

Research Article

Fauna asociada a discos de adhesión del complejo *Lessonia nigrescens*. ¿Es un indicador de integridad ecológica en praderas explotadas de huiro negro, en el norte de Chile?

J. M. Alonso Vega^{1,2}

¹Departamento de Biología Marina, Facultad de Ciencias del Mar
Universidad Católica del Norte, Coquimbo, Chile

²Programa de Doctorado en Biología y Ecología Aplicada
Universidad Católica del Norte, Coquimbo, Chile

Corresponding author: Alonso Vega (avega@ucn.cl)

RESUMEN. Los discos de adhesión del complejo *Lessonia nigrescens* son hábitats de residencia para una gran diversidad de invertebrados. La fauna asociada es sensible a la pesquería del recurso huiro negro en el norte de Chile porque una de las recomendaciones de manejo es cosechar la planta completa. Considerando lo anterior, y el rol ecológico que cumplen las algas pardas como especies fundacionales, este estudio propone el uso de la fauna asociada a los discos de adhesión como un indicador ecológico para monitorear la integridad de praderas explotadas de *L. nigrescens*. Para cumplir esto se evaluó la morfología de las plantas y discos de adhesión, junto con la composición, abundancia y estructura de las comunidades asociadas en tres tipos de estrategias de conservación de recursos basados en la administración pesquera espacialmente explícita: áreas de libre acceso y áreas de manejo (con cosecha), y áreas marinas protegidas (sin cosecha) en Atacama y Coquimbo (26-32°S). Los resultados mostraron que una alta presión de cosecha en las praderas explotadas transforma la morfología de las plantas y de los discos de adhesión, alterando el proceso de colonización y agregación de especies predicho para estos hábitats biogénicos, modificando la biodiversidad esperada. Así, la fauna asociada a discos de área de libre acceso tiene menor riqueza de especies, abundancia de organismos y biodiversidad que sus contrapartes procedentes de áreas de manejo ó áreas marinas protegidas. Además, las estructuras de las comunidades asociadas a los discos son más variables en áreas de libre acceso. Los resultados sugieren que los discos de adhesión son microecosistemas representativo del ambiente intermareal, y pueden ser utilizados como unidades de muestreo replicables y comparables para monitorear la integridad de praderas explotadas de *Lessonia* en áreas de libre acceso a la pesquería. Este indicador ecológico es fácil de evaluar y difundir entre los usuarios de la cadena productiva del huiro negro.

Palabras clave: *Lessonia nigrescens*, pesquería, indicador ecológico, conservación, biodiversidad.

Inhabiting fauna in holdfasts of *Lessonia nigrescens* complex. Is it an indicator of ecological integrity in exploited kelp beds in northern Chile?

ABSTRACT. *Lessonia nigrescens* complex holdfasts habitats are home to a wide diversity of invertebrates. The holdfasts associated fauna is sensitive to the kelp fishery in northern Chile because one of the management recommendation is to harvest the whole plant. Considering the above, and the ecological role play by brown algae as foundation species, this study proposes the use of fauna inhabiting the holdfasts as an ecological indicator to monitor the integrity of exploited kelp beds. To accomplish this objective, the morphology of plants and holdfasts was evaluated together with the composition, abundance and community structure associated in three types of resource conservation strategies based on fishery management spatially explicit: open access areas and management areas (to harvest), and marine protected areas (with no harvest), in Atacama and Coquimbo (26-32°S). The results show that high harvest pressure on exploited kelp beds transforms the plant morphology and holdfast, altering the colonization process and species aggregation predicted for these biogenic habitats modifying the expected biodiversity. Thus, associated fauna in open access areas has lower species richness, abundance and biodiversity of organisms than their counterparts in management areas or marine protected areas.

Moreover, the structure of the holdfast associated communities, are more variables in open access areas. The results suggest that holdfasts are representative micro-ecosystems of the intertidal environment, and can be used as sampling replicable and comparable units to monitor exploited kelp beds integrity in fisheries open access areas. This ecological indicator is easy to evaluate and disseminate among users of the kelp productive chain.

Keywords: *Lessonia nigrescens*, kelp fisheries, ecological indicator, marine conservation, biodiversity.

INTRODUCCIÓN

Las algas pardas chilenas son explotadas para la producción de polímeros naturales (Bixler & Porse, 2011). Esta actividad económica está focalizada en el norte de Chile (18°-32°S), donde se desarrolla a través de una compleja cadena productiva de alto impacto social y bajo valor agregado (Vásquez, 2008). De las especies de algas pardas comercializadas en Chile, el recurso huiro negro, conformado por el complejo de especies *Lessonia nigrescens* Bory (Laminariales), representa casi el 70% de la biomasa desembarcada anualmente (Vega *et al.*, 2014). Recientemente, un análisis morfológico y molecular demostró que *L. nigrescens*, es un complejo conformado por dos especies crípticas, morfológicamente similares; donde las poblaciones distribuidas al norte de Coquimbo (30°S) corresponden a *Lessonia berteroa* Montagne, y las ubicadas al sur de esta latitud corresponden a *Lessonia spicata* (Suhr) Santelices (González *et al.*, 2012). Sin embargo, en este estudio se ha mantenido el binomio taxonómico *Lessonia nigrescens* porque es el nombre científico utilizado en la cadena productiva del recurso huiro negro. Del total de la biomasa desembarcada, el 95% proviene de la cosecha de praderas naturales en áreas de libre acceso (ALA) a la pesquería donde cualquier pescador que tenga inscrito el recurso algas pardas puede realizar cosecha; mientras que el resto proviene de áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos (AMERB), donde las organizaciones de pescadores tienen derechos de uso territorial al recurso y la explotación está basada en el co-manejo (Vásquez *et al.*, 2012).

Desde la perspectiva ecológica, las algas pardas son especies fundacionales que sostienen un ecosistema productivo, diverso y representativo de las costas temperadas del mundo (Christie *et al.*, 2009), que además, es muy sensible a la pesquería (Bracken *et al.*, 2007; Stagnol *et al.*, 2013). Distintos estudios han evaluado los efectos ecológicos de la pesquería de algas pardas en Chile (Vásquez & Santelices, 1990; Vásquez, 1995). Con dicha información se establecieron las bases biológicas para la explotación sustentable del recurso que, para *Lessonia*, se resumen en las siguientes recomendaciones de manejo: ralea la pradera, cosechar plantas adultas completas y rotar áreas (Vásquez *et al.*, 2012). En un contexto de pesca responsable y de bajo impacto, que permiten la explotación comercial de las

praderas naturales en ALA, sin alterar los atributos que estas algas tienen como especies fundacionales e ingenieras de ecosistemas (Bracken *et al.*, 2007; Stagnol *et al.*, 2013).

En el año 2013, la administración pesquera estableció un plan de manejo para algas pardas en ALA con un enfoque ecosistémico y precautorio (Tapia *et al.*, 2013). Este plan de manejo es regional, participativo, adaptativo y multidisciplinario, que requiere de indicadores ecológicos que permitan monitorear las acciones de manejo propuestas para la sustentabilidad de las praderas explotadas de *L. nigrescens*. La integridad ecológica es una manera práctica de evaluar la efectividad del plan de manejo de un recurso a través de indicadores comprensibles y comunicables a la sociedad (Carignan & Villard, 2002). Así, un indicador ecológico en el ámbito del manejo con enfoque ecosistémico es una o varias variables o índices, o un modelo que permita estimar la integridad ecológica del ecosistema (Niemi & McDonald, 2004), en este caso, el de las praderas explotadas de algas pardas. Además, es importante que el indicador posea relevancia social, sea simple y fácil de entender, que tenga validez científica y legal, y que pueda ser cuantitativamente medible y económicamente viable de implementar (Dale & Beyeler, 2001).

En el norte de Chile, las praderas de *L. nigrescens* forman un conspicuo cinturón en la zona intermareal baja de ambientes rocosos expuestos al oleaje, donde las plantas alcanzan un gran tamaño (hasta 4 m de largo y 50 cm de diámetro del disco de adhesión; Vásquez & Santelices, 1990). Las plantas aumentan la heterogeneidad ambiental, modifican el movimiento del agua y regulan la luz en los estratos inferiores de las praderas (Santelices & Ojeda, 1984). Además, una gran variedad de invertebrados usan los discos de adhesión como hábitat (Cancino & Santelices, 1981, 1984; Vásquez & Santelices, 1984), donde encuentran refugio y alimentación, utilizándolos también como áreas de reproducción, desove, asentamiento larval, crianza de juveniles y muda (Thiel & Vásquez, 2000; Vásquez *et al.*, 2001). La cosecha del huiro negro es efectuada durante la marea baja removiendo la planta completa con una barreta de fierro (Vásquez, 2008). Pero, si la cosecha trasgrede alguna de las recomendaciones de manejo, por ejemplo, la talla mínima legal de captura (>20 cm de diámetro del disco de adhesión para *L. nigrescens*; Vásquez *et al.*, 2012; Tapia *et al.*, 2013),

entonces se pone en riesgo la integridad ecológica de las poblaciones naturales. Así, este estudio propone el uso de la fauna asociada a los discos de adhesión de *L. nigrescens* (Cancino & Santelices, 1984), de manera que su monitoreo determine un indicador ecológico de fácil evaluación *in situ*.

