

INFORME FINAL

FIP N° 2006-19

ESTANDARIZACIÓN DE PROCEDIMIENTOS METODOLÓGICOS PARA LA EVALUACIÓN DE CRUSTÁCEOS DEMERSALES A TRAVÉS DEL MÉTODO DE ÁREA BARRIDA

**UNIDAD EJECUTORA: AREA DE PESQUERIAS
DEPARTAMENTO BIOLOGIA MARINA
UNIVERSIDAD CATOLICA DEL NORTE
SEDE COQUIMBO**

COQUIMBO, Octubre de 2008

COMPOSICIÓN Y ORGANIZACIÓN DEL EQUIPO PROFESIONAL Y TÉCNICO

ID	NOMBRE	TÍTULO/GRADO	FUNCIÓN EN EL PROYECTO
UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL NORTE			
1	Enzo Acuña	M.Sc. Oceanógrafo	Coordinación, Jefe de Proyecto, Análisis y elaboración de Informes.
2	Eduardo Pérez	Dr. Ciencias	Criterios de calculo de área barrida, Coeficiente de capturabilidad
3	Alex Cortés	Biólogo Marino	Recopilación de información histórica, Análisis información Netmind, Cartografía digital.
4	Viviana López	Biólogo Marino	Recopilación de información histórica, Base de datos EndNote.
5	Patricio Rodríguez	Analista de Sistema / Programador	Confección y desarrollo de base de datos computacionales.
CONSULTORES INDEPENDIENTES			
6	Luis Cid	Ph.D. Estadística	Diseños de muestreo, estandarización de protocolo de operación de pesca de investigación.
7	Rubén Alarcón	M.Sc. Pesquerías	Criterios de calculo de área barrida, Métodos de cálculo de abundancia y biomasa
8	Luis Cubillos	Biólogo Pesquero	Análisis de la situación de los recursos
9	Olav Reene Godø	Ph.D. Fisheries Biology	Situación del estado del arte de arrastre a nivel internacional
10	Rafael León	M.Sc. Estadística	Revisión antecedentes históricos, Evaluación de la fauna acompañante

Este documento debe citarse:

Acuña, E., R. Alarcón, L. Cid, A. Cortés, L. Cubillos, O. Godø, R. León, V. López, E. Pérez y P. Rodríguez. 2008. “Estandarización de procedimientos metodológicos para la evaluación de crustáceos demersales a través del método de área barrida”. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2006-19, 326 pp.

RESUMEN EJECUTIVO

Se entregan antecedentes de la búsqueda bibliográfica realizada, y que corresponde en su mayoría a información del hemisferio norte y en particular de ambas riberas del Atlántico Norte, donde se encuentran dos grandes organizaciones de países que realizan investigaciones conjuntas, lo que las ha llevado a tener que estandarizar metodologías de evaluación de recursos pesqueros. Estas son NAFO (North Atlantic Fisheries Organization) en el sector noroeste e ICES (International Council for the Exploration of the Sea) en el sector noreste del Océano Atlántico Norte, ambas producen varias Series de Documentos acerca de las investigaciones de interés para este proyecto. También se revisó información del Programa MEDITS que agrupa a países del Mediterráneo, que también han estandarizado metodologías para sus estudios de evaluación directa mediante área barrida. También se consultó los documentos de la NOAA norteamericana. En estas tres últimas organizaciones (ICES, MEDITS y NOAA) existen Manuales de Estandarización de procedimientos de investigación en evaluaciones directas mediante el método de área barrida con red de arrastre, los que fueron analizados en su contenido como una base para la formulación de un protocolo para las evaluaciones directas nacionales de crustáceos.

Adicionalmente, se incorpora un documento de análisis de la experiencia internacional, en particular noruega, en las evaluaciones mediante el método de área barrida, en el cual se discute los principales problemas detectados y las recomendaciones y eventuales soluciones que se les dieron, en el ámbito de la colaboración internacional en ICES.

Históricamente en Chile los muestreos de estos estudios se han realizado mediante transectas longitudinales sistemáticas cada 10'. Dicha sistematicidad se usó independientemente de las características de la distribución espacial de los recursos, lo que provocó una alta ineficiencia, con un alto porcentaje de muestras negativas, particularmente en el caso de las dos especies de langostinos. Posteriormente, se incorporó el muestreo adaptativo que considera el uso simultáneo durante el proceso de muestreo de la información obtenida. Así, la probabilidad de elegir una determinada secuencia de sitios de muestreos, depende de las observaciones hechas inicialmente. Este tipo de muestreo es una variante del muestreo bietápico, por cuanto, al detectar una abundancia predeterminada, se produce una adaptación del plan de muestreo, lo que permite

evaluarla inmediatamente y en forma exhaustiva. Finalmente, se implementó dos estrategias complementarias, la primera utiliza criterios de estratificación que permiten distribuir los esfuerzos muestrales en función de los tamaños de los estratos, y concentrar dicho esfuerzo en las zonas de caladeros históricos, con un esfuerzo muestral menor en las zonas intercaladeros. Para el muestreo de camarón nailon, se propone una variante de la distribución sistemática equiespaciada de las transectas, consistente en la ubicación aleatoria de éstas.

