

Crecimiento y estructura demográfica de *Argopecten purpuratus* en la Reserva Marina La Rinconada, Antofagasta, Chile

Growth and population structure of *Argopecten purpuratus* at La Rinconada Marine Reserve, Antofagasta, Chile

Miguel Avendaño*

Marcela Cantillán

Departamento de Acuicultura

Universidad de Antofagasta

Casilla 170

Antofagasta, Chile

* E-mail: mavendano@uantof.cl

Recibido en septiembre de 2004; aceptado en abril de 2005

Resumen

Se presentan los parámetros de crecimiento $L_{\infty} = 120.38$ mm y $K = 0.9668$ para el banco de *Argopecten purpuratus* de la Reserva Marina La Rinconada (Antofagasta, Chile), obtenidos entre marzo de 2001 y mayo de 2003 usando métodos de marcaje y recaptura de ejemplares. La elevada recaptura de individuos marcados (60–80%) indica baja mortalidad natural y una conducta sedentaria del recurso. Las evaluaciones anuales realizadas para estimar el tamaño del banco confirmaron tal conducta, encontrándose la mayoría de los individuos agregados en el centro, con densidades que variaron entre años de 9 a 14.8 ind m^{-2} . La abundancia de ejemplares también mostró variabilidad interanual, con cifras de 10.1×10^6 en 2001, 8.2×10^6 en 2002 y 12.4×10^6 en 2003. Estas evaluaciones mostraron, además, una disminución en la talla media de la estructura demográfica del banco entre un año y otro, reduciéndose de 75.8 mm en 2001 a 62.1 mm en 2002 y a 51.7 mm en 2003. Esta disminución también ocurrió con el número de ejemplares mayores o iguales a la talla mínima legal (90 mm), reduciéndose de 2.6×10^6 ejemplares presentes en 2001 a 3.7×10^5 ejemplares en 2003. La aplicación de los parámetros de crecimiento sobre la estructura poblacional del banco entre 2002 y 2003 señaló la integración de una nueva clase anual de 6.5×10^6 de ejemplares en 2002 y de 11.2×10^6 de individuos en 2003. El descuento de estas cifras, del número total de ejemplares presentes en ambos años, demuestra una pérdida cercana a los 8.4×10^6 de ostiones en 2002 y de cerca de 7.0×10^6 de individuos en 2003. Estas pérdidas correspondieron a ejemplares con tallas superiores a los 60 mm, lo cual es corroborado con el análisis de la curva de captura realizado con el programa Fisat, cuyos resultados señalan una mortalidad $Z = 2.15$ en 2002 para el segmento de la población entre 67.5 y 115.5 mm, y $Z = 3.08$ en 2003 para el segmento de 64.3 a 112.5 mm. Los resultados sugieren que las pérdidas de ejemplares fueron producidas por la pesca clandestina, actividad que contraviene la legislación chilena diseñada para conservar a *A. purpuratus* y sostener una explotación racional de este recurso.

Palabras clave: *Argopecten purpuratus*, crecimiento, estructura demográfica, reserva marina, Chile.

Abstract

Continuing studies at our Antofagasta (Chile) laboratory provided data from March 2001 to May 2003 on population parameters of *Argopecten purpuratus* in the scallop bed occupying the nearby La Rinconada Marine Reserve. Population growth parameters of $L_{\infty} = 120.38$ mm and $K = 0.9668$ were obtained using marking and recapture methods. The high recapture percentage (60–80%) of marked individuals indicates a low natural rate of mortality, as well as a sedentary behavior. Annual population estimates confirmed the sedentary behavior of the scallops, with most of the individuals concentrating towards the center of the bed at densities between 9–14.8 ind m^{-2} . Scallop abundance showed interannual variation, with total individual counts $\sim 10.1 \times 10^6$ in 2001, 8.2×10^6 in 2002, and 12.4×10^6 in 2003. Evaluations showed a reduction in mean size within the population from one year to the next, the mean length of 75.8 mm in 2001 decreasing to 62.1 mm in 2002 and to 51.7 mm in 2003. This decrease also occurred in the number of individuals of legal extraction size (90 mm), from 2.6×10^6 individuals in 2001 to 3.7×10^5 in 2003. Application of the growth parameters to the population structure in the bed showed recruitment of a new year-class of 6.5×10^6 individuals in 2002 and 11.2×10^6 in 2003. Subtraction of these numbers from the total numbers present in both years showed losses of about 8.4×10^6 individuals in 2002 and 7.0×10^6 in 2003. Based on the population growth parameters and supported by analysis of the catch curve using the Fisat program, these losses concerned the size range of scallops over 60 mm in length with a mortality $Z = 2.15$ in 2002 for individuals ranging from 67.5 to 115.5 mm in length and $Z = 3.08$ in 2003 for those ranging from 64.3 to 112.5 mm. The results suggest that the loss of scallops from these size ranges was due to

human intervention (clandestine harvesting), also reported by wardens in the field. Illegal harvesting of this resource contravenes Chilean national legislation designed to conserve *A. purpuratus* and maintain its rational exploitation.

Key words: *Argopecten purpuratus*, growth, population structure, marine reserve, Chile.

Introducción

EL ostión del Norte, *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819), es un bivalvo pectínido que habita en el Pacífico suroccidental a lo largo de la costa de Perú y Chile. Su distribución abarca desde Paita, Perú (5°S), hasta Valparaíso, Chile (33°S). Esta especie vive en bahías someras, entre 5 y 30 m de profundidad, y excepcionalmente hasta 40 m, siendo los tres principales bancos de Chile, los ubicados en las bahías de Mejillones, La Rinconada, al norte de Antofagasta, y de Tongoy al sur de Coquimbo (Cantillán, 2000).

En Chile, *A. purpuratus* es una especie de importancia económica, a pesar de que entre 1958 y 1980 sus desembarques fueron relativamente bajos (~500 ton año⁻¹; Avendaño y Cantillán, 1996), destinados esencialmente al mercado local. Sin embargo, a partir de 1982 se inician sus exportaciones regulares dada la demanda ejercida por los mercados internacionales, alcanzando en 1984 su producción cerca de 5000 ton como consecuencia del aumento del esfuerzo de pesca y el elevado reclutamiento asociado al fenómeno de El Niño (ENSO) de 1983 (Avendaño y Cantillán, 1996; Stotz, 2000). Debido a la disminución drástica de los stocks, después de 1984 fue imposible mantener este nivel de desembarques (Stotz, 2000). Medidas de regulación pesquera tales como limitaciones de los periodos de pesca y talla mínima de captura no tuvieron efecto sobre los stocks y el gobierno chileno decretó el cierre total de la pesquería a partir de 1986 (Cantillán, 2000; Stotz, 2000), mismo que continúa vigente.

Paralelamente a esta disminución de los stocks naturales la pectinicultura chilena se desarrolló rápidamente alcanzando producciones cercanas a 20,000 ton en 2000, y convirtiendo a Chile en el tercer productor mundial por cultivo (Avendaño *et al.*, 2001a). Sin embargo, la pesca clandestina sobre los bancos naturales ha continuado (Wolf y Alarcón, 1993; Dames y Moore, 1994; Avendaño y Cantillán, 1996; Stotz y González, 1997; Stotz y Mendo, 2001), siendo el banco de La Rinconada uno de los más explotados del país (Avendaño y Cantillán, 1996). Estudios previos indican que, de protegerse el área, ésta tendría un alto potencial para su recuperación natural dada la presencia de condiciones biológicas y oceanográficas favorables (Avendaño, 1993; Avendaño y Le Pennec, 1996, 1997; Avendaño y Cantillán, 1996, 1997a). La nueva Ley General de Pesca y Acuicultura, promulgada en Chile en 1991, permitió que La Rinconada fuese decretada en 1997 como la primera reserva marina del país, disponiendo de fondos para estudios y protección a fines de 1998.

Los estudios realizados a fin de establecer medidas de conservación al momento de constituir la reserva indicaron que el sitio es una zona natural de retención larvaria y asentamiento de postlarvas de *A. purpuratus* (Cantillán, 2000). Gracias a

Introduction

The commercial scallop *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819) is distributed along the SE Pacific coast, from Paita, Peru (5°S), to near Valparaíso, Chile (33°S). This species inhabits shallow bays from 5 to 30 m (rarely to 40 m) in depth, the three main Chilean banks being those of Mejillones Bay; La Rinconada, north of Antofagasta; and Tongoy Bay, south of Coquimbo (Cantillán, 2000).

This scallop has become a resource of considerable economic importance in Chile. From 1958 to 1980 the production of about 500 t of meat per year (Avendaño and Cantillán, 1996) was commercialized internally. Export markets were developed in 1982, and production rose to nearly 5000 t in 1984 following the expansion of harvesting efforts linked to good recruitment related to El Niño (ENSO) of 1983 (Avendaño and Cantillán, 1996; Stotz, 2000). After 1984, however, a drastic reduction in natural stocks made unreachable this production levels (Stotz, 2000). Regulation strategies that included shortening the fishing season and establishing size limits had no effect on conserving the stocks and, in 1986, the Chilean government closed the harvest fishery indefinitely (Cantillán, 2000; Stotz, 2000).

