajo de cada ruco estableciéndose este como la unidad pesquera efectiva. Esto puede ser relevante por dos motivos:

1.- A cada ruco pertenece un número desconocido de algueros, muchos de los cuales no cuentan con su inscripción en el registro pesquero artesanal. Por tanto, la caracterización de estos podría aproximar a la determinación del nivel de un nivel de esfuerzo real de la pesquería, lo que facilitaría la implementación de estrategias indirectas de evaluación.

2. Podría delimitarse cada área de trabajo sometida a manejo tradicional, para luego analizar y comparar los atributos demográficos resultantes entre praderas o parches de huiro negro sometidos a condiciones de explotación diferenciadas.

Teledetección satelital

Cálculo de NDVI

Las áreas identificadas con valores positivos de NDVI, la gran mayoría constituida por un único pixel (0,09 ha), se ubican en sectores de roquerías, donde es posible encontrar poblaciones de las algas evaluadas. Sin embargo, no es posible discernir con este método si efectivamente estas áreas corresponden en su totalidad a coberturas de algas o roquerías costeros, porciones de costa, rompientes de olas, o la combinación de estas, a menos que se realicé una fotointerpretación de cada una utilizando imágenes de mayor resolución espacial. Se observa en la figura 8, en el sector denominado como A, una presumible pradera de alga, asociada a una de las áreas de entrenamiento pertenecientes a las estaciones de muestreo (en verde). En el sector B se visualiza un sector de grandes roquerías, probablemente asociados a algas. El sector C muestra una situación compleja, contigua a la costa, donde probablemente se conjugan coberturas de continente, rompientes de olas, roquerías y algas, no siendo posible su individualización debido principalmente a la resolución espacial de la imagen.

El valor de 0,02%, entregado en la Tabla 2, y referido a la porción de la superficie total que presenta un valor de NDVI por sobre el umbral de 0,2 y que coincide con algún área de entrenamiento, se constituye en un valor lo suficientemente bajo como para desestimar los resultados del NDVI. Esto plantea que la imagen o no registra actividad fotosintética de las algas presentes debido a que no están visibles, o de estarlo, las praderas son de reducida superficie y muy dispersas, diluyéndose su reflectividad en el pixel, o existen condiciones ambientales, técnicas de la imagen o propias de las algas que dificultan o impiden la aplicación del índice.

Hossain *et al*. (2014) plantea que si bien el NDVI resultó ser el índice más ampliamente usado en las publicaciones que se revisaron, este fue originalmente diseñado para evaluar la biomasa terrestre. Sugiere que para las clases de vegetación sumergidas, una vez corregido el efecto de la columna de agua, es posible evaluar este índice utilizando bandas de onda corta, las bandas del azul y el verde, esto ya que el NDVI original resulta menos robusto debido al efecto de absorción del agua. A pesar de lo anterior, menciona finalmente que se requieren más esfuerzos en la investigación del uso del NDVI en este ámbito. Algo similar plantea Hu (2009), quien comparó el NDVI con un índice propuesto por él. Plantea que el NDVI es sensible a las condiciones ambientales y de observación, como la presencia de aerosoles o el ángulo de incidencia del sol, lo que genera

dificultades para la visualización y análisis cualitativo de este, y sugiere el uso de un índice denominado FAI (Floating Algae Index).

Clasificación No Supervisada

La clasificación en 20 clases por sí sola no permitió identificar poblaciones de algas, ya que para realizar la correspondencia entre las clases que presumiblemente las identificaron y la cobertura objetivo, es necesario el conocimiento y la interpretación del usuario. Es por esta razón que, para identificar que clases correspondieron a praderas de algas se utilizaron los resultados positivos obtenidos en el cálculo del NDVI asumiendo que estos representan la presencia de algas.

Como planteó Chuvieco (1995), los resultados arrojados por este clasificador deben ser interpretados por el usuario en base al conocimiento del área según lo que observa en la imagen. Conociendo ya las características de la imagen, y que los valores de NDVI positivos apenas superan el umbral crítico para considerarlos como cobertura vegetacional, y que en general estas áreas corresponden en su mayoría a píxeles únicos, resulta complejo para el usuario interpretar los resultados de la clasificación basado en la imagen (fotointerpretar) con el fin de relacionarlos con algún tipo de cobertura, en este caso praderas de algas.

Clasificación Supervisada

Los resultados del test de separabilidad evidencian que las tres clases no presentan diferencia espectral, por lo que se pueden considerar iguales. Dada esta situación, y con vistas a la clasificación supervisada, el test sugiere redefinir dichas áreas. Sin embargo, esto no es practicable debido a que estas son originadas con información de terreno, a lo que se suma que no es viable definir nuevas áreas a partir de la imagen mediante fotointerpretación ya que no es posible distinguir fácilmente en esta lo que corresponde a praderas de algas y lo que no.

Para la evaluación de la clasificación de máxima verosimilitud en la figura 11 se debe observar la precisión del productor (Prod. Acc.) y la precisión del usuario (User Acc.), encerradas en verde en dicha figura. La precisión del productor indica que tan bien han sido clasificados los píxeles de referencia, y la del usuario, el porcentaje de cada clase que ha sido correctamente clasificada, al compararlas con las áreas de referencia (las áreas de entrenamiento). Se observa que tan solo 2 clases presentan precisiones por sobre el 50%, la precisión del productor para la clase 3, y la precisión del usuario para la clase 2. El resto de las clases no superan este valor.

A lo anterior se agrega el Índice Kappa, destacado en naranjo en la figura 11. El valor obtenido es de 0,2595, lo que indica que la clasificación resultante es mejor en aproximadamente un 26% que la que resultaría de

realizar una clasificación aleatoria asignando píxeles al azar. Esto suena preocupante, ya que el valor es bastante bajo, lo que lleva a pensar que una clasificación mediante la máxima verosimilitud y una clasificación azarosa no presentarían mayores diferencias.

No se debe perder en cuenta que el test de separabilidad indicó que las clases de las áreas de entrenamiento propuestas no se diferenciaban, y sugería redefinirlas. Frente a la impracticabilidad de esto, se decidió continuar el proceso con la clasificación supervisada, por lo que los resultados que arrojó la matriz de confusión eran esperables.

En la figura 11 se puede evidenciar los aciertos de la clasificación, juntos con los errores de comisión y omisión generados. A esto se agrega que, si se observa fuera de estas áreas, mar adentro, se puede evidenciar que grandes sectores de océano se clasificaron dentro de las clases 2 y 3, sugiriendo la presencia de algas. Sin embargo la experiencia dice que en estos sectores no se encuentran praderas, lo que permite comprobar que el método fue bastante errático, probablemente debido a la baja diferenciación existente entre las clases de las áreas de entrenamiento.

Huiro submareal

En términos de distribución batimétrica, "huiro negro" ha sido descrito formando un cinturón en la zona intermareal baja y submareal somero (Hoffman & Santelices, 1997; Ramírez & Santelices, 1991; Santelices *et al*., 1980; Santelices & Ojeda, 1984; Searles, 1978), en hábitats rocosos expuestos o semiexpuestos formando cinturones continuos sobre sustrato rocoso, donde la extensión vertical es variable, dependiendo del grado de inclinación del sustrato rocoso y exposición al oleaje (Vásquez et al., 2008). Junto con esto, existen registros sobre la recolección de esta alga a la altura de Tocopilla (al norte de la región de Antofagasta), durante la Expedición LUND, por medio de un dragado a 9 metros de profundidad (Levring (1960) en Ramírez & Santelices, (1991)), por lo que esta exploración respaldaría a la distribución previamente descrita. Sin embargo, en estas publicaciones se describe al huiro negro conformando un cinturón característico del intermareal que se proyecta al submareal somero, lo que no se corresponde con la pradera íntegramente submareal registrada.

Dado el estado de explotación en que se encuentran las praderas de "huiro negro" y considerando los resultados obtenidos en esta exploración, se recomienda como medida precautoria, continuar el manejo de este recurso considerando su distribución intermareal y submareal somera, y mantener la población del "huiro ahogado" como un reservorio para las poblaciones del recurso.

La confirmación de "huiro ahogado" frente a los bajos de caleta Zenteno debe considerarse como una contribución a la actualización de la distribución batimétrica de este recurso en el norte de Chile. La realización de un estudio

a mayor escala espacial sería fundamental para actualizar la información antes mencionada.

6.2 Objetivo 3.2.2

Recopilar y analizar la información disponible que permita caracterizar y evaluar el estado de explotación actual de los recursos Huiro negro y Huiro flotador en la zona estudio.

Sobre la presencia de "súper recolectores" en el registro de desembarques de algas pardas en la Región de Atacama.

La presencia de valores de desembarque excepcionalmente altos en los registros de desembarque del Sernapesca y el efecto que ejercen sobre la correcta determinación del esfuerzo de pesca realmente ejercido sobre el recurso, obliga a enfrentar su ocurrencia con anterioridad a cualquier intento por utilizar dicha base de datos con fines de ser usada en la evaluación indirecta de los recursos huiro negro y huiro flotador en la Región de Atacama. Esta situación puede generarse en al menos tres situaciones distintas: (1) por un error en el ingreso de la DA a la base de datos; (2) un pescador alguero con RPA vigente acumula en un mismo DA varios eventos de pesca, de modo que su DA muestra una captura más allá de lo razonable para una persona en un solo evento de pesca; (3) hay una cuadrilla de trabajadores, que no poseen RPA vigente, y que blanquean sus desembarques a través de un RPA vigente, cosa que ha sido declarada por los propios usuarios del recurso. Existe una cuarta posibilidad, menos probable de acuerdo a los usuarios y es que relamente existan usuarios con una alta capacidad de barreteo.

Exceptuando la primera razón, las dos siguientes influyen directamente en la estimación del esfuerzo efectivo de pesca, motivo por el cual se realizó la corrección del dato original contendido en la base de Sernapesca. Esta corrección permitió tener un estimado más confiable del número de DA que den cuenta del desembarque total mensual registrado.

Se evidenció que la situación es generalizada entre los pescadores recolectores de huiro negro, no así en los que orientan su esfuerzo hacia el huiro flotador, donde esta práctica fue marginal. Esta situación plantea un problema de fondo en el área de la fiscalización, aunque hay que notar que a tiempo actual esta práctica, que un pescador con RP vigente declare un desembarque considerado anormalmente alto, ha ido en disminución,

Estimación de capturabilidad y estado de situación de los recursos

Basados en las ecuaciones (1) y de (2) presentadas en la metodología, los resultados de la evaluación indirecta (de carácter preliminar para este informe) indica una biomasa explotable de 61,755 ton de huiro negro para el segundo semestre de 2014. Esta cantidad está dentro del rango estimado de biomasa estimado en el marco de la evaluación directa (Objetivo Específico 1), por lo cual pareciera ser bastante confiable.

Este mismo ejercicio repetido para junio de 2015 indica que la biomasa para este mes es de 36,680 ton que la biomasa ha disminuido aún más drásticamente.

En cuanto al estado de explotación del recurso huiro negro en la Región de Atacama se puede decir que a junio de 2015 el stock correspondía a aproximadamente al 7% de la biomasa original. En efecto, el registro más antiguo de evaluación directa lo constituye el trabajo de Rivera *et al.* (1994) que registró 500,000 toneladas. Asumiendo que la explotación en esa época era más bien moderada y la población estaba cercana a la capacidad de carga las 61,8 mil toneladas estimadas a junio de 2014 implica un 12,35% de la biomasa original y a junio de 2015 un 7%. Esto sería un indicador que la biomasa se encuentra sobreexplotada.

Por otra parte, los resultados preliminares en el marco del Objetivo Específico 5, en cuanto a la estimación de la capturabilidad por mínimos cuadrados, arrojó un valor de 0.000012 para orilleros de huiro negro en la III Región, lo cual es la mitad de la estimación realizada a través del método de área barrida. Esto da cuenta que las estimaciones realizadas no son consistentes entre sí, por lo que estos estimados deben ser vistos con cautela. Una discusión más profunda y detallada sobre el estado de situación de las praderas se entrega en el Objetivo 5, el cual está más orientado a la evaluación del recurso en forma indirecta y entrega resultados más confiables, desde nuestro punto de vista.

6.3 Objetivo específico 3.2.3

Estimar la tasa de crecimiento, reclutamiento y mortalidad natural de huiro negro en una escala espacial y temporal en toda área de estudio.

6.3.1 Reclutamiento

Los resultados obtenidos en este estudio apoyan las recomendaciones basadas en la buenas prácticas de manejo de huiro negro para el norte de Chile (Vásquez, 2008; Vasquez *et al.,* 2012). En el tratamiento "Sin plan de manejo" una alta densidad de reclutas fue encontrada al igual que en el tratamiento "Con plan de manejo" en comparación con el tratamiento Control. Sin embargo, es el tratamiento "Con plan de manejo" donde la renovación de las praderas es efectiva, como lo sugieren las recomendaciones de buenas prácticas. Esto es explicado por el patrón espacial agregado de reclutas que varían con los diferentes tamaños de parche (Oróstica *et al.,* 2014). Como consecuencia de este patrón agregado, se favorecen la ocurrencia de eventos de coalescencia entre discos de *Lessonia berteroana* (ver sección coalescencia).

La ausencia de reclutas en el tratamiento experimental "Sin Manejo" en Chañaral puede ser el reflejo del efecto de una alta presión de cosecha sobre el potencial reproductivo, afectando de manera concatenada la tasa de renovación de la pradera en el sitio de estudio. Aunque esta hipótesis requiere de estudio experimentales, recientemente Vega *et al.* (2014a) observaron que la alta presión de cosecha en el sitio de estudio en Chañaral ha disminuido el tamaño del soro en las láminas de las plantas de *L. berteroana*.

Una alta abundancia de reclutas bajo condiciones de intensa cosecha es una cualidad previamente descrita para el huiro negro en Atacama y en general para el norte de Chile (Vásquez *et al.,* 2012; Vega *et al.,* 2014b). Más aún, los patrones agregados de reclutamiento de *L. berteroana* son explicados como el reflejo de la interacción entre la herbívoria (*e.g.* moluscos y equinodermos, Oróstica *et al.,* 2014) y la facilitación de especies que otorgan refugio a los reclutas (e.g. alga crustosa erecta *C. officinalis*; Camus, 1994). Una pérdida de especies facilitadoras podría explicar la falla en el reclutamiento en el tratamiento "sin cosecha" de Chañaral. En este contexto, se requieren de más estudios experimentales que evalúen el patrón espacio-temporal de especies que inhiben o facilitan el reclutamiento en condiciones de cosecha, principalmente tratamiento in situ que evalúen los primeros estados de desarrollo de *L.berteroana* (ver Martinez & Santelices, 1998).