Numerosos estudios han propuesto el uso de la fauna asociada a discos de algas pardas como un biomonitor de perturbaciones ambientales de origen natural o antrópico (*e.g.*, Smith, 2000; Anderson *et al.*, 2005; Vásquez & Vega, 2005). Un análisis de la fauna asociada a estas estructuras de fijación sugiere una explotación sustentable de las praderas de *L. nigrescens* en el norte de Chile (Vásquez *et al.*, 2012). Considerando lo anterior, y la información base disponible sobre el tema (Santelices *et al.*, 1980; Cancino & Santelices, 1981, 1984; Santelices, 1982; Vásquez & Santelices, 1984, 1990; Vásquez *et al.*, 2001; Ortega *et al.*, 2014), este estudio evalúa el uso de la fauna asociada a discos de adhesión como un indicador de integridad ecológica de praderas explotadas de *L. nigrescens*. En consecuencia, se realizó un experimento natural, comparando la composición, biodiversidad y estructura de las comunidades asociadas a discos de *Lessonia* en tres tipos de estrategias de conservación de recursos sobre la base de la administración pesquera territorialmente explícita: áreas de libre acceso (ALA), áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos (AMERB), y áreas marinas protegidas (AMP). Además, las plantas y discos de adhesión se caracterizaron morfológicamente para simplificar la evaluación *in situ* del indicador ecológico basado en la fauna asociada.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en praderas de *L. nigrescens* ubicadas en distintas localidades de las regiones de Atacama y Coquimbo (*ca.* 26° y 32°S respectivamente, Fig. 1), donde se desarrolla la mayor parte de la pesquería de algas pardas (Vásquez, 2008). Los ambientes rocosos litorales expuestos al oleaje en estas localidades, representativos del área de estudio, están conformados por plataformas, farellones, barras e islotes configurando una costa heterogénea interrumpida por playas de bolones (Vega *et al.*, 2014). La extensión vertical y abundancia relativa de *L. nigrescens* dependen del grado de exposición al oleaje e inclinación de las rocas. En farellones y paredones la pradera se adelgaza, y se ensancha en plataformas y playas de bolones con menor pendiente (Vega, 2015). En noviembre y diciembre de 2013, se recolectaron discos de adhesión en plataformas rocosas de ALA y AMERB adyacentes, en: Totoral Bajo, Caleta Angosta,

Lagunillas y Talquilla; y de AMP en: Isla Grande de Atacama e Isla Choros (Tabla 1), donde no hay cosecha de algas pardas.

En cada sitio de estudio (Tabla 1), se muestrearon cinco plantas adultas desde el centro de la pradera durante las mareas más bajas del mes. Una planta se considera adulta cuando el diámetro mayor del disco de adhesión es ≥ 20 cm (Vásquez, 2008; Vásquez *et al.*, 2012), por sobre este tamaño la riqueza de especies de la fauna asociada no cambia significativamente (Vásquez & Santelices, 1984, 1990). Además, este tamaño del disco representa la talla mínima legal de captura del recurso en el plan de manejo (Tapia *et al.*, 2013). Las plantas fueron caracterizadas morfológicamente *in situ* midiendo el diámetro mayor del disco y el largo total. Luego de cortar, contar y pesar los estipes, el disco de adhesión fue desprendido del sustrato rocoso con una barreta de hierro, depositado en una bolsa plástica rotulada con código de identificación, fijado en formalina diluida al 10% en agua de mar y almacenado hasta su análisis. En el laboratorio, los organismos fueron removidos de las cavidades en los discos con agua y retenidos en un tamiz de 0,5 mm de malla. Después de estimar peso y volumen, los discos fueron fraccionados para extraer los individuos remanentes (Vásquez & Santelices, 1984). El volumen del disco se midió por desplazamiento de agua (Vásquez & Santelices, 1984). Los organismos fueron identificados hasta el nivel taxonómico más bajo posible usando las fuentes citadas en Vásquez *et al.* (2001).

El ensamble de invertebrados asociados a los discos se caracterizó usando distintos parámetros univariados de diversidad biológica: riqueza de especies (S), abundancia estandarizada (n° individuos 100 g disco⁻¹), índice de diversidad de Shannon-Wiener H' e índice de dominancia de Simpson λ' (Vásquez & Santelices, 1984). Estos parámetros junto con los descriptores del disco y de las plantas fueron comparados con Análisis de Varianza Anidada (ANDEVA) usando el tipo de estrategia de conservación de recursos pesqueros como factor principal (ALA, AMERB, AMP) y el sitio donde se ubicó la pradera como factor anidado (Tabla 1), previa comprobación de normalidad de los datos y homogeneidad de varianzas (Quinn & Keough, 2002). También se realizaron análisis multivariados para identificar cambios en la composición y abundancia de la fauna asociada a los discos de acuerdo al tipo de estrategia de conservación. Se calculó una matriz de similitud entre pares de muestra usando el índice de Bray-Curtis, previa transformación de los datos usando la ecuación $\log(x+1)$ (Clarke *et al.*, 2006). La estructura del ensamble por tipo de estrategia de conservación y sitio de estudio, se representó gráfica-

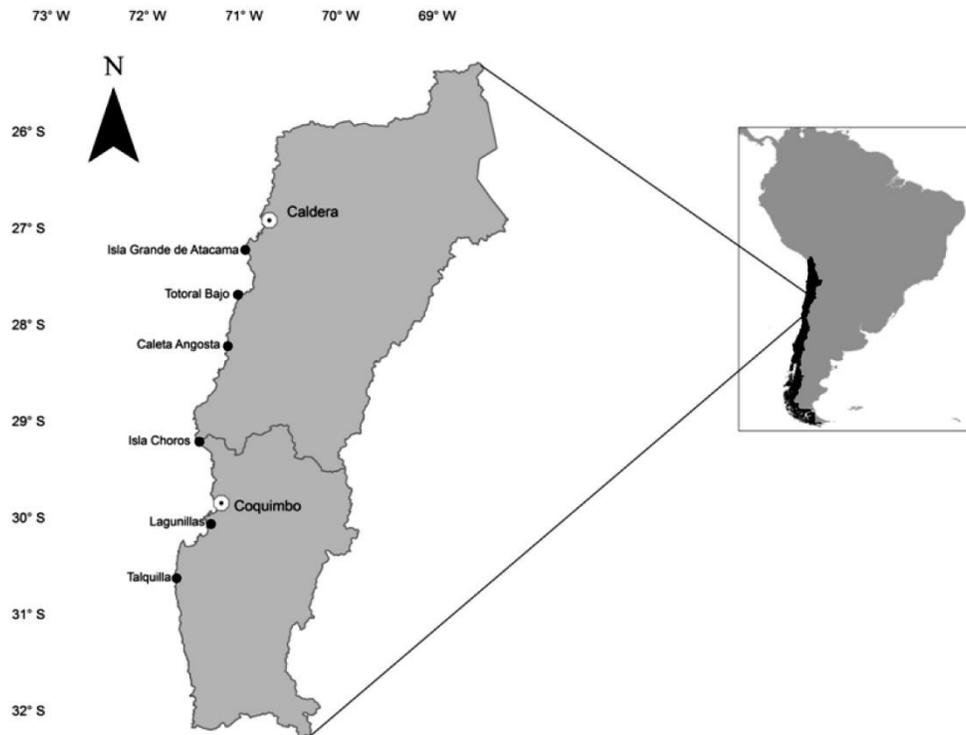


Figura 1. Área de estudio y localidades (ver Tabla 1).

mente usando escalamiento no métrico multidimensional (nMDS) y se comparó estadísticamente con un Análisis de Similitud (ANOSIM). Los valores “*P*” se calcularon usando una correlación de Spearman con un máximo de 9.999 permutaciones sin restricción (Clarke & Gorley, 2006). Para identificar las especies que más contribuyen a las diferencias en las estructuras de la fauna asociada en ALA, AMERB y AMP se efectuó un Análisis de Similitud Porcentual (SIMPER) utilizando el software PRIMER v6 (Clarke & Gorley, 2006).