Concurrent with the decline of natural stocks, scallop mariculture using Japanese spat culture methods underwent rapid development in the latter part of the century, reaching production values of nearly 20,000 t in 2000. This development placed Chile as the world's third leading producer of cultured scallops (Avendaño *et al.*, 2001a). Unfortunately, clandestine harvesting of the natural beds continued (Wolf and Alarcón, 1993; Dames and Moore, 1994; Avendaño and Cantillán, 1996; Stotz and González, 1997; Stotz and Mendo, 2001), La Rinconada bed being one of the most exploited (Avendaño and Cantillán, 1996). Studies conducted at this site suggested that, if protected, it would have a high potential for natural recovery due to the presence of favorable biological and oceanographic conditions (Avendaño, 1993; Avendaño and Le Pennec, 1996, 1997; Avendaño and Cantillán, 1996, 1997a). As a result of new legislation enforced in Chile in the 1990s, La Rinconada was decreed the first Chilean marine reserve in 1997, and funds for studies and protection were made available at the end of 1998.

Research carried out to establish conservation measures has been directed towards management of the scallop population for the socio-economic benefit of the country. The primary goal has been to evaluate its potential as a constant, self-renewing source of seed scallops for use in aquaculture, since the area is well adapted for the retention of larvae produced by the resident scallop population (Cantillán, 2000). Protective measures, aided by environmental conditions resulting from

este fenómeno, a las medidas de protección y a la ocurrencia de un evento ENSO en 1997–1998, la población se incrementó de 6.1×10^6 ejemplares en 1997 (Avendaño y Cantillán, 1997b) a 11.3×10^6 en 1999 (Avendaño *et al.*, 2004). Sin embargo, en años posteriores el número de ejemplares en la reserva ha variado posiblemente debido a la extracción clandestina. En el presente trabajo se presentan los primeros parámetros de crecimiento obtenidos mediante marcaje y recaptura de ejemplares, así como la abundancia y estructura demográfica anual del banco de La Rinconada entre 2001 y 2003, estimándose además mediante curvas de captura el efecto del esfuerzo pesquero ejercido clandestinamente sobre el banco en esos años.

Metodología

Características del área de estudio

El área de estudio está localizada en el sector de La Rinconada de la Bahía de Antofagasta, ubicado en $23^{\circ}28' S$ y $70^{\circ}30' O$, 20 km al norte de la ciudad de Antofagasta, Chile (fig. 1). Un estudio reciente llevado a cabo por Avendaño *et al.* (2004) ha demostrado que el área de la reserva marina está sujeta a flujos alternados de corriente que resultan de una corriente predominante hacia el norte que se encuentra con la barrera impuesta por la playa, reflejándose en forma cíclica en escalas de tiempo diarias. Esto produce intercambio y mezcla de masas de aguas y la retención de material particulado en suspensión, incluyendo larvas de *A. purpuratus*, en un área de 5 km de radio (Cantillán, 2000; Avendaño *et al.*, 2004).

Esta bahía se caracteriza, además, por la existencia de zonas de surgencia de aguas frías que permiten la incorporación regular de nutrientes a las aguas superficiales durante gran parte del año (Guillen, 1983; Rodríguez *et al.*, 1991; Marín *et al.*, 1993; Escribano *et al.*, 1995; Cantillán *et al.*, 2001). La incorporación de estos nutrientes en las aguas superficiales permiten el desarrollo de florecimientos fitoplanctónicos a lo largo de todo el año, con concentraciones de clorofila *a* que fluctúan de $1\text{--}12 \mu g L^{-1}$, superando en ocasiones los $20 \mu g L^{-1}$. El estudio de la composición específica de los florecimientos muestra que las diatomeas dominan sobre los flagelados y que los dinoflagelados tóxicos son poco abundantes (Avendaño *et al.*, 2004). La temperatura media diaria del agua de la bahía en años con ausencia de Niño o Niña, oscila en el fondo (16 m de profundidad) entre $13^{\circ}C$ y $19^{\circ}C$, registrándose los promedios más altos durante los meses de verano (Cantillán, 2000; Avendaño *et al.*, 2004). Los promedios diarios de temperatura, obtenidos a través de mediciones continuas cada 6 h entre marzo de 2001 y mayo de 2003, realizadas con ayuda de un termógrafo electrónico instalado a 16 m de profundidad, se muestran en la figura 2.

Estimación de parámetros de crecimiento

Con el objeto de obtener antecedentes de parámetros de crecimiento de la población de *A. purpuratus* en La Rinconada

the 1997/1998 ENSO, promoted an increase in the scallop population from 6.1×10^6 individuals in 1997 (Avendaño and Cantillán, 1997b) to 11.3×10^6 in 1999 (Avendaño *et al.*, 2004). In subsequent years, however, oscillations in population numbers within the reserve probably due to clandestine harvesting, have jeopardized the continued success of this goal. The present study aims at evaluating the losses of scallops from La Rinconada bed between 2001 and 2003 by analyzing their annual size structure, applying growth parameters obtained for individuals from this bed and using capture curves that demonstrate the effects of illegal fishing efforts exerted on the bed.

Methodology

Characteristics of the study area

The study area is located within La Rinconada Marine Reserve, which occupies the NE extremity of Antofagasta Bay ($23^{\circ}28' S$, $70^{\circ}30' W$), about 20 km north of the city of Antofagasta, Chile (fig.1). A recent study by Avendaño *et al.*

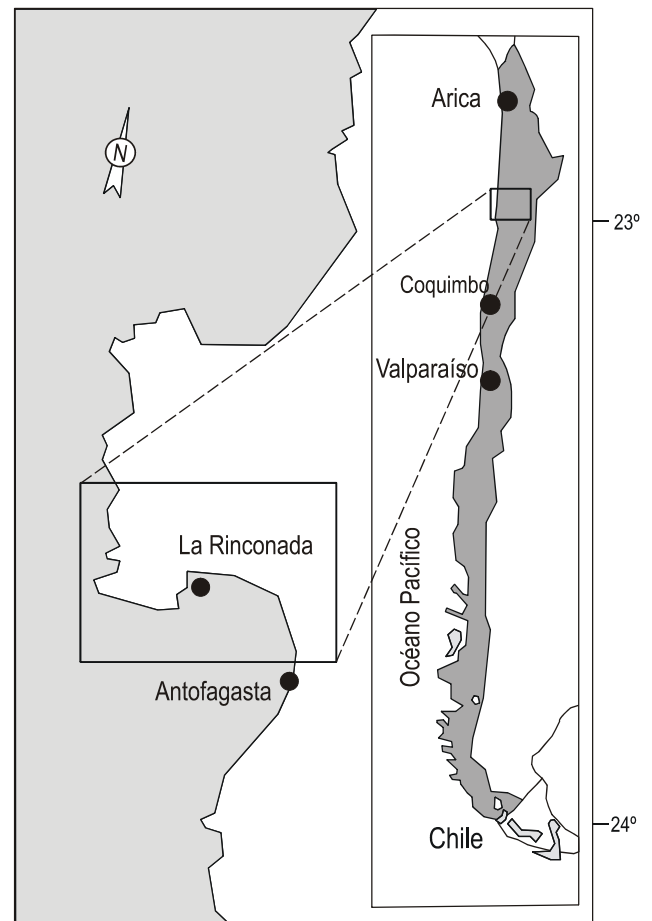


Figura 1. Localización geográfica de la reserva marina La Rinconada, Antofagasta, Chile.

Figure 1. Geographic location of La Rinconada Marine Reserve, Antofagasta, Chile.

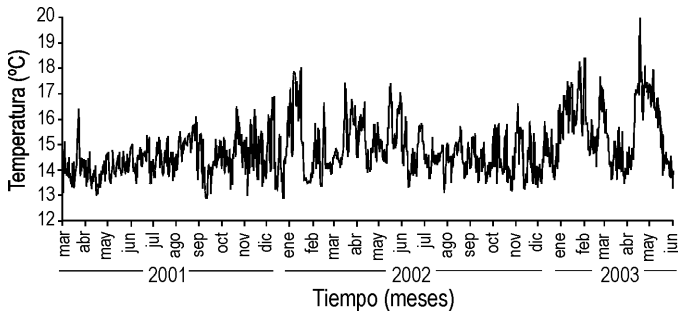


Figura 2. Temperatura promedio diaria obtenida a 16 m de profundidad en la reserva marina La Rinconada, entre marzo de 2001 y mayo de 2003.

Figure 2. Mean daily temperature at 16 m depth in La Rinconada Marine Reserve between March 2001 and May 2003.

se procedió al marcaje y recaptura de ejemplares, distribuyéndolos en un área de 100 m² señalizada por medio de una boya fondeada a 17 m de profundidad. El marcaje se hizo adhiriendo una etiqueta numerada, con masilla epóxica submarina, a la valva derecha de los individuos. Durante abril de 2001 se marcaron y sembraron 300 ejemplares con tallas de 35 a 113 mm, de los cuales en julio de 2001 se recuperó un total de 186 ejemplares. Un segundo grupo de 250 individuos entre 10 y 100 mm fueron marcados y sembrados en agosto de 2001, recuperándose 152 ejemplares en noviembre de ese mismo año. Un tercer grupo de 140 nuevos ejemplares entre 5 y 60 mm fueron marcados y sembrados en diciembre 2001, recuperándose 115 ejemplares en abril de 2002.