El patrón espacial agregado, en formas de parches, observado en los tratamientos experimentales ha sido explicado como un efecto de herbivoría sobre individuos de pequeño tamaño de *L.berteroana* (Martínez & Santelices, 1998; Oróstica *et al.,* 2014). Para el caso de *Lessonia*, el pastoreo de *T. atra*

genera mortalidades cercanas al 75% y 60% de gametofitos y esporofitos, respectivamente (Martínez & Santelices, 1998). Así, Oróstica *et al.* (2014) sugiere que el patrón espacial de *L.berteroana* está influenciado por el consumo de estados de desarrollo por parte de un gremio de herbívoros. No obstante, es necesario considerar otros factores tales como: identidad y preferencias de consumo de herbívoros (Aguilera, 2011), exposición al oleaje y rugosidad del sustrato (Santelices, 1982), densidad de plantas adultas (Santelices & Ojeda, 1984) y abundancia de especies que facilitan el reclutamiento (Camus, 1994; Henríquez *et al.,* 2011). Así, el resultado de la interacción de estos factores podría dar cuenta de los principales mecanismos que operan de manera conjunta sobre el patrón de distribución de los reclutas de *L.berteroana* en los sitios de estudio.

6.3.2 Crecimiento

En todos los tratamientos fue posible observar las mayores densidades de reclutas en verano, disminuyendo gradualmente hasta alcanzar valores mínimos en invierno. Estos patrones de variación temporal, además de estar condicionados a procesos ecológicos (Santelices & Ojeda, 1984; Camus, 1994), han sido indicados como un importante efecto del grado de explotación que presentan las praderas de huiro negro en el norte de Chile (Vega *et al.,* 2014), lo que permitiría diferenciar zonas en base a pulsos y niveles de reclutamiento.

Las mayores variaciones observadas en la densidad, estuvieron dadas en los tratamientos 1 y 2, al contrario de lo registrado en los tratamientos control. Esta variación se presenta principalmente por el aporte de la fracción recluta, situación que podría estar asociada a la mayor disponibilidad de sustrato por la remoción de plantas, asociada al acondicionamiento de las plataformas al inicio de los experimentos, lo que ha sido señalado por diversos autores (Santelices & Ojeda, 1984; Camus, 1994; Vega *et al.,* 2014). Por otro lado, estos intensos reclutamientos han sido relacionados a zonas con un alto nivel de explotación de las praderas, como sucede en áreas de libre acceso, a diferencia de lo observado en áreas marinas protegidas o con régimen AMERB (Vega *et al.,* 2014), en donde las densidades son relativamente menores.

En el tratamiento "Sin plan de manejo", sólo fue posible registrar un ejemplar cosechable (> 20cm diámetro de disco) al cabo de 10 meses iniciado el experimento, en t6, en la Provincia de Copiapó, sin embargo, esta situación fue dada por un evento de coalescencia y no por crecimiento individual del disco de fijación. Así, una población natural estaría constituida casi en su totalidad de "individuos fusionados" por distintos tipos de coalescencia (Rodríguez *et al.,* 2014). Al respecto, estos eventos de coalescencia generarían una aparente renovación anual más rápida de la pradera, al incorporar ejemplares adultos cosechables, no obstante, estos individuos no presentarían estructuras reproductivas, induciendo una

sobreestimación del potencial reproductivo de la pradera y consecuente renovación. Como se menciona en párrafos anteriores, durante los 10 meses de monitoreo, no fue posible observar un restablecimiento de la configuración inicial de las plataformas, situación que es apoyada por los resultados de las biomasas estimadas, siendo la mayor recuperación en 10 meses, de tan sólo un 31,6% respecto de la biomasa inicial.

Esta situación contrasta con lo observado en los tratamientos "Con plan de manejo", para las Provincias de Copiapó y Huasco, observándose una restablecimiento de las estructuras de tallas iniciales, situación respaldada por lo observado en las biomasas estimadas. Por otro lado, en la Provincia de Chañaral no se logró un restablecimiento de la situación inicial previo al acondicionamiento. Esto último, podría estar relacionado al grado de explotación de las praderas de huiro negro, situación que queda en evidencia en el presente estudio, y que fue constatado en terreno, observándose en el tratamiento mortalidades por pesca, lo que estaría impidiendo la renovación.

El tratamiento 2 de la Provincia de Chañaral, no presentó reclutamiento en todo el periodo de estudio, a diferencia de lo observado las otras provincias. Esta falla en el reclutamiento podría estar asociada a la presencia de un grupo de *Tetrapigus niger* en la plataforma, los cuales podrían haberlo limitado por hervivoría, situación que se ha documentado anteriormente (Santelices & Ojeda, 1984; Ojeda & Santelices, 1984; Oróstica *et al.,* 2014). Por otro lado, la Provincia de Chañaral, tal como se ha documentado en este estudio, ha presentado los mayores niveles de explotación de praderas de huiro negro, presentando las menores abundancias del recurso, lo que podría estar afectando el potencial de reclutamiento y la consecuente renovación de la pradera, aumentando el riesgo de extinción (Wootton & Pfister, 2013).

En los tratamientos "Control" y "con plan de manejo" de las provincias de Huasco y Copiapó, fue posible observar un aumento de clases de tallas mayores durante los monitoreos, acompañado de picks de biomasas, siendo posteriormente observada una disminución de las clases de tallas mayores y biomasas respectivas de cada tratamiento en t6. Con respecto al aumento observado, estos fueron generados por eventos de coalescencia, resultando en un crecimiento del diámetro de disco por la fusión de 2 o más plantas, más que por el crecimiento individual, el que ha sido descrito como logarítmico o exponencial (Rodríguez *et al.,* 2014). En base a la categorización propuesta por Rodríguez *et al.* (2014), estas coalescencias corresponderían a la fusión de plantas adultas con reclutas. Este tipo de coalescencia, podría estar induciendo una posterior separación de las plantas anteriormente fusionadas (fisión), o incluso la mortalidad de la planta más joven (i.e recluta o juvenil) (mortalidad parcial), lo que explicaría la posterior disminución de las clases de talla más grandes. Al respecto, se han mencionado diversos factores que podrían influir en la discontinuidad de plantas fusionadas, como altas temperaturas, desecación, hervivoría, reclutamiento de otros organismos (Santelices *et al.,* 2003), y defensas

químicas que dañan células del disco (Rodríguez *et al.,* 2014). Por otro lado, también se ha mencionado que diferentes tasas de crecimiento de los discos de fijación fusionados, generarían destrucción celular (Santelices *et al.,* 2003, 2010), situación que se podría esperar entre plantas adultas y reclutas, las cuales estarían generando coalescencias inviables a largo plazo, tal como se ha observado en este estudio. Cabe destacar que este sería el primer registro de inviabilidad de coalescencia intra-específica en *L. berteroana* entre plantas reclutas y adultas, hecho que resulta relevante, considerando la importancia de esta pesquería y el papel clave que tendría la coalescencia en la dinámica poblacional del recurso y su incidencia sobre las medidas de manejo (González *et al.,* 2014; Oróstica *et al.,* 2014; Rodríguez *et al.,* 2014; González *et al.,* 2015). En vista de los antecedentes, son necesarios estudios posteriores que permitan dilucidar los factores que estarían gatillando la separación de plantas fusionadas, y los efectos que esto generaría sobre las praderas de huiro negro.

Plantas reclutas, juveniles y adultas de *L. berteroana* fueron marcadas en primavera 2014 y otoño 2015 en praderas seleccionadas en cada una de las provincias geopolíticas de Atacama. Seis meses después (en verano y primavera 2015, respectivamente), las plantas fueron monitoreadas para estimar el crecimiento *in situ* en función de dos estimadores morfológicos de fácil medición en terreno. Así, tanto el diámetro mayor del disco de adhesión como la longitud total de las plantas fueron indicadores apropiados para evaluar el crecimiento de las plantas de *L. berteroana* en praderas explotadas de Atacama (**Figura 46** y **Figura 47**). Sin embargo, estos estimadores morfológicos de crecimiento están condicionados por distintos fenómenos biológicos: (a) la coalescencia o fusión de discos de adhesión entre plantas vecinas, (b) la función que cumplen las estructuras morfo-funcionales en la planta de *L. berteroana* (i.e. frondas, discos de adhesión), y (c) la "edad" o tamaño de las plantas (separadas según criterios pesqueros en: reclutas, juveniles y adultos). Además, la presión de cosecha sobre las praderas es otro factor que altera los estimadores de crecimiento porque modifica las relaciones entre variables morfométricas de las plantas (*e.g.* largo total y diámetro del disco de adhesión; Vásquez *et al.,* 2008).

La coalescencia de los discos de adhesión entre plantas de *L. berteroana* reduce el tiempo requerido para alcanzar talla de cosecha, la madurez sexual y reproductiva, y la talla de cosecha (Vásquez *et al.,* 2008). La fusión de discos es frecuente entre reclutas, entre juveniles y entre reclutas y juveniles (Rodríguez *et al.,* 2014; Oróstica *et al.,* 2014; este estudio), acelerando el proceso de crecimiento morfológico de las plantas más jóvenes con respecto a las adultas, con consecuencias en la tasa de renovación de la pradera. Es en este contexto, que los descriptores morfológicos de crecimiento (*i.e.* diámetro mayor del disco, longitud total de la planta) muestran incrementos más notorios en plantas reclutas y juveniles que en adultas en las tres praderas monitoreadas (**Figura 46** y **Figura 47**).

En general, las algas Laminariales están compuestas por tres estructuras diferenciadas morfológica y funcionalmente: las láminas y los estipes que

constituyen las frondas y el disco de adhesión (Gómez & Huovinen, 2011; 2012). En *Lessonia*, las frondas contienen láminas y estipes. Las láminas son estructuras efímeras de rápido crecimiento y reemplazo, cuyo rol principal es la fotosíntesis, reproducción y captación de nutrientes (Gómez *et al.,* 2005, 2007), y los estipes que son estructuras perennes que cumplen una función de soporte y resistencia al movimiento de las olas, aunque en menor magnitud también contribuyen a la fotosíntesis y reproducción (Gómez *et al.,* 2005, 2007). En cambio, el disco de adhesión es una estructura perenne cuya función principal es mantener al organismo fijado al sustrato (Westermeier & Gómez, 1996). Así, la respuesta de las frondas a la estacionalidad en crecimiento es más notoria que en los discos basales, porque las están relacionadas con la tasa de reposición de tejido, su rol funcional en el organismo, y su susceptibilidad a los cambios ambientales locales (Gómez *et al.,* 2007; Tala, 2013). Es en este contexto que el crecimiento en la longitud total de la planta, representado principalmente por la extensión en longitud de las frondas en este estudio, fue relativamente más variable espacial y temporalmente en comparación con el diámetro mayor del disco (**Figura 46** y **Figura 47**).

La presión de cosecha sobre las praderas en áreas de libre acceso también tiene efectos en los descriptores morfológicos de las plantas (Vásquez *et al.,* 2008), en el fenómeno de fusión de los discos de adhesión (Rodríguez *et al*., 2014), y por lo tanto en el crecimiento de los individuos. Entonces, es precisamente necesario que los efectos de la cosecha sobre el crecimiento de las plantas sean evaluados a largo plazo, de esta manera se incluye la variabilidad interanual que regula la tasa de renovación estacional de las praderas, dependiendo de las condiciones locales (Camus, 1993; Vásquez *et al.,* 2008).

Los patrones estacionales de crecimiento en algas Laminariales, incluida *L. berteroana*, han sido históricamente correlacionados con parámetros ambientales y oceanográficos (ver citas en Thiel *et al.,* 2007). Los principales factores ambientales que regulan la fisiología y repercuten en el crecimiento, son la temperatura y disponibilidad de nutrientes en el agua de mar, los cuales varían de manera inversa en latitudes temperadas (Tala & Edding, 2005). Considerando las respuestas adaptativas al clima oceanográfico, *L. berteroana* ha sido clasificada como una especie "anticipadora estacional" (Tala & Edding, 2005, 2007). De esta forma, en épocas frías, las plantas aumentan la tasa de crecimiento y se reproducen; mientras que en época cálidas, gastan energía en mantener los procesos fisiológicos (Tala & Edding, 2005; Gómez & Huovinen, 2011). Bajo este escenario, la tasa de crecimiento varia estacionalmente a escala local; mientras que en una perspectiva interanual y a escala regional el crecimiento parece estar regulado por fenómenos de baja frecuencia y gran intensidad (*i.e.* "El Niño"; Camus, 1994; Martínez *et al.,* 2003; Thiel *et al.,* 2007). La condición jerárquica de la variabilidad espacial y temporal sugiere que es necesario mantener un monitoreo permanente de las praderas explotadas en Atacama, utilizando

estrategias de marcaje y recaptura para estimar efectos de la cosecha sobre la morfología y crecimiento de las plantas de *L. berteroana.*

6.3.3 Mortalidad

La mortalidad natural de reclutas es un proceso natural de la poblaciones de Lessonia (Santelices & Ojeda, 1984; Vásquez, 1995), que ocurre principalmente en otoño e invierno para el norte de Chile, y está asociado a las marejadas y el movimiento del agua (González *et al.,* 2002; Vásquez *et al.,* 2008). A medida que el disco de adhesión de la planta crece disminuye el riesgo de desprendimiento del sustrato, y el individuo tiende a ser perenne, con una extensión de vida por sobre tres años (Vásquez *et al.,* 2008). Generalmente, el desprendimiento de la planta adulta del sustrato rocoso ocurre cuando la fauna asociada al disco de adhesión a carcomido parte importante de este; forzada por la fuerza del oleaje, el arrastre del agua y el peso de la planta (Santelices, 1980; Vásquez *et al.,* 1984). Sin embargo, la alta presión de cosecha sobre las praderas de Lessonia en Atacama explica la mortalidad de plantas juveniles y adultas encontrada en los sitios de estudio (Vega *et al.,* 2014a, b). Esta presión de cosecha es diferencial entre localidades, así puede alcanzar niveles intensivo en algunos sectores de Atacama (e.g. sitio de estudio en Chañaral).