RESULTADOS

El diámetro de los discos de adhesión de *Lessonia* recolectados para el análisis de la fauna asociada oscila en torno al tamaño promedio estimado para el área de estudio (25 ± 3 cm, $n = 50$; Vásquez *et al.*, 2012), sin diferencias entre tipo de estrategia de conservación (Fig. 2a, Tabla 2). Sin embargo, los discos provenientes de ALA son más sólidos y compactos, y tienen menos cavidades, en comparación con aquellos recolectados en AMP ó AMERB, cualidades que se reflejan en un significativo mayor peso y volumen promedio de los discos en ALA (Tabla 2, Figs. 2b-2c). Adicionalmente, las plantas evaluadas en ALA son significativamente más largas y más livianas que en AMP y AMERB

(Largo total: $F_{(2,40)} = 19,0004$, $P < 0,001$; peso total: $F_{(2,40)} = 7,3992$, $P < 0,001$; Fig. 2d).

La fauna asociada a los discos en el área de estudio comprendió 94 taxa distribuidos en 10 Phyla (Anexo 1): anélidos (poliquetos), artrópodos (principalmente crustáceos), moluscos, cnidarios, equinodermos, urocordados, platelmintos, nematodos, esponjas y nemertinos. Los poliquetos están representados por varias familias. En AMP se registró un total de 83 taxa (28 órdenes y 16 clases), en AMERB fueron 89 taxa (29 órdenes y 17 clases), y en ALA se hallaron 74 taxa (23 órdenes y 14 clases).

Los índices de diversidad biológica muestran diferencias significativas entre tipo de estrategia de conservación (Tabla 2). En los discos procedentes de ALA se detectó una menor riqueza de especies, abundancia de organismos, y biodiversidad (*i.e.*, Diversidad H' , Dominancia λ') en comparación con aquellos provenientes de AMERB y AMP (Tabla 2, Fig. 3). Los discos en AMP presentaron riqueza de especies, abundancia de organismos y dominancia λ' significativamente mayor que los discos en AMERB, pero la diversidad H' no difiere significativamente entre ambos tipos de estrategias de conservación (Tabla 2, Fig. 3).

Tabla 1. Ubicación geográfica de las localidades (Fig. 1) y nomenclatura de los sitios de estudio según tipo de estrategia de conservación (ALA: Área de Libre Acceso, AMERB: Área de Manejo, y AMP: Área Marina Protegida). Se indica la especie críptica del complejo *L. nigrescens* presente en cada localidad.

Región	Localidad	Latitud °S	Longitud °W	AMP	AMERB	ALA	Especie
Atacama	Isla Grande de Atacama	27,248	70,974	AMP1			<i>L. berteroana</i>
Atacama	Total Bajo	27,757	71,064		AMERB1	ALA1	<i>L. berteroana</i>
Atacama	Caleta Angosta	28,250	71,163		AMERB2	ALA2	<i>L. berteroana</i>
Coquimbo	Isla Choros	29,259	71,535	AMP2			<i>L. berteroana</i>
Coquimbo	Lagunillas	30,103	71,383		AMERB3	ALA3	<i>L. berteroana</i>
Coquimbo	Talquilla	30,864	71,683		AMERB4	ALA4	<i>L. spicata</i>

Tabla 2. Análisis de Varianza (ANDEVA) usando el tipo de estrategia de conservación (ALA: Área de Libre Acceso, AMERB: Área de Manejo, y AMP: Área Marina Protegida) como factor principal y sitio de estudio (Tabla 1) como factor anidado para evaluar la hipótesis que la morfología del disco adhesivo y la estructura de la comunidad asociada a discos de *L. nigrescens* es modificada por la presión de cosecha en ALA. El valor *P* destacado en negrita indica diferencias significativas.

Parámetro	Factor	GL	CM	Valor F	Valor <i>P</i>	Prueba de Tukey
Diámetro del disco de adhesión (cm)	Tipo	2	15,6150	1,733	0,190	AMP=AMERB=ALA
	Sitio (Tipo)	7	2,5357	0,281	0,958	
	Error	40	9,0100			
Peso del disco de adhesión (g)	Tipo	2	1,259	3,739	0,032	(AMERB=ALA)>AMP
	Sitio (Tipo)	7	0,511	1,519	0,189	
	Error	40	0,337			
Volumen del disco de adhesión (g)	Tipo	2	1,5648	5,153	0,010	AMERB=(AMP>ALA)
	Sitio (Tipo)	7	0,5032	1,657	0,148	
	Error	40	0,3037			
Riqueza de especies	Tipo	2	1.893,81	94,407	0,001	AMP>AMERB>ALA
	Sitio (Tipo)	7	24,04	1,199	0,326	
	Error	40	20,06			
Abundancia total (n° individuos por 100 g disco)	Tipo	2	7.712	75,639	0,001	AMP>AMERB>ALA
	Sitio (Tipo)	7	686	6,728	0,001	
	Error	40	102			
Índice de Shannon-Wiener H'	Tipo	2	0,384	6,893	0,003	(AMP=AMERB)>ALA
	Sitio (Tipo)	7	0,048	0,856	0,549	
	Error	40	0,056			
Índice de Simpson λ'	Tipo	2	0,0806	25,624	0,001	AMP>AMERB>ALA
	Sitio (Tipo)	7	0,0018	0,587	0,762	
	Error	40	0,0031			

La estructura de las comunidades asociadas a los discos de adhesión varió significativamente entre tipos de estrategia de conservación (ANOSIM; *R* global = 0,219; *P* = 0,0001). El análisis de ordenamiento multidimensional (nMDS), mostró una estructura más homogénea en la comunidad asociada a discos de AMP en comparación con los discos de AMERB y ALA, donde la ordenación fue más dispersa (Fig. 4). El análisis de similitud (ANOSIM) indicó diferencias significativas en la composición de la fauna asociada a discos de AMP con respecto AMERB y ALA, así como al comparar entre discos de AMERB y ALA (Tabla 3).

No obstante en AMERB y ALA, la fauna asociada fue semejante, con algunas diferencias en composición y abundancia ($0,1 < R < 0,25$).

El análisis SIMPER mostró una mayor similitud en la composición y abundancia de las especies asociadas entre discos de AMP (66,53%), que entre discos de AMERB (41,82%) ó de ALA (32,38%) (Fig. 4). Al comparar la estructura de las comunidades entre tipos de estrategia de conservación, la fauna asociada a los discos de AMP tuvo una mayor disimilitud con respecto a los discos de ALA (79,77%) que con los de AMERB (63,39%), mientras que la disimilitud en la