El incremento individual de longitud fue graficado contra la talla, obteniendo los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy (Gulland y Holt, 1959).

Estimación de la abundancia anual de A. purpuratus y estructura de talla de la población

El tamaño y estructura de talla que presentó la población en marzo de 2001 y mayo de 2002 y 2003 fue estimado a través de muestreo directo dentro del área de distribución de los ejemplares, para lo cual se procedió de la siguiente forma:

Determinación del área de distribución

El área de distribución del banco se delimitó mediante buceo y se marcó con boyas. La posición de las boyas se determinó con un GPS con una resolución de 15 m. La proyección de los puntos sobre el plano del área permitió calcular la superficie que ocupaba el banco, a través de un planímetro polar con compensación ZETING KP-27.

Muestreo piloto

Una vez delimitada el área de distribución de los organismos se procedió a realizar un muestreo piloto (Avendaño y Cantillán, 2003) para determinar el número mínimo de muestras. De este modo se establecieron 26 estaciones de

(2004) reported that water currents over the area of the reserve typically set in a northerly direction, but are deflected back on a cyclical basis (periods of days) after encountering the beach at its northern edge. This circulation promotes effective mixing of water masses that arrive in the area, and the retention of suspended particulate matter within a 5-km radius area. This circulation favors retention of *A. purpuratus* larvae, allowing them to develop and settle on the scallop bed (Cantillán, 2000; Avendaño *et al.*, 2004).

The bay is also characterized by areas to the north and south that experience upwelling of cold, nutrient-rich water, allowing frequent replenishment of mineral nutrients during most of the year (Guillen, 1983; Rodríguez *et al.*, 1991; Marín *et al.*, 1993; Escibano *et al.*, 1995; Cantillán *et al.*, 2001). Upwelling nutrients drive the development of phytoplankton blooms throughout the year, with chlorophyll *a* concentrations ranging from 1–12 mg L⁻¹ and sometimes exceeding 20 mg L⁻¹. Studies on the specific composition of these blooms showed that diatoms predominate over flagellates, while toxic dinoflagellates are rarely abundant (Avendaño *et al.*, 2004). The mean daily temperature of bottom water (16 m depth) in the area in non-El Niño or La Niña years oscillates between 13°C and 18°C, the high values occurring in the summer months (Cantillán, 2000; Avendaño *et al.*, 2004). Daily mean temperature obtained using recording devices (loggers) installed *in situ* at 16 m depth, which recorded the temperature every 6 h from March 2001 to May 2003, are presented in figure 2.

Estimation of scallop growth parameters

Marking and recapture methods were used to obtain data on the growth parameters of the *A. purpuratus* population within the reserve. Marked specimens were scattered by divers over an area of about 100 m² at 17 m depth, the center of which was identified by a marker buoy. Marking of the scallops was accomplished by cementing a numbered plastic marker to the right valve of each specimen using marine epoxy putty. In April 2001, 300 marked individuals ranging in length from 35 to 113 mm were released, of which 186 were recovered in July 2001. A second group of 250 marked individuals ranging in length from 10 to 100 mm was released in August 2001 and 152 were recovered in November 2001. A third group of 140 marked scallops ranging from 5 to 60 mm in length were released in December 2001 and 115 were recovered in April 2002.

The growth increments were plotted against size to obtain the von Bertalanffy growth parameters (Gulland and Holt, 1959).

Estimation of annual abundance of A. purpuratus and size structure of the population

The sizes and size structure present in the population in March 2001 and in May 2002 and 2003 were estimated by

muestreo en 2001, 27 en 2002 y 19 en 2003, representando en cada ocasión cerca del 10% de la superficie total que ocupaba el banco en ese momento. En cada estación se muestreó diez veces un cuadrante de 1 m² para obtener una densidad media por estación. Con los datos obtenidos se procedió a determinar el número mínimo de unidades de muestreo requeridas para estimar la densidad y abundancia total de la población de *A. purpuratus*, de acuerdo a la siguiente expresión (Thompson, 1992):

$$n_0 = \frac{N^2 * Z^2 * \Gamma^2}{d^2}$$

donde n_0 = número mínimo de muestra, N = superficie total del banco expresada en unidades muestrales, d = límites inferior y superior del valor real de la abundancia (considerados como un 10% del estimador poblacional calculado a partir del muestreo piloto), Z = constante de distribución normal (1.964 para $\alpha = 0.05$), y Γ^2 = varianza de la media del número de individuos por unidad muestral en el muestreo piloto.

Muestreo definitivo

Debido a que las densidades de ejemplares obtenidas en el muestreo piloto mostraron una variabilidad con respecto a la posición del área muestreada, se pudo establecer la presencia de una fuerte estratificación de la población estudiada, indicando la necesidad de realizar un muestreo al azar estratificado. El método consistió en establecer un muestreo aleatorio simple en cada estrato, una vez reconocida la existencia de éstos.

Una vez conocido el número mínimo de muestras, éstas se repartieron de acuerdo a la asignación diferencial en función de la superficie de cada estrato, muestreándose áreas de 4900 m² (70 × 70 m) elegidas al azar en cada uno de ellos. La densidad de los ostiones en cada una de las áreas se determinó contando el número de organismos presentes en un cuadrante de 1 m², el cual fue replicado al azar 10 veces. Se registró la profundidad media de cada área muestreada mediante un profundímetro de buceo y su posición geográfica utilizando un geoposicionador satelital (GPS).

Con el objeto de identificar cada una de las estaciones que conformaban cada estrato, la información del número de ejemplares por metro cuadrado recogida en el muestreo definitivo se ordenó sobre un plano. Posteriormente, en cada estrato se calcularon los valores medios de densidad y abundancia, de acuerdo con Thompson (1992).

El estimador de la varianza de la población se obtuvo multiplicando la varianza de la media estratificada por el cuadrado de la superficie total del banco expresada en unidades muestrales (Thompson, 1992).

El análisis de la abundancia en cada estrato se realizó agregando a los datos obtenidos en el muestreo definitivo, los datos

direct measurements within the distributional area of the scallops as follows:

Determination of the distribution area

In early March 2001 and in May 2002 and 2003, an underwater survey was made by divers over the bottom of La Rinconada Marine Reserve to determine the extent of distribution of *A. purpuratus* at this site (Avendaño and Cantillán, 2003). Indicator buoys were placed in strategic locations at visually estimated limits of scallop distribution, and their positions were recorded using a global positioning system (GPS). The distribution of the buoys was then plotted on a corresponding chart of the area and the surface area of the scallop bed was determined using a ZETING KP-27 polar planimeter with compensation.

Pilot sampling

Once the distributional area was determined, a pilot sample was taken to obtain a preliminary assessment of population density and structure (Avendaño and Cantillán, 2003). A total of 26 sampling stations were established in 2001, 27 in 2002, and 19 in 2003, on each occasion representing about 10% of the total surface of the bed at the time. A 1 m² steel quadrant was thrown haphazardly ten times at each station and scallops within the quadrant at each repetition were counted by divers. The average scallop density per station was then determined. With this data, the minimum number of sampling units required to estimate the total density and abundance of the *A. purpuratus* population was determined according to the following expression (Thompson, 1992).

$$n_0 = \frac{N^2 * Z^2 * \Gamma^2}{d^2}$$

where n_0 is the minimum sample number, N is the total surface of the bed expressed in sampling units, d is the lower and upper limit of the real abundance value (considered as 10% of the population estimator calculated from the pilot sampling), Z is the normal distribution constant (1.964 for $\alpha = 0.05$), and Γ^2 is the variance of the mean of the number of individuals per sampling unit of the pilot sampling.

Definitive sampling

Since the densities of individuals obtained in the pilot sampling showed variability with respect to position within the study area, the presence of a strong horizontal stratification in the population was recognized. This indicated the need for employing random stratified sampling, consisting of a simple random sampling of each stratum.

del muestreo piloto, con el objeto de disminuir aún más los límites reales de la abundancia.

Determinación de la estructura demográfica de la población

En cada una de las estaciones destinadas a medir la densidad de organismos se recolectaron todos los ejemplares presentes en cinco cuadrantes de 1 m². Los individuos fueron medidos (longitud máxima antero-posterior) con un calibrador Vernier de 0.1 mm de precisión. Los datos obtenidos fueron utilizados para determinar la estructura demográfica y se utilizaron como datos representativos de entrada (estructura de tallas de las capturas) para construir la curva de captura de esta población durante 2002 y 2003 a través del programa Fisat 1.0, dada la ausencia de datos reales de explotación de esta población por tratarse de una especie vedada para su extracción.

Resultados

Parámetros de crecimiento

Los resultados obtenidos señalan que la longitud infinita (L_{∞}) para *A. purpuratus* en la reserva de La Rinconada es 120.38 mm, con un coeficiente $K = 0.9668$ (fig. 3). Estos parámetros fueron obtenidos a través de la recuperación de 62%, 60.8% y 82.1% de los ejemplares marcados y sembrados en abril, agosto y diciembre de 2001.