6.3.4 Coalescencia

La coalescencia entre individuos es un proceso que debe ser considerado en la dinámica de poblaciones de *Lessonia* como una respuesta demográfica que facilitan la renovación anual de las praderas (Oróstica *et al*., 2014). La incidencia de la cosecha sobre la "fusión de individuos" en la población varió entre los sitios de estudio de cada provincia. Esto se debe a que la interacción entre factores abióticos (*e.g.* disponibilidad de nutrientes) y bióticos (e.g. herviboría), que actúan a escala local, regulan los procesos de renovación de la praderas de *Lessonia* post perturbación natural (*e.g*. El Niño, Camus, 1994) o antrópica (*e.g.* cosecha, Vásquez *et al.,* 2008). Más aún, una presión de cosecha ejercida diferencialmente sobre las poblaciones naturales explotadas de huiro negro en la costa rocosa de Atacama puede ser el reflejo de diferencias en la ocurrencia de coalescencia entre sitios de monitoreo (Vega *et al.,* 2014b).

Rodríguez *et al.* (2014), sugiere que más del 60% de los esporofitos de *L.berteroana* monitoreados presentaron coalescencia después de seis meses de seguimiento, que en total representan cerca del 80% los individuos

unitarios. Entonces, cambios en la frecuencia de coalescencia en el tiempo para una localidad, o entre localidades pueden ser asignados a la presión de cosecha (*e.g.* Vásquez *et al.,* 2008; Segovia, 2009). En Atacama, la coalescencia fue un fenómeno común en las poblaciones explotadas de *Lessonia*, sin embargo, en el sitio con mayor presión de cosecha (*e.g*. Chañaral) se detectó una disminución de los eventos de coalescencia, así como cambios en el tipo de coalescencia dominante en la pradera.

En los experimentos, las plantas de *L.berteroana* se fusionan debido al contacto físico entre dos o más discos de adhesión que crecen en forma conjunta y continua, perdiendo su individualidad morfológica y anatómica, pero manteniendo una unidad estructural morfo-funcional (Gómez *et al.,* 2005). Además, como lo describe Rodríguez *et al*. (2014), las plantas adultas experimentan varios casos de coalescencia durante su desarrollo, ya que es un proceso progresivo y secuencial que comienza muy temprano en el desarrollo, que puede incluir algunos o todos los tipos de fusión identificados en la literatura. En los cuadrantes experimentales, los procesos de fusión se produjeron en una proporción mayor en reclutas, y continuaron ocurriendo en las diferentes etapas de desarrollo. La fusión de discos de adhesión entre juveniles sugiere que la coalescencia es un proceso activo hasta que el esporofito alcanza el tamaño de reproducción (Rodríguez *et al.,* 2014). La coalescencia es una estrategia de supervivencia temprana que permite a las plantas crecer más rápidamente (Vásquez *et al.,* 2008). Este atributo demográfico, según nuestros resultados, puede ser significativamente afectado por la presión de cosecha, pudiendo resultar en fallas en la renovación de la pradera (*e.g.* Chañaral).

6.4 Objetivo específico 3.2.4

Establecer un protocolo de muestreo que permita evaluar el efecto de la actividad extractiva del recurso huiro sobre las comunidades asociadas en la zona de estudio.

En los hábitats del intermareal rocoso de la zona norte de Chile, una gran extensión de la franja intermareal está ocupada por un cinturón de macrolgas pardas, principalmente representado por la especie de importancia comercial huiro negro (*Lessonia berteroana*). Los huirales en general, son reconocidos por su función estructuradora de hábitat de comunidades bentónicas, hábitat exclusivo de algunas especies de invertebrados, áreas de desove, sustrato de asentamiento de larvas de numerosas especies, sectores de crianza de juveniles y zonas de refugio contra la predación, corrientes de fondo y el embate de las olas (González *et al.*, 2002).

La selección de hábitat de los organismos es tan importante como el grado de agregación y el estructuramiento de las comunidades, los que están condicionados por la influencia de factores fisicoquímicos como la exposición al oleaje, temperatura, desecación, salinidad, oxígeno, luz y superficie de fijación, además de factores bio-ecológicos como la competencia por el espacio, depredación y reclutamiento. Lo anterior sumado al movimiento de mareas, permite el comportamiento y las características de las poblaciones existentes (Lubchenco *et al.,* 1984; Menge & Ferrel, 1989; Williams, 1994).

Estudios realizados por Cancino & Santelices (1984) determinaron un número estimando de 43 especies de invertebrados asociados a las macroalgas. Estos resultados fueron confirmados por Vázquez & Santelices (1984), que hallaron 49 especies de macroinvertebrados en un total de 79 plantas de *L. bertoroana*, dominando en estos estudios, las especies del phylum Mollusca y Arthopoda, presentando una menor abundancia el Phylum Polychaeta.

Para el presente estudio durante los monitoreo realizado en diciembre 2014 y septiembre de 2015 (Campañas C1 a C7), se extrajeron un total de 914 plantas de distinto tamaño y se determinó una riqueza total de 101 taxa, donde el phylum más abundante fue Anellida-Polychaeta, principalmente los pertenecientes a la familia Nereididae, seguidos por el Phylum Cnidaria-Anthozoa en donde destacó por su abundancia *Phymactis papillosa*. Por su parte los crustáceos más abundantes a lo largo de todo el periodo de estudio fueron los Arthopoda-Malacostraca *Pachicheles* grossimanus y *Amphoreidea typa*, el tercer Phylum en importancia fueron los moluscos Mollusca-Gastropoda *Scurria scuriia* y Mollusca-Bivalvia *Brachidontes granulatus*. De estas especies *P. papillosa* y *A. typa* fueron frecuentemente encontrados en la parte externa del disco y en las frondas de los estipes respectivamente. Dentro de la clase Polychaeta, la familia Nereididae , incluye los poliquetos errantes más representativos del grupo, con cerca de 535 especies descritas

en 43 géneros (Arteaga & Londoño, 2015; Glasby & Fauchald, 2000). Ecológicamente, se caracterizan por vivir en la superficie de diferentes sustratos, alimentándose de otros invertebrados y de algunas algas (Arteaga & Londoño, 2015; Cañete *et al*., 2000).

Dentro de su importancia en la comunidad, resalta su función trófica, ya que son alimento para otros animales, como crustáceos, peces y camarones. Adicionalmente, al ser uno de los grupos más abundantes y diversos en los ambientes marinos, los neréididos y en general los poliquetos, son considerados importantes para caracterizar los distintos hábitats bentónicos, ayudan a la deposición, descomposición, incorporación y recambio de materia orgánica en el lecho marino, contribuyendo al reciclaje de nutrientes en la columna de agua (Arteaga & Londoño, 2015; Liñero & Díaz, 2011).

En cuanto a la familia Syllidae, se caracterizan por vivir en hábitats crípticos, son principalmente carnívoros, aunque existen algunos sedimentívoros selectivos (Ruíz & Salazar, 2001).

En particular, para los poliquetos (Barnes, 1987), los sustratos biológicos podrían constituir un refugio en constante crecimiento en cual se realicen aquellos eventos de la historia de vida como la reproducción, que en vida libre podrían tener menor probabilidad de ocurrencia, por ejemplo por depredación (Arteaga & Londoño, 2015; Hernandez *et al.,* 2001).

Estudios realizados por Hoffmann & Santelices (1997), para la especie de macroalga *D. antarctica* han descrito que discos pequeños son colonizados en forma dominante por poliquetos o moluscos, mientras que discos de mayor tamaño son dominados por crustáceos, que aparentemente reemplazan a los otros grupos de invertebrados al crecer los discos. Esta situación también fue registrada por Vasquez & Santelices (1984), para especies de *L.berteroana*, en donde la diversidad, densidades y biomasas de organismos aumentan en función del tamaño del disco. Sin embargo estos autores indican que las primeras especies en llegar al disco permanecen durante todo el proceso de invasión, determinando un aumento sostenido de la diversidad específica, no existiendo un reemplazo de especies.

Nuestros resultados al igual a lo reportado por Vasquez & Santelices (1984), indicarían que no existe un reemplazo de especies, sino que demuestran que a medida que el disco crece en tamaño y volumen, las especies se van agregando, aumentando no solo la riqueza de especies en cada grupo de tamaño, sino que los números y pesos de los organismos que forman cada una de las poblaciones de especies presentes en el disco, modificando la importancia relativa de abundancia y biomasa. Así, por ejemplo la gran influencia de las abundancias de nereididos *P. falklandica, Pseudonereis gallapagensis, Sillidae sp, P. papillosa* y *Pseudonereis gallapagensis* en los discos de pequeño tamaño disminuye a medida que el disco crece, situación que se puede observar en los tratamientos Sin Manejo y Con Manejo donde la presencia de discos de menor tamaño favorece la presencia de estos organismos, por otra parte en la medida que los discos aumentan en diámetro, la riqueza, abundancia y biomasa de crustáceos también se ve

favorecida Por lo tanto, es probable que la remoción de plantas grandes pueda afectar la diversidad de crustáceos presentes en las zonas de estudio.

En relación al sustrato disponible entre los discos para las especies de *L.berteroana y D. antarctica*, se ha descrito, que presentan una gran cobertura las algas crustosas calcáreas del Orden Corallinales, herbívoros y organismo pertenecientes a los phylum Echinodermata y Mollusca, específicamente de la clase Polyplacophora y Gastropoda. Estos resultados son coincidentes con los encontrados a lo largo del periodo de estudio (C1 a C5), en donde las especies de algas de orden corallinales, se encontraron presente en cada experimento con altos porcentajes de cobertura. Respecto a los animales el Phylum Mollusca, en particular la clase Gastropoda, la especie *Tegula atra*, las especies del género Fissurella (principalmente *Fissurella costata*) y el poliplacóforo *Enoplochiton niger* fueron los más abundantes, este último se ha descrito como un consumidor generalista y polífago, siendo un potencial omnívoro, pudiendo generar un alto impacto sobre los patrones de la comunidad del intermareal rocoso, mientras que *Tegula atra*, gasterópodo perteneciente a la superfamilia Trochoidea, es descrito como uno de los herbívoros bentónicos más abundantes y frecuentes de ambientes rocosos (inter y submareales) expuestos (Vásquez & Buschman, 1997; Marinkovich, 1973; Vásquez *et al*., 1998; Vásquez & Vega, 2004; Véliz & Vasquez, 2000).

E. niger y *T. atra* se caracterizaron presentar los mayores valores de abundancia en los tratamientos Sin y Con manejo durante todo el periodo de estudio y en particular el sector los Toyos además presento una gran abuncacia de erizo negro *T. niger* en este sentido es posible indicar que la remoción de plantas de *L. berteroana*, puede generar cambios en los patrones de ocupación espacial de la zona intermareal, ya sea al aumentar el número de herbívoros o en el peor de los casos generar áreas desérticas que pueden tardan más tiempo, en su recuperación (p.e. Chañaral C1 a la C3 sin reclutas).

6.5 Objetivo específico 3.2.5

Considerando los antecedentes de la pesquería y los resultados del proyecto, proponer e implementar un método de evaluación indirecta para cada especie de algas, que permita realizar

Sobre las fuentes de incertidumbre en el modelamiento de los desembarque de huiros

El proceso de modelamiento de los desembarques de estos dos recursos pasa por las propiedades de representatividad y exactitud de los datos contenidos en las DA's de los pescadores. Se ha discutido previamente que la base de datos empleada genera dudas precisamente sobre su representatividad, sin embargo, los resultados obtenidos reflejan los niveles de abundancia registrados a través de la evaluación directa y el modelo es capaz de reproducir satisfactoriamente las magnitudes y tendencias de los desembarques. A continuación se discute las principales fuentes de incerteza en el proceso de preparación de la base de datos y de modelamiento.

a) Las DA's como estimadores de captura por unidad de esfuerzo es la única fuente de información histórica disponible. Este tipo de pesquerías no cuenta con criterios establecidos para definir una unidad de esfuerzo apropiada, como suele ocurrir en otro tipo de pesquerías. No obstante esta debilidad, el principio precautorio, contenido en la LGPA establece que hay que operar sobre la base de la mejor información disponible y, como se ha dicho anteriormente, las DA's contenidas en la base de datos del Sernapesca es la única y mejor información disponible para el proceso de modelamiento y cálculo.

b) En el caso del huiro negro se presenta la condición de los llamados súper recolectores, como ha sido mencionado anteriormente. La presencia de pescadores recolectores que en sus declaraciones de pesca presentan volúmenes que exceden las capacidades normales de un recolector tipo, es una situación que los propios pescadores reconocen al día de hoy. Corregir esta distorsión introduce un elemento de subjetividad, puesto que el porcentaje para ser considerado como súper recolector podría ser otro que el 85% considerado en las estimaciones. De igual modo el reemplazar el desembarque declarado por cada súper recolector por el valor de la mediana también puede ser visto como un elemento discutible en el proceso previo a la modelación. Esta situación puede afectar las estimaciones del coeficiente de capturabilidad, necesario para las estimaciones de biomasa y para los valores estimados de desembarque. Por otra parte, la corrección de estos datos anómalos permite aumentar y mejorar el nivel de ajuste del modelo, haciéndolo más robusto.

c) Porcentaje de alga barreteada versus desprendida por causas naturales. Las DA's de los pescadores representan el total de alga desembarcado, sin embargo, no hace referencia a qué porcentaje de lo declarado es producto de la recolección de alga desprendida y varada de forma natural y qué

porcentaje proviene del barreteo. Como no hay ningún registro de esta diferenciación en el origen de lo declarado como desembarcado, fue necesario acudir a información de otras fuentes que permitieron tener un estimado del porcentaje de alga barreteada que dan cuenta del desembarque total. Esto representa una nueva fuente de incerteza dentro del modelo.

d) Porcentaje de humedad. Esta representa, quizás, una de las principales fuentes de incertidumbre. En los registros oficiales de DA's no se hace referencia a qué tan húmeda es el alga que se declara. En la IV región, donde se ha podido reconstruir mejor la historia de la pesquería, se ha observado que el porcentaje de humedad ha variado con el tiempo, de cerca del 35% en 2010 a 75 – 80% hacia 2015. Aun así existen variaciones individuales en las declaraciones que son muy difíciles de precisar. Junto con afectar la estandarización de la captura por unidad de esfuerzo usado en el modelo, esto también tiene efecto en la contabilidad de la cuota de extracción (CTP). En efecto, en teoría la CTP se hace sobre la base de peso húmedo, pero al perder agua y deshidratarse cuando la CTP se alcanza en realidad, llevada a peso húmedo, a CTP se superó largamente. Aunque esto tiene un efecto menor sobre las estimaciones del modelo al suponer un porcentaje de humedad del 70% para los resultados.