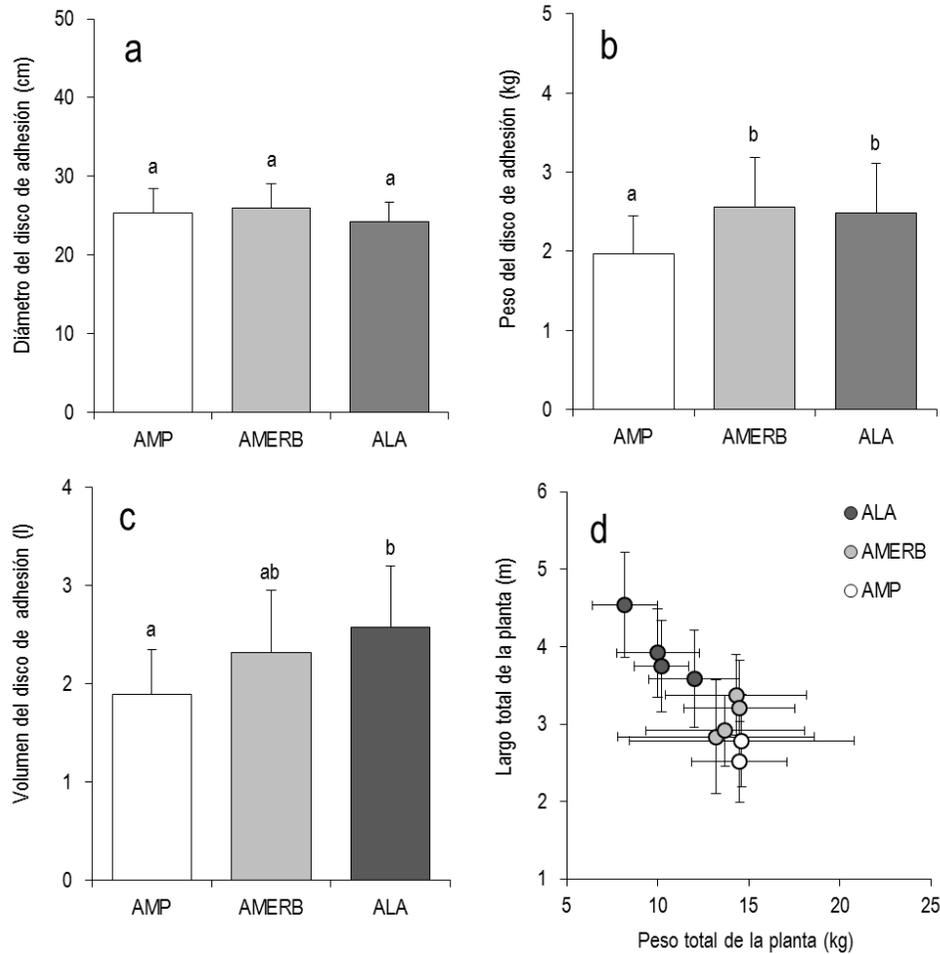


Figura 2. a) Diámetro, b) peso y c) volumen de los discos de adhesión, d) relación talla-peso de las plantas de *Lessonia nigrescens* recolectadas en Áreas Marinas Protegidas (AMP), Áreas de Manejo (AMERB) y Áreas de Libre Acceso (ALA). La barra representa la desviación estándar y las letras los grupos homogéneos obtenidos de la prueba de Tukey (Tabla 2).

estructura de las comunidades entre AMERB y ALA fue de 68,12% (Tabla 4).

Los taxa que más contribuyeron a las diferencias en abundancia entre los ensamblajes de invertebrados fueron: un cnidario (*Actinaria* indet. sp.1), un crustáceo (*Pachycheles grossimanus*), un anfípodo (*Jaeropsis* sp.), dos moluscos bivalvos (*Brachidontes granulata*, *Semimytilus algosus*), y dos poliquetos (*Spionidae* indet., *Syllidae* indet.) (Tabla 4). Estos taxa representativos de las comunidades asociadas a discos, mostraron una menor abundancia en los ensamblajes de ALA que de AMP y AMERB. La misma ocurrió con el patelogastrópodo *Scurria scurra* y el poliqueto *Nereididae* indet., pero la menor abundancia sólo se detectó al contrastar la fauna en discos de ALA con AMP o AMERB (Tabla 4). En cambio, el bivalvo *Aulacomya atra*, un gusano nemertino (*Nemertina* indet. sp.1), un poliqueto (*Cirratulidae* indet.), y un copépodo (*Harpacticoidea* indet.) fueron más comunes

en discos de AMERB que en aquellos provenientes de AMP (Tabla 4).

DISCUSIÓN

Los discos de adhesión de algas pardas son “microecosistemas” (*sensu* Ortega *et al.*, 2014), que han sido usados como una herramienta de monitoreo para evaluar estrés ambiental (Smith *et al.*, 2000; Anderson *et al.*, 2005; Vásquez & Vega, 2005). Este estudio demuestra la sensibilidad de estos microecosistemas a la presión de cosecha en praderas explotadas de *L. nigrescens* y su utilidad como unidades de muestreo replicables y comparables. Al parecer, hay una compleja relación entre la fauna asociada a los discos y la dinámica demográfica de las praderas explotadas. La renovación post-cosecha en esta alga parda es a través de reclutamiento intenso y continuo, y del crecimiento de plantas juveniles (Vega *et al.*, 2014). Sin embargo,

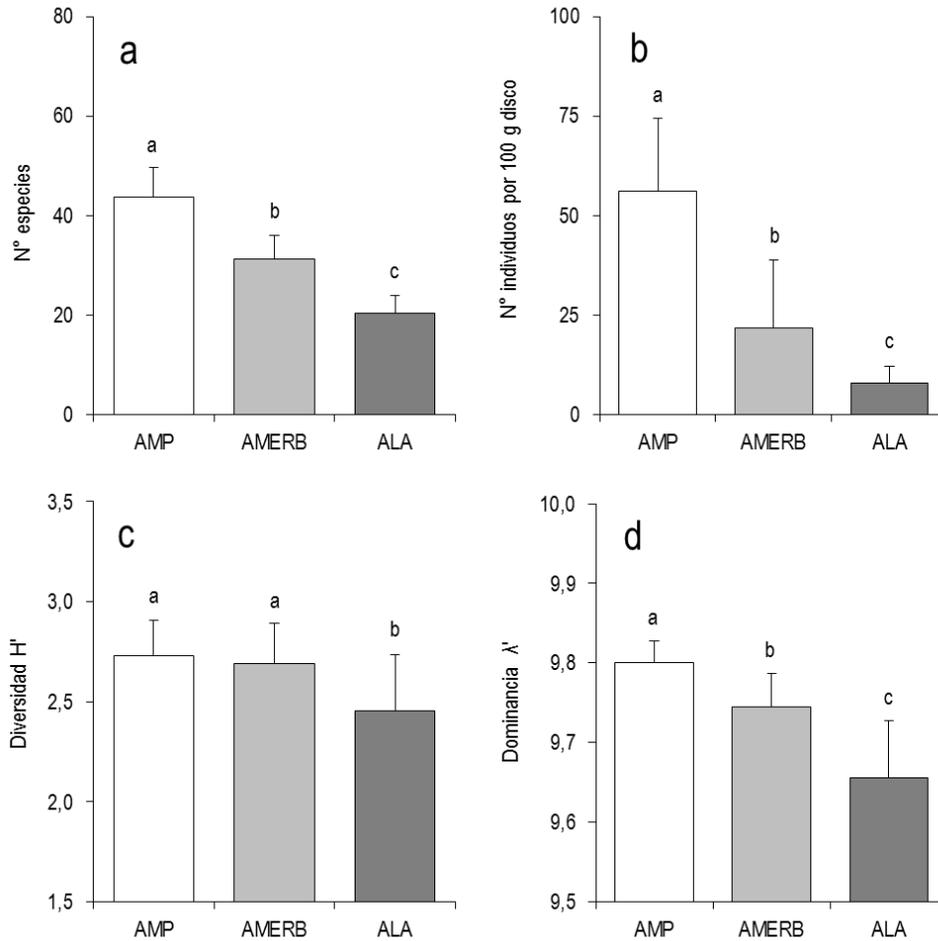


Figura 3. a) Riqueza de especies, b) abundancia estandarizada, c) índice de Shannon-Wiener H' , d) índice de Simpson λ' de la fauna asociada a discos de adhesión de *Lessonia nigrescens* recolectados en Áreas Marinas Protegidas (AMP), Áreas de Manejo (AMERB) y Áreas de Libre Acceso (ALA). La barra representa la desviación estándar, y las letras los grupos homogéneos obtenidos de la prueba de Tukey (Tabla 2).

en ALA la constante remoción de plantas desde el sistema ha modificado el crecimiento modular de los juveniles de manera que cuando alcanzan tallas adultas, tienen frondas más largas y livianas que una planta encontrada en AMP o AMERB. En algas pardas, este tipo de morfología aparece cuando la agregación de plantas adultas en la pradera es diezmada (Milligan & DeWreede, 2000; Wernberg, 2005); tal como ocurre en sitios ALA con alta presión de cosecha (Vega *et al.* 2014). En bajas densidades de plantas adultas, los discos de adhesión son más sólidos y compactos para poder resistir la mayor fuerza de arrastre que produce el oleaje sobre las frondas más largas (Koehl, 1999), proceso que en *Lessonia* se acelera por la fusión de discos entre juveniles (Oróstica *et al.*, 2014, Rodríguez *et al.*, 2014). En consecuencia, el crecimiento modular acelerado y densodependiente de las plantas juveniles modifica el proceso normal de colonización de la fauna

descrito para este tipo de hábitats, que consiste en la agregación de especies a medida que el disco crece en tamaño y volumen (Santelices *et al.*, 1980; Santelices, 1982; Vásquez & Santelices, 1984). La fauna asociada a estos discos sólidos y compactos está representada principalmente por especies pioneras y algunas accesorias, que de acuerdo a Vásquez & Santelices (1984) caracterizan discos medianos en volumen (*ca.* 500 cc) y peso (*ca.* 0,5 kg). La conexión entre los procesos demográficos en las praderas y los ecológicos de la fauna asociada parece ser determinante en la estructura y organización de la comunidad de invertebrados que habitan los discos de adhesión de *L. nigrescens* en áreas de libre acceso, por lo que requiere de más evidencia experimental.

