



MATERIAL COMPLEMENTARIO

NAVARRETE et al. (2010) *Revista Chilena de Historia Natural* 83: 143-157.**Monitoreo de largo plazo en el ecosistema marino costero de Las Cruces, Chile: Definiendo líneas base para construir alfabetización ecológica en un mundo que cambia**

Long-term monitoring of coastal ecosystems at Las Cruces, Chile: Defining baselines to build ecological literacy in a world of change

SERGIO A. NAVARRETE*, STEFAN GELCICH & JUAN C. CASTILLA

Estación Costera de Investigaciones Marinas, Center for Advanced Studies in Ecology and Biodiversity, & Laboratorio Internacional de Cambio Global (LINCGlobal, CSIC-PUC) Pontificia Universidad Católica de Chile, Casilla 114-D, Santiago, Chile

* Corresponding author: snavarrete@bio.puc.cl

RESUMEN

Los ambientes marinos costeros están siendo impactados en forma creciente por las actividades humanas. Además, perturbaciones asociadas a cambios climáticos pueden producir cambios dramáticos e irreversibles en estos ecosistemas. El monitoreo de largo plazo juega un rol fundamental e irremplazable para establecer líneas-base sobre las cuales podemos establecer impactos actuales y futuros y distinguir entre cambios antropogénicos y fluctuaciones naturales. En este estudio resaltamos cómo el monitoreo de más de 25 años en la reserva marina costera no extractiva de Las Cruces ha entregado información crítica sobre líneas-bases ecológicas y ha ayudado a comprender ecosistemas costeros para su manejo y conservación. Planteamos que este conocimiento sólo puede ser adquirido a través del monitoreo simultáneo en zonas de reservas y en zonas impactadas por el humano (de libre acceso), en conjunto con estudios experimentales complementarios para poner a prueba hipótesis acerca de los procesos y mecanismos que subyacen a los patrones observados. En este artículo seleccionamos cuatro ejemplos para ilustrar patrones temporales de largo plazo en todos los niveles tróficos, incluyendo taxa que van desde las macroalgas a las aves marinas. De estas experiencias surgen algunas lecciones generales: a) existe una coocurrencia de respuestas ecológicas rápidas y lentas frente a la exclusión de humanos en la misma comunidad costera rocosa. Las marcadas diferencias entre las tasas de recuperación de poblaciones afectadas son al menos en parte dependientes de las historias de vida (capacidad de dispersión) de éstas. b) El monitoreo de largo plazo del “abastecimiento” de nuevos individuos (reclutamiento) en comunidades marinas es crítico para evaluar la potencial retroalimentación de cambios en abundancia local sobre la llegada de nuevos individuos y de esta forma evaluar correctamente perturbaciones ambientales o antrópicas. c) Cambios inesperados en dinámicas poblacionales pueden ocurrir en módulos aparentemente independientes del ecosistema litoral, como lo son las aves marinas que descansan o anidan al interior de la reserva. Adicionalmente, discutimos la forma en la cual datos ecológicos generados a partir de monitoreos de largo plazo fueron institucionalizados en un artículo de la ley de pesca y acuicultura. Al mismo tiempo resaltamos el desfase entre el conocimiento adquirido de los estudios de largo plazo en reservas marinas e instrumentos de conservación marina implementados por algunas agencias de gobierno en Chile. Concluimos señalando que la información proveniente de monitoreos de largo plazo ha resultado esencial para comprender cómo los ambientes marinos responden a disturbios naturales o antropogénicos, sin embargo el financiamiento de estos programas, que generalmente no tienen grandes ganancias en el corto plazo para las agencias de financiamiento, continúa siendo un gran desafío tanto en países desarrollados como los en vías de desarrollo.

Palabras clave: conservación, especies clave, estructura comunitaria, legislación, reservas marinas.**ABSTRACT**

Marine coastal habitats are being increasingly impacted by human activities. In addition, there are dramatic climatic disruptions that could generate important and irreversible shifts in coastal ecosystems. Long-term monitoring plays a fundamental and irreplaceable role to establish general baselines from which we can better address current and future impacts and distinguish between natural and anthropogenic changes and fluctuations. Here we highlight how over 25 years of monitoring the coastal marine ecosystem within the no-take marine protected area of Las Cruces has provided critical information to understand ecological baselines and build the necessary ecological literacy for marine management

and conservation. We argue that this understanding can only be gained with simultaneous monitoring of reserves and human-impacted areas, and the development of complementary experimental studies that test alternative hypothesis about driving processes and mechanisms. In this contribution we selected four examples to illustrate long-term temporal fluctuations at all trophic levels including taxa from algae to sea birds. From these examples we draw a few general lessons: a) there is co-occurrence of rapid- and slowly- unfolding ecological responses to the exclusion of humans within the same rocky shore community. The sharp differences in the pace at which depleted populations recover is at least partly related to differences in life history (dispersal capabilities) of the targeted species. b) Long-term monitoring of the supply-side of marine communities is critical to evaluate the potential feedback effects of local changes in abundance into the arrival of new individuals and to correctly evaluate environmental and human-induced perturbations. c) Unexpected changes in local population dynamics can occur in “independent” and apparently non-interactive modules of the marine ecosystem, such as roosting sea birds inside the reserve. In addition we discuss the way in which ecological data generated from long-term monitoring at marine reserves was institutionalized in a national marine management policy. At the same time, we highlight the mismatch between the gained scientific information and principles from these studies and the current concept of marine protected areas that is being implemented by some government agencies in Chile. Information from long term monitoring programs has proved essential to understand how marine environments respond to anthropogenic and/or natural disturbances, however funding these schemes, which generally have no short term gains for funding agencies in both developing and developed countries, still remain a major challenge.

Key words: community structure, conservation, keystone species, marine reserves, policy.

INTRODUCCION

La pregunta importante hoy en día no es si acaso los ecosistemas marinos costeros han sido severamente transformados durante cientos de años por los humanos, si no que saber de qué forma han sido transformados, cuáles componentes y atributos han experimentado cambios irreversibles, y cómo de aquí en adelante utilizamos el conocimiento científico para minimizar las pérdidas del pasado y futuras. La idea de océanos inagotables con capacidades amortiguadoras ilimitadas, que muchos de nosotros aprendimos en la escuela, ya no es válida. Hoy en día, políticos y administradores de recursos están forzados a establecer objetivos de conservación y manejo utilizando una visión a corto plazo, lo que en un mundo donde los puntos de referencia están en un lento pero continuo cambio (Pauly 1995, Dayton et al. 1998, Jackson et al. 2001, Myers & Worm 2003), nos permite ser más optimistas acerca de las condiciones de los ecosistemas costeros y el éxito de las técnicas de manejo y conservación que hemos implementado. Este es un escenario abiertamente pesimista, con el cual algunos ecólogos marinos no estarán de acuerdo. Sin embargo, nuestro argumento es que si queremos proveer información ecológica útil en la conservación, manejo y respuestas bióticas a cambios climáticos, es mejor aceptar el hecho que los ecosistemas marinos, desde la zona de intermareal hasta las fosas abisales, son hoy día muy diferentes a los existentes antes que *Homo sapiens* (L.) desarrollara las primeras herramientas y usaran las costas oceánicas para su subsistencia. Aceptar esta realidad implica retos monumentales cuando se trata de establecer líneas base para la distinción y cuantificación de cambios naturales y antropogénicos (Dayton et al. 1998). En este espinado y polémico esfuerzo (e.g., Worm et al. 2006, Jaenike 2007, Murawski et al. 2007, Worm et al. 2007), áreas de monitoreo a largo plazo juegan un papel fundamental e irremplazable.

Datos de largo plazo sobre variables físicas o biológicas en ecosistemas marinos costeros –variables indicadoras de los hábitats– en el Océano Pacífico son escasos o inexistentes. Mas allá de las limitaciones obvias impuestas por agencias de investigación, las cuales típicamente financian proyectos durante dos a cuatro años, y de la creciente presión por disertaciones doctorales cortas (Dye 1998b), es aparente que otros factores han contribuido al limitado interés demostrado por los ecólogos marinos (incluyendo chilenos) en generar, compilar o analizar datos colectados durante largos periodos (véase Bustamante & Castilla 1987, Duarte et al. 1996, Moreno & Rubilar 1997, Vásquez et al. 2006, para ejemplos chilenos). Nosotros creemos que el fuerte énfasis en manipulaciones experimentales y prueba de hipótesis nulas (Moreno 1984, Camus & Lima 1995, Underwood 2000), particularmente por ecólogos de costas rocosas, se ha visto en algunas ocasiones como contrapuesto en vez de ser críticamente complementario al monitoreo cuantitativo de sistemas biológicos (Castilla 2000, Moreno 2001). Ciertamente, el monitoreo de largo plazo en sistemas marinos es fundamental por varias razones prácticas, pero una de ellas es evaluar la precisión y limitaciones de nuestros modelos ecológicos, muchos de los cuales están basados en condiciones de equilibrio ecológico de largo plazo, pero que son evaluados con muestreos semi-instantáneos de tipo “snapshots”. Las dinámicas e interacciones entre especies que son fundamentales en la estructura y funcionamiento del ecosistema comúnmente ocurren durante largos plazos de tiempo, que no pueden ser detectadas y cuantificadas en estudios de corto tiempo. Aun así, el desarrollo de experimentos complementarios bien diseñados y replicados son esenciales para someter a prueba hipótesis alternativas acerca de los procesos y mecanismos que subyacen los cambios temporales en las variables monitoreadas. A medida que se obtengan datos de largo plazo, probablemente estas hipótesis

tengan que ser reformuladas y reevaluadas por nuevos experimentos. Como mencionamos anteriormente, datos de largo plazo es nuestra única esperanza para establecer puntos de referencia o “benchmarks” significativos -aunque imperfectos- contra los cuales el estado de los océanos pueda ser comparado, y objetivos de manejo y conservación puedan ser establecidos. Aquí, el establecimiento y monitoreo de áreas marinas protegidas (AMP), cuando es comparado con datos de largo plazo sobre costas explotadas (con acceso abierto), nos da una oportunidad para distinguir entre cambios naturales en variables biológicas y ambientales y aquellos producidos por impactos directos causados por explotación humana (Castilla 1999, Carr 2000, Castilla 2000, Castilla et al. 2007a, Barrett et al. 2009). Finalmente, la información biológica de largo plazo y datos ambientales simultáneos representan la única forma de identificar correctamente comportamientos transientes de las tendencias y ciclos de largo plazo (Dye 1998a) y poder desvincular las dinámicas sistémicas internas de fluctuaciones asociadas al clima (Stenseth et al. 2002, Stenseth et al. 2003).