Sobre el estado actual de los recursos huiro negro y flotador en la Región de Atacama

De acuerdo a las estimaciones del modelo, la situación actual del recurso huiro negro en la Región de Atacama es de sobreexplotación. De 550 mil toneladas estimadas como capacidad de carga (70% de humedad), a junio de 2015 se estima una biomasa poblacional de 76 mil toneladas, es decir un 13.8% de la biomasa inicial. Dada la tasa intrínseca de crecimiento poblacional (0.58 año^{-1}), se estima que extracciones bajas a moderadas permitirían hacer viable una estrategia de recuperación de los niveles poblacionales en el mediano plazo. En este sentido, el modelo podría ser empleado para explorar qué tasas de explotación soporta el recurso con el fin de dar sustento a un punto de referencia objetivo, previa la definición explícita dentro de un plan de manejo.

En el caso del huiro flotador de las 30,000 toneladas estimadas como capacidad de carga, a junio de 2015 el modelo predice la existencia de alrededor de 5 mil toneladas en el agua. Esto equivale a la existencia de 17% de la biomasa virgen. Este resultado implica también un nivel de sobrexplotación importante para este recurso en la Región de Atacama. La mayor tasa intrínseca de crecimiento poblacional, comprada con la del huiro negro, indica que extracciones bajas a moderadas permitirían hacer viable una estrategia de recuperación de los niveles poblacionales en el mediano plazo. De hecho extracciones menores a las 200 ton mensuales podrían resultar en un incremento sostenido de la biomasa poblacional, un nivel

aconsejable si se deseara implementar una objetivo de recuperación de las praderas de huiro flotador en la III región.

Consideraciones a futuro

Si bien el modelo reproduce satisfactoriamente las magnitudes y tendencias observadas en los desembarques y que las biomasas estimadas coinciden con las calculadas en terreno, requiere a futuro mejorar los datos de entrada a proceso de ajuste de sus parámetros. Las cuatro principales fuentes de incertidumbre asociada a los datos de las DA`s debieran ser monitoreadas y en lo posible disminuir la brecha entre lo informado y el estándar requerido para contar con información de mayor exactitud. Esto requiere fortalecer las capacidades de fiscalización y recopilación de los datos de campo.

Especial atención merece el caso de los "súper recolectores" en la pesquería del huiro negro. Aparte de ser una conducta sospechosa, hacen que el nivel de dispersión de los ajustes sea mayor, aumentando el valor de la suma de cuadrados del ajuste. Un mejor seguimiento de esta conducta permitiría relajar el supuesto de suponer como súper recolector a cualquier DA superior al 85% de los valores observados y retornar su valor a la mediana de las observaciones.

Adicionalmente, se debiera avanzar en una estandarización del esfuerzo de pesca ya que, probablemente, la DA no sea la más eficiente, pero si resultó ser efectiva para el proceso de modelamiento de ambos recursos.

Resulta urgente contar con un sistema de monitoreo del porcentaje de humedad del alga al momento de llenarse la DA.

A pesar de los supuestos del modelo y de las precauciones relativas a la incertidumbre presente en los datos que sirvieron de base para el modelo, éste puede ser considerado como apropiado para poner a prueba distintos escenarios de explotación para la siguiente temporada de pesca del año 2016. Para esto se requeriría contar con un objetivo de manejo, por ejemplo recuperar los niveles poblacionales a cierto nivel y dentro de un plazo de tiempo establecido. Así, con los modelos desarrollados se podrían evaluar distintas estrategias orientadas a dicho fin.

7. CONCLUSIONES

Objetivo 1

1. Al emplear diferentes modelos de estimación de biomasa, utilizando el mismo diseño de muestreo, se pueden obtener considerables diferencias de los resultados, que en el caso del presente estudio llegan a ser hasta un 100%.

2. El análisis histórico de las evaluaciones de biomasa de huiro negro revela grandes diferencias en sus estimados. Se desprende de estas fluctuaciones, principalmente cuando se analiza intervalos menores de tiempo (menores a 10 años), que obedecen mayormente a diferencias metodológicas que al estado efectivo del recurso.

Objetivo 2

3. Se verificó la existencia de los llamados "súper – recolectores", usuarios que declaran cantidades inusualmente altas de alga desembarcada. La presencia de los llamados súper recolectores introduce un efecto de distorsión en el análisis de la información pesquera que hace más difícil estimar cuál es la situación general de un recolector representativo del sistema.

4. Estos "súper – recolectores" ocurren tanto en los desembarque de huiro negro como de huiro flotador.

5. Debiera hacerse un rastreo sistemático de estos "súper – recolectores" y que este rastreo sistemático constituya la base de un sistema de alerta temprana de fiscalización para la Región de Atacama. Así, en vez de una fiscalización al azar se podría optimizar el recurso humano y las horas de trabajo orientadas a estos fines hacia aquellos usuarios de conductas más "sospechosas".

6. La práctica de declarar desembarque de personas que trabajan en especies de cuadrillas de trabajo y que hacen sus DA usando un solo RPA vigente parece ser una práctica generalizada en la III Región.

7. El uso de la mediana de los valores de DA corregidos es un mejor estimador estadístico para representar el desempeño de un recolector representativo del sistema.

8. El desembarque generado por los súper recolectores, en ciertos periodos, ha llegado a ser de la misma magnitud del desembarque generado por usuarios que cumplen la norma cabalmente.

9. Desde enero de 2013 el número de personas que recolectan el recurso de manera ilegal, pero que blanquean sus desembarques usando a un usuario con RPA vigente ha aumentado hasta estabilizarse en alrededor de 250 personas. Este número excluye a usuarios sin RPA sobre los cuales el Sernapesca no tiene control ni registro.

10. El desembarque regional parece estar fuertemente influido por el precio FOV del alga seca.

11. Se estimó que hasta diciembre de 2013 la base de datos del Sernapesca constituye una muestra del desembarque regional que representa alrededor del 15 – 20% del total.

Objetivo 3

12. En las plataformas del tratamiento "Sin plan de manejo", no se logró restablecer el patrón inicial de huiro negro presente en ellas antes del acondicionamiento.

13. En las plataformas del tratamiento "Con plan de manejo", sólo se logró restablecer el patrón inicial de huiro negro en las Provincias de Huasco y Copiapó, situación no observada en Chañaral.

14. Los tratamientos "Sin plan de manejo" y "Con plan de manejo" presentaron las mayores densidades de reclutas, en comparación con el tratamiento Control.

15. El patrón espacial de reclutamiento, observado en los tratamientos experimentales, fue de manera agregada.

16. La mortalidad de plantas juveniles y adultas, en la Provincia de Atacama, estuvo explicada en gran parte por la alta presión de cosecha, más que a eventos naturales.

17. Los procesos de coalescencia se produjeron en mayor proporción en reclutas, disminuyendo en estadíos mayores (e.g. juveniles). Por otro lado, en la Provincia de Chañaral (el sitio con mayor presión de cosecha), se observó la menor ocurrencia de coalescencia.

18. Los resultados obtenidos resaltan el efecto de la cosecha sobre la configuración espacial que adquieren los estados temprano de *Lessonia berteroana* en terreno. Como consecuencia, destaca también el efecto que tiene sobre la ocurrencia de coalescencia entre reclutas de *L. berteroana* en función de la presión de cosecha.

19. Experimentos a largo plazo son necesarios para demostrar el efecto que presentaría la cosecha sobre la tasa de crecimiento y potencial reproductivo de *L. berteroana*.

Objetivo 4

20. Los grupos que dominan en los discos de *L.berteroana* fueron Annelida, Arthropoda, Cnidaria y Mollusca, en proporciones diferentes dependiendo del tamaño del disco. No se observa reemplazo de especies sino que se produce una incorporación de especies nuevas en la medida que el disco crece, por lo que la remoción de plantas grandes podría afectar la riqueza principalmente de crustáceos.

21. La zona intermareal se caracterizo por la dominancia de herbívoros principalmente en los tratamientos Sin Manejo y Con Manejo, la remoción de plantas grandes puede generar cambios en los patrones de ocupación espacial de la zona intermareal generando zonas con poca cobertura de algas que tardarían mas tiempo en recuperar.

22. La diversidad de especies puede variar entre localidades principalmente por las especies consideradas raras, por lo que un número minino de plantas para monitorear la diversidad de un sector según lo arrojado por la curva de Clench, es 90 discos mayores a 20 cm de diámetro.

Objetivo 5

23. Ambos modelos fueron capaces de reproducir en tendencia y magnitud los valores observados de desembarque.

24. Los modelos planteados para ambos recursos pueden ser considerados como confiables, basados en el valor del índice de inequidad de Theil.

25. Tanto el huiro negro como el huiro flotador pueden ser considerados como sobreexplotados, teniendo como referencia el porcentaje de biomasa actual respecto de la capacidad de carga estimada para el sistema.

26. Los modelos pueden ser utilizados de manera confiable para evaluar el efecto bio – pesquero de niveles variables de extracción y de la temporalidad de ésta (vía cuotas y meses de operación, por ejemplo)

27. A futuro se debiera considerar la disminución en torno a las fuentes de incertidumbre asociadas al proceso de modelamiento. Fundamental resulta registrar correctamente el desembarque en tanto es alga barreteada o recolectada de varamiento y desprendimiento natural; porcentaje de humedad, entre las principales.

8. PRESENTACION DE RESULTADOS

Primera Presentacion de Resultados al Comité de Manejo de Algas Pardas de Atacama

El dia 3 de diciembre del 2014 se presenta los resultados del Objetivo 3.2.1. en sesión ordinaria del Comité de Manejo de Algas Pardas de la Region de Atacama. A continuación se reproduce un extracto del acta respectiva referente al proyecto:

"Miguel Espíndola y Eduardo Pérez exponen los resultados del objetivo 3.2.1del estudio FIP 2014-17: Determinar y analizar la distribución espacial de los niveles de abundancia, biomasa total (standing stock) y biomasa cosechable (standing crop) de huiro negro y huiro flotador por tipo de especie, en toda el área de estudio. Se detalla la metodología utilizada para el trabajo en terreno, y las distintas metodologías que se utilizaron para calcular la densidad y biomasa a partir de la infor-mación recogida en terreno: 2 modelos para la interpolación de datos entre estaciones muestreadas, 5 estimadores estadísticos de tendencia central, y 2 métodos probabilísticos. Se dan a conocer los 10 estimadores obtenidos, todos técnicamente válidos, explicando a la vez las fortalezas y debilidades de cada uno, cuyos valores para la Región y para el mes de octubre, fluctúan entre 20.000 y 55.000 toneladas cosechables, dependiendo del estimador. Señala que en esta etapa han podido detectar discontinuidades en el cinturón de huiro negro. Dan cuenta de que en esta pesquería operan familias que tienen un manejo tradicional del recurso en la Región, y que han podido recabar información sobre las familias que se distribuyen a lo largo del territorio.

Interrogados por los miembros algueros del Comité, disconformes porque los resultados no consideran la porción submareal de las poblaciones o huiro ahogado, el Sr. Espíndola aclara que se está realizando una prospección con buceo autónomo para evaluar la existencia de estas poblaciones en el submareal en los sitios señalados por los propios extractores, no obstante recalca que estas operaciones no constituyen una evaluación de biomasa del recurso en este hábitat. Señala que los muestreos están en una etapa de ejecución, por cuanto a la fecha no disponen de esos resultados, y hasta el momento no han encontrado poblaciones submareales en los sitios señalados. Para terminar se

compromete a incorporar esta información en una segunda etapa del proyecto.

Se acuerda entregar al Comité Científico Técnico Bentónico (CCTB) los resultados preliminares de biomasa del recurso Huiro negro obtenidos por la Consultora ECOS para ser tratados en su próxima sesión del 10 de diciembre, y que una vez que se tengan nuevos antecedentes obtenidos por la prospección submareal que está realizando ECOS del huiro ahogado, se podrá sugerir evaluar una modificación de la cuota para el 2015.

Segunda Presentacion de Resultados al Comité de Manejo de Algas Pardas de Atacama

El dia 12 de noviembre del 2015 se presenta los resultados parciales del proyecto en sesión ordinaria del Comité de Manejo de Algas Pardas de la Region de Atacama. A continuación se reproduce un extracto del acta respectiva referente al proyecto

“El Sr. Eduardo Pérez en representación de Ecos expone los resultados del proyecto FIP 2014-17 “Evaluación directa de macroalgas/impacto de la extracción sobre la comunidad bentónica, III Región”.

Primeramente comenta que dentro de los objetivos del citado proyecto era establecer un Modelo de Evaluación Indirecta aplicado a esta pesquería, el cual utiliza la información disponible y la información generada en el mismo proyecto, y así evaluar el estado de las praderas naturales de Huiro negro y Huiro flotador. Con esta información, el Comité de manejo podrá sugerir una cuota de extracción al Comité Científico Técnico Bentónico para el año siguiente. Además, la idea es que el propio Comité tenga una herramienta técnica que le permita realizar un seguimiento de la biomasa del recurso que no implique un costo tal alto.

Argumenta que el modelo Indirecto se realizó en el marco del estudio FIP 2014-17, el cual permitirá evaluar el estatus para los recursos Huiro negro y Huiro flotador sujetos a Plan de Manejo de la región de Atacama. La Evaluación Indirecta se realizó en bases a una modelación de la población en tiempo discreto (mensual), utiliza la ecuación logística de crecimiento poblacional y representa un excelente modelo para simular el efecto de las capturas de algas en términos de biomasa más que de individuos. Debido a la mejor información disponible, la data utilizada corresponde al periodo enero de 2014 hasta junio de 2015.

Para ambos recursos, se comparó el estado actual con dos puntos de referencia, uno considerado “límite” al 25 % de la capacidad de carga de la población y un punto “objetivo” que coincide con el 50 % de la capacidad de carga que alguna vez existió en III Región para los recursos Huiro negro y Huiro flotador. Es importante explicar que el mayor potencial productivo que tiene un recurso vivo es cuando está al 50 % de capacidad de carga del sistema. Por esta razón la legislación chilena establece que todos los recursos pesqueros a nivel nacional debiesen ser administrados bajo el concepto de Máximo Rendimiento Sostenible (MRS), el cual se obtiene cuando el recurso está al 50% de la capacidad de carga del sistema. El punto de referencia de 25% viene de una recomendación internacional, la cual dice que se debe evitar estar bajo el 25% de la capacidad de carga.