Distribución del banco

Los resultados obtenidos a través de las evaluaciones realizadas en la reserva entre 2001 y 2003 permiten señalar que el banco de *A. purpuratus* de La Rinconada se distribuyó en una sola área cuya superficie alcanzó 254.8 ha en 2001, 242.7 ha en 2002 y 225.9 ha en 2003, extendiéndose entre 23°28'13.5" S, 70°29'7.9" W y 23°28'38.2" S, 70°30'41.1" W, a profundidades entre 6 y 24 m. Dentro de estas áreas, los ejemplares se concentraron preferentemente en áreas de 50.4 ha en 2001, de 71.3 ha en 2002 y de 72.0 ha en 2003 entre profundidades de 7 y 17 m (fig. 4).

Densidad y abundancia

La densidad y abundancia de la población, estimadas a partir de las evaluaciones realizadas en 2001, 2002 y 2003, se presentan en la tabla 1. Estos resultados muestran que el tamaño de la población presentó una disminución de la abundancia de 18.6% entre 2001 y 2002, y un incremento de 51.4% (4.2×10^6 ejemplares) en 2003 respecto de 2002, este último asociado con un incremento de la densidad media en las áreas de mayor concentración. En contraste, las zonas periféricas a las anteriores en los tres años presentaron densidades que se mantuvieron bajo los 2 ind m⁻².

Based on the minimum number of samples required, as determined in the pilot sampling, sampling was planned for each stratum based on its area. Samples were obtained in 70 × 70 m areas, haphazardly selected within each stratum. Scallop densities were determined in 10 haphazard tosses of the 1 m² quadrant into each of the selected areas. Depth and geographic position were determined for each sampling area by means of a depth meter and a GPS.

In order to determine which stations corresponded to each stratum, the numbers of individuals per square meter collected in the definitive sampling were arranged on the chart of the sampling area. The mean density and abundance values were then calculated for each stratum, according to Thompson (1992).

The estimator of the population variance was obtained by multiplying the variance of the stratified mean by the square of the total surface of the bed expressed in sampling units (Thompson, 1992).

The abundance within each stratum was analyzed by adding the data from the pilot sampling to those from the definitive sampling in order to further reduce the real limits of abundance.

Determination of the demographic structure of the population

At each station where the density of organisms was obtained, scallops from five quadrants were recovered and their maximum length (antero-posterior) was measured using a caliper accurate to the nearest 0.1 mm. The data obtained were used to determine the population structure. They were also used as representative entry data (size structure of catches) to prepare a catch curve for this population during 2002 and 2003, using the Fisat 1.0 computer program. This method was used in the absence of real exploitation data, since the legal extraction of this resource is currently prohibited.

Results

Growth parameters

Data on the population parameters are presented in figure 3, showing the infinite length (L_{∞}) of *A. purpuratus* in the reserve to be 120.38 mm, with a coefficient $K = 0.9668$. These parameters were obtained through recovery of 62%, 60.8% and 82.1% of individuals marked and released in April, August and December 2001, respectively.

Natural distributional area of the resource

The results obtained from 2001 to 2003 showed that there was a single distribution area, covering a surface of about 254.8 ha in 2001, 242.7 ha in 2002, and 225.9 ha in 2003, extending between 23°28'13.5" S and 70°29'7.9" W and

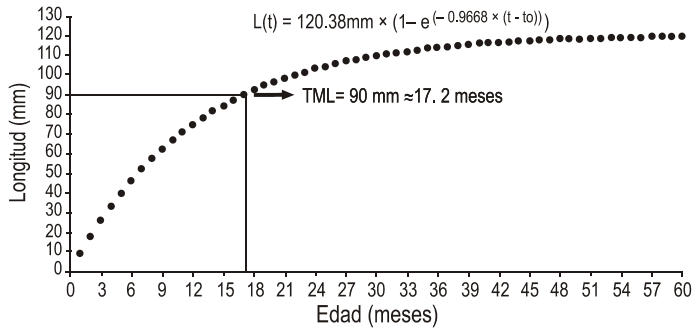


Figura 3. Curva de crecimiento de *Argopecten purpuratus* en la reserva marina La Rinconada. TML = Talla mínima legal.

Figure 3. Growth curve for *Argopecten purpuratus* at La Rinconada Marine Reserve. TML = Minimum legal size.

Estructura de tallas

El análisis de la estructura de tallas que presentó el banco en esta reserva marina en cada una de las evaluaciones realizadas, indicó que en marzo de 2001, ésta variaba entre 10.2 y 137.2 mm, con un promedio de 75.8 mm (DE = 19.8), y 25.8% de los ejemplares se encontraban sobre la talla mínima legal de 90.0 mm (fig. 5a); en mayo de 2002, varió entre 10.0 y 135.2 mm, con un promedio de 62.1 mm (DE = 24.5), encontrándose 11.3% sobre los 90.0 mm (fig. 5b). En mayo de 2003 los resultados indicaron tallas entre 10.3 y 123.0 mm, con un promedio de 51.7 mm (DE = 19.3), y sólo 3% se encontraba sobre los 90.0 mm (fig. 5c).

Curvas de captura para la evaluación de mayo de 2002 y mayo de 2003

Los resultados obtenidos a través de este análisis (fig. 6a, b) señalan una mortalidad (Z) para 2002 de 2.15, sobre el segmento de la población entre 67.5 y 115.5 mm, y de 3.08 para 2003 sobre el segmento de 64.3 a 112.5 mm. Estos valores indican que la supervivencia alcanzó 11.5% en 2002 y 4.6% en 2003 para cada uno de los segmentos de la población señalados.

Discusión

Stotz y González (1997) señalaron parámetros de crecimiento similares a los obtenidos para *A. purpuratus* en la reserva de La Rinconada ($L_{\infty} = 120.19$ mm; $K = 0.9666$) en una población de Puerto Aldea (Coquimbo, Chile). Esos autores indican una $L_{\infty} = 124.6$ mm y un $K = 0.84$, lo que permite estimar que los individuos en dicha localidad alcanzarían la talla comercial (90 mm) en 18 meses, mientras que en La Rinconada lo harían a los 17.2 meses. Otros resultados para la región de Coquimbo sugieren un periodo de crecimiento de 27 ó 28 meses hasta alcanzar la talla comercial, basado en un valor de $L_{\infty} = 112$ mm y $K = 0.52$ (Etchepare y Videla, 1989). Estos resultados indican un crecimiento más rápido conforme

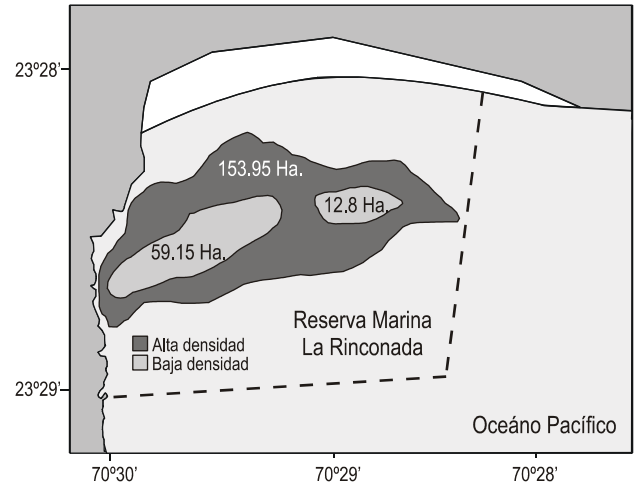


Figura 4. Distribución del banco de *Argopecten purpuratus* en la reserva marina La Rinconada.

Figure 4. Distribution of individuals of *Argopecten purpuratus* at La Rinconada Marine Reserve.

23°28'38.2" S and 70°30'41.1" W, at depths ranging from 6 to 24 m. Within the overall area, the scallops were concentrated in areas of 50.4 ha in 2001, 71.3 ha in 2002, and 72.0 ha in 2003, between contours of 7 and 17 m depth (fig. 4).

Density and abundance

Table 1 presents population densities and abundances based on the evaluations carried out in 2001, 2002, and 2003. These results show that the population decreased in abundance by 18.6% between 2001 and 2002, and increased by 51.4% (4.2×10^6 individuals) in 2003 as compared with 2002. The latter observation was associated with an increase in mean density in the areas of higher density. In contrast, the peripheral zones surrounding the higher-density areas had densities of less than 2 ind m^{-2} over the three years of the study.

Size structure

The overall size structure analysis of scallops at La Rinconada Marine Reserve in all analyses made in March 2001 showed a variation in length from 10.2 to 137.2 mm, with a mean of 75.8 mm (SD = 19.8). A total of 25.8% of these scallops were of legal harvesting size (90.0 mm, fig. 5a). In May 2002, lengths ranged from 10.0 to 135.2 mm, with a mean of 62.1 mm (SD = 24.5); 11.3% of the scallops were above 90.0 mm in length (fig. 5b). In May 2003 the population varied between 10.3 and 123.0 mm in length, with a mean of 51.7 mm (SD = 19.3), with only 2.99% above legal size (fig. 5c).