A nivel internacional, la norma corresponde al uso del muestreo estratificado, con diferentes criterios de subdivisión, lo que permite mejorar la eficiencia de los estimadores para un mismo tamaño muestral. Estos tamaños muestrales, aunque condicionados a factores temporales y de costos, son también determinantes de la precisión de los estimadores. En efecto, la mayor parte de los estimadores de biomasa son consistentes; es decir, convergen al valor verdadero de la media poblacional en la medida que se aumenta los tamaños muestrales, por lo que se estima el número mínimo de muestras necesario para lograr una calidad mínima de éstos, tanto respecto de la precisión mínima deseada, como de sus varianzas, las que, como en el caso de la media, están condicionadas por los tamaños muestrales. No obstante lo anterior, los tamaños muestrales están condicionados a la disponibilidad de recursos y costos de operación, lo que implica que es imprescindible adecuar los recursos presupuestarios disponibles para las evaluaciones a las exigencias de precisión y confianza requeridos por las investigaciones.

Las últimas estrategias de muestreo utilizadas recientemente en las evaluaciones de estas pesquerías en Chile están asociadas principalmente a las características distribucionales de los recursos; esto es, concentrado en núcleos de abundancia o caladeros en el caso de los langostinos y en una banda continua relativamente uniforme en el caso del camarón nailon.

Como unidad muestral clásica se ha utilizado la cuadrícula de 1x1 mn, al interior de la cual se realiza un lance. Hasta la fecha, sin embargo, no se han hecho estudios para evaluar el soporte muestral asociado con dicha metodología, la que a partir del año 2006 se aborda mediante diseños experimentales de análisis de componentes de varianza (Acuña *et al.*, 2007a). Es necesario entonces, incluir en cada estudio, las réplicas necesarias que permitan evaluar el soporte muestral, como elemento esencial de validación de los resultados obtenidos.

Del análisis de los datos provenientes de la ejecución de las evaluaciones directas realizadas entre 1993 y 2005, y las experiencias internacionales recogidas en la interacción con diversos especialistas, se determinó que las principales fuentes de sesgo en estos estudios han sido: 1) el cálculo del área barrida por la red (arte de muestreo); 2) la duración del lance de pesca de investigación; 3) la estimación de la apertura de punta de alas (APA); 4) el diseño de muestreo del área de estudio; 5) la delimitación del área de distribución del recurso estudiado, y 6) el cálculo de la densidad poblacional o *cpua* (captura por unidad de área). De particular importancia es el tema de la duración del lance, normalmente de 30 minutos en los estudios más antiguos, lo que fue reemplazado por lances de 15 min. Sin embargo, el problema crítico consiste en determinar exactamente el momento en que la red toca el fondo, dando inicio al lance y por lo tanto al registro de n minutos de éste. Tradicionalmente se utilizaba como inicio el momento en que se frenaba el winche o en que el capitán señalaba que la red estaba en el fondo, hasta que éste se determinó mediante instrumentos *ad-hoc*, corrigiendo los errores en la determinación de dicho momento, lo que en la práctica generaba diferencias de hasta un tercio del tiempo. Con la instrumentación se ha conseguido obtener el tiempo de arrastre efectivo directamente, evitando subestimar la duración del lance de pesca, y consecuentemente la densidad poblacional. La instrumentación sónica también ha permitido zanjar el tema de la determinación del APA, considerado como una fuente importante de variabilidad durante parte del periodo de estudio.

Mediante simulaciones realizadas con datos reales de densidad para una grilla regular de muestreo se determinó que el estimador de CPUA basado en la media aritmética disminuye a medida que aumenta la proporción de valores cero en la muestra, mientras que la varianza de la estimación se incrementa. A diferencia de la media aritmética, el estimador de razón no muestra una tendencia decreciente a medida que se reduce el número de estaciones positivas, pero sí aumenta su varianza. En el caso del estimador de la Distribución Delta Lognormal, éste produce distribuciones altamente sesgadas que violan la condición de normalidad del logaritmo de los valores positivos. En comparación con los anteriores, el estimador geoestadístico mostró variaciones poco significativas del estimador de densidad media y de la varianza a medida que aumentó la proporción de valores cero. En consecuencia, el “**mejor estimador de densidad media**” para el cálculo de la biomasa vulnerable de langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon corresponde al estimador geoestadístico.

Para llegar a definir un sistema de almacenamiento estándar para los registros obtenidos en cruceros de evaluación de crustáceos bentodemersales se analizó en extenso las bases de datos de los estudios de evaluación directa de los recursos langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon, realizados entre los años 1993 y 2005, las que corresponden a 23 proyectos financiados por el FIP. La información entregada presenta una variedad de modalidades de formato y contenido, lo que hace que los principales problemas observados apunten a la necesidad de agrupar las bases de datos en un archivo único, debido a que: (1) en un 88,9% de los casos éstas se encuentran en archivos múltiples, de diversos formatos y contenidos, llegando a encontrarse en el proyecto FIP 93-05 hasta 539 archivos en formato texto unicode, (2) se observa la carencia de un sistema de normalización de la información, para facilitar la integración de los diferentes sistemas de recopilación de datos, (3) se genera la necesidad de reordenar la información existente en un 85,2% debido a que la información no sigue “un orden lógico”, es decir, en cada evaluación existe un registro electrónico que no es concordante uno con otro, (4) las bases de datos contienen claves y nomenclaturas que no siempre son identificables, por lo que se hace necesario estandarizar la información en el 81,5% de los casos, (5) se observa una carencia importante de información para la estimación de biomasa, tal como el tiempo de arrastre efectivo (ausente en el 42% de la base de datos), la longitud del cable de cala que sólo está disponible en el 70% de los casos, mientras en el 74% de los casos el dato de abertura punta de alas y área barrida no está disponible.