Para ambos recursos, los niveles de biomasa estimados se encuentran por debajo del punto de referencia límite, lo que sitúa a estos recursos en una *condición indeseada.*

El Sr. Eduardo Pérez explica que el análisis no incorpora los meses en que hubo grandes varazones, ya que si así fuese, la biomasa de seguro disminuiría desde junio en adelante.

Al evaluar la variación porcentual de la biomasa de huiro negro y huiro flotador, estas presentan una tendencia negativa y el desembarque estaría explicando el 97% y 96 % de tales variaciones, respectivamente. Los resultados muestran que cuando la variación porcentual de la biomasa es “0”, la Biomasa permanecería en una condición estable (sin cambio), sin embargo, con valores de desembarque para Huiro negro mayores a 3.600 toneladas y para Huiro flotador mayores a 220 toneladas, los niveles de biomasa no mejorarán y existirán una variación negativa de esta. En este sentido, la única forma de recuperar el stock, es que la biomasa sufra variaciones porcentuales positivas.

En resumen, lo que plantea el modelo es:

Con un desembarque mayor a 3.600 ton para el huiro negro y mayor a 220 ton para el huiro macro la población seguirá disminuyendo en el tiempo y un desembarque menor a estos valores tenderán a recuperar la población en el tiempo.

9. REFERENCIAS

ABIMAR. 2013. Evaluación de Biomasa y Análisis del Estado de Explotación de las Praderas naturales de Alagas 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.

ANG, P. O. & R.E. DE WREEDE. 1990. Matrix models for algal life history stages. Mar. Ecol. Prog. Ser. 59: 171-181.

ACKELSON, S., V. KLEMAS. 1987. Remote Sensing of Submerged Aquatic Vegetation in Lower Chesapeake Bay: A Comparison of Landsat MSS to TM Imagery. Remote Sensing of Environment, 22: 235-248.

AGUILERA, M.A. 2011. The functional roles of herbivores in the rocky intertidal systems in Chile: A review of food preferences and consumptive effects. Revista Chilena de Historia Natural, 84: 241-261.

ARTEAGA, C, M. LONDOÑO. Neréididos (Nereididae, Polychaeta, Annelida) asociados a raíces de mangle rojo, Rhizophora mangle, en Islas San Andrés y Providencia, Caribe Colombiano. Bol. INVEMAR, Santa Marta, v.44, n.1, June 2015

BARANOV, T.Y. 1918. On the question of the biological basis of fisheries. Proc. Inst. Icht. Invest. 1: 81-128

BARILLE, L., M. ROBIN, N. HARIN, A. BARGAIN, P. LAUNEAU. 2010. Increase in seagrass distribution at Bourgneuf Bay (France) detected by spatial remote sensing. Aquatic Botany 92: 185-194

BARNES, R. D. 1987. Invertebrate Zoology. Quinta edición. Saunders College Publications. Philadelphia. 839 pp.

BORRAS-CHÁVEZ, R., M. EDWARDS & J.A. VÁSQUEZ. 2012. Testing sustainable management in northern Chile: Harvesting Macrocystis pyrifera Phaeophyceae, Laminariales.. A case of study. Journal of Applied Phycology 246.: 1655-1665.

BRACKEN M., E. JONES & S.L. WILLIAMS. 2011.Herbivores, tidal elevation, and species richness simultaneously mediate nitrate uptake by seaweed assemblages.Ecology 93:1083–1093.

BRINKHUIS, B. 1985. Growth patterns and rates. En: Handbook of Phycological Methods, Ecological field Methods: Macroalgae (eds. M. Littler & D. Littler), Cambridge University Press, cap. 22: 461-477.

CANCINO, J, B. SANTELICES. 1984. Importancia ecológica de los discos adhesivos de Lessonia nigrescens Bory (Phaeophyta) en Chile central. Rev. Chile. Hist. Nat. 56: 23-33.

CAÑETE J, G LEIGHTON & E SOTO. 2000. Proposición de un índice de vigilancia ambiental basado en la variabilidad temporal de la abundancia de dos especies de poliquetos bentónicos de bahía Quintero, Chile. Revista de Biología Marina y Oceanografía 35: 185-194

CADDY J.F. 1975. Spatial models for an exploited shellfish population, and its application to Georges Bank scallop fishery. J. Fish. Res. Board Can. 32: 1305-1328.

CAMUS, P.A. 1994. Recruitment of the intertidal kelp Lessonia nigrescens Bory in northern Chile: successional constraints and opportunities. J Exp Mar Biol Ecol 184: 171-181.

CHAPMAN, A.R.O. 1984. Reproductión, recruitment and mortality in two species of Laminaria in southeast Nova Scotia. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 78: 99- 110.

CHAPMAN, A.R.O. 1985. Demography. En: Handbook of Phycological methods. Ecological Field methods. Macroalgae, M.M.Littler & D.S.Littler, eds. Cambridge University Press. pp. 251-268.

CHAPMAN, A.R.O. 1986. Age versus Stage: an analysis of age and size specific mortality and reproduction in a population of Laminaria longicruris. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 97: 113-122

CHAPMAN, A.R.O. 1993. Hard data for matrix modelling of Laminaria digitata (Laminariales, Phaeophyta) populations. Hydrobiologia. 261: 263-7.

CHAVEZ, E., E. PÉREZ. 2009. Análisis de la variación espacio-temporal de la capturabilidad de la flota artesanal de caleta peñuelas que captura mesodesma donacium en Bahía de Coquimbo, Chile. INCI v.34 no. 10. Caracas oct. 2009.

CHUVIECO, E. 1995. Fundamentos de Teledetección Espacial (2ª ed.). Rialp, Madrid.

CLARKE, K.R. & R.N. GORLEY. 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, 192pp.

CLARKE, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses o changes in community structure. Aust. J. Ecol.18, 117- 143.

CONNAUGHEY, M.C. & L.L. CONQUEST. 1993. Trawl survey estimation using a comparative approach based on log-normal theory. Fish. Bull. 91:107-118.

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. V. F. Galucci, S.B. Saila, D.J. Gustafson y B.L. Rothschild Eds... pp 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, Geosci. Model Dev., 8, 1991-2007, doi:10.5194/gmd-8-1991-2015

DETHIER M.N., S.L. WILLIAMS & A. FREEMAN. 2005. Seaweeds under stress: manipulated stress and herbivory affect critical life-history functions. Ecological Monographs 75: 403–418.

DEYSHER, L. 1993. Evaluation of remote sensing techniques for monitoring giant kelp populations. Hydrobiología 260/261: 307-312.

DIERSSEN, H., A. CHLUS & B. RUSSELL. 2015. Hyperspectral discrimination of fl oating mats of seagrass wrack and the macroalgae Sargassum in coastal waters of Greater

Florida Bay using airborne remote sensing. Remote Sensing of Environmen (en prensa)

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.

EXELIS, VISUAL INFORMATION SOLUTIONS. 2015. Using ENVI/ENVI - Environment for Visualizing Images. Recuperado en: <http://www.exelisvis.com/docs/using_envi_Home.html>. Consultado el: 26 de abril de 2015.

FERGUSON, R., K. KORFMACHER. 1997. Remote sensing and GIS analysis of seagrass meadows in North Carolina, USA. Aquatic Botany 58: 241-258.

FAIRWEATHER, P.G. & A.J. UNDERWOOD. 1991. Experimental removals of a rocky intertidal predator: variations within two habitats in the effects on prey. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 154, 29–75.

GEOSENSING LTDA. 2009. Informe técnico "Determinación de la biomasa de Macrocystis integrifolia (huiro canutillo), Lessonia trabeculata (huiro palo) y Heterozostera chilensis (pasto marino), mediante técnicas de teledetección aeroespacial en Bahía Chascos - Región de Atacama". 43pp.

GLASBY, C. J. & K. FAUCHALD. 2000. Key to the Families of Polychaeta. Pp.53-61 en Polychaetes & Allies: The Southern Synthesis. Fauna of Australia. Beesley, P.L., Ross, G.J.B. & Glasby, C.J. (eds). Vol. 4A Polychaeta, Myzostomida, Pogonophora, Echiura, Sipuncula. CSIRO Publishing: Melbourne xii 465 pp

GÓMEZ I & P HUOVINEN. 2011. Morpho-functional patterns and zonation of South Chilean seaweeds: the importance of photosynthetic and bio-optical traits. Marine Ecology Progress Series 422: 77-91.

GÓMEZ I & P HUOVINEN. 2012. Morpho-functionality of Carbon Metabolism in Seaweeds. In: Seaweed Biology: Novel Insights into Ecophysiology, Ecology and Utilization. Wiencke C & K Bischof eds. Ecological Studies 219: 25-46.

GÓMEZ I, M ORÓSTEGUI & P HUOVINEN. 2007. Morpho-functional patterns of photosynthesis in the south pacific Kelp Lessonia nigrescens: Effects of UV Radiation on 14C fixation and primary photochemical reactions. Journal of Phycology 43(1): 55-64.

GÓMEZ, I, N. ULLOA & M. ORÓSTEGUI. 2005. Morpho-functional patterns of photosynthesis and UV sensitivity in the kelp Lessonia nigrescens Laminariales, Phaeophyta.. Marine Biology 1482.: 231-240.

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.

GONZÁLEZ, A., J.BELTRÁN, L. HIRIART-BERTRAND, V. FLORES, B. DE REVIERS, J. A. CORREA & B. SANTELICES. 2012. Identification of cryptic species in the Lessonia nigrescens complex Phaeophyceae, Laminariales. Journal of Phycology, 485: 1153-1165.

GONZÁLEZ A.V., R. BORRAS-CHÁVEZ, J. BELTRÁN, V. FLORES, J.A. VÁSQUEZ & B. SANTELICES. 2014. Morphological, ultrastructural, and genetic characterization of coalescence in the intertidal and shallow subtidal kelps Lessonia spicata and L. berteroana Laminariales, Heterokonthophyta.. Journal of Applied Phycology 26: 1107–1113.

GONZÁLEZ, A. V., J. BELTRÁN, V. FLORES, & B. SANTELICES. 2015. Morphological convergence in the inter-holdfast coalescence process among kelp and kelp-like seaweeds Lessonia, Macrocystis, Durvillaea.. Phycologia 543., 283–291.

GURNEY, W.S.C. & R. M. NISBET. 1998. Ecological dynamics. Oxford University Press. New York. 335 pp.

HAY, C. 1994. Durvillaea (Bory). In: I. Akatsuka (Ed.) Biology of Economic Algae. SPB Publishing bv, The Hague, The Netherlands. Pp 353-384.

HADDON, M. 2001. Modelling and quantitavive methods in fisheries. Chapman&Hall /CRC Press Company. Boca Raton, Florida. 406 p.

HASTINGS, N.A.J. & J.B. PEACOCK. 1975. Statistical Distributions. Butterworths & Co., London. En: Haddon M. 2001.. Modelling and quantitavive methods in fisheries. Chapman & Hall/CRC Press Company. Boca Raton, Florida. 406 p.

HENRÍQUEZ, L.A., A.H. BUSCHMANN, M.A. MALDONADO, M.H. GRAHAM, M.C. HERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, S.V. PEREDA, BOBADILLA, MI. 2011.. Grazing on giant kelp microscopic phases and the recruitment success of annual populations of Macrocystis pyrifera Laminariales, Phaeophyta. in southern Chile. Journal of Phycology, 47: 252-258.

HERNÁNDEZ C, G MUÑOZ & N ROZBACZYLO. 2001. Poliquetos asociados con Austromegabalanus psittacus (Molina, 1782) (Crustacea: Cirripedia) en la Península Gualpén, Chile Central: Biodiversidad y efecto del tamaño del sustrato biológico. Revista de Biología Marina y Oceanografía 36(1): 99-108.

HILBORN, R. & C. WALTERS. 1992. Quantitative fisheries stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman Hall, New York.

HOFFMANN, A.J & B. SANTELICES. 1997. Marine Flora of Central Chile. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago 434 pp

HOSSAIN, M., J. BUJANG, M. ZAKARIA, M. HASHIM. 2014. The application of remote sensing to seagrass ecosystems: an overview and future research prospects. International Journal of Remote Sensing 36(1):61-113

HU, C. 2009. A novel ocean color index to detect fl oating algae in the global oceans. Remote Sensing of Environment 113: 2118-2129.

LAMBSHEAD, P.J.D., H.M. PLATT & K.M. SHAW. 1983. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. J. nat. Hist. 17: 859- 874.

LEUTHOLD, R.M. 1975. On the use of Theil's inequality coefficients. Am. J. Agr. Econ. 57:344-346.

LUBCHENCO, J, B. MENGE, S.D. GARRITY, L.R. ASHKENAS, S.D. GAINES, R. EMLET, J. LUCAS & S. STRAUSS. 1984. Structure, persistence, and role of consumers in a tropical rocky intertidal community (Taboguilla Island, Bay of Panama). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 78: 23-73.

LAZO, L. & A.R.O CHAPMAN. 1996. Effects of harvesting on Ascophyllum nodosum (L.) Le Jol (Fucales, Phaeophyta): a demographic approach. Journal of Applied Phycology 8: 87-103.

LIÑERO, I. & O. DÍAZ. 2011. Poliquetos Bénticos de Venezuela: Aspectos morfológicos de los poliquetos bénticos y diagnosis y datos biológicos de las familias presentes en la costa venezolana. Editorial Universitaria. 147 pp.

LUDWIG, J.A. & J.F. REYNOLDS. 1988. Statistical ecology: a primer in methods and computing (Vol. 1). John Wiley & Sons. New York. 337 pp.

MARINCOVICH L. 1973. Intertidal Mollusks of Iquique, Chile. Natural History Museum Los Angeles County Science Bulletin 16.

MARTIN, G., J. KOTTA, T. MÖLLER & K. HERKÜL. 2013. Spatial distribution of marine benthic habitats in the Estonian coastal sea, northeastern Baltic Sea. Estonian Journal of Ecology, 2013. 62. 3: 165–-191.

MARTÍNEZ, E.A. & B. SANTELICES. 1998. Selective mortality on haploid and diploid microscopic stages of Lessonia nigrescens Bory Phaeophyta, Laminariales.. Journal Experimental Marine Biology and Ecology, 229: 219-239.

MENGE, B.A. & T.M. FARRELL. 1989. Community structure and interaction webs in shallow marine hard.bottom communities: test of an environmental stress model. Adv. Ecol. Res. 19:189-162

MORENO, C. A., & JARAMILLO, E. 1983. The role of grazers in the zonation of intertidal macroalgae of the Chilean coast. Oikos 411.: 73-76.