En este trabajo, usamos ejemplos de la reserva no extractiva (“reserva”) de la Estación Costera de Investigaciones Marinas (ECIM) en Las Cruces para ilustrar la importancia de observaciones de largo plazo de sistemas marinos y resaltar la necesidad de crear, mantener y monitorear áreas marinas protegidas no extractivas en Chile. Como no podemos resumir la riqueza de la información ecológica generada en Las Cruces desde su establecimiento en 1982, hemos seleccionado cuatro ejemplos de fluctuaciones temporales que incluyen todos los niveles tróficos, incluyendo taxa desde algas y aves marinas. Aunque por limitaciones de espacio, se ha citado sólo esporádicamente el trabajo experimental que apoya nuestras interpretaciones de los cambios observados en la reserva de ECIM, sin este trabajo experimental complementario nuestra discusión perdería mucho valor científico. Discutimos cómo el conocimiento generado por este programa de monitoreo de largo plazo fue institucionalizado en políticas de manejo y conservación marina. Información proveniente de programas de monitoreo de largo plazo probaron ser esencial para el desarrollo de conciencia ecológica informada sobre cómo ambientes marinos responden a disturbios naturales y/o antropogénicos y cómo pueden ser manejados. Sin embargo, el financiar estos programas de monitoreo no genera réditos a corto plazo para las agencias de investigación y su financiamiento sigue siendo un gran reto tanto en países desarrollados como en vías de desarrollo.

Área Marina Protegida Las Cruces: 25 años monitoreando una reserva marina no extractiva en Chile

La reserva no extractiva ECIM es un sector de 500 m de costa rocosa expuesta a oleaje y diez hectáreas de arrecife rocoso submareal cerrado a pescadores y turistas desde 1982. Los mayores cambios

experimentados desde la exclusión de humanos han sido ampliamente publicados (Castilla & Durán 1985, Oliva & Castilla 1986, Durán & Castilla 1989, Castilla 1993, Botsford et al. 1997, Castilla 1999, Cornelius et al. 2001, Loot et al. 2005), y son similares a los obtenidos en otra área marina protegida en Mehuín, propiedad de la Universidad Austral de Chile, cerca de Valdivia en el sur de Chile (Jara & Moreno 1984, Moreno et al. 1984, Godoy & Moreno 1989). Moreno (2001) provee un análisis de los principales cambios ecológicos observados en la reserva de Mehuín, con numerosos ejemplos de cambios inusuales e imprevistos que fueron documentados gracias a la existencia de registros históricos. Desafortunadamente la reserva de Mehuín fue cerrada en 1991 (Fernandez & Castilla 2005). Esto significa que el área protegida de Las Cruces es hoy por hoy la única reserva marina existente y en funcionamiento en Chile para la cual existe información ecológica y monitoreo a largo plazo.

Los efectos rápidos y duraderos de los procesos locales

Uno de los cambios ecológicos más obvios que tomó lugar dentro de la reserva ECIM luego de la exclusión de humanos fue el incremento en densidad y biomasa del gastrópodo murícido *Concholepas concholepas* (Brugière) (o “loco”, una especie muy cotizada comercial e intensamente extraída por pescadores en áreas de libre acceso y ecológicamente un carnívoro tope que se alimenta preferencialmente de mitílidos (“choritos”) intermareales (Castilla & Durán 1985, Castilla & Paine 1987, Durán & Castilla 1989). Una densidad de cuatro a cinco veces mayor de *Concholepas* dentro de la reserva ECIM, comparada con áreas aledañas explotadas (Fig. 1), derivó en el rápido descenso de los mantos (monocultivos) de la especie de mitílido competitivamente dominante, *Perumytilus purpuratus* (Lamarck), lo que liberó rocas para la colonización y establecimiento de otras especies sésiles, particularmente dos especies de cirripedios *Jehlius cirratus* (Darwin) y *Notochthamalus scabrosus* (Darwin), que se establecieron rápidamente y cubrieron casi todas las superficies rocosas disponibles (Fig. 2). La mayoría de estos cambios intermareales ocurrieron rápidamente y con muy poco retraso a lo largo de todo el litoral protegido de la reserva luego de la exclusión de humanos. Hacia fines de 1985 el paisaje al interior de la reserva era ya dramáticamente diferente a las áreas control fuera de la reserva. En esas áreas, donde los pescadores continuamente extraen especies, la que terminó siendo un “depredador clave” en la comunidad intermareal (Power et al. 1996, Navarrete & Castilla 2003), los choritos continuaron dominando la zona intermareal y los cirripedios y otras especies sésiles (no mostradas aquí) continuaron restringidos a parches dentro de los mantos mono-específicos de *Perumytilus* (Fig. 2). Detalles sobre las cascadas de interacciones y efectos indirectos en todos los niveles tróficos han sido presentados en numerosas publicaciones (Castilla & Durán 1985, Oliva & Castilla 1986, Durán & Castilla 1989, Bustamante & Castilla 1990, Castilla 1999).

El monitoreo continuo del ecosistema costero de Las Cruces por los pasados 25 años demostró una persistencia muy notable del estado modificado, que algunos llamarían “natural”, dentro de la reserva. Primero, la abundancia (cobertura) de los cirripedios dentro de la reserva disminuyó de aproximadamente 80 % a 50-60 % para 1989 (Fig. 2), parcialmente como respuesta a competencia con macroalgas y parcialmente debido a la depredación intensificada por parte de locos (*Concholepas concholepas*) y otros depredadores (soles de mar) cuando los chorritos escasearon (Durán & Castilla 1989, Castilla 1999). A partir de 1989 la población de cirripedios ha fluctuado, sin un patrón definido o periodicidad, entre aproximadamente 50-60 % por los pasados 18 años sin existir señales de disminución (Fig. 2). Después de una eliminación casi total de los chorritos dentro de la reserva, cayendo de una completa dominancia a menos del 10 % en 1984, la población no se ha recuperado en 23 años, a pesar de fluctuaciones considerables en la abundancia de *Concholepas* dentro de la reserva (Fig. 1) y de la persistencia de una alta cobertura de esta especie fuera de la misma (Fig. 2). Después de 2000, hubo un pequeño descenso en la cobertura de los mantos de

chorritos fuera de la reserva (Fig. 2), pero este cambio pudo haber sido el resultado de leves cambios en los protocolos para calcular la cobertura de chorritos (de puntos fijos a cuadrantes aleatorios).

La impresionante persistencia del paisaje marino dentro de la reserva abre la pregunta de si estos 500 m de litoral son representativos del estado del ecosistema antes que empezara la extracción de *Concholepas* y de tantos otros invertebrados y algas por los humanos; en otras palabras, si la reserva marina es la línea base del sistema natural original. Esto no lo podemos saber a ciertas, mayormente debido a que la reserva ECIM es la única y de escala espacial limitada. Vistazos al pasado a través del estudio de acumulaciones de conchas dejadas por recolectores precolombinos sugieren que gastrópodos con cuerpos grandes y lapas eran comunes en sus dietas (Jerardino et al. 1992), pero es difícil reconstruir los patrones de abundancia de especies no comestibles como lo son pequeños chorritos y cirripedios.