Se determinó las necesidades de muestreo para cumplir con la recolección de datos biológicos complementarios requeridos para realizar los análisis de la situación del stock, que corresponden principalmente a las estructura de tallas, sexos y relación longitud-peso. Los números muestrales son bastante más reducidos que los que se han estado utilizando hasta ahora en las evaluaciones directas de langostinos y camarón nailon, lo que abre la posibilidad de optimizar en particular el tiempo de procesamiento de este tipo de información, sin perder la precisión estadística de las muestras analizadas.

Los datos de cpua de la fauna acompañante presentan una distribución de frecuencias incompleta, lo que aparentemente es reflejo de submuestreo, el que a su vez, es producto de las dificultades en la cuantificación a bordo de la embarcación. Este submuestreo también puede deberse a otras

razones como la selectividad del arte de pesca y por la eventual capacidad de escape que puedan tener algunas especies. La estructura detectada en los datos de CPUA de la fauna acompañante no corresponde a la estructura comunitaria, ya que (1) está basada en información incompleta, (2) sólo es reflejo de la variabilidad de las dos especies mejor muestreadas (*M. gayi* e *H. macrops*), cuya CPUA en los diferentes lances determina la similitud y/o disimilitud entre grupos.

INDICE

RESUMEN EJECUTIVO	iii
INDICE	viii
INDICE DE FIGURAS	xviii
INDICE DE FIGURAS	xviii
INDICE DE ANEXOS	xxvi
1. ANTECEDENTES	1
2. OBJETIVOS	2
2.1. Objetivo General	2
2.2. Objetivos Específicos	2
3. METODOLOGIA	4
3.1. Revisión de antecedentes bibliográficos.	4
3.2.1. Búsqueda de antecedentes relativos a las evaluaciones directas de las tres especies en Chile.	4
3.2.2. Búsqueda de antecedentes relativos a las evaluaciones directas de las tres especies o especies afines en el extranjero.	7
3.2. Estadía de Investigación	8
3.3. Talleres Metodológicos	8
3.4. Sistema de almacenamiento de datos	8
3.5. Encuesta	9
4. RESULTADOS	10
4.1. Búsqueda Bibliográfica	10
4.1.1. Estadía de Investigación	26
4.2. Talleres Metodológicos	26
4.2.1. Primer Taller Metodológico	26
4.2.1.1. Contenido del Taller I.	29
4.2.2. Segundo Taller Metodológico	32
4.2.2.1. Contenido del Taller II.	35
4.2.2.2. Contenido del Taller III.	38
4.3. OBJETIVO ESPECÍFICO N° 1.	39

4.3.1.	Introducción. Análisis de datos provenientes de proyectos anteriores	39
4.3.2.	Manuales de Estandarización europeos y norteamericanos	42
4.4.	OBJETIVO ESPECÍFICO N° 2	46
4.4.1.	Pesquerías y Evaluaciones directas de crustáceos demersales en Chile	46
4.4.2.	Calculo de área barrida.	52
4.4.2.1.	Distancia arrastrada o recorrida	52
4.4.3.	Duración del lance	53
4.4.4.	Apertura de punta de alas (APA)	56
4.4.4.1.	Análisis histórico	56
4.4.4.2.	Cálculo actual	61
4.4.4.3.	Propuesta alternativa para la determinación del área barrida	63
4.4.5.	Delimitación de focos de abundancia	65
4.4.5.1.	Estimación de los focos de abundancia	66
4.4.5.1.1.	Geoestadística transitiva	66
4.4.5.1.2.	Kriging de indicadores	68
4.4.5.1.3.	Interpolación de vecinos naturales	69
4.4.6.	Diseño de muestreo	76
4.4.6.1.	Introducción	76
4.4.6.2.	Fundamentos Teóricos de los Diseños Muestrales	76
4.4.6.2.1.	Unidad muestral	77
4.4.6.2.2.	Estrategias de aleatorización	78
4.4.6.2.2.1.	Muestreo aleatorio simple	78
4.4.6.2.2.2.	Muestreo Estratificado	79
4.4.6.2.2.3.	El muestreo sistemático	80
4.4.6.2.2.4.	Muestreo adaptativo	80
4.4.6.2.2.5.	Muestreo por transectas	81
4.4.6.2.2.6.	Muestreo sistemático estratificado	81
4.4.6.2.2.7.	Muestreo por transectas sistemáticas	81
4.4.6.2.2.8.	Muestreo por transectas aleatorias	82
4.4.6.2.3.	Selección de la estrategia muestral óptima.	82
4.4.6.2.4.	Tamaño de la Muestra	83

4.4.6.3.	Estrategias muestrales en uso.	85
4.4.6.3.1.	Consideraciones generales.	85
4.4.6.3.2.	Estrategias muestrales utilizadas	87
4.4.6.3.2.1.	Transectas longitudinales	87
4.4.6.3.2.2.	Muestreo Adaptativo	89
4.4.6.3.2.3.	Muestreo Estratificado.	91
4.4.6.3.3.	Validación del soporte muestral.	96
4.4.6.3.3.1.	Supuestos	96
4.4.6.3.3.2.	Metodología	97
4.4.6.3.3.3.	Estimación de las componentes de varianza.	98
4.5.	OBJETIVO ESPECÍFICO N° 3	100
4.5.1.	Estimación de CPUA	100
4.5.1.1.	Determinación de la densidad en cada lance	100
4.5.1.2.	Estimadores de la densidad media	100
4.5.1.2.1.	Estimador geoestadístico	101
4.5.1.2.2.	Método de la Distribución Delta-lognormal	102
4.5.1.2.3.	Estimador de razón	104
4.5.1.2.4.	Media de grupos aleatorios	105
4.5.1.2.5.	Microceldas de estimación geoestadística	105
4.5.1.2.6.	Método de Estimación de la Biomasa de Thompson (1992)	107
4.5.2.	Comparación de estimadores de CPUA	109
4.6.	OBJETIVO ESPECÍFICO N° 4	117
4.6.1.	Distribución de los recursos	117
4.6.1.1.	Langostino colorado	117
4.6.1.2.	Langostino amarillo	120
4.6.1.3.	Camarón nailon	124
4.6.2.	Métodos de estimación de la distribución espacial de los recursos	126
4.6.2.1.	Langostino amarillo y langostino colorado	126
4.6.2.2.	Camarón nailon	129
4.6.3.	Enfoque metodológico para estudiar la distribución espacial de los recursos	131
4.6.3.1.	Enfoque geoestadístico	131