NORTH W. J. 1994. Review of Macrocystis biology. In: Biology of economic algae. I. Akatsuka (ed.).SPB Academic Publishing bv, The Hague, The Netherlands. 447-527.

OJEDA, F.P. & B. SANTELICES, 1984. Ecological dominance of Lessonia nigrescens Phaeophyta. in central Chile. Mar. Ecol. Prog. Ser., 19: 83-91.

ORÓSTICA, M.H., M.A. AGUILERA, G.A. DONOSO, J.A. VÁSQUEZ & B.R BROITMAN. 2014. Effect of grazing on distribution and recovery of harvested stands of Lessonia berteroana kelp in northern Chile. Mar. Ecol. Prog. Ser. 511: 71-82.

PEARCE, D.W., & NASH, C.A. 1981. The social appraisal of projects. A text in costbenefit analysis. Macmillan, London.

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. Fish. Bull. 84:519-525.

QGIS Development Team, 2014. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL http://qgis.osgeo.org

RAMÍREZ, M.E. & SANTELICES, B. 1991. Catálogo de las algas marinas bentónicas de la costa temperada del Pacífico de Sudamérica. Monografías Biológicas 5: 1-437

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.A. GALLARDO, B. ERNST, M. BALTAZAR, J.I. CAÑETE & S. ENRÍQUEZ-BRIONES. 1995. Nursery ground, age structure and abundance of juvenile squat lobster Pleuroncodes monodon on the continental shell off central Chile. Mar. Ecol. Progr. Ser. 116:47-54

RODRÍGUEZ D, M.H. ORÓSTICA & J.A. VÁSQUEZ. 2014. Coalescence in wild organisms of the intertidal population of Lessonia berteroana in northern Chile: management and sustainability effects. Journal of Applied Phycology 262.: 1115-1122.

RODRIGUEZ, D., M. ORÓSTICA & J.A. VÁSQUEZ. 2013. Coalescence in wild organisms of intertidal population of Lessonia berteroana in northern Chile: management and sustainability effects. J Appl Phycol (2014) 26: 1115 -1122

RUÍZ, J. & SALAZAR, S. 2001. Exogoninae (Polychaeta: Syllidae) del Caribe mexicano con una clave para las especies del Gran Caribe. Revista de Biologia Tropical, 70(3): 127-138.,

SANTELICES, B. 1982. Bases biológicas para el manejo de Lessonia nigrescens Phaeophyta Laminariales. en Chile Central. Monografías Biológicas, 2: 135-150.

SANTELICES B 1989. Algas Marinas de Chile, Distribución, Ecología, Utilización y Diversidad. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile. 399 pp. Santelices & Ojeda 1984

SANTELICES, B. & F.P. OJEDA. 1984. Recruitment, growth and survival of Lessonia nigrescens Phaeophyta. at various tidal levels in exposed habitats of central Chile. Marine Ecology Progress Series, 19: 73-82.

SANTELICES, B., D. AEDO, M.HORMAZÁBAL, & V. FLORES. 2003. Field testing of inter- and intraspecific coalescence among middle intertidal red algae. Mar. Ecol. Prog. Ser. 250:91–103.

SANTELICES, B., J. ALVARADO & V. FLORES. 2010. Size increments due to interindividual fusions: how much and for how long? J Phycol 46: 685–692.

SANTELICES, B, J.C. CASTILLA, J. CANCINO & P. SCHMIEDE. 1980. Comparative ecology of Lessonia nigrescens and Durvillaea antarctica (Phaeophyta) in central Chile. Marine Biology, 59(2), 119-132.

SCHMID, A.A. 1989. Benefit-cost analysis: A political economy approach. Westview Press. Boulder.

SEARLES, R.B. 1978. The genus Lessonia Bory (Phaeophyta, Laminariales) in southern Chile and Argentina. British Phycological Journal 13(4): 361-381.

SEGOVIA NI. 2009. Microsatélites de Lessonia nigrescens revelan que existe fusión de individuos en un mismo disco de adhesión en sectores de alta y baja densidad de plantas. Tesis Biólogo Marino. Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Católica del Norte. Chile

SEGOVIA, N., J. VÁSQUEZ, S. FAUGERON & P.A. HAYE. 2014. On the advantage of sharing a holdfast: effects of density and occurrence of kin aggregation in the kelp Lessonia berteroana. Marine Ecology doi: 10.1111/maec.12206.

SEIJO J.C., J.F. CADDY, J. EUÁN 1994. Spatial: space-time dynamics in marine fisheries. A software package for sedentary species. Comp. Inf. Ser. Fish. Nº6. FAO. Rome, Italy. 116 pp.

SEIJO, J.C., PÉREZ, E., CABRERA, M.A., & HERNÁNDEZ, D. 1996. Riesgo e incertidumbre en el manejo de recursos vivos: un enfoque bioeconómico precautorio. Gestión de Sistemas Oceanográficos del Pacifico Oriental. Comisión Intergubernamental de la UNESCO. JOC/inf-1046. pp, 203-212.

SEIJO, J.C., O.DEFEO & S. SALAS. 1997. Bioeconomía pesquera: teoría, modelación y manejo. FAO, Doc. Téc. Pesca 368. 176 pp

SILVA, T., M. COSTA, J. MELACK, E. NOVO. 2008. Remote sensing of aquatic vegetation:theory and applications. Environ Monit Assess 140: 131-145

SMITH, S.J. 1988. Evaluating the efficiency of the delta-distribution mean estimator. Biometrics 44:485-493.

SMITH, S.J. 1990. Use of statistical models for the estimation of abundance from groundfish trawl survey data. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47:894-903.

SUBSECRETARÍA DE PESCA Y ACUICULTURA. 2013. Resolución 2672/2013. Aprueba Plan de Manejo para recursos huiro negro, huiro palo y huiro canutillo en la III Región de Atacama..

TALA, F. 1999. Crecimiento, productividad y pérdida de tejido en frondas de Lessonia trabeculata y Lessonia nigrescens (Laminariales, Phaeophyta). Tesis Universidad Católica del Norte. Facultad de Ciencias del Mar. 126 pp.

TALA F. 2013. Fenologia e ecofisiologia das macroalgas Porphyra spp. (Bangiales, Rhodophyta) e Lessonia spp. (Laminariales, Phaeophyceae) na costa norte e central do Chile: variações latitudinais e sazonais. Doctoral Dissertation. Universidade de São Paulo.

TALA, F. & M. EDDING. 2005. Growth and tissue loss in blades of Lessonia nigrescens and Lessonia trabeculata Laminariales, Phaeophyceae. in northern Chile.

THIEL M, MACAYA EC, ACUNA E, ARNTZ WE, BASTIAS H, BROKORDT K, CAMUS PA, CASTILLA JC, CASTRO LR, CORTES M, et al. (2007) The Humboldt Current System of northern and central Chile: Oceanographic processes, ecological interactions and socioeconomic feedback. Oceanogr Mar Biol 45:195-344

USGS. 2014a. EarthExplorer. Recuperado en <http://earthexplorer.usgs.gov/>. Consultado el: 2 de marzo de 2015.

USGS. 2014b. Landsat Missions. Using the USGS Landsat 8 Product. Recuperado en <http://landsat.usgs.gov/Landsat8_Using_Product.php>. Consultado el: 2 de marzo de 2015.

VÁSQUEZ, J. 1995. Ecological effects of brown seaweed harvesting. Botanica Marina 381-6.: 251-258.

VÁSQUEZ, J.A. 2004. Evaluación de la biomasa de Algas Pardas (Huiros) en la costa de la III y IV Región, norte de Chile. Informe Final Pesca de Investigación. Comité de Productores de Algas Marinas (COPRAM) de la Sociedad Nacional de Pesca (SONAPESCA).

VÁSQUEZ J. 2008. Production, use and fate of Chilean brown seaweeds: re-sources for a sustainable fishery. Journal of Applied Phycology 20:457-467.

VASQUEZ J.A., A.H BUSCHMANN. 1997. Herbivore-kelp interactions in Chilean subtidal communities: A review Revista Chilena de Historia Natural 70 (1): 41-52

VÁSQUEZ, J.A.&B. SANTELICES. 1984. Comunidades de macroinvertebrados en discos adhesivos de Lessonia nigrescens Bory Phaeophyta. en Chile Central. Rev. Chil. Hist. Nat., 57: 131-154.

VASQUEZ JA, PA CAMUS & FP OJEDA. 1998. Diversidad, estructura y funcionamiento de ecosistemas costeros del norte de Chile. Revista Chilena de Historia Natural 71: 479-499.

VASQUEZ J.A., J.C. CASTILLA & B SANTELICES 1984. Resource partitioning by four species of sea urchins in giant kelp forest Macrocystis pyrifera. at Puerto Toro, Navarino Island. Marine Ecology Progress Series 19: 65-72.

VASQUEZ J.A. & J.M.A VEGA. 2004 a. Ecosistemas marinos costeros del Parque Nacional Bosque Fray Jorge. En: Historia Natural del Parque Nacional Bosque Fray Jorge. F.A. Squeo, J.R. Gutiérrez & I.R. Hernández Eds...Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile 2004. 7: 233-250.

VÁSQUEZ, J.A. & J.M.A. VEGA. 2004 b. Efectos de ENOS 1997-98 en la estructura y organización de comunidades submareales del norte de Chile. En: S. Avaria, J. Rutland, J. Carrasco y E. Yánez, Eds. El Niño-La Niña 1997-2000. Ediciones Comité Oceanográfico Nacional CONA: 119-135.

VÁSQUEZ, J.A. & J.M.A. VEGA. 2005. Macroinvertebrados asociados a discos de adhesión de algas pardas: biodiversidad de comunidades discretas como indicadora de perturbaciones locales y de gran escala. Cuarta parte. Capítulo XII. En: E. Figueroa (Ed.) Biodiversidad Marina: Valoración, uso y perspectivas. ¿Hacia donde va Chile? Editorial Universitaria. Santiago. Chile: 429-450

VASQUEZ, J., E. ACUÑA, W. STOTZ, E. NOVOA, M. BERRIOS, A. PACHECO, S. GONZALEZ, J.ABURTO, L. CAILLAUX, M. VALDEBENITO. 1999. Distribución espacial de los recursos existentes en la zona de reserva artesanal de las III y IV Regiones de Chile U. Catolica del Norte FIP Nº 97/50.

VÁSQUEZ, J., F. TALA, A. VEGA, M. EDDING, A. GUERRERO, N. PIAGET, A. BODINI, R. ROJAS, D. YÁÑEZ, R. VALERA, H. BASTÍAS, F. DÍAZ, L. MIRANDA & A. ARAYA. 2008. Diagnóstico Biológico Pesquero del recurso algas pardas en la V y VI región, bases para la formulación de un plan de administración. Fondo Investigación Pesquera (FIP 2006-25). Universidad Católica del Norte. Facultad Ciencias del Mar. Coquimbo. 226 p.

VÁSQUEZ, J. A., N. PIAGET, F. TALA, J. M. A. VEGA, A. BODINI, S. MORALES, L. JORQUERA, C. SÁEZ & P. MUÑOZ. 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 2008-38. 160 pp.

VÁSQUEZ, J. A., N. PIAGET & J. M. 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. Volume 24, Issue 3, pp 417-426

VEGA J.M.A, J.A. VÁSQUEZ & A.H. 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 J.M.A., B. BROITMAN & J.A. VÁSQUEZ. 2014b. Monitoring the sustainability of Lessonia nigrescens Laminariales, Phaeophyceae. in northern Chile under strong harvest pressure. J. Appl. Phycol. 262.: 791-801.

VEGA JMA, C OLIVARES, N PIAGET, L JORQUERA, M DÍAZ, IVER NÚÑEZ & C TAPIA 2014a. Seguimiento Biológico Pesquero y Evaluación Económica, como insumo para Plan de Manejo de la Pesquería de Algas Pardas. III Región, 2013-2014. Informe Final. Subsecretaria de Pesca y Acuicultura. 214 pp.

VELIZ D & J VÁSQUEZ. 2000. La Familia Trochidae (Mollusca: Gastropoda) en el norte de Chile: consideraciones ecológicas y taxonómicas. Revista Chilena de Historia Natural 73:757-769.

VILLOUTA, E., & SANTELICES, B. 1984. Estructura de la comunidad submareal de Lessonia Phaeophyta, Laminariales. en Chile norte y central. Rev. Chil. Hist. Nat., 57:111-122.

WARWICK R. M., 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities, Mar. Biol., 92, 557–562

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 39:553–560.

WILLIAMS, G. A. 1994. The relationship between shade and molluscan grazing in structuring communities on a moderately-exposed tropical rocky shore.Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 178(1), 79-95.

WILLIAMS, S. L., M.E. BRACKEN & E. JONES. 2013. Additive effects of physical stress and herbivores on intertidal seaweed biodiversity. Ecology, 94(5), 1089-1101.

WOOTTON, J.T., C.A. PFISTER 2013.. Experimental separation of genetic and demographic factors on extinction risk in wild populations. Ecology 94:2117–2123. doi:10.1890/12-1828.1

ZAR, J. 1995. Biostatistical analysis. 3rd edition. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.