Capture curves for the May 2002 and May 2003 evaluations

The results obtained from this analysis (fig. 6a, b) showed a mortality (Z) of 2.15 in 2002 for the population segment from

Tabla 1. Densidad y abundancia de *Argopecten purpuratus* en el banco de la reserva marina de La Rinconada, Antofagasta, Chile. H = estrato de alta densidad, L = estrato periférico de baja densidad, DE = desviación estándar y SV = varianza media estratificada.

Table 1. Density and abundance of *Argopecten purpuratus* in the bed at La Rinconada Marine Reserve, Antofagasta, Chile. H = high-density stratum, L = peripheral low-density stratum, DE = standard deviation and SV = mean stratified variance.

Fecha	No. cuadrantes	H			L			Total			
		Σ ostiones	ind m ⁻²	DE	Σ ostiones	ind m ⁻²	DE	Σ ostiones	DE	ind m ⁻²	SV
Marzo 2001	993	6,086,384	12.08	8.55	4,044,374	1.98	2.91	10,130,758	367,057	3.98	0.02
Mayo 2002	871	6,433,758	9.01	8.19	1,814,508	1.05	1.61	8,248,266	333,950	3.4	0.019
Mayo 2003	804	10,669,157	14.82	11.20	1,815,178	1.17	1.54	12,484,335	459,190	5.53	0.048

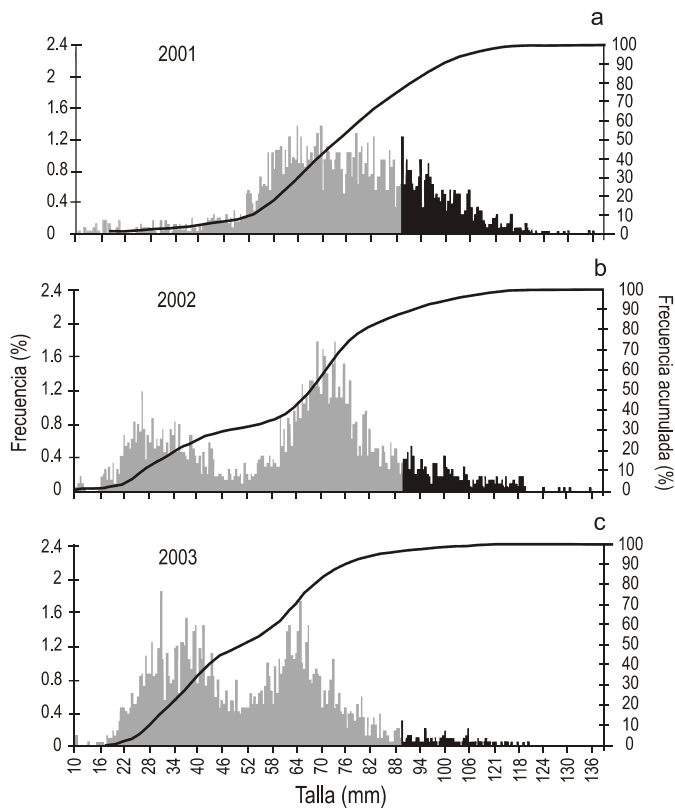


Figura 5. Estructura de tallas de la población de *Argopecten purpuratus*, en la reserva marina La Rinconada en 2001 (a), 2002 (b) y 2003 (c).

Figure 5. Size structure of the population of *Argopecten purpuratus* at La Rinconada Marine Reserve in 2001 (a), 2002 (b) and 2003 (c).

disminuye la latitud dentro de Chile, aunque resultados obtenidos en La Pampa, Tunga y Bahía Independencia, en Perú, indican que los ostiones podrían alcanzar la talla de 90 mm sólo después de 39 a 51 meses, con un L_{∞} que varía entre 106 y 109 mm, y con valores de K entre 0.43 y 0.52 (Yamashiro y Mendo, 1988). En contraste, Wolf (1987) determinó una $L_{\infty} = 112$ mm y un $K = 2.10$ para esta especie en Bahía Paracas, Perú, bajo condiciones de El Niño ocurrido en 1983, indicando que la talla de 90 mm bajo estas condiciones de agua cálidas se alcanzaría entre 12 y 13 meses.

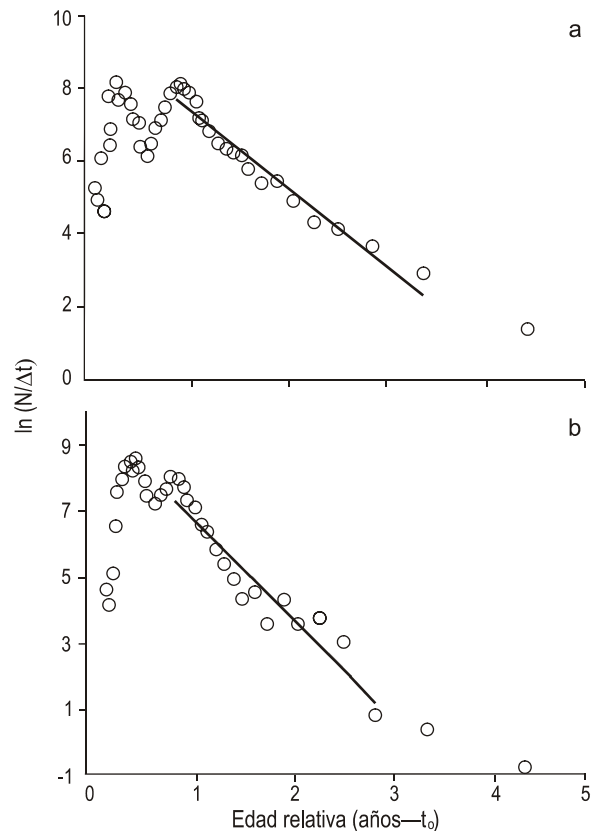


Figura 6. Curvas de captura de *Argopecten purpuratus*, obtenidas a través de Fisat en 2002 (a) y 2003 (b).

Figure 6. Capture curve of *Argopecten pupuratus*, determined using a Fisat Program for 2002 (a) and 2003 (b).

67.5 to 115.5 mm in length. In 2003, $Z = 3.08$ for individuals ranging from 64.3 to 112.5 mm in length. These values indicate that for each of the population segments studied, survival was 11.5% in 2002 and 4.6% in 2003.

Discussion

Stotz and González (1997) reported growth parameters of $L_{\infty} = 124.6$ mm and $K = 0.84$ for *A. purpuratus* from Puerto Aldea (Coquimbo, Chile). These values are similar to those

Las grandes variaciones en las tasas de crecimiento que muestran los pectínidos entre sitios, estaciones del año y profundidad, se deben principalmente a las variaciones de la temperatura y disponibilidad de alimento (Bricelj y Shumway, 1991; Emerson *et al.*, 1994; Lodeiros *et al.*, 2001). Sin embargo, las concentraciones normales de nutrientes en las aguas superficiales del área de estudio permiten el desarrollo de fitoplancton a lo largo de todo el año (Cantillán *et al.*, 2001), de manera que la capacidad trófica no sería un factor limitante para la subsistencia del recurso. En contraste, la gran variabilidad de la temperatura de fondo (16 m) en ese sector parece ser un factor principal que influye en el crecimiento. Deben realizarse experimentos que permitan evaluar el crecimiento diario de estos organismos, asociado a la temperatura, para contrastar la hipótesis antes señalada.

El alto porcentaje de recuperación de ejemplares marcados en esta experiencia (sobre 60% de los sembrados en abril y en agosto de 2001 y 82.1% de los marcados y sembrados en diciembre de 2002) sugiere, por una parte, bajas tasas de mortalidad natural, y por otra, una conducta sedentaria que explica las agregaciones con que este recurso se distribuye dentro del banco. Estos valores de recuperación son muy altos en comparación al 15% y 46% que obtuvieron con esta misma especie Stotz y González (1997) en la Bahía de Tongoy (Chile), o los obtenidos en otros experimentos realizados con especies como *Aequipecten opercularis* L. donde el porcentaje de recaptura fluctuó alrededor de 25% (Allison y Brand, 1995).

Los resultados obtenidos mediante las evaluaciones anuales señalaron variaciones en la superficie de distribución y en la abundancia de ejemplares. Estos mismos resultados señalan una distribución agregada de los ejemplares, ya indicada en estudios anteriores (Cantillán y Avendaño, 1994; Avendaño y Cantillán, 1996). Este tipo de distribución en la que los ejemplares tienden a mantenerse agrupados en el centro del banco es común en otras poblaciones de pectínidos. Así, en bancos explotados comercialmente se ha señalado la existencia de unidades importantes de "stock" que corresponden a áreas con un grado de continuidad espacial y similares densidades internas significativamente más altas que las de áreas circundantes (Caddy, 1989).

El análisis global de la estructura de tallas de los ostiones mostró una declinación en las tallas medias y reducción en el número de ejemplares de talla mínima legal entre 2001 y 2003, sugiriendo pérdidas de individuos de talla mínima legal del banco que ascendieron a 2,550,925 ejemplares en 2001 y a 373,281 ejemplares en 2003.