4.6.3.2.	Estadísticos espaciales	137
4.6.3.2.1.	Centro de gravedad	138
4.6.3.2.2.	Índice de Gini	144
4.6.4.	Muestreo dentro de la zona de Reserva artesanal y o en fondos no rastreables	147
4.6.5.	Ventana temporal para la realización de los cruceros de evaluación directa	150
4.6.5.1.	Langostino amarillo	150
4.6.5.2.	Langostino colorado	151
4.6.5.3.	Camarón nailon	152
4.6.6.	Estandarización de la CPUA	154
4.6.6.1.	Diseño de experimento	156
4.6.6.1.1.	Comparación de rendimientos de pesca	156
4.6.7.1.2.	Análisis de regresión condicionada al origen	157
4.6.6.1.2.	Análisis por regresión difusa	158
4.6.6.1.3.	Descripción del método de cálculo	159
4.6.6.1.4.	Análisis de regresión PNN-GMDH	161
4.6.6.1.5.	Estandarización mediante técnicas estadísticas multivariadas	162
4.7.	OBJETIVO ESPECÍFICO N° 5.	163
4.7.1.	Descripción de los contenidos de las Bases de Datos entregadas al FIP	163
4.7.2.	Manejo y ordenamiento de las Bases de Datos.	171
4.7.3.	Generación de una Base de Datos Estándar (BDE) para la evaluación de crustáceos demersales.	178
4.7.3.1.	Variables Operativas.	178
4.7.3.2.	Fauna Acompañante.	182
4.7.4.	Sistema de recopilación de datos.	186
4.8.	OBJETIVO ESPECÍFICO N° 6	194
4.8.1.	Datos biológicos requeridos	194
4.8.2.	Consideraciones generales	209
4.8.3.	Información sobre la fauna acompañante	210
4.8.3.1.	Metodología	211
4.8.3.2.	Fuente de la información	212

4.8.3.3.	Información de la Fauna Acompañante	213
4.8.3.3.1.	Introducción	213
4.8.3.3.2.	Metodología	214
4.8.3.3.2.1.	Descripción general de la fauna acompañante	214
4.8.3.3.2.2.	Determinación de la Estructura Comunitaria	215
4.8.3.3.2.2.3.	Determinación de diferencias en la Estructura Comunitaria en el tiempo	216
4.8.3.3.2.2.4.	Metodología de Muestreo y Análisis de Datos	217
4.8.3.3.3.	Resultados	222
4.8.3.3.3.1.	Especies registradas en proyectos de evaluación directa de crustáceos demersales	222
4.8.3.3.4.	Descripción General de la Fauna Acompañante	230
4.8.3.3.5.	Determinación de la Estructura Comunitaria	236
4.8.3.3.5.1.	Identificación de Ensamblajes de Especies	236
4.8.3.3.5.2.	Contribución de cada especie en la similitud dentro de los grupos y en la disimilitud entre grupos	238
4.8.3.3.5.3.	Determinación de diferencias en la Estructura Comunitaria en el tiempo	241
4.8.3.3.5.4.	Superposición espacial de <i>Merluccius gayi</i> con crustáceos demersales	244
5.	DISCUSION	253
6.	CONCLUSIONES	258
7.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	262
6.	PLAN DETALLADO DE ASIGNACIÓN DEL PERSONAL PROFESIONAL Y TÉCNICO	276
7.1.	Total de Horas asignadas	276
7.1.1.	Objetivo específico 1. Identificar principales aspectos que deben ser incluidos en un protocolo de estandarización de métodos empleados en proyectos de evaluación directa mediante área barrida.	276

- 7.1.2. Objetivo específico 2. Determinar las principales fuentes de sesgo producidas por el uso de una u otra metodología en las evaluaciones directas mediante el uso de área barrida. 276
- 7.1.3. Objetivo específico 3. Determinar el o los métodos más robustos en la determinación de la CPUA, de acuerdo a las características de cada recurso objetivo. 277
- 7.1.4. Objetivo específico 4. Establecer un protocolo estandarizado de cruceros de pesca de investigación en evaluación directa mediante el método de área barrida. 277
- 7.1.5. Objetivo específico 5. Definir un sistema de almacenamiento estándar para los registros obtenidos en cruceros de evaluación de crustáceos bentodemersales. 278
- 7.1.6. Objetivo específico 6. Establecer los requerimientos de datos biológicos de los cruceros investigados para cumplir con los objetivos de las evaluaciones. 278

INDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Número y nombre de Proyectos FIP de evaluación directa de las dos especies de langostinos y nombre de la Institución Ejecutora. IFOP= Instituto de Fomento Pesquero; IIP= Instituto Investigación Pesquera 8ª Región, PUCV= Pontificia Universidad Católica de Valparaíso; UCN= Universidad Católica del Norte; UDEC= Universidad de Concepción; UV= Universidad de Valparaíso.	5
Tabla 2.	Proyectos FIP de evaluación directa de camarón nailon y nombre de la Institución Ejecutora. IFOP= Instituto de Fomento Pesquero; PUCV= Pontificia Universidad Católica de Valparaíso; UCN= Universidad Católica del Norte; UDEC= Universidad de Concepción.	6
Tabla 3.	Miembros de NAFO e Instituciones de contacto.....	16
Tabla 4.	Cuantificación de referencias ligadas a la palabra clave “trawl” (red) con un detalle de algunos de los términos que pueden estar relacionadas con ésta.....	24
Tabla 5.	Número de referencias encontradas en la búsqueda de algunas palabras claves.....	25
Tabla 6.	Lista de investigadores que participan o han participado en las Evaluaciones directas de crustáceos demersales mediante el método de área barrida en Chile, 1993-2006, invitados vía email al Primer Taller Técnico de Difusión de Resultados del Proyecto FIP N° 2006-19, dirección electrónica, Institución a la que pertenecen y asistencia.	28
Tabla 7.	Lista de otros invitados vía email al Primer Taller Técnico de Difusión de Resultados del Proyecto FIP N° 2006-19, dirección electrónica, Institución a la que pertenecen y asistencia.....	28
Tabla 8.	Lista de investigadores e invitados institucionales que participaron en el Segundo Taller Metodológico del Proyecto FIP N° 2006-19, dirección electrónica, Institución a la que pertenecen.	33
Tabla 9.	Lista de investigadores e invitados institucionales que participaron en el Tercer Taller Metodológico del Proyecto FIP N° 2006-19, dirección electrónica, Institución a la que pertenecen.....	38
Tabla 10.	Contenidos de los Manuales de Estandarización utilizados por distintas Organizaciones de Investigación europeos.....	45

Tabla 11.	Contenidos de los Manuales de Estandarización utilizados por la NOAA norteamericana.....	45
Tabla 12.	Tabla de ANOVA para un modelo de un factor de efectos aleatorios. FV = Fuente de variación, GL = Grados de libertad, SC = Suma de cuadrados, CM = cuadrados medios.....	99
Tabla 13.	Componentes de varianzas para modelo de dos factores aleatorio balanceado.....	99
Tabla 14.	Estudios de evaluación directa de langostino amarillo y/o langostino colorado utilizados en el análisis espacio-temporal de la distribución espacial de la densidad de langostino amarillo y langostino colorado. El signo + significa que se dispuso de datos para los cálculos requeridos.	138
Tabla 15.	Número de proyecto, número de archivos entregados y formato de los mismos.....	168
Tabla 16.	Resumen expresado en porcentaje de las bases de datos que deben ser modificados para normalizar la información.....	170
Tabla 17.	Variables operativas, descripción y formato utilizado en una BDE para la evaluación de crustáceos demersales.	180
Tabla 18.	Variables operativas consideradas como imprescindibles dentro de la estructuración de una BDE por los evaluadores consultados.....	181
Tabla 19.	Porcentaje numérico de la fauna acompañante identificada en los cruceros de evaluación directa.	182
Tabla 20.	Códigos utilizados para la identificación de las especies de la fauna acompañante.	183
Tabla 21.	Especies de la fauna acompañante que deben ser consideradas imprescindibles en la formación de la BDE.	185
Tabla 22.	Estructura básica en código de programación de documento XML " <i>Edit_mensaje</i> ".	191
Tabla 23.	Estructura básica del " <i>Código de Definición</i> " de " <i>Tipo de Documento</i> " del documento " <i>Edit_Mensaje</i> "......	192
Tabla 24.	Resumen estadístico para la evaluación de la precisión de los estimados de distribución de longitud, para el camarón nailon (CN), langostino colorado (LC) y langostino amarillo (LA), año 2000. El tamaño de muestra efectivo es denotado por \hat{m}_{ef} , n es el número de lances en cada región (St).	199

Tabla 25.	Resumen estadístico para la evaluación de la precisión de los estimados de la estructura de tallas de langostino colorado (LC). Y denota el año, St denota la región, n el número de individuos medidos, μ es la longitud promedio, c es el número clases de talla, n/c es el número de individuos por clases de talla medidos. $\Sigma\pi*CV = \Sigma\sigma/n$ es el MWCV obtenido para cada región, y $MWCV = (n/c)^{-0.5}$ es la medida máxima teórica.	201
Tabla 26.	Resumen estadístico para la evaluación de la precisión de los estimados de la estructura de tallas para el langostino amarillo (LA). Y denota el año, St denota la región, n el número de individuos medidos, μ es la longitud promedio, c es el número clases de talla, n/c es el número de individuos por clases de talla medidos. $\Sigma\pi*CV = \Sigma\sigma/n$ es el MWCV obtenido para cada región, y $MWCV = (n/c)^{-0.5}$ es la medida máxima teórica.....	202
Tabla 27.	Resumen estadístico para la evaluación de la precisión de los estimados de la estructura de tallas para el camarón nailon (CN). Y denota el año, St denota la región, n el número de individuos medidos, μ es la longitud promedio, c es el número clases de talla, n/c es el número de individuos por clases de talla medidos. $\Sigma\pi*CV = \Sigma\sigma/n$ es el MWCV obtenido para cada región, y $MWCV = (n/c)-0.5$ es la medida máxima teórica.	203
Tabla 28.	Listado y frecuencia de ocurrencia de especies identificadas en los cruceros de evaluación de crustáceos demersales (n= 29).....	228
Tabla 29.	Resultados del análisis para identificar la(s) especie(s) que determina(n) la similitud interna de cada grupo de lances, para los años (A) 2004 (B) 2005 y (C) 2006 (FIP N° 2004-11, N° 2005-09 y N° 2006-04, respectivamente).	238
Tabla 30.	Resultados del análisis para identificar la(s) especie(s) que determina(n) la disimilitud entre grupo de lances (Base de datos FIP N° 2004-11).	239
Tabla 31.	Resultados del análisis para identificar la(s) especie(s) que determina(n) la disimilitud entre grupo de lances (Base de datos FIP N° 2005-09).	240
Tabla 32.	Resultados del análisis para identificar la(s) especie(s) que determina(n) la disimilitud entre grupo de lances (Base de datos FIP N° 2006-04).	241