Una explicación diferente a la persistencia del paisaje marino dentro de la reserva es que la rápida respuesta de los depredadores claves empujaron el

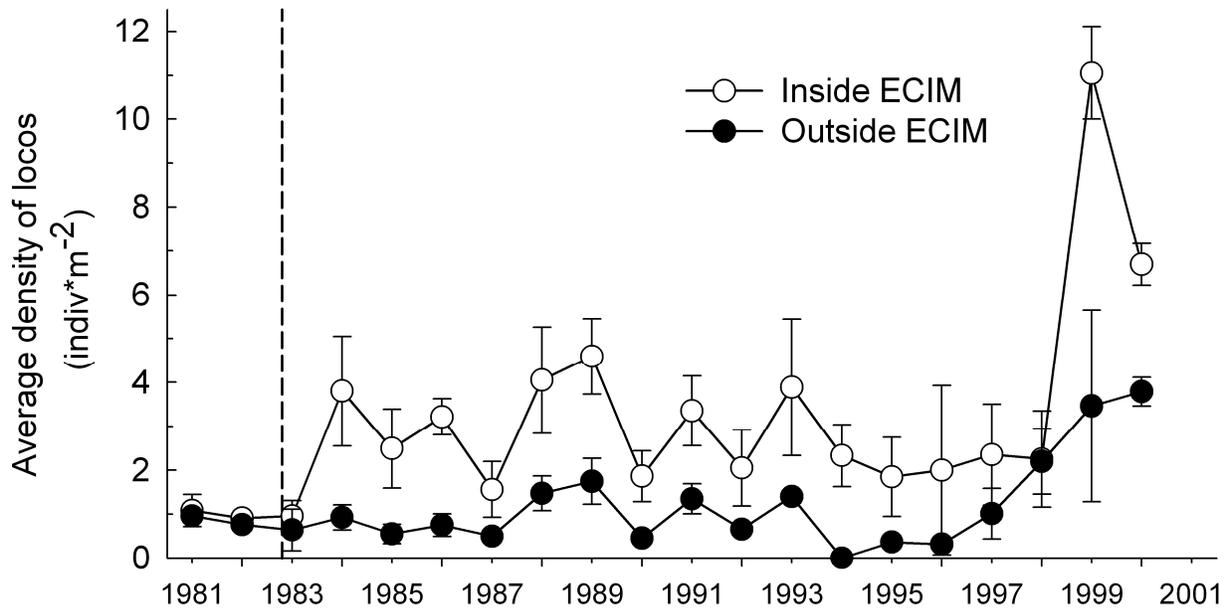


Fig. 1: Abundancia del gastrópodo intermareal carnívoro *Concholepas concholepas* en meses de primavera-verano entre 1981 y 2000 en 7-10 sitios al interior de la reserva marina de ECIM y en zonas adyacentes de “acceso abierto” al sur (afuera de ECIM). Los datos corresponden a densidad (\pm EE) de individuos (juveniles y adultos juntos) en cuadrantes de 1 m² dispuestos azarosamente en 7-10 sitios expuestos al oleaje entre los discos e inmediatamente por sobre el alga *Lessonia nigrescens* en la zona intermareal baja. La línea segmentada vertical indica el momento en que la reserva fue establecida y los seres humanos se excluyeron. Detalles de los métodos se pueden encontrar en Castilla & Durán (1985) y Durán & Castilla (1989).

Abundance of the intertidal carnivore gastropod *Concholepas concholepas* in spring-summer months between 1981 and 2000 at 7-10 sites inside the ECIM marine reserve and in adjacent, ‘open access’ areas to the south (outside ECIM). Data correspond to mean density (\pm SE) of individuals (juveniles and adults pooled together) in 1 m² quadrats haphazardly distributed at 7-10 wave exposed sites amongst and immediately above the holdfasts of the kelp *Lessonia nigrescens* in the low intertidal zone. Vertical dashed line indicates the time the marine reserve was established and humans were excluded. Details of methods can be found in Castilla & Durán (1985) and Durán & Castilla (1989).

sistema a un estado alternativo, posiblemente estable (sensu Lewontin 1969), diferente al estado de los tiempos pre-históricos (e.g., Scheffer et al. 2001). Esto significaría que aún si *Concholepas* y otros invertebrados fueran removidos para llegar a los niveles observados antes de la exclusión del hombre, el estado existente del sistema dentro de la reserva podría persistir por medio de mecanismos de retroalimentación. Por ejemplo, considerando la extensión espacial y cambios dramáticos en las poblaciones de choritos y cirripedios dentro de toda la reserva, sería posible que esta disminución poblacional haya afectado la tasa de llegada de nuevos individuos? Si la baja abundancia lleva a una baja tasa de reclutamiento de choritos y una alta abundancia de cirripedios lleva a una tasa de reclutamiento alta, entonces el ecosistema de la reserva contaría con los mecanismos de retroalimentación críticos. Considerando que los choritos y cirripedios tienen larvas pelágicas que nadan libremente mientras se desarrollan en el plancton durante algunas semanas (Thorson 1950, Roughgarden et al. 1988), es difícil imaginar que cambios a escala de la de la reserva puedan afectar las tasas de reclutamiento de estas especies; aun así esta proposición debe ser evaluada por medio de observaciones y experimentación.

Reclutamiento de choritos y cirripedios: La ecología del abastecimiento de las comunidades marinas

En 1997 empezamos a monitorear mensualmente el reclutamiento de choritos, cirripedios y muchas otras especies de invertebrados en sitios dentro y fuera de la reserva ECIM, y en 14 localidades a lo largo de la costa central de Chile (Navarrete et al. 2002, Navarrete et al. 2005). El uso de los mismos colectores artificiales, los cuales son reemplazados mensualmente en todas las estaciones de muestreo y examinados bajo microscopio (para detalles ver Martínez & Navarrete 2002, Navarrete et al. 2002, Navarrete et al. 2008) permite estimar la tasa de llegada de nuevos individuos a cada localidad. Los resultados ilustran varios puntos importantes.

Primero, mientras que la abundancia de choritos declinó rápidamente y se mantuvo a niveles bajos por 23 años luego del incremento en densidad y biomasa de *Concholepas*, las tasas de reclutamiento de choritos en las rocas de la reserva han sido tanto o más altas que el reclutamiento observado en áreas cercanas con acceso abierto a mariscadores por al menos por los últimos diez años (Fig. 2 ver insertos). Esto refuerza el argumento sobre la importancia de los humanos como depredadores tope (Castilla 1993) que pueden controlar procesos locales claves (depredación), afectando así a los choritos y a toda la estructura de la comunidad local, aun cuando existan larvas de choritos en suficiente cantidades para restablecer la población presa.

Segundo, datos de reclutamiento de largo plazo muestran claramente que la casi total eliminación de los mantos de choritos a lo largo del litoral de la reserva

marina (500 m) no ha tenido ningún efecto en la disponibilidad de larvas en la columna de agua y en el reclutamiento potencial de juveniles. De igual manera, el incremento en la abundancia de cirripedios no parece haber producido un incremento en el reclutamiento de estas especies dentro de la reserva en comparación con áreas aledañas (Fig. 2 ver insertos). Esto claramente indica que las escalas de dispersión de larvas de estas especies sésiles dominantes superan con mucho la escala de la reserva marina y hábitats aledaños. Esto es probablemente un resultado obvio para muchos ecólogos marinos. Sin embargo, es uno de tremenda relevancia cuando evaluamos los efectos separados y combinados del tamaño de una reserva, la tasa de reabastecimiento de larvas y las interacciones entre especies (e.g., interacciones depredador-presa) al interior de la reserva, incluyendo retroalimentación demográfica, en la estructura y dinámicas de los ecosistemas (Carr & Reed 1993, Botsford et al. 2001, Shanks et al. 2003, Navarrete et al. 2005, Wieters et al. 2008). Por lo tanto, nosotros no podemos visualizar programas de monitoreo costero de largo plazo sin evaluaciones cuantitativas de tasas de reclutamientos.

La tendencia de largo plazo en poblaciones de loco después de la exclusión de humanos

Cuando examinamos los datos de largo plazo sobre la abundancia de *Concholepas* dentro y fuera de la reserva marina, es aparente que las densidades se han mantenido generalmente más altas adentro que afuera, pero también que éste gastrópodo pasa por fluctuaciones periódicas en abundancia que no son observadas en la abundancia de sus presas el chorito y cirripedios (Figs. 1 y 2). La falta de efectos ascendentes (bottom-up) locales en la abundancia desde las presas hacia la abundancia del depredador y la dependencia de poblaciones del depredador sobre sus propias tasas de reclutamiento es un resultado esperado de interacciones depredador-presa en especies con larva pelágica (Gaines & Lafferty 1995, Wieters et al. 2008), y esto bien podría ser un ejemplo de dichas dinámicas. De hecho, hay una correlación temporal altamente significativa en la abundancia de *Concholepas* adentro y afuera de la reserva ($r = 0.81$, $P < 0.001$), a pesar de haber patrones contrastantes en la abundancia de presas. Sin embargo, un análisis detallado de las fluctuaciones poblacionales de *Concholepas* está más allá del alcance de éste artículo. Sólo queremos resaltar aquí la necesidad de monitorear las abundancias locales al igual que el reclutamiento de especies en diferentes niveles tróficos si queremos entender las fluctuaciones en el largo plazo en comunidades costeras.

El alga parda comestible Durvillaea antarctica "cochayuyo" (Chamisso): Recuperación lenta de una especie dispersora a distancias cortas

El alga parda del intermareal rocoso inferior *Durvillaea antarctica* (cochayuyo), un dispersor de propágulos de