La composición y abundancia de la fauna asociada en AMP, coincide con lo descrito en la literatura antes del comienzo de la explotación intensiva de *L. nigres-*

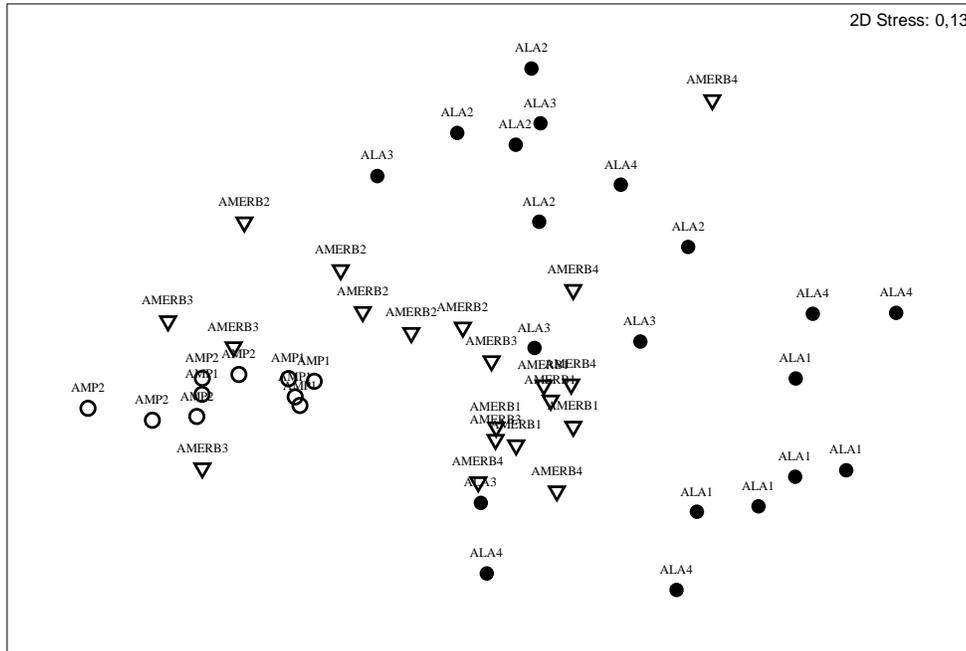


Figura 4. Representación gráfica (nMDS) de la similitud entre los ensambles de fauna asociada a discos de adhesión de *Lessonia nigrescens* por tipo de estrategia de conservación (Áreas Marinas Protegidas: AMP, Áreas de Manejo: AMERB, Áreas de Libre Acceso: ALA), y sitio de estudio (ver nomenclatura de la Tabla 1).

Tabla 3. Resultado del Análisis de Similitud (ANOSIM) comparando los ensambles de la fauna asociada a discos de adhesión de *L. nigrescens* entre estrategias de conservación (ALA: Área de Libre Acceso, AMERB: Área de Manejo, y AMP: Área Marina Protegida). El valor *P* destacado en negrita indica diferencias significativas.

Comparación entre tipo de administración pesquera	Estadístico R	Nivel de significancia (valor <i>P</i>)
AMP vs ALA	0,657	< 0,001
AMP vs AMERB	0,341	< 0,001
AMERB vs ALA	0,193	< 0,001

gens (Santelices *et al.*, 1980; Santelices, 1982; Cancino & Santelices, 1981, 1984; Vásquez & Santelices, 1990; Thiel & Vásquez, 2000; Vásquez *et al.*, 2001), y es representativa de discos grandes (volumen >1.250 cc; Vásquez & Santelices, 1984). En cambio, la composición y abundancia de la fauna asociada en ALA estaría significativamente modificada debido a la alta presión de cosecha que se ejerce sobre las praderas de *L. nigrescens* en estas áreas del norte de Chile (Vega *et al.*, 2014). La fauna asociada a los discos en AMERB mantiene una biodiversidad y estructura comunitaria relativamente similar a la encontrada en los discos de AMP, con algunas diferencias relacionadas con el proceso de agregación gradual de especies en los discos que puede ser afectado por la estacionalidad y el biotopo donde crece la planta (Thiel & Vásquez, 2000; Vásquez *et al.*, 2001; Vásquez & Vega, 2005). En

general, la correcta aplicación de las recomendaciones de manejo (*i.e.*, ralear la pradera, cosechar plantas adultas completas y rotar áreas), permite la sustentabilidad del recurso y la conservación de la fauna asociada a las praderas en AMERB. Este resultado concuerda con lo señalado por otros estudios, donde se muestra que las áreas de manejo contribuyen a la conservación de la biodiversidad de las praderas de algas pardas; en áreas de libre acceso a la pesquería, en cambio, la biodiversidad está en constante riesgo por sobre-explotación del hábitat al cual se asocian (Almanza & Buschmann, 2013; Molina *et al.*, 2014).

Un total de 33 especies de invertebrados contribuyen al 90% de las diferencias en la composición y abundancia de la fauna asociada a discos de *L. nigrescens* proveniente de los sitios con distinto tipo de estrategia de conservación de recursos pesqueros. En general, los discos en ALA tienen una menor riqueza de especies, biodiversidad y abundancia de organismos que los discos en AMERB y AMP, y la estructura comunitaria es más variables en estos hábitats biogénicos. No obstante, en AMERB y ALA la fauna asociada presenta algún grado de sobreposición de especies debido a que la sucesión ecológica en los discos sigue un patrón común de agregación gradual de especies (Vásquez & Santelices, 1984; Thiel & Vásquez, 2000; Ortega *et al.*, 2014). Las comunidades con escasa riqueza de especies, biodiversidad y abundancia de organismos son características de discos de plantas juveniles de *L. nigrescens* (Santelices, 1982;

Tabla 4. Análisis de Similitud Porcentual (SIMPER) de las especies que aportan diferencias en composición y abundancia de invertebrados asociados a discos de *Lessonia nigrescens* entre estrategias de conservación (ALA: Área de Libre Acceso, AMERB: Área de Manejo, y AMP: Área Marina Protegida). El porcentaje de corte entre pares de comparaciones fue mayor al 50%. \bar{x} Dis: disimilitud promedio; % Contrib: contribución porcentual de disimilitud general entre discos según tipo de estrategia de conservación.

Especie	AMP vs ALA		AMERB vs ALA		AMP vs AMERB	
	\bar{x} Dis	% Contrib	\bar{x} Dis	% Contrib	\bar{x} Dis	% Contrib
Syllidae indet.	6,48	9,31	4,21	6,76	3,97	7,61
<i>Brachidontes granulata</i>	6,74	9,69	2,89	4,64	4,80	9,20
<i>Semimytilus algosus</i>	5,18	7,45	4,98	7,99	2,78	5,33
Anthozoa indet. sp. 1	4,03	5,80	3,59	5,76	3,37	6,46
Spionidae indet.	4,22	6,07	3,25	5,22	2,56	4,91
<i>Pachycheles grossimanus</i>	2,74	3,94	2,12	3,41	1,43	2,74
<i>Jaeropsis</i> sp.	1,97	2,84	2,27	3,64	1,63	3,12
<i>Scurria scurra</i>	2,18	3,14	2,32	3,72		
Nereididae indet.	1,92	2,76	2,58	4,13		
Harpacticoidea indet.			3,09	4,96	1,33	2,54
Cirratulidae indet.					1,48	2,84
Nematoda indet. sp. 1					1,46	2,79
<i>Aulacomya atra</i>					1,35	2,58
Total		51,00		50,23		50,12

Vásquez & Santelices, 1984, 1990). Considerando que las plantas adultas en ALA corresponden en su mayoría a discos juveniles fusionados (Oróstica *et al.*, 2014), es posible que los ensamblajes de invertebrados asociados representen estados sucesionales más tempranos que los encontrados en AMERB ó AMP. La fauna asociada en ALA está caracterizada por especies pioneras dentro de la sucesión ecológica descrita para este tipo de hábitats, como bivalvos (*e.g.*, *B. granulata*, *S. algosus*), porcelánidos (*e.g.*, *P. grossimanus*), anfípodos y poliquetos (Vásquez & Santelices, 1984), configurando una fauna típica de discos juveniles (Ortega *et al.* 2014). En cambio en AMERB y AMP, otros organismos representativos en abundancia dentro de los discos coexisten con las especies pioneras, tales como patelogastrópodos (*e.g.*, *S. scurra*), decápodos (*e.g.*, *Acanthocyclus gayi*), y gusanos nemertinos caracterizando discos grandes con una fauna diversa y propia de plantas adultas (Santelices, 1982; Vásquez & Santelices, 1984). En discos grandes también es común encontrar diferentes especies residentes que tienen abundancias relativas altamente variables entre discos de una misma localidad (*e.g.*, peracáridos; Thiel & Vásquez, 2000). Estas especies accesorias aumentan la variabilidad en composición y abundancia de la fauna asociada en ALA, y es otra evidencia de la modificación del proceso de colonización y agregación gradual de especies predicho para este tipo de hábitats, lo cual también requiere de más investigación.