Tabla 33.	Resultados del análisis de similitud (ANOSIM) para determinar diferencias en la estructura de los valores de CPUA de la fauna acompañante en los años 2004 a 2006 (FIP N° 2004-11, N° 2005-09 y N° 2006-04, respectivamente).	242
Tabla 34.	Parámetros de los modelos ajustados para los variogramas empíricos construidos con variables indicadoras de acuerdo a cuatro niveles umbral de CPUA.	249
Tabla 35.	Índice de superposición espacial (ISE) entre <i>Cervimunida johni</i> , <i>Pleuroncodes monodon</i> y <i>Merluccius gayi</i>	252

INDICE DE FIGURAS

Fig. 1.	Area de distribución del camarón del Norte, <i>Pandalus borealis</i> (Fuente: Hvingel (2006)).....	15
Fig. 2.	Ventana del software EndNote X1 con los tipos de clasificación para cada referencia.	21
Fig. 3.	Ventana de EndNote X1 que muestra algunas de las opciones de información a ser completadas para los siguientes tipos de referencias tomadas como ejemplo: Journal article, Book y Report.....	21
Fig. 4.	Ventana de EndNote donde se observa una sección de la base de datos con los Items seleccionados para la previsualización de cada cita.	22
Fig. 5.	Cuantificación de las citas ingresadas en el programa EndNote X1 por tipo de referencia y años (quinquenio).	23
Fig. 6.	Ventanas de EndNote mostrando los criterios de búsqueda. a) la flecha indica el lugar donde debe ser ingresada una palabra para realizar la búsqueda rápida en todos los campos de las citas. b) ventana del EndNote en la cual se observa los diferentes campos en los que se pueden ingresar los criterios de búsquedas en la base de datos.	23
Fig. 7.	Invitación al Primer Taller de Discusión realizado en la Subsecretaría de Pesca.	26
Fig. 8.	Programa del Primer Taller de Discusión realizado en la Subsecretaría de Pesca.....	27
Fig. 9.	Invitación al Segundo Taller de Discusión realizado en la Subsecretaría de Pesca. ...	33
Fig. 10.	Programa del Segundo Taller de Discusión realizado en la Subsecretaría de Pesca. .	34
Fig. 11.	Ejemplo de árbol de decisión para determinar el tipo de diseño para obtener el estimador óptimo más preciso de la abundancia de una especie. Modificado de ICES (2005).....	40
Fig. 12.	Lances con registro directo de los sensores electrónicos Netmind, durante los proyectos de evaluación directa FIP N° 2004-11 (Acuña <i>et al.</i> , 2005a) y FIP N° 2005-09 (Acuña <i>et al.</i> , 2006).	60
Fig. 13.	Imagen de salida <i>on line</i> del sistema NETMIND utilizado para la estimación de apertura de punta de alas (APA). A la derecha, la flecha roja muestra el momento que se considera como t1 de inicio del arrastre.	61

Fig. 14.	Ejemplo de la integración de los datos obtenidos en los sensores sónicos (Netmind) y el sistema de posicionamiento satelital en el software ArcGis 9.....	64
Fig. 15.	Diseño esquemático de la estimación del área barrida mediante linearización del lance de pesca mediante ArcGis 9.	64
Fig. 16.	Mosaicos de Delaunay y Dirichlet para un conjunto de datos espaciales.	70
Fig. 17.	Mosaico Dirichlet de un conjunto de datos espaciales antes y después de la inserción del punto P_n	72
Fig. 18.	Diagrama del mecanismo de inserción de un punto fuera del polígono convexo (a) y generación de un nuevo polígono de estimación (b, c).	75
Fig. 19.	Diseño de transectas con orientación longitudinal. Cada celda es de 1x1 mn. a). Se muestrea una de cada tres celdas, b). Se muestrea una de cada dos celdas.	87
Fig. 20.	Esquema de distribución de transectas longitudinales en un muestreo por transectas sistemáticas cada 10'.	88
Fig. 21.	Esquema de distribución de transectas longitudinales en un muestreo por transectas aleatorias.	89
Fig. 22.	Esquema de distribución de transectas adicionales en muestreo adaptativo de transectas sistemáticas.	90
Fig. 23.	Distribución de los lances en la transecta a. Lances originales en la transecta. b. Lances adicionales (adaptativos) en la transecta.	91
Fig. 24.	Esquema de selección de muestras aleatorias simple (puntos en rojo) de cada caladero histórico (sombreado celeste).	92
Fig. 25.	Distribución de estratos latitudinales (I a V), de acuerdo a la densidad conocida de la especie.....	93
Fig. 26.	Simulación de una grilla de muestreo. (A) 100% estaciones positivas para recurso objetivo; (B) 70% estaciones positivas para recurso objetivo.	111
Fig. 27.	Disminución de la densidad media poblacional en el caso del estimador de la media aritmética. La línea negra continua representa la reducción de la media aritmética cuando la densidad es homogénea en toda el área de estudio.	112
Fig. 28.	Intervalo de confianza de la estimación de biomasa para la media aritmética.	112