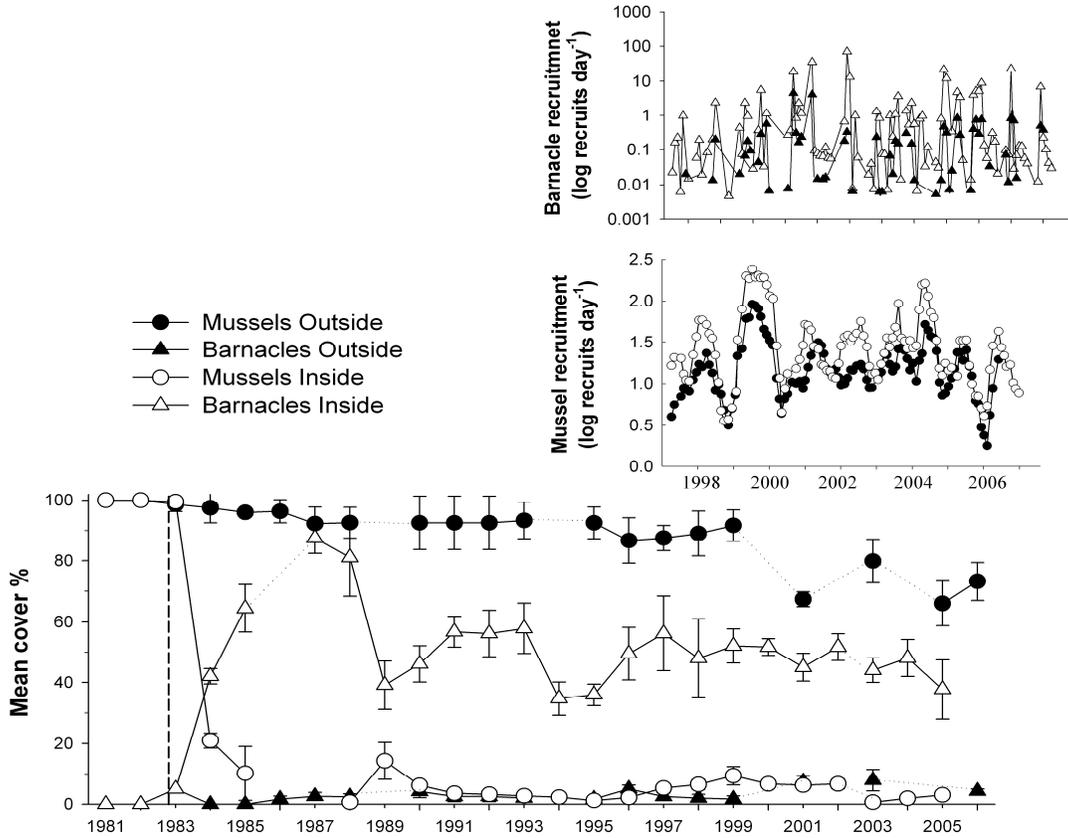


Fig. 2: Cobertura promedio (% \pm EE) del mitílido *Perumytilus purpuratus* y cirripedios chthamalidos (*Jehlius cirratus* y *Notochthamalus scabrosus* agrupados) en meses de primavera-verano en la zona intermareal al interior de la reserva de ECIM (inside) y en zonas de acceso abierto (outside) al sur. Entre 1981 y 2000 la cobertura se estimó mediante 4-8 cuadrantes (81 puntos de intersección) dispuestos azarosamente en plataformas expuestas al oleaje y de baja inclinación ($< 45^\circ$). Después del año 2000 la cobertura se estimó mediante 10-12 cuadrantes de 0.25 m² posicionados azarosamente en las mismas plataformas. La línea vertical segmentada indica el momento en que se estableció la reserva marina y los seres humanos fueron excluidos. La línea punteada conectando las observaciones indica los años en que no se recolectaron datos en primavera-verano y no fueron incluidos para mantener la consistencia. Detalles de los métodos pueden ser encontrados en Castilla & Durán (1985) y Castilla et al. (1993). Los dos gráficos insertos muestran la tasa de reclutamiento de cirripedios (arriba) y mitílidos (central) en la zona intermareal alta y media, respectivamente, en sitios al interior y afuera de la reserva marina de ECIM entre 1997 y 2007. Los datos de reclutamiento son expresados en logaritmo del número de individuos observados por colector artificial (cinco placas para cirripedios, cinco Tuffy para mitílidos) por día, a través de dividir por el número de días que los colectores estuvieron en terreno (usualmente 25-45 días). Los datos de cirripedios incluyen solamente primavera-verano pues no ocurre reclutamiento en invierno. Los datos de mitílidos incluyen todos los meses del año y se presentan aquí como promedios móviles de una ventana de 3 meses. Detalles de métodos para cuantificar reclutamiento se encuentran en Navarrete et al. (2002), Navarrete et al. (2005) y Navarrete et al. (2008).

Average cover (% \pm SE) of the mussel *Perumytilus pupuratus* and chthamalid barnacles (*Jehlius cirratus* and *Notochthamalus scabrosus* pooled together) in spring-summer months at the intertidal zone of the ECIM marine reserve (inside) and in the 'open access' shore to the south (outside). Between 1981 and 2000 cover was estimated using 4-8 1 m² quadrats (81 intersection points), haphazardly positioned on gently sloping ($< 45^\circ$) wave exposed platforms. After year 2000 cover was estimated with 10-12 0.25 m² quadrats haphazardly positioned in the same platforms. Vertical dashed line indicates the time the marine reserve was established and humans were excluded. The dotted connecting lines indicates years when data were not collected in spring-summer months and were not included for consistency. Details of methods can be found in Castilla & Durán (1985) and Castilla et al. (1993). The two inserts show monthly recruitment rates of barnacles (top panel) and mussels (mid panel) at high and mid intertidal platforms, respectively, at sites inside and outside the ECIM marine reserve between 1997 and 2007. Recruitment data are expressed here as the logarithm of the number of individuals found per artificial collector (five plates for barnacles, five Tuffy scrubbing pads for mussels) per day, by dividing by the number of days collectors were in the field (usually 25-45 days). Data for barnacle includes only spring-summer months since no recruitment occurs in winter time. Data for mussels include all months of the year and presented here as 3-month moving averages. Details of recruitment methods and data treatment can be found in Navarrete et al. (2002), Navarrete et al. (2005) and Navarrete et al. (2008).

corta distancia (Hat 1977, Buschmann 1984, Taylor & Schiel 2005), es una especie comestible importante a lo largo de la costa central y sur de Chile (Gelcich et al. 2006). Cuando la estación marina costera Las Cruces fue cerrada a la intervención humana hace 25 años, la extracción del “cochayuyo” era intensa a lo largo de la costa (incluyendo los roqueríos de la estación costera) y por lo tanto, se hipotetizó que la protección de la inicialmente muy escasa población de cochayuyo se recobraría a través de autoreemplazo: primero en el área al interior de ECIM y que después se expandiría a las áreas adyacentes (explotadas), esto a través de un proceso de “efecto semillero” y rebalse (“seeding effect”).

Los datos sobre biomasa de plantas adultas de cochayuyo recolectados a través de 20 años (1981-2002), tanto en el área de no extractiva dentro de la reserva Las Cruces y en áreas adyacentes, abiertas a la extracción, muestran que: (a) Al momento del establecimiento de ECIM (1982), la especie presentaba una población extremadamente reducida, con biomasa

de menos de 0.05 kg m⁻², comparable a la situación observada afuera (Fig. 3). (b) Las poblaciones adultas de cochayuyo se recuperaron de manera lenta pero constante hasta alcanzar ca. 0.5 kg m⁻², dentro de la reserva en un periodo de aproximadamente 5-7 años. Durante este mismo periodo, la biomasa del cochayuyo permaneció baja (ca. 0.1 kg m⁻²) en áreas adyacentes a la reserva, de acceso abierto (Fig. 3). (c) En 1992 y particularmente 1993, la población alcanzó la biomasa más alta por unidad de área en la reserva de ECIM, con 2.5 kg m⁻², y a partir de entonces disminuyó de forma natural a niveles intermedios (ca. 0.5-1 kg m⁻²); probablemente como resultado de competencia intraespecífica y otros procesos dependientes de densidad (Castilla et al. 2007 a). La abundancia del cochayuyo permaneció a este nivel por a lo menos 8 años (1995-2002). Es importante notar que el proceso de re-colonización continuó en las áreas de acceso abierto afuera de la reserva. De hecho, durante el periodo de 1995-2002, la biomasa del cochayuyo en estas áreas alcanzó valores similares a los observados

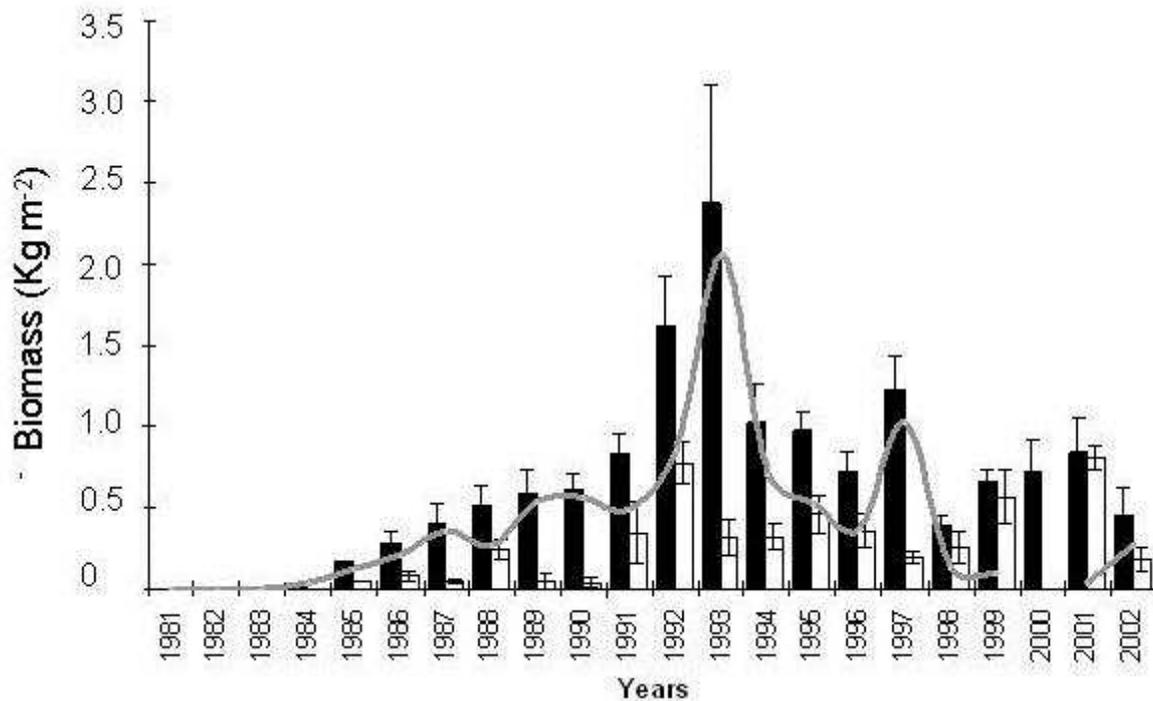


Fig. 3: Promedio de biomasa (\pm EE) de adultos del alga parda *Durvillaea antarctica* (“cochayuyo”) en la zona intermareal baja de la ECIM (barras blancas) y de zonas adyacentes de libre acceso hacia el norte (barras negras), durante mareas bajas de primavera entre 1981 y 2002. Los datos corresponden al total de plantas adultas encontradas a lo largo de transectos de 500 m de largo y ancho variable realizados al interior y afuera de la reserva marina de ECIM. La línea gris respresenta la diferencia en biomasa entre ECIM y la zona de acceso abierto con un suavizado “spline” para capturar mejor tendencias de largo plazo. Detalles de métodos pueden encontrarse en (Castilla et al. 2007a).