Las características del biotopo (*e.g.*, pendiente, fuerza del oleaje, disponibilidad de nutrientes) determinan el crecimiento de las algas en la pradera (Santelices, 1982, Santelices & Ojeda, 1984), y el tiempo requerido para que la colonización y agregación gradual de especies alcance niveles de saturación en los discos de *Lessonia* (Thiel & Vásquez, 2000; Vásquez *et al.*, 2001). Estas cualidades son sensibles a perturbaciones antrópicas locales (*e.g.*, descarga al mar de aguas servidas, riles y residuos mineros; Smith *et al.*, 2000; Anderson *et al.*, 2005; Vásquez & Vega, 2005), que junto al uso estacional y diferencial de este hábitat biogénico por los invertebrados (*e.g.*, reproducción, desove, reclutamiento), pueden modificar espacial y temporalmente la composición y abundancia de la fauna asociada a discos de *L. nigrescens* (Vásquez & Santelices, 1984). En cambio, la cosecha está dirigida exclusivamente a la fracción adulta de la población, que bajo un escenario de alta presión extractiva modifica la dinámica de las poblaciones, morfología de las plantas y sucesión ecológica de la fauna asociada al disco. Aunque varios estudios han demostrado experimentalmente las implicancias ecológicas de la remoción de *Lessonia* (Santelices, 1982; Vásquez & Santelices, 1990; Oróstica *et al.*, 2014), el barroteo de plantas adultas es una de las recomendaciones del plan de manejo (Vásquez *et al.*, 2012; Tapia *et al.*, 2013). En términos pesqueros, la biota asociada a algas pardas clasifica como fauna acompañante (Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, 2001), y dada su condición incidental corresponde a un caso muy particular de

descarte pesquero que no está catalogado. Así, este es el primer estudio que documenta el efecto de la pesquería de algas pardas sobre la fauna acompañante, el cual es severo en áreas de libre acceso. La manera más adecuada de mitigar este impacto pesquero es aplicando correctamente las recomendaciones y acciones establecidas en el plan de manejo, y monitoreando la integridad de las praderas con indicadores ecológicos fáciles de medir y comunicar a los usuarios.

¿Es la fauna asociada a discos de adhesión un indicador de integridad ecológica de praderas explotadas de *L. nigrescens*? Los discos de adhesión de algas pardas representan una extensión del paisaje (Cancino & Santelices, 1981, 1984; Christie *et al.*, 2009); que en el caso de *L. nigrescens*, alberga casi el 80% de las especies de invertebrados que habitan el entorno intermareal rocoso de la pradera (Vásquez *et al.*, 2001). Lo anterior, junto con la sensibilidad de este microecosistema a la presión de cosecha permiten utilizarlo como un indicador ecológico para monitorear la integridad de praderas explotadas de *Lessonia*. Hay varias razones para proponer esto: a) el disco de adhesión es una unidad de muestreo natural representativa de la fauna intermareal, replicable y comparable (Vásquez & Vega, 2005); b) las especies que usan este hábitat son relativamente fáciles de identificar y de contar en el laboratorio (Vásquez *et al.*, 2001), al menos a nivel de taxa superiores o más representativos (Anderson *et al.*, 2005); c) es una comunidad ecológica que puede adquirir interés público a través de procesos participativos de ciencia ciudadana y educación escolar (Thiel *et al.*, 2014); y d) las respuestas de algunos parámetros comunitarios (*e.g.*, riqueza de especies) y del disco de adhesión (*e.g.*, volumen) a la presión de cosecha son relativamente fáciles de reconocer *in situ* (*e.g.*, discos adhesivos sólidos y compactos con baja biodiversidad).

Aunque todavía se requiere investigar diversos aspectos que podrían potenciar a este indicador ecológico (*e.g.*, especies indicadoras, grupos funcionales), su aplicación *in situ* es simple y rápida de ejecutar. El indicador puede ser evaluado estimando la frecuencia porcentual de plantas barreteadas con discos sólidos y compactos en los tendedores de algas comúnmente ubicados en la playa frente a la pradera. La compactación del disco es una representación cualitativa de la disminución de la fauna asociada a *L. nigrescens* como consecuencia de la presión de cosecha. Por ejemplo, la frecuencia de discos con morfología compacta en tendedores de algas ubicados en distintas áreas de libre acceso en Atacama fluctuó entre 47 y 55% (Vega, 2015), sugiriendo una potencial pérdida de la integridad ecológica en las praderas explotadas de *L. nigrescens* en esta región. Para establecer la magnitud del efecto se utilizó como punto

de referencia límite una pradera ubicada en AMP (*i.e.*, Isla Chañaral), donde la frecuencia de discos compacto es mínima, representa el 5% de la población, y sólo aparece en plantas juveniles (Vega, 2015). La implementación de este indicador ecológico requiere de un presupuesto mínimo, y el seguimiento puede ser ejecutado por los propios pescadores ó por cualquier persona interesada en realizar el monitoreo, después de un breve entrenamiento básico.

Este estudio proporciona nuevos antecedentes sobre el efecto que producen las perturbaciones antrópicas como la explotación comercial de algas pardas en las comunidades litorales marinas. Los resultados muestran que los discos de adhesión de *Lessonia* en praderas explotadas mantienen las propiedades descritas para estos microecosistemas, siempre y cuando se apliquen las recomendaciones de manejo indicadas en el plan (*e.g.*, AMERB, Vásquez *et al.*, 2012). Ignorarlas pone en riesgo la sustentabilidad del recurso, la conservación de la biota asociada y la integridad ecológica de las praderas explotadas. La explotación de algas pardas en áreas de libre acceso cubre extensas zonas costeras del norte de Chile (Vásquez, 2008) y la presión de cosecha que se ejerce sobre las praderas allí ubicadas podría inducir a cambios desconocidos en la estructura y organización de las comunidades litorales. En el futuro, el uso de la fauna asociada a los discos de adhesión de *L. nigrescens* como un indicador ecológico para monitorear la integridad de praderas explotadas de algas pardas permitiría explicar mejor las implicancias ecológicas que esta actividad pesquera artesanal tiene sobre las praderas naturales, considerando también que la cosecha de algas pardas está en expansión hacia las costas de la zona centro y sur de Chile.

AGRADECIMIENTOS

JMAV agradece a la Universidad Católica del Norte (UCN) y a la Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica (CONICYT, Beca N° 21110630) la beca de estudio en el Programa de Doctorado en Biología y Ecología Aplicada – UCN (Coquimbo, Chile). JMAV agradece a los equipos de la consultora ECOS y al Centro de Estudios de Sistemas Sociales-CESSO la ayuda prestada en terreno. Este estudio fue financiado por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura a través de los Proyectos: ID N° 4728-132-LE13, ID N° 4728-133-LE13 y FIP 2014-17.

REFERENCIAS

Almanza, V. & A.H. Buschmann. 2013. The ecological importance of *Macrocystis pyrifera* (Phaeophyta)