Fig. 29.	Simulación de la densidad poblacional medida a través del estimador de razón (A); y varianza de la estimación de biomasa (número de veces respecto de un 100% de estaciones positivas para el recurso objetivo) (B).	113
Fig. 30.	Disminución de la densidad media poblacional en el caso del estimador de la Distribución Delta Lognormal (puntos negros) y el estimador geoestadístico (puntos rojos).	114
Fig. 31.	Razón de la varianza de estimación de la biomasa (número de veces respecto de un 100% estaciones positivas) según el estimador de la Distribución Delta Lognormal (puntos negros) y el estimador geoestadístico (puntos rojos).	115
Fig. 32.	Distribución de los lances del estudio de Arana <i>et al.</i> (2002) (círculos celestes), con respecto a los caladeros de langostino colorado en la IV Región (círculos rojos). ..	119
Fig. 33.	Caladeros históricos de langostino colorado entre la II y VIII Regiones.	120
Fig. 34.	Distribución de los lances del estudio de Arana <i>et al.</i> (2002) (círculos azules), con respecto a los caladeros de langostino amarillo en la IV Región (círculos amarillos).	122
Fig. 35.	Caladeros históricos de langostino amarillo entre la II y VIII Regiones.	123
Fig. 36.	Caladeros históricos de camarón nailon, entre la II y VIII región.	125
Fig. 37.	Posición y forma de los caladeros de langostino colorado de la IV región, definidos durante el estudio FIP N° 2003-03 (rojo) y N° FIP 2003-31 (azul). Los puntos negros corresponden a lances negativos del proyecto FIP N° 2003-31. En amarillo caladeros de langostino amarillo de acuerdo a Acuña <i>et al.</i> (2002a).	129
Fig. 38.	Distribución espacial de la densidad de langostino amarillo en el Foco 14 identificado en el marco del Proyecto FIP 2004-11. Izquierda: mapa de superficie. Derecha: mapa de contornos.	136
Fig. 39.	Centro de gravedad (puntos) en sentido latitudinal de la densidad poblacional (ton/Km-lineal) de langostino amarillo (<i>C. johni</i>) entre la II y IV Regiones. Las barras verticales representan la inercia (I).	139
Fig. 40.	Centro de gravedad (puntos) en sentido latitudinal de la densidad poblacional (ton/Km-lineal) de langostino amarillo (<i>C. johni</i>) entre la V y VIII Regiones entre 1997 y 2007. Las barras verticales representan la inercia (I).	140

Fig. 41.	Densidad poblacional promedio (ton/Km-lineal) de langostino amarillo (<i>C. johni</i>) entre la II y IV Regiones (línea negra) y entre la V y VIII Regiones (línea roja) entre 1997 y 2007.	141
Fig. 42.	Centro de gravedad (puntos) en sentido latitudinal de la densidad poblacional (ton/Km-lineal) de langostino colorado (<i>P. monodon</i>) entre la II y IV Regiones (arriba) y entre la V y VIII Regiones (abajo) entre 1997 y 2007. Las barras verticales representan la inercia (I).	142
Fig. 43.	Densidad poblacional promedio (ton/Km-lineal) de langostino colorado (<i>P. monodon</i>) entre la II y IV Regiones (línea negra) y entre la V y VIII Regiones (línea roja) entre 1997 y 2007.	143
Fig. 44.	Centro de gravedad (puntos) en sentido latitudinal de la densidad poblacional (ton/Km ²) de camarón nailon (<i>H. reedi</i>) entre la II y VIII Regiones. Las barras verticales representan la inercia (I).	144
Fig. 45.	Evolución temporal del Índice de Gini en el caso de langostino amarillo (<i>C. johni</i>) en la unidad de pesquería norte (II-IV Regiones, línea negra) y unidad de pesquería sur (V-VIII Regiones, línea roja).	145
Fig. 46.	Evolución temporal del Índice de Gini en el caso de langostino colorado (<i>P. monodon</i>) en la unidad de pesquería norte (II-IV Regiones, línea negra) y unidad de pesquería sur (V-VIII Regiones, línea roja).	146
Fig. 47.	Evolución temporal del índice de Gini entre el año 2000 y 2006, para la distribución de la densidad poblacional (ton/Km ²) de camarón nailon (<i>H. reedi</i>) en toda el área de estudio.	146
Fig. 48.	Esquema del área cubierta por una línea de trampas en caso de superposición de área de influencia entre trampas adyacentes (Fuente: Arena <i>et al.</i> (1994).	148
Fig. 49.	Comportamiento de la CPUE (ton/lance) semanal de langostino amarillo (<i>C. johni</i>) en la III y IV región para el recurso entre 1997 y 1999.	151
Fig. 50.	Variación en la disponibilidad de la biomasa del recurso camarón nailon en la IV Región entre los años 1997 al 2000. Con fines comparativos se presentan los resultados de dos evaluaciones directas del recurso (Proyectos FIP N° 99-08 y FIP N° 2000-05). Para mayores detalles ver el texto.	152