Average biomass (\pm SE) of adult *Durvillaea antarctica* (“cochayuyo”) kelp in the low intertidal zone of ECIM (white bars) and in adjacent open access areas to the north (black bars) during spring low tides between 1981 and 2002. Data correspond to the total biomass of adult plants found along 500 m long transects of variable width conducted inside and outside the ECIM reserve. The gray line represents the differences in biomass between ECIM and the open access areas with spline smoothing to better capture longer-term trends. Details of the methods can be found in (Castilla et al. 2007a).

adentro de la reserva. Estos resultados de largo plazo sugieren un “efecto sembrero” (seeding effect) desde la reserva ECIM hacia los sitios adyacente afuera de la reserva. Sin embargo, estos resultados pueden también estar afectados por una disminución en las actividades de cosecha de cochayuyo en las áreas de acceso abierto desde 1989 (ver Castilla et al. 2007a, para más antecedentes).

El ejemplo de cochayuyo destaca la necesidad de mantener un monitoreo a largo plazo dentro y fuera de MPAs para detectar e interpretar correctamente la dinámica poblacional relativa de especie sésiles con dispersión de propágulos de corta distancia. De hecho, los monitoreos de largo plazo han demostraron ser críticos para documentar la recuperación de poblaciones que ocurrieron a lo largo de 13 años. El contraste con las dinámicas rápidas de las poblaciones del chorito y el cirripedio, descritas arriba, que ocurrieron en los mismos sitios, es particularmente informativo.

Efectos insospechados más allá del ambiente marino y los pescadores: Aves marinas posadas

Los ejemplos seleccionados arriba ilustran el gran contraste entre las dinámicas temporales de componentes importantes de la comunidad rocosa intermareal que coexisten dentro de la misma extensión costera. Por lo menos en parte, estas diferencias deben estar relacionadas a las diferencias en historias de vida de las especies (modos de desarrollo y habilidades de dispersión) y con el tamaño de la reserva marina. Pero sólo a unas pocas decenas de metros alejados de los roqueríos intermareales otra interacción fuerte estaba desarrollándose lentamente en ECIM. En noviembre de 1997 comenzamos a monitorear, dos veces al día, el número de aves posadas en las rocas dentro de la reserva ECIM. Unos 15 años después del cierre de la reserva, las gaviotas dominicanas (*Larus dominicanus* Lichtenstein) eran ligeramente más abundantes que los cormoranes (*Phalacrocorax olivaceus* Humbolt) durante las estaciones de primavera-verano (Fig. 4). Sin embargo, a finales de 1999 observamos a los primeros individuos de gaviotas dominicanas anidando dentro de la reserva y desde entonces el número de polluelos incubados ha aumentado regularmente. A la vez que la reserva se convirtió en un lugar de anidación para las gaviotas, sus números poblacionales aumentaron dramáticamente y sobrepasaron los de los cormoranes en el 2001, para estabilizarse en niveles altos sólo después del 2006 (Fig. 4). Al mismo tiempo, el número de cormoranes dentro de la misma área se ha reducido a un ritmo constante año tras año, aparentemente debido a la interferencia con el proceso de anidación agresivo que muestran las gaviotas. Las gaviotas se alimentan regularmente de organismos en la zona intermareal en áreas de acceso abierto al igual que en la reserva marina (Castilla & Paine 1987, Navarrete & Castilla 1990, Wieters et al. 2009) y por lo tanto, el incremento de sus poblaciones dentro de la reserva no

parecer ser una consecuencia de los cambios que ocurrieron en la zona intermareal (Cornelius et al. 2001). Antes de 1977 no existen datos para las aves de percha, las que son observadas raramente sólo en áreas adyacentes fuera de la reserva (y no son contadas en los monitoreos); así que no tenemos datos para comparar. Sin embargo, sabemos que las gaviotas no anidaban en éste sector de la costa antes de la instalación de ECIM, pero sólo podemos asumir que los cormoranes era tan, o más, abundantes que las gaviotas antes del 1999. ¿Qué otros cambios en las comunidades de litoral pueden ser provocados por este drástico pero lento cambio en la abundancia y composición de aves dentro de la reserva? En la costa de Maine, (Ellis et al. 2006) documentó cambios en la composición de los nutrientes del suelo y la estructura de la vegetación luego de cambios en la abundancia relativa de otra especie de cormorán y gaviota. Estos cambios pudieron ya haberse producido dentro de la reserva ECIM, pero no han sido documentados porque no tenemos monitoreo de vegetación en la reserva.

Puesta a prueba de hipótesis como un proceso continuo guiado por monitoreo de largo plazo

Sin lugar a dudas uno de los desarrollos conceptuales de mayor influencia que se originó de manipulaciones experimentales en sistemas marinos fue la idea que una sola especie “clave” puede ser responsable por el mantenimiento de patrones en la estructura de la comunidad, coexistencia de especies y diversidad local. La demostración que la estrella de mar *Pisaster ochraceus* (Brandt) era un “depredador clave” (Paine 1966) en la costa de Washington, USA, estimuló una serie de experimentos alrededor del mundo realizados para poner a prueba la hipótesis de que un carnívoro depredador; en el intermareal rocoso usualmente una estrella de mar; pudiese jugar un rol crucial/clave en la diversidad local de especies. Las costas expuestas de Chile central fueron sitios de experimentación que ayudaron a generalizar el concepto de especie clave. A través de una manipulación experimental realizada al principio de los 80, Paine e investigadores chilenos (Paine et al. 1985) demostraron que la estrella de mar *Heliaster helianthus* (Lamarck) era un especie clave que controlaba la abundancia del chorito competidor dominante en la zona intermareal rocosa. Pocos investigadores saben que los mantos rocosos donde Paine et al. (1985) realizaron sus experimentos están localizados en Las Cruces, “dentro” de lo que más tarde se convertiría en la reserva marina de ECIM. Durante el tiempo en que se realizaron los experimentos de Paine et al., los pescadores tenían libre acceso a la costa en lo que sería posteriormente ECIM y su reserva y mantuvieron la biomasa del “otro” (quizás el “real”) depredador clave en el sistema, *Concholepas concholepas*, en niveles muy bajos. Por lo tanto, después de la transformación profunda del paisaje intermareal provocada por *Concholepas*, cuando se estableció la reserva ECIM (ver arriba), el rol demostrado de *Heliaster* como depredador clave único tuvo que ser

revisado. Claramente el rol de *Concholepas* había sido sub-estimado y parecía que por lo menos dos especies depredadoras podrían jugar roles importantes en esta zona intermareal rocosa. De hecho, los experimentos que le siguieron (Navarrete & Castilla 2003) han demostrado que *Heliaster* y *Concholepas* pueden jugar roles importantes/claves en estas comunidades y que sus efectos son mayores que los de muchos otros depredadores bentónicos que coexisten en este sistema. O por lo menos éste es el nivel de nuestro entendimiento del sistema hasta ahora.

¿Qué hemos aprendido para el manejo de recursos costeros y políticas de conservación?

La alfabetización ecológica es la habilidad de entender el sistema natural que hace posible la vida en la tierra, para así entender los principios detrás del funcionamiento de los ecosistemas y usar esos principios para crear futuros sustentables (Orr 1992). Como se señaló en las secciones anteriores de este artículo, la información de programas de monitoreo de largo plazo dentro y fuera de una reserva marina en Las Cruces han mejorado nuestro entendimiento sobre la

dinámica de ecosistemas y el rol de los humanos en este proceso. Esta información provee la alfabetización ecológica necesaria, para el manejo y conservación de los ambientes marinos costeros. En el caso específico de Chile, el conocimiento científico generado en la reserva Las Cruces provocó un proceso de aprendizaje el cual fue eventualmente institucionalizado y formó parte integral de la Ley de Pesca y Acuicultura (1991). Han habido intentos importantes de resumir esta institucionalización de conocimiento ecológico en Chile (ver Castilla et al. 2007b, Castilla & Gelcich 2008, para diferentes aspectos de este proceso) y está más allá del alcance de este artículo el resumir estos resultados. Sólo mencionaremos dos puntos claves que se relacionan directamente con el rol que la alfabetización ecológica ha generado a partir de programas de monitoreo a largo plazo.