Con base en los parámetros de crecimiento obtenidos para esta población se puede señalar que los ejemplares con tallas inferiores a 80 mm encontrados en mayo de 2002 corresponden a ejemplares no presentes durante marzo de 2001; se estima que el 79% de los individuos (6.5×10^6 ostiones) son nuevos en este banco. Descontando esta cifra, del número total de ejemplares presentes en 2002 (8.2×10^6 ostiones) nos indica que sólo 1.7×10^6 individuos serían parte de los 10.1×10^6 ejemplares evaluados en marzo de 2001 (17.1%). En consecuencia,

presently reported for La Rinconada Marine Reserve of $L_{\infty} = 120.19$ and $K = 0.96$. This suggests that the commercial size would be reached in 18 months at Puerto Aldea, while at La Rinconada this period would be reduced to 17.2 months. Other results for the Coquimbo region suggest a growth period of 27 to 28 months to attain commercial size, based on a L_{∞} value of 112 mm and $K = 0.52$ (Etchepare and Videla, 1989). These results indicate more rapid growth with a decrease in latitude within Chile, although results obtained at La Pampa, Tunga, and Independencia Bay in Peru suggest that the scallops would reach the 90 mm size only after 39 to 51 months, as their L_{∞} ranged from 106 to 109 mm, with K values of 0.43 to 0.52 (Yamashiro and Mendo, 1988). On the other hand, Woolf (1987) recorded values of $L_{\infty} = 112$ mm and $K = 2.10$ for this species in Paracas Bay, Peru, under the unusually aberrant (warm water) conditions of the El Niño phenomenon of 1983, indicating that the 90 mm size would be reached between 12 and 13 months.

The large variations in growth rates recorded for pectinids among locations, seasons of the year, and different depths are due primarily to variations in temperature and to the availability of food in the environment (Bricelj and Shumway, 1991; Emerson *et al.*, 1994; Lodeiros *et al.*, 2001). At La Rinconada, the relatively stable, high availability of nutrient salts in the water allows development of steady phytoplankton production throughout the year (Cantillán *et al.*, 2001), such that the trophic capacity of the system does not appear to be a limiting factor for the scallops in the reserve. In contrast, the high variability in bottom (16 m) temperature in this area may indeed be a major factor influencing the growth of scallops. Experiments that evaluate the daily growth of scallops in this bed in relation to the ambient temperature need to be carried out in the future to test the preceding hypothesis.

The high degree of recovery of marked scallops observed in the present study (60% in 2001 and 82% in 2002) suggests, on the one hand, that there was low natural mortality and, on the other, that the sedentary behavior of the scallops explained the aggregated distribution of the resource within the bed. These recovery values were very high in comparison to the 15% and 46% recovery values obtained by Stotz and González (1997) in Tongoy Bay (Chile), or to those obtained in studies of other scallops such as *Aequipecten opercularis* L., of about 25% (Allison and Brand, 1995).

The results of this study, which showed notable year to year variations in both the extension of the bed and scallop densities, are supported by similar observations made at the same bed in previous studies (Cantillán and Avendaño, 1994; Avendaño and Cantillán, 1996) for the dense stratum as well as the less dense peripheral stratum. The type of aggregation observed, in which the scallops tend to accumulate towards the center of the bed, is common for other pectinid species, and has been reported for commercially exploited beds with "stock" units more closely aggregated to give higher, more uniform densities in areas that have a higher degree of spatial continuity than in less continuous peripheral areas (Caddy, 1989).

entre esta última fecha y mayo de 2002 se habrían perdido de la reserva cerca de 8.4 millones de ostiones. Este mismo análisis, realizado sobre la estructura de tallas presentes en este banco en mayo de 2003, señala que los ejemplares con tallas inferiores a 75 mm corresponderían a ejemplares no presentes durante mayo de 2002, es decir que el 89.9% de los individuos (11.2×10^6 ejemplares) se incorporaron a la población después de esa fecha. Descontando esta cifra, del número total de ejemplares presentes en esta nueva evaluación (12.4×10^6 ostiones) indica que sólo 1.2×10^6 individuos (15.24%) permanecerían de los 8.2×10^6 ejemplares estimados en mayo de 2002, de manera que entre ambas fechas se habrían perdido de la reserva cerca de 7.0 millones de ostiones.

La proyección de los parámetros de crecimiento sobre la estructura de tallas que la población presentó en marzo de 2001 y mayo de 2002, indican que las pérdidas detectadas en las evaluaciones de mayo de 2002 y 2003, respectivamente, afectaron principalmente a ejemplares con tallas superiores a 60 mm, lo que es corroborado con la reducción en el número de ejemplares de talla mínima legal y con la disminución de la tallas medias de estos ejemplares, anteriormente señaladas. La desaparición de estos individuos de tallas mayores demostraría que la talla estaría fuertemente influenciada por actividades de pesca clandestina que allí se desarrollan. A pesar de la normatividad vigente en Chile para *A. purpuratus*, los infractores últimamente evitan la fiscalización y el control diurno extrayendo en forma clandestina dicho recurso de la reserva marina, por medio de buceo nocturno y en la madrugada. Para ello utilizan embarcaciones artesanales que proveen de aire a los buzos mediante un compresor y a través de una manguera, portando éstos linternas submarinas para poder localizar el recurso. Esta actividad motivó que los guardias de la reserva realizaran 414 denuncias de embarcaciones extrayendo clandestinamente ostiones entre marzo de 2001 y mayo de 2002, y 414 entre esta última fecha y mayo de 2003, algunas de las cuales trabajaban con dos buzos simultáneamente. Debe señalarse que un solo buzo es capaz de extraer entre 4800 y 7200 ejemplares por día (Avendaño y Cantillán, 1996; 2003).

La pesca ilegal en esta reserva impidió obtener una estimación real de la mortalidad natural de los individuos, obteniendo bajas tasas de supervivencia en nuestros resultados (11.5% en 2002, 4.6% en 2003). La obtención de datos de mortalidad natural se complicó, además, debido a que los infractores desconchan y tiran las valvas vacías dentro de las mismas áreas de extracción. Por lo tanto, se concluyó que las disminuciones que sufre el banco de *A. purpuratus* de la Reserva Marina La Rinconada obedecen principalmente a causas de origen humano como la sobreexplotación (manejo inadecuado), y no a mecanismos naturales de oscilación en el volumen de su población, frecuentemente observados en otras poblaciones de bivalvos y particularmente en los pectínidos (Orensanz *et al.*, 1991).

La problemática del reclutamiento y su determinación ha sido el punto de focal de la mayor parte de los estudios de ecología de poblaciones y manejo de recursos. Así, después del

The overall analysis of the size structure, which showed a decline in mean sizes and a reduction in the number of legal-sized scallops from 2001 through 2003, indicated that there was a loss of legal-sized scallops at the bed, from 2,550,925 individuals in 2001 to 373,281 individuals in 2003.

Based on the growth parameters for this population, it was determined that scallops less than 80 mm in length in May 2002 represented individuals not present in the population in March 2001, and that 79% of the 2002 individuals (6.5×10^6 scallops) were new to the bed that year. Subtracting this number from the total scallops in the bed in 2002 (8.2×10^6 scallops) showed that only 1.7×10^6 formed part of the 10.1×10^6 total scallops calculated in 2001 (17.1%). It was thus estimated that between the 2001 and 2002 samplings, a total of about 8.4 million scallops had been lost from the reserve. The same type of analysis performed for May 2003 suggested that individuals smaller than 75 mm in size represented scallops not present in the bed in May 2002; that is, 89.9% of the scallops (11.2×10^6 individuals) were incorporated into the population after this date. Subtraction of this number from the total number of scallops present in the new census (12.4×10^6 scallops) indicated that only 1.2×10^6 individuals (15.24%) remained of the 8.2×10^6 scallops tallied in May 2002, such that between these dates about seven million scallops had disappeared from the reserve.

Extrapolation from the growth parameters to the size structure of the population present in March 2001 and May 2002 indicated that the losses detected in tallies made in May 2002 and May 2003 mainly affected the sizes over 60 mm in length. This is corroborated by the reduction of scallops in size classes above the minimum legal limit, thus reducing the mean size of the scallop population as previously noted. The disappearance of scallops from the larger size classes was most likely due to clandestine fishing activity carried out at the bed in spite of the protective legislation passed in Chile for the conservation of *A. purpuratus*. In recent times violators have become specialized in avoiding legal constraints and controls during the day by diving and harvesting at night using compressed air apparatus (hookah) and underwater lighting. Security personnel at the reserve lodged 414 complaints to authorities between March 2001 and May 2002 against boats engaged in illegal scallop harvesting. A further 573 complaints were lodged between May 2002 and May 2003, some citing boats that were operating with two divers working simultaneously. It should be noted that a single diver is capable of extracting between 4800 and 7200 scallops daily (Avendaño and Cantillán, 1996, 2003).