10. ANEXOS

ANEXO A

RESOLUCIÓN QUE APRUEBA PESCA DE INVESTIGACIÓN DE *L.BERTEROANA* Y *MACROCYSTIS* SPP. EN LA REGIÓN DE ATACAMA (INGRESADA PRIMER INFORME DE AVANCE)

ANEXO B

ENCUESTA ESTADO DE EXPLOTACIÓN HUIRO NEGRO Y HUIRO MACRO III REGIÓN DE ATACAMA

1. Datos generales
1.1. Fecha:
1.2. Nombre encuestador:
1.3. Provincia de realización encuesta:
1.4. Nombre localidad de realización encuesta:

2. Identificación zona y época de trabajo	Nota: Demarcar en el mapa del reverso la zona de trabajo del encuestado e indicar (abajo) los nombres de los puntos que delimitan la zona de trabajo del encuestado
2.1. Zona de trabajo:	
2.2. ¿Cuáles son los meses donde realizan una mayor cantidad de barreteo?: Nota: Repetir pregunta para huiro macro y marcar la columna del lado derecho	
Para huiro negro:	Para huiro macro:
3. Caracterización de actividad extractiva	
3.1. De 100 kg desembarcados de huiro negro, ¿cuántos provienen de alga varada? (repetir pregunta para huiro macro y marcar la columna del lado derecho)	
Para huiro negro ( ) 1. Menos de 25 kg ( ) 2. Entre 25 y 50 kg ( ) 3. Entre 50 y 75 kg ( ) 4. Más de 75 kg	Para huiro macro ( ) 1. Menos de 25 kg ( ) 2. Entre 25 y 50 kg ( ) 3. Entre 50 y 75 kg ( ) 4. Más de 75 kg
3.2. Del total de personas que trabajan el huiro negro en su zona ¿Cuántas están autorizadas para visar los desembarques? (repetir pregunta para huiro macro y marcar la columna del lado derecho)	
Para huiro negro: ( ) 1. Menos de la cuarta parte de las personas	Para huiro macro: ( ) 1. Menos de la cuarta parte de las personas

( ) 2. Entre la cuarta parte y la mitad de las personas ( ) 3. Entre la mitad y tres cuartas partes de las personas ( ) 4. Todos o casi todos	( ) 2. Entre la cuarta parte y la mitad de las personas ( ) 3. Entre la mitad y tres cuartas partes de las personas ( ) 4. Todos o casi todos
Incorporar información más precisa si es entregada por el encuestado:	
4. Información de capturas y área barrida	
4.1 ¿Cuánto dura una faena de barreteo de huiro negro habitualmente?	
Nota: Repetir pregunta para huiro macro y marcar la columna del lado derecho	
Para huiro negro:	Para huiro macro:
4.2. Un alguero ¿cuantos kg de huiro negro barretea, habitualmente, en una faena ? Nota: Repetir pregunta para huiro macro y marcar la columna del lado derecho	
Para huiro negro:	Para huiro macro:
4.3. Para extraer la cantidad indicada de huiro negro ¿cuántos metros de costa debe recorrer?	
4.3. Para extraer la cantidad indicada de huiro macro ¿cuántos metros debe bucear?	

ANEXO C

CARTOGRAFÍA PARTICIPATIVA QUE CARACTERIZA LA ACTIVIDAD EXTRACTIVA DE ALGAS PARDAS EN LA REGIÓN DE ATACAMA

ANEXO D

CARTOGRAFÍAS DEL ÁREA DE DISTRIBUCIÓN DE *L.BERTEROANA*

ANEXO E

CARTOGRAFÍAS DEL ÁREA DE DISTRIBUCIÓN DE *MACROCYSTIS* SPP.

ANEXO F

INFORME DE ACTIVIDADES DE TERRENO

Reuniones y talleres				
N° Actividad	Fecha		Actividad	Localidad
	Inicio	Término		
1	04-08-2014		1	Coquimbo
2	08-08-2014		2	Caldera
3	20-08-2014		1	Valparaíso
4	09-09-2014		5	Chañaral
5	24-09-2014		5	Copiapó
6	06-10-2014		5	Huasco
7	13-11-2014		1	Valparaíso
8	03-12-2014		2	Caldera
Evaluaciones directas y monitoreos experimentales				
N° Actividad	Fecha		Actividad	Localidad
	Inicio	Término		
9	06-09-2014	13-09-2014	3	Chañaral
10	06-09-2014	13-09-2014	3	Copiapó
11	22-09-2014	25-09-2014	3	Copiapó
12	05-10-2014	11-10-2014	3	Huasco
13	03-11-2014	08-11-2014	3	Huasco
14	03-11-2014	08-11-2014	4	Huasco
15	17-11-2014	19-11-2014	4	Huasco
16	03-11-2014	08-11-2014	4	Huasco
17	03-12-2014	05-12-2014	4	Huasco
18	03-12-2014	05-12-2014	4	Copiapó
19	10-12-2014	13-12-2014	4	Copiapó
20	10-12-2014	13-12-2014	4	Huasco
21	04-11-2014	07-11-2014	6	Huasco, Copiapó y Chañaral
22	05-11-2014	07-11-2014	6	Huasco y Chañaral
23	20-11-2014	21-11-2014	6	Copiapó y Chañaral
24	20-01-2015	23-01-2015	7	Huasco, Copiapó y Chañaral
25	18-03-2015	24-03-2015	7	Huasco, Copiapó y Chañaral
26	15-05-2015	20-05-2015	7	Huasco, Copiapó y Chañaral
27	30-06-2015	03-07-2015	7	Huasco, Copiapó y Chañaral
28	11-08-2015	14-08-2015	7	Huasco, Copiapó y Chañaral
29	27-09-2015	29-09-2015	7	Huasco, Copiapó y Chañaral
30	30-09-2015	30-09-2015	8	Huasco, Copiapó y Chañaral

ACTIVIDADES (A)

1 Reuniones de coordinación y retroalimentación FIP y Dirección Zonal de Pesca
2 Reuniones Comité de Manejo Algas Pardas de la Región de Atacama
3 Evaluaciones directas Huiro negro
4 Evaluaciones directas Huiro macro
5 Talleres cartografía participativa
6 Implemetacion Experimentos Objetivo 3 y 4
7 Monitoreo experimentos Objetivo 3 y 4
8 Prospeccion Huiro negro Submareal

ANEXO G

PERSONAL PARTICIPANTE POR ACTIVIDAD

El equipo de trabajo del proyecto está conformado por personal de Ecos y la participación de dos asesores externos.

La mayor parte del equipo está compuesta por profesionales que cuentan con una amplia experiencia en la evaluación y manejo pesquero, en específico de algas pardas, el cual se complementa con profesionales jóvenes que fueron previamente capacitados para las actividades en terreno que se realizaron en conjunto con los profesionales de experiencia que dirigieron el proceso de levantamiento de información.

Al momento de realizar las evaluaciones directas, los profesionales Jesús Rodríguez y Ariel Vicencio no tuvieron disponibilidad para asumir en forma completa las labores asignadas en la propuesta. Considerando que ambos profesionales tienen una formación en el área marina y con amplia experiencia en trabajos de buceo, se cubrieron estas ausencias con los profesionales indicados con los números 14 y 15 (tabla B1), los cuales presentan similares competencias.

Por otro lado, en la propuesta se había indicado la participación de tres personas más en las actividades de terreno, las cuales no fueron individualizadas, en este sentido, en vez de las tres personas consideradas, se incorporaron al equipo de trabajo cuatro profesionales indicados en los números 16 a 19 (tabla B1).

En la tabla B1, se muestran las horas utilizadas por cada uno de los integrantes del equipo de trabajo respecto del total de horas comprometidas. En la tabla B2 se presenta el detalle de horas por actividad e integrante.

Tabla B1. Resumen de las horas utilizadas por cada integrante del grupo de trabajo respecto del total de horas comprometidas. En gris se muestran los profesionales reasignados durante el desarrollo del Proyecto.

N°	Nombre	Categoría Profesional	Cargo	Horas comprometidas totales	Horas Actividades realizadas
1	Felipe Thomas	Biólogo Marino, Magister en Gestión de Recursos Acuáticos	Jefe de Proyecto	720	692
2	Eduardo Pérez	Dr. en Ciencias	Encargado Modelo evaluación Indirecta	420	398
3	Alonso Vega	Biólogo Marino, Dr. en Ciencias del Mar (C)	Encargado Crecimiento,reclutamiento,mortalidad natural	300	236
4	Víctor Gudiño	Biólogo Marino, Magister en Gestión Ambiental (C)	Encargado Comunidad Bentónica	720	636
5	Gabriel Rojas	Biólogo Marino, Magister Geografía (C)	Encargado S.I.G.	720	790
6	Viviana Martínez	Biólogo Marino, Magister en Ciencias Biológicas	Encargada Diseño Muestreo Comunidades	480	612
7	Gonzalo Olea	Lic. Biología Marina	Encargado Evaluación Directa	720	928
8	Gonzalo Araya	Lic. Biología Marina	Encargado Difusión	720	600
9	Camila Pávez	Bióloga Marina, Magister en Asentamientos Humanos y Medioambiente	Análisis de datos Modelo evaluación indirecta	280	280
10	Miguel Espíndola	Lic. Biología Marina	Toma de datos Evaluación Directa	720	800
11	Ilia Cari	Egresado (BioMar)	Toma de datos comunidad bentónica	300	60
12	David Gutierrez	Egresado (BioMar)	Toma de datos Evaluación Directa	300	850
13	Cesar Fierro	Cientista Político - M. Políticas Públicas	Administrativo	960	490
20	Luis Prado	Biologo Marino Magister en ecologia	Zoologo	-	60
14	Franco Salas	Lic. Biología Marina/buzo	Toma de datos Evaluación Directa	-	550
15	Yeriko Alanis	Lic. Biología Marina/buzo	Toma de datos Evaluación Directa	-	600
16	Walter Troncoso	Egresado (BioMar)	Toma de datos Evaluación Directa	-	400
17	Francisca Rojas	Lic. Biología Marina	Toma de datos Evaluación Directa	-	400
18	Catalina Garrido	Egresado (BioMar)	Toma de datos Evaluación Directa	-	400
19	Boris Gallardo	Egresado (BioMar)	Toma de datos Evaluación Directa	-	850

Tabla B2. Detalle de horas utilizadas por actividad e integrante.

	ACTIVIDADES										
PERSONAL	**A1**	**A2**	**A3**	**A4**	**A5**	**A6**	**A7**	**A8**	**A9**	**A10**	**TOTAL**
Felipe Thomas	120	40	0	120	0	200	12	200	0	0	**692**
Eduardo Pérez	0	0	0	200	0	180	18	0	0	0	**398**
Alonso Vega	0	0	0	0	0	200	0	36	0	0	**236**
Víctor Gudiño	0	0	0	150	0	36	0	450	0	0	**636**
Gabriel Rojas	0	0	0	450	40	40	0	260	0	0	**790**
Viviana Martínez	0	0	0	150	0	12	0	450	0	0	**612**
Gonzalo Olea	0	80	400	150	48	100	0	150	0	0	**928**
Gonzalo Araya	0	0	0	0	0	100	0	0	500	0	**600**
Camila Pávez	0	0	0	280	0	0	0	0	0	0	**280**
Miguel Espíndola	0	0	400	100	0	120	60	120	0	0	**800**
Ilia Cari	0	0	0	0	0	0	0	60	0	0	**60**
David Gutierrez	0	0	400	0	0	0	0	450	0	0	**850**
Cesar Fierro	40	0	0	0	0	0	0	0	0	450	**490**
Luis Prado	0	0	0	60	0	0	0	0	0	0	**60**
Franco Salas	0	0	400	0	0	0	0	150	0	0	**550**
Yeriko Alanis	0	0	400	0	0	0	0	200	0	0	**600**
Walter Troncoso	0	0	400	0	0	0	0	0	0	0	**400**
Francisca Rojas	0	0	400	0	0	0	0	0	0	0	**400**
Catalina Garrido	0	0	400	0	0	0	0	0	0	0	**400**
Boris Gallardo	0	0	400	0	0	0	0	450	0	0	**850**
TOTAL	**160**	**120**	**3600**	**1660**	**88**	**988**	**90**	**2976**	**500**	**450**	**10632**

ACTIVIDADES (A)

1. Coordinación
2. Elaboración Pesca de Investigación
3. Evaluaciones directas
4. Procesamiento y análisis
5. Talleres cartografía participativa
6. Elaboración de informe
7. Presentación de resultados parciales CM Algas Pardas Atacama
8. Implementación y monitoreo experimentos
9. Difusión
10. Administración

ANEXO H

REGISTRO FOTOGRAFICO

Indice de imágenes de las principales especies encontradas en los discos de *Lessonia berteroana*.

1. Fotografía de *Pachicheles grossimanus.*
2. Fotografía de *Acanthocyclus gayi*.
3. Fotografía de *Petrolisthes tuberculatus.*
4. Fotografía de *Allopetrolisthes punctatus.*

5, 6, 7 y 8. Fotografías de *Acanthocyclus albatrossis*.

9. Fotografía de *Taliepus dentatus.*
10. Fotografía de *Taliepus marginatus.*

11 y 12. Fotografías de *Ampelisca gracilicauda.*

13 y 14. Fotografías de *Apseudes heroae.*

15. Fotografía de *Paramphithoe femorata.*
16. Fotografía de *Pseudonototanais werthi.*
17. Fotografía de *Amphilochus marionis.*

18 y 19. Fotografía de *Apseudes heroae.*

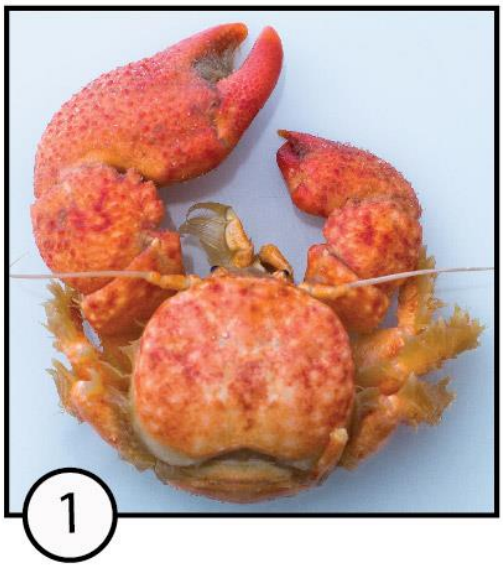
20 y 21. Fotografías de *Apohyale hirtipalma*.