En esencia, los estudios de largo plazo (> 5 años) en Las Cruces proveyeron información sobre repoblamiento natural de recursos pesqueros (Castilla & Durán 1985), las tasas de recuperación de los recursos (Castilla & Bustamante 1989, Castilla et al. 1998, Castilla et al. 2007b) y las dinámicas de los ecosistemas a múltiple escala (Castilla 1999). Resultados similares fueron reportados, en la ya no

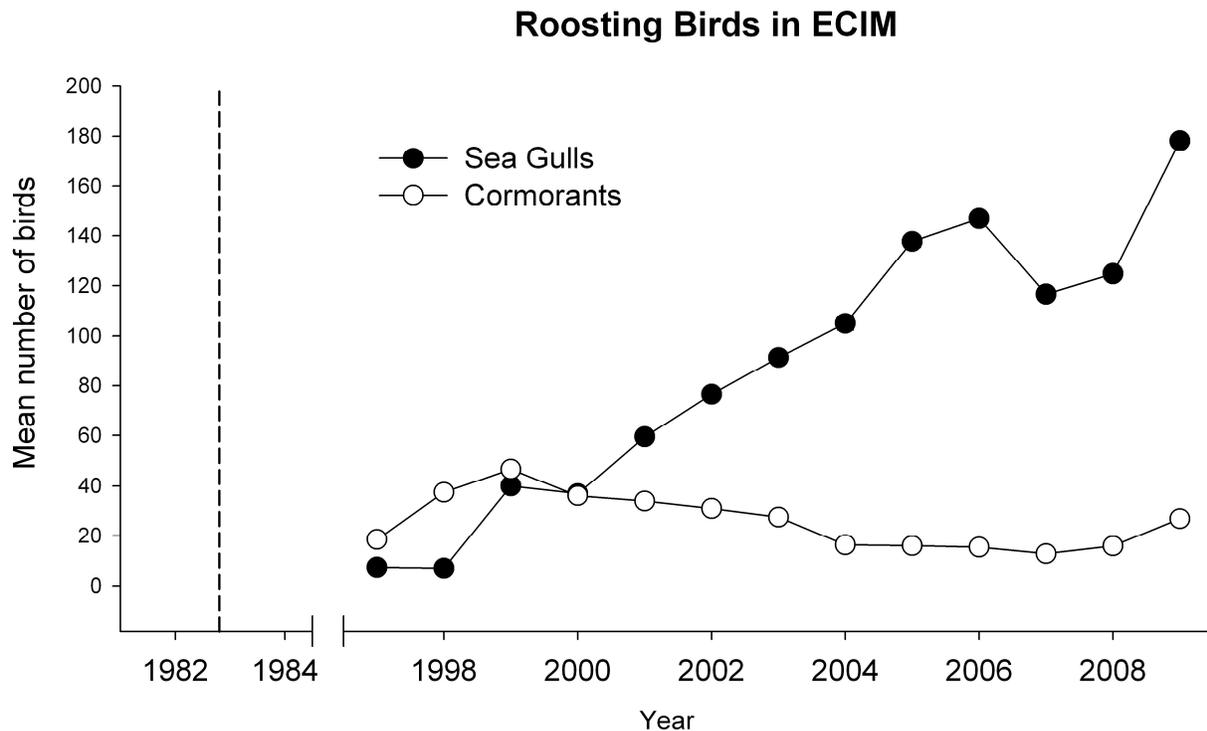


Fig. 4: Número promedio (\pm EE) de gaviotas (*Larus dominicanus*) y cormorán común (*Phalacrocorax olivaceus*) descansando en las rocas de la zona litoral de la reserva de ECIM durante los meses de primavera-verano desde 1997 hasta 2009. Los números de aves son estimados por conteos realizados dos veces al día en cuatro puntos de observación al interior de la reserva a través del año. Errores estándar son basados en diferencias entre meses.

Mean number (\pm SE) of sea gulls (*Larus dominicanus*) and common cormorants (*Phalacrocorax olivaceus*) roosting on rocks in the littoral zone of ECIM reserve during spring-summer months from 1997-2009. Number of birds are counted twice a day at four points inside the reserve throughout the year. Standard errors are based on differences among months.

existente, reserva marina de Mehuín en el sur de Chile, apoyando la noción de que la recuperación rápida de poblaciones de invertebrados sobre explotados era posible, repetible y que ocurrían hasta en secciones pequeñas de la costa (Moreno et al. 1984, Moreno et al. 1986, Moreno et al. 2001). Desafortunadamente, con el cierre de la reserva de Mehuín, la oportunidad de evaluar la generalidad de los patrones detectados en la reserva ECIM o la variación geográfica de dicho patrones ya no puede ser evaluada. Debe ser notado que ECIM es una reserva marina muy pequeña (al igual que Mehuín) de aproximadamente sólo 500 m de línea costera y, por ende, se espera que las dinámicas que ocurren ahí dentro estén influenciadas por el ambiente que la rodea. Sin embargo, hasta en estas pequeñas zonas en que se excluyó el humano la recuperación de poblaciones de invertebrados y el ecosistema fue aguda y rápida (1-3 años), contrastando con los recientes patrones informados para reservas marinas en Tasmania (Barret et al. 2009). Fue precisamente esta recuperación rápida lo que hizo posible el demostrar el valor de la reserva como una herramienta para la conservación costera y el manejo racional de pesquerías. Los resultados de estos estudios permitieron la articulación de enlaces entre la investigación básica (i.e., principios ecológicos) y la ciencia aplicada, por lo tanto contribuyendo a construir la base científica necesaria para apoyar tomas de decisiones informadas concernientes al manejo sustentable marino.

El conocimiento obtenido de la recuperación y monitoreo de Las Cruces y otras áreas fue diseminado a una audiencia no científica, principalmente a grupos de pescadores artesanales. Este conocimiento provocó el diálogo necesario entre científicos y pescadores para establecer un ejercicio de coaprendizaje (Gelcich et al. 2005). Pescadores y científicos establecieron áreas experimentales conjuntas de no extracción para minimizar las incertezas de los datos de Las Cruces en escalas más amplias y, por lo tanto, promover la alfabetización ecológica bajo la premisa que la participación de beneficiarios de recursos es importante no sólo en el manejo de los recursos, sino que también en la investigación orientada hacia la creación de información e innovaciones (Edwards-Jones 2001, Gelcich et al. 2006, Gelcich et al. 2008). Finalmente, los estudios de Las Cruces fueron usado por científicos y pescadores para tomar posiciones proactivas que promovieron la infusión de ciencia bien informada dentro de la implementación de políticas de manejo de recursos naturales (Castilla & Gelcich 2008).

Los límites entre la ciencia y las políticas públicas no son estáticos, más bien, son renegociados rutinariamente por las partes involucradas en contextos particulares y concernientes a problemas específicos (Gray & Campbell 2009). Por lo tanto, un reto clave es el reforzar y expandir el rol constructivo de la ciencia en contribuir al manejo de recursos costeros para informar sobre el diseño y gestión de políticas orientadas a conservar la biodiversidad marina. Programas de monitoreo a largo plazo parecen ser un componente

fundamental para esta tarea al proveer las bases necesarias para construir la alfabetización ecológica y, al hacer eso, motivar el diálogo e innovaciones necesarias para las adaptaciones (Folke 2006).

Retos de financiamiento y la necesidad de implementar una red efectiva de reservas marinas no extractivas

El Consejo Nacional de Innovación para la Competitividad (CNIC) trabaja para doblar el Producto Interno Bruto de Chile para el 2020 a través de inversiones fuertes en innovación, conocimiento y capital humano (CNIC 2006). El CNIC considera que ésta estrategia debe ser aplicada principalmente a los sectores productivos que tienen el mayor potencial para el desarrollo como la minería, productos comestibles basados en agricultura, turismo de intereses especiales y la acuicultura (CNIC 2006). El CNIC ha seleccionado el “medio ambiente” como uno de cinco servicios de apoyo críticos transversales para lograr estas metas de desarrollo. En este contexto, el monitoreo ecológico del ambiente marino a largo plazo es fundamental para proveer a Chile con información actualizada que facilite la generación de políticas públicas adaptativas y el establecimiento de prioridades. Además, el monitoreo de largo plazo identifica cambios y tendencias que ocurren en los ecosistemas marinos y, como resultado, los administradores están más preparados para tomar decisiones relacionadas al desarrollo, conservación y la sustentabilidad.

En este artículo hemos demostrado cómo el monitoreo ecológico de largo plazo dentro y fuera de una reserva marina en Las Cruces y los programas de investigación relacionados proveen los puntos de referencia, conocimientos y diálogos necesarios para confrontar los problemas de manejo y conservación marinos bajo escenarios de cambios ambientales globales. El artículo también ilustra la importancia de no sólo crear, pero también monitorear extensivamente y mantener efectivamente reservas marinas no extractivas a lo largo de Chile. Históricamente, la legislación chilena (Ley de Pesca y Acuicultura) ha empleado las reservas marinas para el propósito de conservar la diversidad genética de recursos biológicos económicamente importantes y solo recientemente el ecosistema en donde se encuentran esos recursos. Dichas reservas son manejadas por el Servicio Nacional de Pesca. La reserva no extractiva de Las Cruces es una excepción (para otras ver Fernández & Castilla 2005), la cual ha sido financiada privadamente y con poco apoyo legal, por 23 años, por el ECIM, de la P. Universidad Católica de Chile. Hace sólo 5 años la legislación permitió la creación de áreas marinas costeras protegidas para propósitos de conservación en Chile, bajo el nombre de “Áreas Marinas Costeras Protegidas” (AMCP) y en el 2005 Las Cruces fue oficialmente declarada como una AMCP. Sin embargo, este nuevo modelo de áreas protegidas que emergió en Chile, bajo la administración de la Comisión Nacional para el Medio Ambiente (CONAMA), hasta la fecha sólo ha

incorporado el concepto de usos múltiples (excepto para el de Las Cruces), el cual incluye áreas para la conservación de la biodiversidad, regulación de pesca, turismo y educación, usualmente dentro de una sección mayor de costa (> 15 km de línea costera). Esto hace que el mantenimiento y monitoreo sean difíciles o imposibles en realizar. Es importante señalar que las AMCPs y reservas marinas son sólo una herramienta para la conservación marina y que una red más amplia e integrada para la conservación marina en donde áreas de uso sustentable como lo son las Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bénticos (AMERBs) y reservas marinas más pequeñas no extractivas (como la de Las Cruces) o los santuarios marinos son elementos importantes. Por lo tanto, aunque las AMCP puede ser un paso hacia adelante, debemos decir que desafortunadamente en Chile la necesidad de crear reservas marinas no extractivas con programas de monitoreo eficientes continúa, a pesar de el reclamo continuo por parte de la comunidad científica por los pasados 30 años (Castilla 1976, 1986, 1996, 2002, Moreno & Vega 1988).