- forests towards a sustainable management and exploitation of Chilean coastal benthic co-management areas. *Int. J. Environ. Sustain. Develop.*, 12(4): 341-360.
- Anderson, M.J., C.E. Diebel, W.M. Blom & T.J. Landers. 2005. Consistency and variation in kelp holdfast assemblages: spatial patterns of biodiversity for the major phyla at different taxonomic resolutions. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 320(1): 35-56.
- Bixler, H.J. & H. Porse. 2011. A decade of change in the seaweed hydrocolloids industry. *J. Appl. Phycol.*, 23(3): 321-335.
- Bracken, M.E., B.E. Bracken & L.D. Rogers-Bennett. 2007. Species diversity and foundation species: potential indicators of fisheries yields and marine ecosystem functioning. *CalCOFI Rep.*, 48: 82-91.
- Cancino, J. & B. Santelices. 1981. Ecological importance of kelp-like holdfasts as a habitat of invertebrates in central Chile. II. Factors affecting community organization. In: T. Levring (ed.). Xth International Seaweed Symposium. Walter de Gruyter & Co, New York, pp. 241-246.
- Cancino, J.M. & B. Santelices. 1984. Importancia ecológica de los discos adhesivos de *Lessonia nigrescens* Bory (Phaeophyta) en Chile central. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 56: 23-33.
- Carignan, V. & M.A. Villard. 2002. Selecting indicators species to monitor ecological integrity: a review. *Environ. Monit. Assess.*, 78: 45-61.
- Clarke, K.R. & R.N. Gorley 2006. Primer v6: user manual/tutorial. PRIMER-E. Plymouth, 193 pp.
- Clarke, K.R., P.J. Somerfield & M.G. Chapman. 2006. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 330: 55-80.
- Christie, H., K.M. Norderhaug & S. Fredriksen. 2009. Macrophytes as habitat for fauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 396(9): 221-233.
- Dale, V.H. & S.C. Beyeler. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecol. Indic.*, 1(1): 3-10.
- 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). *J. Phycol.*, 48(5): 1153-1165.
- Koehl, M.A.R. 1999. Ecological biomechanics of benthic organism: life history, mechanical design and temporal patterns of mechanical stress. *J. Exp. Biol.*, 202: 3469-3476.
- Milligan, K.L.D. & R.E. DeWreede. 2000. Variations in holdfast attachment mechanics with developmental stage, substratum-type, season, and wave-exposure for the intertidal kelp species *Hedophyllum sessile* (C. Agardh) Setchell. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 254: 189-209.
- Molina, P., F.P. Ojeda, M. Aldana, V.M. Pulgar, M.R. García-Huidobro & J. Pulgar. 2014. Spatial and temporal variability in subtidal macro invertebrates diversity patterns in a management and exploitation area for benthic resources (MEABRs). *Ocean Coast. Manage.*, 93: 121-128.
- Niemi, G.J. & M.E. McDonald. 2004. Application of ecological indicators. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Sci.*, 35: 89-111.
- 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 berteriana* kelp in northern Chile. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 511: 71-82.
- Ortega, K.J., C.A. Sáez & E.C. Macaya. 2014. Changes in invertebrate assemblages inhabiting *Lessonia spicata* (Phaeophyceae) holdfasts after the 2010 earthquake-mediated coastal uplift in Chile. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.*, 49(1): 129-134.
- Quinn, G.P. & M.J. Keough. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Cambridge, 553 pp.
- Rodríguez, D., M.H. Oróstica & J.A. Vásquez. 2014. Coalescence in wild organisms of the intertidal population of *Lessonia berteriana* in northern Chile: management and sustainability effects. *J. Appl. Phycol.*, 26(2): 1115-1122.
- Santelices, B. 1982. Bases biológicas para el manejo de *Lessonia nigrescens* (Phaeophyta, Laminariales) en Chile central. *Monogr. Biol.*, 2: 135-150.
- Santelices, B. & F.P. Ojeda. 1984. Recruitment, growth and survival of *Lessonia nigrescens* (Phaeophyta) at various tidal levels in exposed habitats of central Chile. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 19(1): 73-82.
- Santelices, B., J.C. Castilla, J. Cancino & P. Schmiede. 1980. Comparative ecology of *Lessonia nigrescens* and *Durvillaea antarctica* (Phaeophyta) in central Chile. *Mar. Biol.*, 59(2): 119-132.
- Stagnol, D., M. Renaud & D. Davoult. 2013. Effects of commercial harvesting of intertidal macroalgae on ecosystem biodiversity and functioning. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 130: 99-110.
- Smith, S.D. 2000. Evaluating stress in rocky shore and shallow reef habitats using the macrofauna of kelp holdfasts. *J. Aquat. Ecosyst. Stress Recovery*, 7(4): 259-272.
- Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. 2001. Fauna acompañante y descarte: revisión y caracterización. Propuesta de una política nacional. Informe Técnico (R. Pesq.), N°36: 15 pp.

- Tapia, C., C. Olivares, H. Herrera, I. Núñez, L. Rodríguez & A. Vega. 2013. Diseño, operación y asesoría al plan de manejo de algas pardas, III Región de Atacama, 2012. Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Informe Final, 183 pp.
- Thiel, M. & J.A. Vásquez. 2000. Are kelp holdfast islands on the ocean floor? Indication for temporarily closed aggregations of peracarid crustaceans. *Hydrobiologia*, 440(1-3): 45-54.
- Thiel, M., M.P. Penna-Díaz, G. Luna-Jorquera, S. Salas, J. Sellanes & W. Stotz. 2014. Citizen scientists and marine research: volunteer participants, their contributions, and projection for the future. *Oceanogr. Mar. Biol.*, 52: 257-314.
- Vásquez, J.A. 1995. Ecological effects of brown seaweed harvesting. *Bot. Mar.*, 38(1-6): 251-258.
- Vásquez, J.A. 2008. Production, use and fate of Chilean brown seaweeds: re-sources for a sustainable fishery. *J. Appl. Phycol.*, 20(5): 457-467.
- 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.
- Vásquez, J.A. & B. Santelices. 1990. Ecological effects of harvesting *Lessonia* (Laminariales, Phaeophyta) in central Chile. *Hydrobiologia*, 204(1): 41-47.
- 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. In: E. Figueroa (ed.). *Biodiversidad marina: valoración, uso y perspectivas. ¿Hacia dónde va Chile?* Editorial Universitaria, Santiago, pp. 429-450.
- Vásquez, J.A., D.A. Véliz & L.M. Pardo. 2001. Biodiversidad bajo las grandes algas. In: K. Alveal & T. Antezana (eds.). *Sustentabilidad de la biodiversidad. Un problema actual, bases científico-técnicas, teorizaciones y perspectivas*. Ediciones Universidad de Concepción, Concepción, pp. 293-308.
- 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". *J. Appl. Phycol.*, 24(3): 417-426.
- Vega, J.M.A. 2015. Indicadores para el monitoreo de la integridad ecológica de huirales explotados del complejo *Lessonia nigrescens* en el norte de Chile. Tesis, Universidad Católica del Norte, Coquimbo, 249 pp.
- Vega, J.M.A., B.R. Broitman & J.A. Vásquez. 2014. Monitoring the sustainability of *Lessonia nigrescens* (Laminariales, Phaeophyceae) in northern Chile under strong harvest pressure. *J. Appl. Phycol.*, 26(2): 791-801.
- Wernberg, T. 2005. Holdfast aggregation in relation to morphology, age, attachment and drag for the kelp *Ecklonia radiata*. *Aquat. Bot.*, 82: 168-180.

Received: 3 April 2015; Accepted: 13 June 2016

Anexo 1. Fauna asociada a discos de adhesión de *Lessonia nigrescens* por tipo de estrategia de conservación (ALA: área de libre acceso, n = 20; AMERB: área de manejo, n = 20; AMP: área marina protegida, n = 10). (\bar{x} : promedio, DS: desviación estándar, números en superíndice: ¹juveniles, ²larvas).

TAXA	AMP		AMERB		ALA	
	\bar{x}	DS	\bar{x}	DS	\bar{x}	DS
PORIFERA						
Porifera indet.	0,1	0,3	0,1	0,3	0,1	0,2
CNIDARIA						
Anthozoa						
<i>Anthothoe chilensis</i> (Lesson, 1830)			0,4	1,1	0,1	0,2
<i>Phymactis clematis</i> (Drayton, 1846)	0,6	1,1	0,2	0,5	0,2	0,4
Anthozoa indet. sp.1	85,5	71,8	47,4	110,8	16,9	27,7
Anthozoa indet. sp.2	0,3	0,7	0,1	0,3		
PLATYHELMINTHES						
Turbellaria						
Turbellaria indet.			0,1	0,2		
NEMATODA						
Nematoda indet.	18,1	8,3	9,5	22,4	5,2	5,9
NEMERTINA						
Anopla						
Nemertina indet. sp.1	4,5	4,7	1,4	1,9	1,5	2,7
Nemertina indet. sp.2	0,5	0,8	0,4	1,0		
<i>Lineus atrocaeruleus</i> (Schmarda, 1859)	0,2	0,4	0,2	0,4	0,1	0,3
ANNELIDA						
Polychaeta						
Cirratulidae indet.	16,4	10,5	3,8	8,4	3,1	8,0
Eunicidae indet.	1,1	2,0	1,6	3,7	1,2	3,1
Glyceridae indet.			0,1	0,2		
Hesionidae indet.	4,3	3,2	1,6	4,2	0,6	1,4
Lumbrineridae indet.	5,0	6,0	6,2	8,2	2,9	3,9
Nereididae indet.	26,7	16,7	22,8	23,3	10,7	13,0
Orbiniidae indet.	1,8	2,6	9,1	13,4	3,7	6,6
<i>Phragmatopoma virgini</i> Kinberg, 1866	1,8	2,1	3,6	7,5	0,9	1,2
phyllococidae indet.	6,6	4,7	1,7	3,6	1,5	2,8
Polynoidae indet.	2,1	2,0	0,9	1,2	0,5	0,8
Sabellidae indet.	9,8	4,8	13,9	14,7	3,9	5,4
Spionidae indet.	82,1	41,7	43,9	54,1	9,5	7,0
Syllidae indet.	186,6	25,0	63,0	55,7	18,6	13,9
Terebellidae indet.	0,1	0,3				
MOLLUSCA						
Bivalvia						
<i>Aulacomya ater</i> (Molina, 1782)	13,9	7,7	1,9	5,1	2,9	6,3
<i>Brachidontes granulata</i> (Hanley, 1843)	182,1	72,6	33,7	37,3	12,4	10,9
<i>Entodesma cuneata</i> (Gray, 1828)	0,1	0,3	0,3	0,7	0,1	0,2
<i>Perumytilus purpuratus</i> (Lamarck, 1819)			0,2	0,7	0,1	0,2
<i>Semimytilus algosus</i> (Gould, 1850)	159,8	132,0	75,6	65,1	33,0	56,9
Veneridae indet. ¹	0,3	0,9	0,3	1,3		
Gastropoda						
<i>Acanthina monodon</i> (Pallas, 1774)	0,1	0,3				
<i>Calyptrea trochiformis</i> Lamarck, 1804	8,8	9,1	1,4	1,9	1,3	2,1
<i>Concholepas concholepas</i> (Bruguière, 1789)	0,5	0,7	0,4	0,9	0,2	0,4
<i>Fissurella costata</i> Lesson, 1831			0,3	0,4		
<i>Fissurella crassa</i> Lamarck, 1822	0,2	0,4	0,1	0,2	0,1	0,2
<i>Fissurella</i> sp. ¹	0,4	0,5	0,7	1,7	0,2	0,4
<i>Prisogaster niger</i> (Wood, 1828)	1,2	2,1	1,8	4,0		