Illegal harvesting in the reserve did not allow a real estimate of natural mortality to be obtained, and the low survival rates given in the results section (11.5% in 2002 and 4.6% in 2003) were recorded. Obtaining natural mortality data was further complicated by the fact that the violators shucked the scallops at sea and returned the shells directly to the bed from which they were taken. It was concluded that the decrease in

trabajo pionero de Hjort (1914) se han desarrollado muchas teorías sobre regulación del reclutamiento. Actualmente los modelos deterministas (Cushing, 1982; Rothschild, 1986; Sinclair, 1988) asignan un rol preponderante a los factores físicos y tróficos, principalmente a la nutrición larvaria. Por otra parte, Thouzeau (1991a, 1991b, 1995), Chauvaud y Thouzeau (1995) y Chauvaud *et al.* (1996) señalan que la naturaleza sedimentaria del fondo, la hidrodinámica, la temperatura, la calidad trófica de las aguas y la intensidad de las interacciones bióticas (competencia y predación) son los principales factores que influyen en la abundancia de una clase de edad pre-reclutada. Sin embargo, en el presente trabajo, la aparición de grupos importantes de pre-reclutas de *A. purpuratus* que se integran cada año como nueva clase anual a esta población (6.5×10^6 ejemplares en 2002 y 11.2×10^6 en 2003), permiten señalar la efectividad del reclutamiento de este banco, el cual es ayudado además por el rápido crecimiento de sus ejemplares.

La efectividad del reclutamiento de *A. purpuratus* en esta reserva se debe a la gran capacidad reproductiva de su población, cuyos especímenes desovan en forma continua a lo largo de todo el año, con periodos de mayor o menor intensidad que se extienden desde septiembre hasta abril del año siguiente (Avendaño, 1993; Avendaño y Le Pennec, 1996, 1997; Avendaño y Cantillán, 1997a; Cantillán, 2000; Cantillán *et al.*, 2005). Este largo periodo reproductivo va acompañado de una permanente presencia de larvas que son retenidas en el lugar, y que a lo largo de todo el año colonizan colectores artificiales, coincidiendo su mayor intensidad con los periodos de mayor actividad reproductiva (Cantillán, 2000; Cantillán *et al.*, 2001; Avendaño *et al.*, 2004). En consecuencia, estas características de la especie, asociadas a las especiales condiciones del lugar, son las que están evitando el colapso de este banco ante el nivel de extracción que soporta.

Sin embargo, deberá tenerse presente que la pesca clandestina sistemática de los individuos grandes de la población (cuyo stock de talla mínima legal se redujo a 2.99% en 2003), además de impactar su estructura demográfica, incide directamente sobre su potencial reproductor, ya que la fecundidad potencial está en función de la talla (Avendaño, 1993; Le Pennec *et al.*, 1998; Avendaño *et al.*, 2001b). Esta pesca selectiva puede también llegar a alterar la selección genética de los individuos, generando una reducción en los parámetros de crecimiento de la población (Caddy, 1989). Antecedentes obtenidos después de 15 años de cultivo de *A. purpuratus* en Chile han señalado una selección negativa para esta especie, debida a que en los cultivos se cosechan primero los ejemplares de mayor crecimiento, quedando como reproductores individuos de menor calidad de crecimiento más lento, lo que da como resultado una pérdida de diversidad genética (Illanes, 1996; Stotz y Mendo, 2001).

Finalmente, se puede concluir que la extracción clandestina que afecta a este banco ha impedido, al igual que ocurre en bancos no protegidos de Chile, que las medidas de regulación impuestas por el Estado sobre el recurso tengan los efectos deseados, demostrando como señalan Morales y Gezan (1986)

the scallop population observed at La Rinconada was mainly due to human intervention and violation of good management practices rather than to any natural mechanisms that may have caused the widely fluctuating natural populations of pectinids reported in the literature (Orensanz *et al.*, 1991).

Questions regarding recruitment have often been addressed in studies of population ecology and resource management. Following pioneering efforts such as those of Hjort (1914), several theories concerning the regulation of recruitment have been proposed. Deterministic models (Cushing, 1982; Rothschild, 1986; Sinclair, 1988) assign dominant roles to physical and trophic factors such as larval nutrition. On the other hand, Thouzeau (1991a, 1991b, 1995), Chauvaud and Thouzeau (1995), and Chauvaud *et al.* (1996) suggest that the sedimentary nature of the bottom, hydrodynamism, temperature, trophic quality of the water, and intensity of biotic interactions like competition and predation are the main factors influencing the abundance of pre-recruitment age individuals. In the present study, the appearance of important groups of pre-recruitment *A. purpuratus*, which are integrated every year as a new annual class in the population (6.5×10^6 in 2002 and 11.2×10^6 in 2003), indicates the potential effectiveness of recruitment within this bed, based on the rapid growth exhibited by its members.

Effectiveness of recruitment in this reserve is due to the high reproductive activity of the *A. purpuratus* population, which spawns intermittently throughout the year with phases of greater or lesser intensity from September to April of the following year (Avendaño, 1993; Avendaño and Le Pennec, 1996, 1997; Avendaño and Cantillán, 1997a; Cantillán, 2000; Cantillán *et al.*, 2005). This extended reproductive period is accompanied by an almost continuous presence of larvae in the water column, which are effectively retained over the bed by local circulation patterns, and has made the reserve an excellent site for the placement of artificial spat collectors, especially when coordinated with active reproductive periods (Cantillán, 2000; Cantillán *et al.*, 2001; Avendaño *et al.*, 2004). It can be concluded that the favorable intrinsic reproductive characteristics of the species, coupled with favorable environmental conditions that promote larval retention over the bed and followed by successful settlement and growth, are all factors that contribute to the survival of the scallop population in the reserve in spite of its high level of illegal exploitation.

Clandestine harvesting of large individuals of *A. purpuratus* may be damaging the genetic potential of this valuable marine resource. Our results showing that legal-sized specimens within the population had been reduced to only 2.99% in 2003 are alarming considering that the fecundity of the population resides within individuals of the larger size classes (Avendaño, 1993; Le Pennec *et al.*, 1998; Avendaño *et al.*, 2001b). The selective harvesting of the larger-sized scallops may be an effective genetic selection mechanism, tending to reduce the growth parameters of the population (Caddy, 1989). Recent data, obtained after 15 years of *A. purpuratus*

que el interés económico de corto plazo impuesto por las demanda, prevalece sobre una conciencia de protección racional de largo plazo.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Louis DiSalvo la traducción y los comentarios y sugerencias de este trabajo. Asimismo, agradecen a los tres revisores cuyos comentarios permitieron mejorarlo. El estudio fue realizado dentro del proyecto FNDR Cod. BIP N° 20127869-0.