El financiamiento de programas de monitoreo a largo plazo sigue siendo un reto importante en países en vías de desarrollo como Chile. Por lo tanto, hay una necesidad de incorporar la alfabetización ecológica como un elemento básico en la agenda del desarrollo de Chile. Una estrategia importante podría ser el enmarcar la alfabetización ecológica dentro de las estrategias existentes de competitividad e innovación de Chile. Hasta la fecha, sin embargo, la generación de datos de monitoreos marinos a largo plazo en Chile (e.g., Duarte et al. 1996, Moreno & Rubilar 1997, Vázquez et al. 2006, Castilla et al. 2007a) no han sido valorizados y han sido dependientes del trabajo de unos pocos investigadores que han mantenido iniciativas de monitoreo, como los presentados en este artículo, a través de investigaciones secuenciales de corto plazo y con su propio financiamiento. Por ende, un esquema de monitoreo a largo plazo enlazado a sistemas socio-ecológicos en Chile debería convertirse en una prioridad nacional y la única manera de alcanzar la meta de desarrollo propuesta para el 2020. Este esquema debería tomar la forma de una red (Vaughan et al. 2001) y debe incluir monitoreo a largo plazo y multidisciplinario a lo largo de la costa (e.g., ecología, sociología, oceanografía). Esta red debería incorporar un número de iniciativas de monitoreos cooperativos para producir el conocimiento básico sobre el cual construir la alfabetización ecológica.

AGRADECIMIENTOS

La recolección de datos por muchos años y sobre componentes muy variados de las comunidades costeras es una tarea monumental, que no puede ser lograda individualmente sino que por equipos de trabajo y ciertamente ésta no es la excepción. Los autores de esta contribución han simplemente resumido los esfuerzos de muchos amigos, colegas, estudiantes, postdocs y asistentes de investigación.

Sería imposible mencionar a todos ellos aquí. De todos ellos, estamos muy agradecidos por su continuo entusiasmo y por hacer posible la existencia de la reserva ECIM y su pequeña pero productiva comunidad científica. Varias agencias de financiación han hecho estos estudios posibles. Seríamos negligentes si no mencionamos los proyectos regulares de CONICYT, desde la época de los 70 y 80 hasta la fecha, las becas de doctorado, las de Iniciación y las posdoctorales, tanto a los autores de ésta contribución como a los que han formado el "ejército de terreno" que ha hecho posible mantener ECIM y las bases de datos actualizadas. Por otro lado, muchos de estos programas de monitoreo a largo plazo hubieran sido literalmente imposibles sin el apoyo de "International Development Research Council", Canadá, la Fundación Andrew Mellon Foundation, la Agencia de Cooperación Italiana y el financiamiento de FONDAP (Fondecyt, Proyecto 15001-001) a través del Center for Advanced Studies in Ecology and Biodiversity (CASEB). Más recientemente, el Laboratorio Internacional de Cambio Global (LINCglobal CSIC-PUC) ha apoyado la continuación y valorizado la importancia de estos programas de monitoreo e investigación. Deborah Viera (U. North Texas), Christopher Cheliette-Nieves (Texas A&M) y Jaime Ojeda (U. Magallanes) colaboraron en la traducción de este trabajo del inglés.

LITERATURE CITED

- BARRETT NS, CD BUXTON & GJ EDGAR (2009) Changes in invertebrate and macroalgal populations in Tasmanian marine reserves in the decade following protection. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 370: 104-119.
- BOTSFORD LW, JC CASTILLA & CH PETERSON (1997) The management of fisheries and marine ecosystems. *Science* 277: 509-515.
- BOTSFORD LW, A HASTINGS & MS GAINES (2001) Dependence of sustainability on the configuration of marine reserves and larval dispersal distance. *Ecology Letters* 4: 144-150.
- BUSTAMANTE RH & JC CASTILLA (1987) The shellfishery in Chile: An analysis of 26 years of landings (1960-1985). *Biología Pesquera* 16: 79-97.
- BUSTAMANTE RH & JC CASTILLA (1990) Impact of human exploitation on populations of the intertidal southern bull-kelp *Durvillaea antarctica* (Phaeophyta, Durvilliales) in central Chile. *Biological Conservation* 52: 205-220.
- CAMUS PA & M LIMA (1995) El uso de la experimentación en ecología: Supuestos, limitaciones, fuentes de error y su status como herramienta explicativa. *Revista Chilena de Historia Natural* 68: 19-42.
- CARR MH (2000) Marine protected areas: Challenges and opportunities for understanding and conserving coastal marine ecosystems. *Environmental Conservation* 27: 106-109.

- CARR MH & DC REED (1993) Conceptual issues relevant to marine harvest refuges: Examples from temperate reef fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 2019-2028.
- CASTILLA JC (1976) Chilean marine parks and reserves: Need of establishment, sites and basic criteria. In: First Symposium on Marine Parks and Reserves. Tokyo, Japan.
- CASTILLA JC (1986) ¿Sigue existiendo la necesidad de establecer parques y reservas marítimas en Chile? *Ambiente y Desarrollo* 2: 53-63.
- CASTILLA JC (1993) Humans: Capstone strong actors in the past and present coastal ecological play. In: McDonnell MJ & STA Pickett (eds) *Humans as components of ecosystems. The ecology of subtle effects and populated areas*: 158-162. Springer Verlag, New York.
- CASTILLA JC (1996) La futura red chilena de parques y reservas marinas y los conceptos de conservación, preservación y manejo en la legislación nacional. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 253-270.
- CASTILLA JC (1999) Coastal marine communities: Trends and perspectives from human-exclusion experiments. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 280-283.
- CASTILLA JC (2000) Roles of experimental marine ecology in coastal management and conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250: 3-21.
- CASTILLA JC (2002) Los parques marinos en Chile: Conservación/manejo y la relación entre investigación e industria. *Ambiente y Desarrollo* 18: 137-141.
- CASTILLA JC & RH BUSTAMANTE (1989) Human exclusion from rocky intertidal of Las Cruces, central Chile: Effects on *Durvillaea antarctica* (Phaeophyta, Durvilleales). *Marine Ecology Progress Series* 50: 203-214.
- CASTILLA JC, M CAMPO & RH BUSTAMANTE (2007a) Recovery of *Durvillaea antarctica* (Durvilleales) inside and outside Las Cruces marine reserve, Chile. *Ecological Applications* 17: 1511-1522.
- CASTILLA JC & LR DURÁN (1985) Human exclusion from the rocky intertidal zone of central Chile: The effects on *Concholepas concholepas* (Gastropoda). *Oikos* 45: 391-399.
- CASTILLA JC & S GELCICH (2008) Management of the loco (*Concholepas concholepas*) as a driver for self-governance of small-scale benthic fisheries. In: Chile. FAO Fisheries Technical Paper, Rome.
- CASTILLA JC, S GELCICH & O DEFEO (2007b) Successes, lessons and projections from experience in marine benthic invertebrate artisanal fisheries in Chile. In: McClanahan T & JC Castilla (eds) *Fisheries management: Progress toward sustainability*: 24-42. Blackwell Publishing, Oxford.
- CASTILLA JC, P MANRÍQUEZ, J ALVARADO, A ROSSON, C ESPOZ, R SOTO, D OLIVA & O DEFEO (1998) Artisanal "caletas" as units of production and co-managers of benthic invertebrates in Chile. In: Jamieson GS & A Campbell (eds) *Proceedings of the north pacific symposium on invertebrate stock assessment and management*: 407-413. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences.
- CASTILLA JC & RT PAINE (1987) Predation and community organization on Eastern Pacific, temperate zone, rocky intertidal shores. *Revista Chilena de Historia Natural* 60: 131-151.
- CNIC (2006) Hacia una estrategia nacional de innovación para la competitividad. Vol. 1. Consejo Nacional de Innovación para la Competitividad. In: GTD Chile (ed) *Gobierno de Chile*: 189.
- CORNELIUS C, SA NAVARRETE & PA MARQUET (2001) Effects of human activity on the structure of coastal marine bird assemblages in central Chile. *Conservation Biology* 25: 1396-1404.
- DAYTON PK, MJ TEGNER, PB EDWARDS & KL RISER (1998) Sliding baselines, ghosts, and reduced expectations in kelp forest communities. *Ecological Applications* 8: 309-322.
- DUARTE WE, G ASECIO & CA MORENO (1996) Long-term changes in population density of *Fissurella picta* and *Fissurella limbata* (Gastropoda) in the marine reserve of Mehuín, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 45-56.
- DURÁN LR & JC CASTILLA (1989) Variation and persistence of the middle rocky intertidal community of central Chile, with and without human harvesting. *Marine Biology* 103: 555-562.
- DYE AH (1998a) Community-level analyses of long-term changes in rocky littoral fauna from South Africa. *Marine Ecology-Progress Series* 164: 47-57.
- DYE AH (1998b) Temporal perspectives in environmental surveillance: Examples from the rocky intertidal zone. *South African Journal of Science* 94: 493-496.
- EDWARDS-JONES G (2001) Should we engage in farmer-participatory research in the UK? *Outlook on Agriculture* 30: 129-136.
- ELLIS JC, JM FARIÑA & JD WITMAN (2006) Nutrient transfer from sea to land: The case of gulls and cormorants in the Gulf of Maine. *Journal of Animal Ecology* 75: 565-574.
- FERNANDEZ M & JC CASTILLA (2005) Marine conservation in Chile: Historical perspective, lessons, and challenges. *Conservation Biology* 19: 1752-1762.
- FOLKE C (2006) Resilience, vulnerability, and adaptation: A cross-cutting theme of the international human dimensions programme on global environmental change. *Global Environmental Change* 16: 129-136.
- GAINES SD & KD LAFFERTY (1995) Modeling the dynamics of marine species: The importance of incorporating larval dispersal. In: McEdward L (ed) *Ecology of marine invertebrate larvae*: 389-412. CRC Press, New York.
- GELCICH S, G EDWARDS-JONES & MJ KAISER (2005) Importance of attitudinal differences among