Continuación

TAXA	AMP		AMERB		ALA	
	\bar{x}	DS	\bar{x}	DS	\bar{x}	DS
<i>Scurria scurra</i> (Lesson, 1831)	23,8	9,3	18,2	10,5	4,7	5,3
<i>Scurria variabilis</i> (Sowerby, 1839)	0,2	0,4	0,1	0,3		
<i>Scurria viridula</i> (Lamarck, 1822)	0,2	0,4				
<i>Tegula atra</i> (Lesson, 1830)	2,9	6,3				
<i>Tegula luctuosa</i> (d'Orbigny, 1841)	0,5	1,1	0,7	1,2	0,1	0,3
Polyplacophora						
<i>Acanthopleura echinata</i> (Barnes, 1824)	0,5	0,7	0,2	0,5	0,1	0,3
<i>Chaetopleura peruviana</i> (Lamarck, 1819)	0,7	1,6	0,2	0,4		
<i>Chiton granosus</i> Frembly, 1827			0,3	0,6	0,2	0,7
<i>Chiton magnificus</i> Deshayes, 1827			0,3	0,7	0,1	0,2
Chitonidae indet. ¹	3,4	2,9	1,3	1,6	0,3	0,4
<i>Enoplochiton niger</i> (Barnes, 1824)	0,3	0,5	0,3	0,8	0,3	1,3
<i>Tonicia atrata</i> (Sowerby, 1840)			0,1	0,3		
<i>Tonicia</i> sp. ¹	0,5	1,0	1,5	5,1	0,4	0,6
ARTHROPODA						
Malacostraca						
Decapoda						
<i>Acanthocycclus gayi</i> Lucas, 1844	15,9	9,0	8,4	4,5	2,4	2,4
<i>Acanthocycclus hassleri</i> Rathbun, 1898	3,4	1,7	0,7	1,2	0,3	0,7
<i>Allopetrolisthes angulosus</i> (Guérin, 1835)	3,3	3,7	0,2	0,7	0,1	0,4
<i>Allopetrolisthes punctatus</i> (Guérin, 1835)	5,5	5,3	1,5	3,2	0,6	1,1
<i>Alpheus inca</i> Wicksten & Méndez, 1981	0,1	0,3	0,2	0,5	0,1	0,3
<i>Betaeus truncatus</i> Dana, 1852	0,2	0,4	0,2	0,5		
<i>Betaeus emarginatus</i> (Milne Edwards, 1837)	0,1	0,3	0,1	0,3	0,1	0,2
Brachiura indet. ¹	8,9	9,0	3,7	5,0	0,3	0,9
Porcelanidae indet. ¹	10,5	11,7	3,3	6,6	0,6	1,5
<i>Pachycheles grossimanus</i> (Guérin, 1835)	33,9	19,3	16,4	10,4	4,3	4,5
<i>Petrolisthes tuberculatus</i> (Guérin, 1835)	8,6	6,0	9,1	6,4	2,6	2,6
<i>Petrolisthes tuberculatus</i> (Milne Edwards, 1837)	1,2	1,4	0,4	1,1	0,1	0,2
<i>Pilumnoides perlatus</i> (Poëppig, 1836)	5,5	6,2	0,9	1,5	0,2	0,4
<i>Synalpheus spinifrons</i> (Milne-Edwards, 1837)	9,2	4,2	2,4	3,3	1,0	1,3
<i>Taliepus marginatus</i> (Bell, 1835)	0,7	1,1	0,3	0,5	0,3	0,5
Amphipoda						
Corophiidae indet.	10,9	5,4	4,8	4,0	1,5	2,0
Gammaridea indet. sp.2	0,3	0,9	1,6	6,9	0,2	0,7
Gammaridea indet. sp.3	17,0	14,9	12,8	21,4	4,7	12,0
Gammaridea indet. sp.5	3,6	8,3	4,9	15,2	0,8	1,9
Gammaridea indet. sp.6	7,3	12,5	1,4	2,5	7,5	12,3
Gammaridea indet. sp.8	1,6	5,1	0,2	0,9	0,8	3,6
Isopoda						
<i>Jaeropsis</i> sp.	24,3	21,2	23,4	40,1	8,3	8,9
Sphaeromatidae indet.	4,8	5,5	4,8	4,9	2,3	4,2
<i>Limnoria chilensis</i> Menzies, 1962	2,0	3,3	0,3	0,6	0,2	0,9
<i>Amphoroidea typa</i> H. Milne Edwards, 1840			0,3	0,7	1,0	1,7
Munnidae indet.	0,6	0,8	1,9	3,1	0,3	1,1
Tanaidacea						
Tanaidacea indet. sp.1	5,8	6,9	26,3	96,3	3,8	6,8
Tanaidacea indet. sp.2	4,3	7,9	5,0	10,8	1,1	2,9
Tanaidacea indet. sp.3					0,7	1,7
Cirripedia						
<i>Austrorhynchus psittacus</i> (Molina, 1788)	1,2	1,6	0,9	1,5	0,2	0,5
<i>Verruca laevigata</i> (Sowerby, 1827)	5,9	6,5	0,2	0,7	0,2	0,7
<i>Balanus laevis</i> Bruguière, 1789	4,5	3,8	3,3	4,9	2,6	3,2

Continuación

TAXA	AMP		AMERB		ALA	
	\bar{x}	DS	\bar{x}	DS	\bar{x}	DS
Maxillopoda						
Copepoda Harpacticoida indet.	10,6	10,9	27,4	35,4	3,7	7,6
Copepoda Cyclopoidea indet.	2,2	3,8	2,4	9,0		
Insecta						
Insecta indet. ²	0,1	0,3	0,1	0,2		
Pygogonida						
Pygogonida indet.	0,2	0,4	0,5	1,2		
ECHINODERMATA						
Holothuroidea						
<i>Athyonidium chilensis</i> (Semper, 1868) ¹	0,4	0,5	0,7	1,1	0,1	0,3
Echinoidea						
<i>Tetrapyrgus niger</i> (Molina, 1782) ¹	0,4	1,0	0,4	1,3	0,1	0,2
<i>Loxechinus albus</i> (Molina, 1782) ¹	0,3	0,7	0,2	0,5	0,1	0,3
Asteroidea						
<i>Heliaster helianthus</i> (Lamarck, 1816) ¹	0,1	0,3	0,1	0,2		
<i>Meyenaster gelatinosus</i> (Meyen, 1834) ¹			0,1	0,3		
<i>Stichaster striatus</i> Müller & Troschel, 1840 ¹	0,2	0,4	0,1	0,3	0,1	0,2
UROCHORDATA						
Ascidiacea						
<i>Pyura chilensis</i> Molina, 1782	1,0	1,5	0,9	2,0	0,1	0,2
Ascidiacea indet.	0,7	1,6	0,4	0,7	0,3	1,1