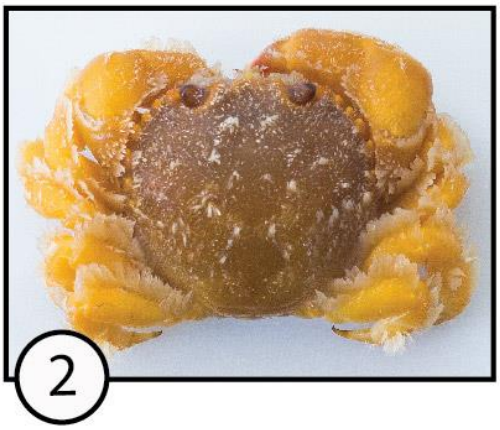
22, 23 y 24. Fotografías de *Orchomenopsis chilensis.*

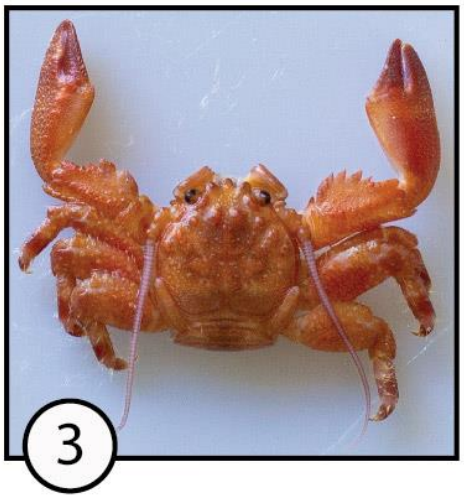
25 y 26. Fotografías de *Heterotanoides meridionalis.*

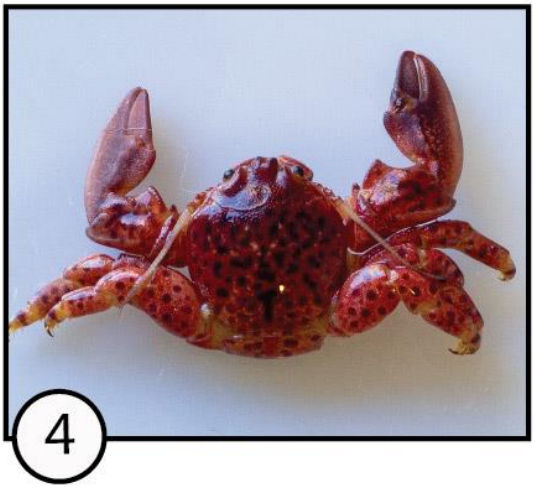
27 y 28. Fotografías de *Nototanais dimorphus.*

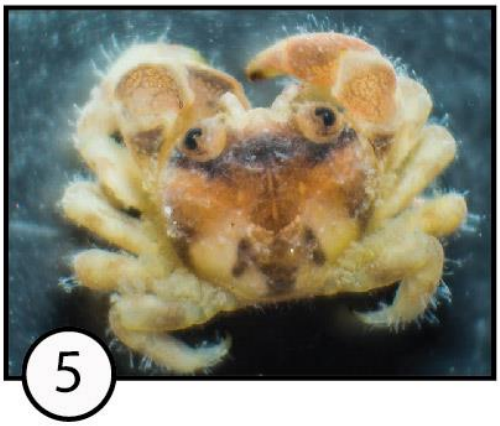
29. Fotografía de *Paramphithoe femorata.*
30. Fotografía de *Ischyromene menziesi.*
31. Fotografía de *Scurria scurra.*
32. Fotografía de *Semimytilus algosus.*
33. Fotografía de *Brachidontes granulatus.*
34. Fotografía de un ejemplar de la Familia Sabellaridae.
35. Fotografía de un ejemplar de la Familia Familia Nereididae.
36. Fotografía de un ejemplar de la Familia Phyllodocidae.
37. Fotografía de un ejemplar de la Familia Familia Eunicidae.
38. Fotografía de un ejemplar de la Familia Familia Polynoidae.
39. Fotografía de un ejemplar de la Familia Familia Syllidae.

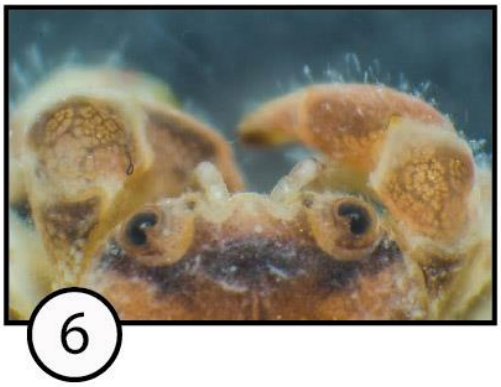

1

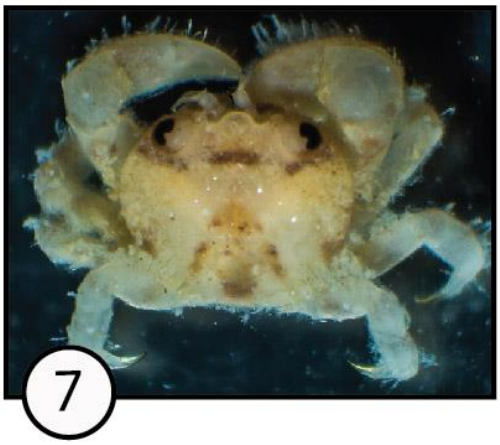

2

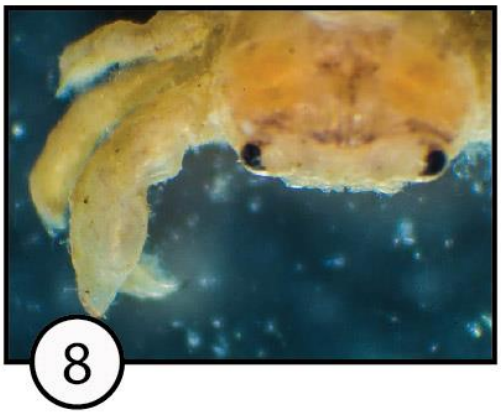

3

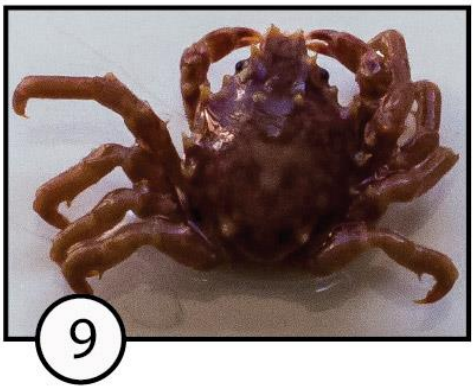

4

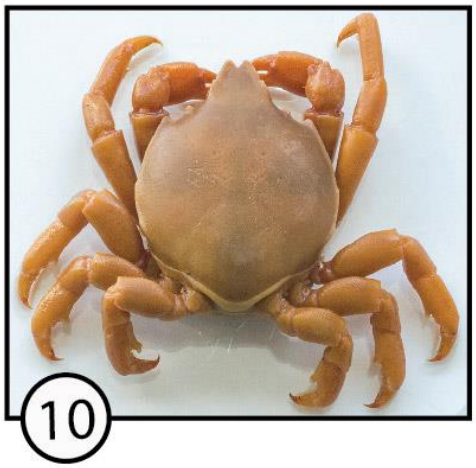

5


6

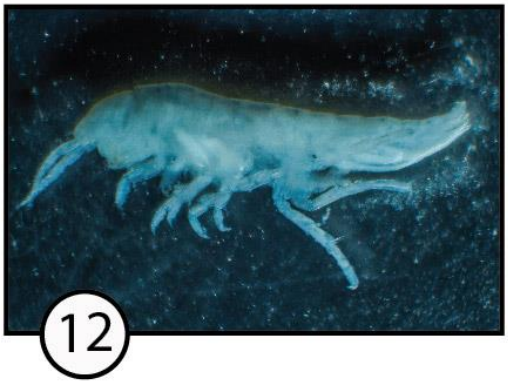

7


8

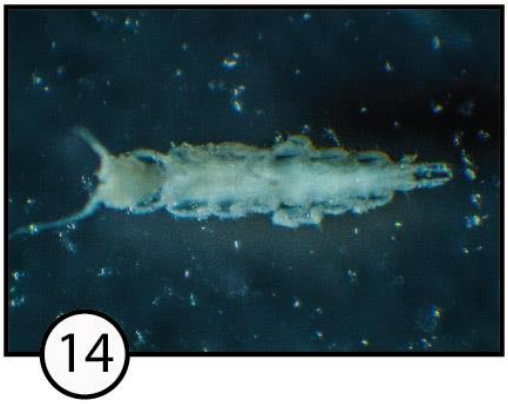

9


10

11


12

13


14

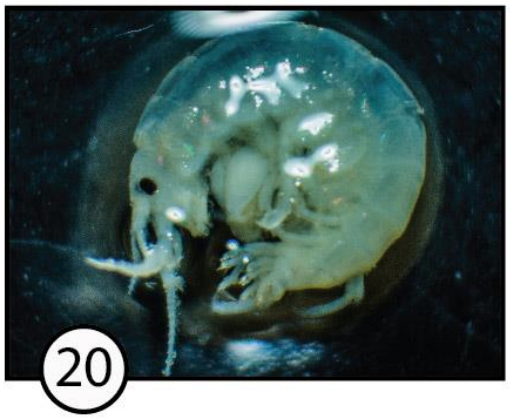
15

16

17

18

19


20

21

22

23

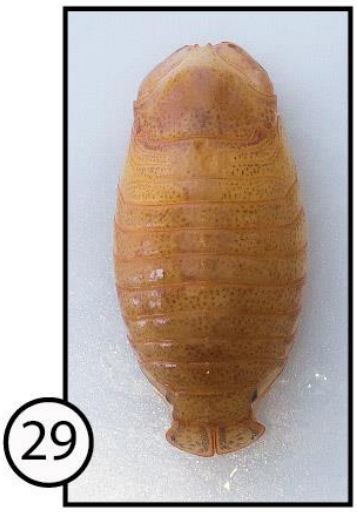
24

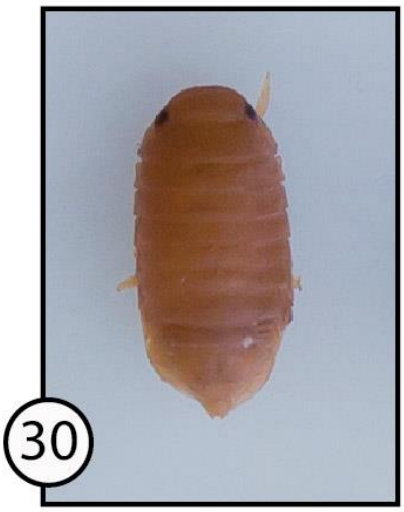
25

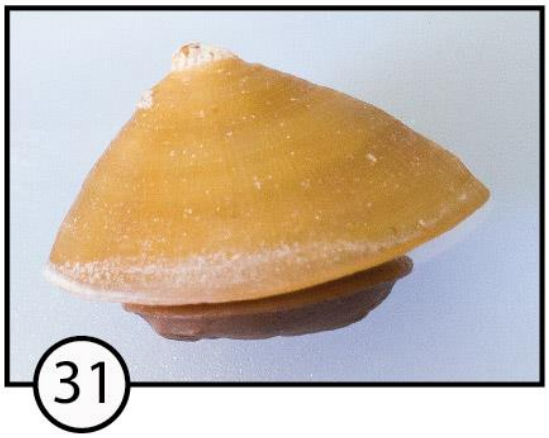
26

27

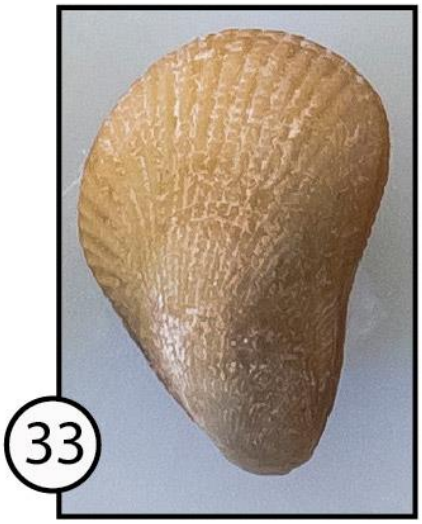
28

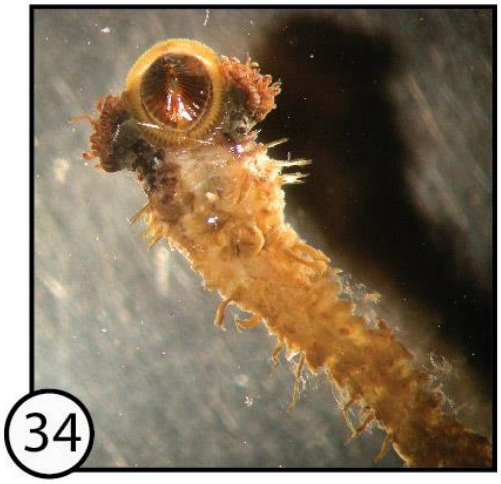

29

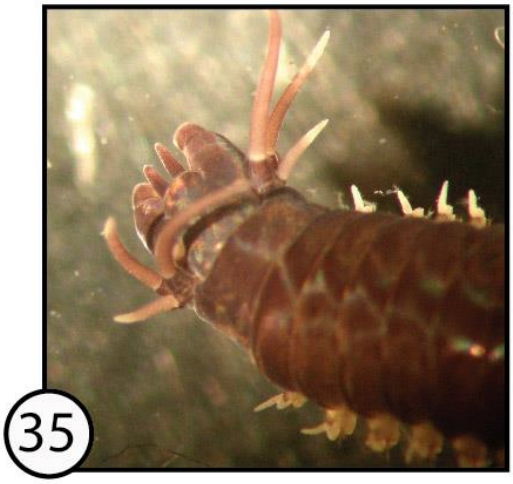

30


31

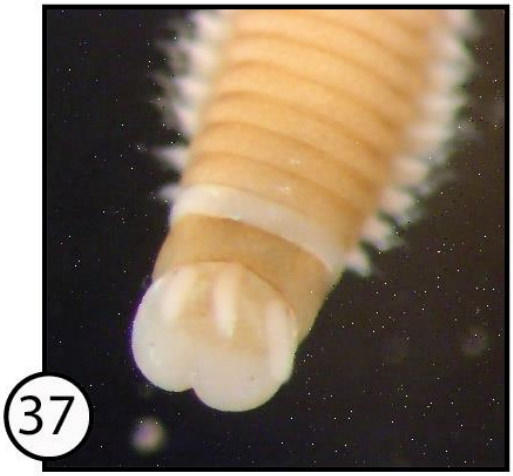
32


33

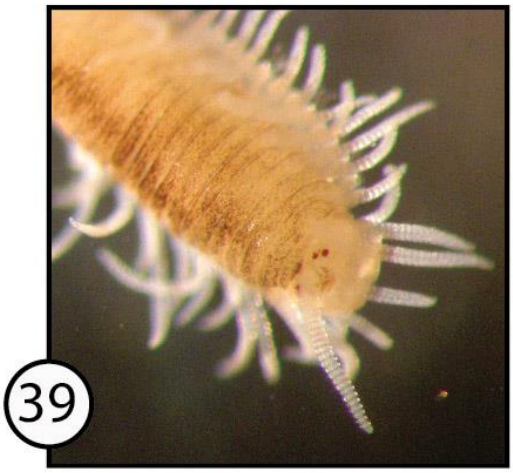

34


35

36


37

38


39

ANEXO I

PROTOCOLO PARA MONITOREO DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS ASOCIADOS AL ALGA PARDA *L. berteroana*