- artisanal fishers with respect to co-management and conservation of benthic resources. *Conservation Biology* 19: 865-875.
- GELCICH S, G EDWARDS-JONES, MJ KAISER & JC CASTILLA (2006) Co-management policy can reduce resilience in traditionally managed marine ecosystems. *Ecosystems* 9: 951-966.
- GELCICH S, N GODOY, L PRADO & JC CASTILLA (2008) Add-on conservation benefits of marine territorial user rights fishery policies in central Chile. *Ecological Applications* 18: 273-281.
- GODOY C & CA MORENO (1989) Indirect effects of human exclusion from the rocky intertidal in southern Chile: A case of cross-linkage between herbivores. *Oikos* 54: 101-106.
- GRAY N & L CAMPBELL (2009) Science, policy advocacy, and marine protected areas. *Conservation Biology* 23: 460-468.
- JACKSON JBC, MX KIRBY, WH BERGER, KA BJORN DAL, LW BOTSFORD et al. (2001) Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629-638.
- JAENIKE J (2007) Comment on "Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services". *Science* 316: 1.
- JARA HF & CA MORENO (1984) Herbivory and structure in a midlittoral rocky community: A case in southern Chile. *Ecology* 65: 28-38.
- JERARDINO A, JC CASTILLA, JM RAMÍREZ & N HERMOSILLA (1992) Early coastal subsistence patterns in central Chile: A systematic study on the marine-invertebrate fauna from the site of Curaumilla-1. *Latin American Antiquity* 3: 43-62.
- LEWONTIN R (1969) The meaning of stability. *Diversity and stability in ecological systems*: 13-24. Brookhaven Symposia in Biology. Brookhaven National Laboratory, Brookhaven, New York.
- LOOT G, M ALDANA & SA NAVARRETE (2005) Effects of human exclusion on parasitism in intertidal food webs of central Chile. *Conservation Biology* 19: 203-212.
- MARTÍNEZ P & SA NAVARRETE (2002) Temporal and spatial variation in settlement of the gastropod *Concholepas concholepas* in natural and artificial substrata. *Journal Marine Biological Association UK* 82: 257-264.
- MORENO CA (1984) Crítica a los métodos experimentales en ecología de comunidades. *Revista Chilena de Historia Natural* 57: 105-106.
- MORENO CA (2001) Community patterns generated by human harvesting on Chilean shores: A review. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 11: 19-30.
- MORENO CA, KM LUNECKE & MI LÓPEZ (1986) The response of an intertidal *Concholepas concholepas* (Gastropoda) population to protection from Man in southern Chile and effects on benthic assemblages. *Oikos* 46: 359-364.
- MORENO CA & PS RUBILAR (1997) Densidad de poblaciones protegidas en reservas marinas: Cambios en el tiempo y eventual efecto de la explotación. *Estudios Oceanológicos* 16: 41-50.
- MORENO CA, JP SUTHERLAND & HF JARA (1984) Man as a predator in the intertidal zone of southern Chile. *Oikos* 42: 155-160.
- MORENO CA & R VEGA (1988) Valor científico de las reservas marinas costeras: Un ejemplo de estudio ecológico con poblaciones intermareales de *Loxechinus albus* (Molina). Informe Unesco *Ciencias Mar* 47: 124-134.
- MURAWSKI S, R METHOT & G TROMBLE (2007) Biodiversity loss in the ocean: How bad is it? *Science* 316: 1281-1281.
- MYERS RA & B WORM (2003) Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423: 280-283.
- NAVARRETE SA, B BROITMAN, EA WIETERS, GR FINKE, RM VENEGAS & A SOTOMAYOR (2002) Recruitment of intertidal invertebrates in the southeast Pacific: Inter-annual variability and the 1997-1998 El Niño. *Limnology and Oceanography* 47: 791-802.
- NAVARRETE SA, BR BROITMAN & BA MENGE (2008) Interhemispheric comparison of recruitment to rocky intertidal communities: Pattern persistence and scales of variation. *Ecology* 89: 1308-1322.
- NAVARRETE SA & JC CASTILLA (1990) Resource partitioning between intertidal predatory crabs: Interference and refuge utilization. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 143: 101-129.
- NAVARRETE SA & JC CASTILLA (2003) Experimental determination of predation intensity in an intertidal predator guild: Dominant versus subordinate prey. *Oikos* 100: 251-262.
- NAVARRETE SA, E WIETERS, B BROITMAN & JC CASTILLA (2005) Scales of benthic-pelagic coupling and the intensity of species interactions: From recruitment limitation to top down control. *Proceeding of the National Academy of Sciences USA* 102: 18046-18051.
- OLIVA D & JC CASTILLA (1986) The effect of human exclusion on the population structure of key-hole limpets *Fissurella crassa* and *F. limbata* on the coast of central Chile. *P.S.Z.N. Marine Ecology* 7: 201-217.
- ORR D (1992) *Ecological literacy: Education and the transition to a postmodern world*. S.U.N.Y Press, New York.
- PAINE RT (1966) Food web complexity and species diversity. *American Naturalist* 100: 65-75.
- PAINE RT, JC CASTILLA & J CANCELO (1985) Perturbation and recovery patterns of starfish-dominated intertidal assemblages in Chile, New Zealand, and Washington State. *American Naturalist* 125: 679-691.
- PAULY D (1995) Anecdotes and the Shifting Base-Line Syndrome of Fisheries. *Trends in Ecology & Evolution* 10: 430-430.

- POWER ME, D TILMAN, JA ESTES, BA MENGE, WJ BOND et al. (1996) Challenges in the quest for keystones. *BioScience* 46: 609-620.
- ROUGHGARDEN J, SD GAINES & H POSSINGHAM (1988) Recruitment dynamics in complex life cycles. *Science* 241: 1460-1466.
- SCHEFFER M, S CARPENTER, J FOLEY, C FOLKE & B WALKER (2001) Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591-596.
- SHANKS AL, B GRANTHAM & MH CARR (2003) Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. *Ecological Applications* 13: s159-s169.
- STENSETH NC, A MYSTERUD, G OTTERSEN, J HURRELL, K-S CHAN & M LIMA (2002) Ecological effects of climate fluctuations. *Science* 297: 1292-1296.
- STENSETH NC, G OTTERSEN, J HURRELL, A MYSTERUD, M LIMA, K-S CHAN, NG YOCCOZ & B ADLANDSVIK (2003) Studying climate effects on ecology through the use of climate indices: The North Atlantic Oscillation, El Niño Southern Oscillation and beyond. *Proceedings of the Royal Society of London B* 270: 2078-2096.
- THORSON GL (1950) Reproductive and larval ecology of marine bottom invertebrates. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 25: 1-45.
- UNDERWOOD AJ (2000) Experimental ecology of rocky intertidal habitats: What are we learning? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250: 51-76.
- VÁSQUEZ JA, JMA VEGA & AH BUSCHMANN (2006) Long term variability in the structure of kelp communities in northern Chile and the 1997-98 ENSO. *Journal of Applied Phycology* 18: 505-519.
- VAUGHAN H, T BRYDGES, A FENECH & A LUMB (2001) Monitoring long-term ecological changes through the Ecological Monitoring and Assessment Network: Science-based and policy relevant. *Environmental Monitoring Assessment* 67: 3-28.
- WIETERS EA, SD GAINES, SA NAVARRETE, C BLANCHETTE & BA MENGE (2008) Scales of dispersal and the biogeography of marine predator-prey interactions. *American Naturalist* 171: 405-417.
- WIETERS EA, E SALLES, SM JANUARIO & SA NAVARRETE (2009) Refuge utilization and preferences between competing intertidal crab species. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 374: 37-44.
- WORM B, EB BARBIER, N BEAUMONT, JE DUFFY, C FOLKE et al (2006) Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314: 787-790.
- WORM B, EB BARBIER, N BEAUMONT, JE DUFFY, C FOLKE et al. (2007) Biodiversity loss in the ocean: How bad is it? *Response. Science* 316: 1282-1284.