Referencias

- Allison, A.H. and Brand, A.R. (1995). A mark-recapture experiment on queen scallops, *Aequipecten opercularis*, on a North Irish Sea fishing ground. J. Mar. Biol. Assoc. UK, 75: 325–335.
- Avendaño, M. (1993). Données sur la biologie de *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819), mollusque bivalve du Chili. Ph.D. thesis, Université de Bretagne Occidentale, 167 pp.
- Avendaño, M. y Cantillán, M. (1996). Efecto de la pesca clandestina sobre *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819), en el banco de La Rinconada, II Región. Cienc. Tec. Mar. CONA, 19: 57–65.
- Avendaño, M. y Le Pennec, M. (1996). Contribución al conocimiento reproductivo de *Argopecten purpuratus* en dos poblaciones de la II Región, Chile. Estud. Oceanol., 15: 1–10.
- Avendaño, M. y Cantillán, M. (1997a). Necesidad de crear una reserva marina en el banco de ostiones de La Rinconada, II Región. Estud. Oceanol., 16: 109–113.
- Avendaño, M. y Cantillán, M. (1997b). Análisis para la recuperación del banco de ostiones de La Rinconada, Antofagasta, II Región. Informe Final Proyecto FNDR Cód. BIP N° 20100479-0, 49 pp.
- Avendaño, M. and Le Pennec, M. (1997). Intraspecific variation in gametogenesis in two populations of the Chilean mollusc bivalve, *Argopecten purpuratus* (Lamarck). Aquacult. Res., 28: 175–183.
- Avendaño, M. and Cantillán, M. (2003). Population estimates, extraction, and translocation of the pectinid *Argopecten purpuratus* within Mejillones Bay, Chile. Sci. Mar., 67(3): 285–292.
- Avendaño, M., Cantillán, M., Le Pennec, M., Lodeiros, C. y Freitas, L. (2001a). Cultivo de pectínidos iberoamericanos en suspensión. En: A.N. Maeda-Martínez (ed.), Los Moluscos Pectínidos de Iberoamerica: Ciencia y Acuicultura. Editorial Limusa, México, pp. 193–211.
- Avendaño, M., Le Pennec, M. y Cantillán, M. (2001b). Anormalidades en larvas de *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819) (Mollusca: Pectinidae), una causal de los problemas en la producción artificial de semilla. Rev. Est. Oceanol., 20: 32–42.
- Avendaño, M., Cantillán, M., Rodríguez, L., Zúñiga, O., Escribano, R. y Oliva, M. (2004). Conservación y protección de la Reserva Marina La Rinconada, Antofagasta, Chile. Informe Final Proyecto FNDR Cód. BIP N° 20127869-0, 215 pp.
- Bricelj, V.M. and Shumway, S. (1991). Physiology: Energy acquisition and utilization. In: S.E. Shumway (ed.), Scallops: Biology, Ecology, and Aquaculture. Elsevier, New York, pp. 305–346.
- Caddy, J.F. (1989). A perspective on the population dynamics and assessment of scallop, *Placopecten magellanicus* Gmelin. In: J.F. Caddy (ed.), Marine Invertebrate Fisheries: Their Assessment and Management. FAO Rome, pp. 559–589.
- Cantillán, M. (2000). Reproduction, vie larvaire et pré-recrutement du Pectinidae *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819) dans la culture in Chile, have suggested that this species is undergoing negative selection, since scallops with the highest growth rates are first selected in the culture process, leaving smaller-sized, perhaps weaker, individuals to reproduce, leading to loss of genetic diversity (Illanes, 1996; Stotz and Mendo, 2001).
- Finally, it can be concluded that the clandestine extraction that affects this scallop bed has produced, similarly to that occurring in unprotected Chilean scallop beds, a patent disregard for legislated national policy established for the protection and conservation of this marine resource. As noted by Morales and Gezan (1986), the harvesting restrictions applied to the commercialization of marine resources in Chile are not respected by the fishermen who, rather than following regulations designed to protect the resource and maintain it as a long-term renewable source of income, prefer to extract the more immediate economic benefits obtainable in the short term.
- ## Acknowledgements
- The authors thank Louis H. DiSalvo for aid in the translation and for helpful editorial comments to the manuscript. We also thank three anonymous reviewers for their suggestions that also improved the manuscript. The study was made within project FNDR Cod. BIP N° 20127869-0.
- English translation by Louis H. DiSalvo.
-
- baie d'Antofagasta (Chili). Ph.D. thesis, Univ. Brest, France, 168 pp.
- Cantillán, M. y Avendaño, M. (1994). Situación actual del recurso Ostión del Norte (*Argopecten purpuratus*, Lamarck, 1819), en el banco de La Rinconada, II Región, Chile. Informe Final Proyecto FNDR II Región, 58 pp.
- Cantillán, M., Thouzeau, G. and Avendaño, M. (2001). Reproductive cycle in *Argopecten purpuratus* during El Niño and la Niña conditions: A case study in the Rinconada Bay (Chile). 13th International Pectinid Workshop, Coquimbo, Chile, 18–24 April 2001, pp. 86–88.
- Cantillán, M., Avendaño, M., Thouzeau, G. and Le Pennec, M. (2005). Reproductive cycle of *Argopecten purpuratus* (Bivalvia: Pectinidae) in La Rinconada marine reserve (Antofagasta, Chile): Response to environmental effects of El Niño and La Niña. Aquaculture (in press).
- Cushing, D.H. (1982). Climate and Fisheries. Academic Press, London, 373 pp.
- Chauvaud, L. and Thouzeau, G. (1995). Captage des post-larves d'invertébrés benthiques en relation avec la variabilité spatio-temporelle des facteurs environnementaux en rade de Brest. Actes de Colloque 3èmes Rencontres Scientifiques Internationales, Programme Rade, 14–16 mars 1995, Brest, Vol. 2, pp. 29–41.
- Chauvaud, L., Thouzeau, G. and Gralli, J. (1996). Experimental collection of great scallop postlarvae and other benthic species in the Bay of Brest: Settlement patterns in relation to spatio-temporal variability of environmental factors. Aquacult. Int., 4: 263–288.
- Dames y Moore. (1994). Evaluación directa del Ostión del Norte de la III y IV regiones. Informe Técnico FIP-IT 94-14, 34 pp.

- Emerson, C.M., Grant, J., Mollet, A. and Carver, C. (1994). Growth and survival of sea scallops *Placopecten magellanicus*: Effects of culture depth. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 108: 119–132.
- Escribano, R., Rodríguez, L. and Iribarren, C. (1995). Temporal variability of sea temperature in Bay of Antofagasta, northern Chile (1991–1995). *Estud. Oceanol.*, 14: 39–47.
- Etchepare, V. y Videla, V. (1989). Estudio autoecológico de Chlamys (*Argopecten purpuratus*), ostión del Norte, necesario para el futuro manejo de los bancos repoblados. Comisión Permanente del Pacífico Sur (CPPS), *Rev. Pacífico Sur* (No. especial), pp. 615–620.
- Guillen, O. (1983). Condiciones oceanográficas y sus fluctuaciones en el Pacífico sur-oriental. En: G.D. Sharp y J. Csirke (eds.), *Actas de la consulta de expertos para examinar cambios en la abundancia y composición por especies de recursos de peces neríticos*, San José, Costa Rica, 1983. *FAO Inf. Pesca* (291) 3: 607–658.
- Gulland, J.A. and Holt, S.J. (1959). Estimation of growth parameters for data at unequal time intervals. *J. Cons. CIEM*, 25(1): 47–49.
- Hjort, J. (1914). Fluctuations in the great fisheries of northern Europe. *Rapp. Cons. Expl. Mer*, 20: 1–228.
- Illanes, J.E. (1996). Cultivo del ostión: Valioso aporte del taller UCN. *Aquanoticias*, 28: 47–53.
- Le Pennec, M., Robert, R. and Avendaño, M. (1998). The importance of gonadal development on larval production in pectinids. *J. Shellfish Res.*, 17(1): 97–101.
- Lodeiros, C., Maeda-Martínez, A., Freitas, L., Uribe, E., Lluch-Cota, D. y Sicard, M.T. (2001). Ecofisiología de pectínidos iberoamericanos. En: A. Maeda-Martínez (ed.), *Los Moluscos Pectínidos de Iberoamérica: Ciencia y Acuicultura*. Editorial Limusa, México, pp. 77–88.
- Marín, V., Rodríguez, L., Vallejo, L., Fuenteseca, J. y Oyarce, E. (1993). Efectos de la surgencia costera sobre la productividad primaria primaveral de Bahía Mejillones del Sur (Antofagasta, Chile). *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 66: 479–491.
- Morales, H. y Gezan, L. (1986). La modernización de las pesquerías chilenas: Impactos sociales y ecológicos. *Ambiente y Desarrollo*, 2(2): 33–46.
- Orensanz, J., Parma, A. and Iribarne, O. (1991). Population dynamics and management of natural stocks. In: S.E. Shumway (ed.), *Scallops: Biology, Ecology, and Aquaculture*. Elsevier, New York, pp. 625–713.
- Rodríguez, L., Marín, V., Fariás, M. and Oyarce, E. (1991). Identification of an upwelling zone by remote sensing and *in situ* measurements. *Mejillones del Sur Bay* (Antofagasta, Chile). *Sci. Mar.*, 55(3): 467–473.
- Rothschild, B.J. (1986). *Dynamics of Marine Fish Populations*. Harvard Univ. Press, 280 pp.
- Sinclair, M. (1988). *Marine Populations. An Essay on Population Regulation and Speciation*. Univ. Washington Press, Seattle, 252 pp.
- Stotz, W.B. (2000). When aquaculture restores and replaces a overfished stock, is the conservation of the species assured? The case of the scallop *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819) in northern Chile. *Aquacult. Int.*, 8: 237–247.
- Stotz, W.B. and González, S.A. (1997). Abundance, growth, and production of sea scallop *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819): Bases for sustainable exploitation of natural scallop beds in north-central Chile. *Fish. Res.*, 32: 173–183.
- Stotz, W.B. y Mendo, J. (2001). Pesquería, repoblamiento y manejo de bancos naturales de pectínidos en Iberoamérica: Su interacción con la acuicultura. En: A.N. Maeda-Martínez (ed.), *Los Moluscos Pectínidos de Iberoamérica: Ciencia y Acuicultura*. Editorial Limusa, México, pp. 357–374.
- Thompson, S. (1992). *Sampling*. Wiley-Interscience, New York, 345 pp.
- Thouzeau, G. (1991a). Experimental collection of postlarvae of *Pecten maximus* (L.) and other benthic macrofaunal species in the Bay of Saint-Brieuc, France. II. Reproduction patterns and postlarval growth of five mollusk species Settlement patterns and biotic interaction among the species collected. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 148: 181–200.
- Thouzeau, G. (1991b). Déterminisme du pré-recrutement de *Pecten maximus* (L.) en baie de Saint-Brieuc: Processus régulateurs de l'abondance, de la survie et de la croissance des post-larves et juvéniles. *Aquat. Living Resour.*, 4: 77–99.
- Thouzeau, G. (1995). Aspects de la dynamique spatio-temporelle du pré-recrutement de *Pecten maximus* L., en baie de Saint-Brieuc. *ICES Mar. Sci. Symp.*, 199: 31–39.
- Yamashiro, C. y Mendo, J. (1988). Crecimiento de la concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) en la Bahía Independencia, Pisco, Perú. En: H. Salwedel y A. Landa (eds.), *Recursos y Dinámica del Ecosistema de Afloramiento Peruano*. Bol. Inst. Mar. Perú-Callao, Vol. extraordinario, pp. 164–168.
- Wolff, M. (1987). Population dynamics of the Peruvian scallop *Argopecten purpuratus* during the El Niño phenomenon of 1983. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 1684–1691.
- Wolff, M. and Alarcón, E. (1993). Structure of scallop *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819) dominated subtidal macro-invertebrate assemblage in northern Chile. *J. Shellfish Res.*, 2: 295–304.