Fig. 51.	Captura por unidad de esfuerzo observada y esperada a partir de la biomasa de camarón nailon (<i>Heterocarpus reedi</i>) calculada para la IV Región. Se aprecia la existencia de ciclos de mayores y menores CPUE a lo largo del año.	153
Fig. 52.	Diseño de experimento para las experiencias de pesca en paralelo con motivo de la estandarización del esfuerzo de pesca entre distintas embarcaciones participantes de un crucero de evaluación directa.	157
Fig. 53.	Porcentaje de los diversos formatos de archivos en que se encuentran las Bases de Datos de los estudios de evaluaciones directas de los recursos langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon, entre los años 1993 y 2005.	169
Fig. 54.	Porcentaje de base de datos que presentan o no un identificador único que represente al lance de pesca.	170
Fig. 55.	Porcentaje de base de datos que presentan o no el nombre de la embarcación que realizó el muestreo.	171
Fig. 56.	Porcentajes de información entregada en las diferentes bases de datos. a) tiempo de arrastre efectivo, b) longitud del cable de cala, c) abertura punta de alas, d) área barrida y, e) fauna acompañante.	172
Fig. 57.	Planilla en formato Excel (XLS) realizada a los principales involucrados en el área de evaluación directa de crustáceos demersales.	179
Fig. 58.	VARIABLES OPERATIVAS CONSIDERADAS COMO PRESCINDIBLES EN LA ESTRUCTURACIÓN DE UNA BDE, POR UNA FRACCIÓN DE LOS EVALUADORES ENCUESTADOS, EN PORCENTAJE.	181
Fig. 59.	Relación entre el número de individuos medidos (n) y el número de clases de talla (c) para las tres especies de crustáceos objeto de evaluaciones directas.	204
Fig. 60.	Relación entre el Coeficiente de Variación promedio ponderado (MWCV) y la talla promedio (LC, mm).	205
Fig. 61.	Relación entre el Coeficiente de Variación promedio ponderado (MWCV) y el número de individuos por clase de talla (razón n/c).	206
Fig. 62.	Esquema de pasos en un análisis multivariado basado en Índice de Similitud para identificar asociaciones específicas (Clarke & Warwick, 1994).	215
Fig. 63.	(A) Mapa de probabilidad de exceder el valor umbral de 1,2 ton/km ² de <i>Merluccius gayi</i> , (B) clasificación de zonas con valores mayores y menores al nivel umbral, de acuerdo a una probabilidad de 0,80 y (C) focos de abundancia de <i>M. gayi</i> y	

	<i>Pleuroncodes monodon</i> . Datos tomados del proyecto FIP 2004-11 (Acuña <i>et al.</i> , 2005a).....	220
Fig. 64.	Distribución de frecuencias de seis especies de la fauna acompañante. Datos tomados de la base perteneciente al proyecto FIP N° 2006-04.....	232
Fig. 65.	Distribución de la frecuencia de ocurrencia de las especies de la fauna acompañante, respecto al número de lances (A, B y C) y distribución del número de especies respecto a su abundancia relativa promedio (CPUA) (B, D y E). Años 2004 a 2006 (FIP N° 2004-11, N° 2005-09 y N° 2006-04, respectivamente).	233
Fig. 66.	Distribución del número de especies por lance acumulado (A, C y E) y distribución de abundancia relativa promedio (CPUA) de las especies de la fauna acompañante (B, D y E) respecto al número de lances. Años 2004 a 2006 (FIP 2004-11, 2005-09 y 2006-04, respectivamente).....	234
Fig. 67.	Importancia relativa de las especies de la fauna acompañante en los años 2004 a 2006 (FIP 2004-11, 2005-09 y 2006-04, respectivamente). IRFA=Importancia Relativa respecto a la Fauna Acompañante, IRRO= Importancia Relativa respecto a Recursos Objetivo.	235
Fig. 68.	Resultados del análisis de clasificación (clustering) y ordenación (escalamiento multidimensional no métrico, MDS) de la abundancia relativa (CPUA) de la fauna acompañante en los años 2004 a 2006 (FIP N° 2004-11, N° 2005-09 y N° 2006-04, respectivamente). Stress: 0,07 (2004); 0,01 (2005) y 0,08 (2006)	236
Fig. 69.	Distribución latitudinal y batimétrica de los grupos de lances con composición de especies de fauna acompañante similar entre si. Base de datos pertenecientes al proyecto FIP 2006-04.	237
Fig. 70.	Resultados del análisis de ordenación escalamiento multidimensional no métrico (MDS) de la abundancia relativa (CPUA) de la fauna acompañante en los años 2004 a 2006 (FIP N° 2004-11, N° 2005-09 y N° 2006-04, respectivamente). Símbolos corresponden a lances de los años en estudio. Stress: 0,01.	242
Fig. 71.	Variograma empírico (◦) y modelo correspondiente (—) construidos con las variables indicadoras creadas de acuerdo a los niveles umbral de CPUA (A) 1,5, (B) 7,2, (C) 16,7 y (D) 32,8 de <i>C. johni</i> . Datos provenientes del proyecto FIP N° 2004-11.....	244

- Fig. 72. Variograma empírico (°) y modelo correspondiente (___) construidos con las variables indicadoras creadas de acuerdo a los niveles umbral de CPUA (A) 2,0; (B) 5,5; (C) 10,1 y (D) 19,6 de *P. monodon*. Datos provenientes del proyecto FIP N° 2004-11. 244
- Fig. 73. Variograma empírico (°) y modelo correspondiente (___) construidos con las variables indicadoras creadas de acuerdo a los niveles umbral de CPUA (A) 0.15, (B) 0.60, (C) 1.20 y (D) 4.50 de *M. gayi*. Datos provenientes del proyecto N° 2004-11. 245
- Fig. 74. Variograma empírico (°) y modelo correspondiente (___) construidos con las variables indicadoras creadas de acuerdo a los niveles umbral de CPUA (A) 1.5, (B) 7.2, (C) 16.7 y (D) 32.8 de *C. johni*. Datos provenientes del proyecto FIP N° 2005-09. 245
- Fig. 75. Variograma empírico (°) y modelo correspondiente (___) construidos con las variables indicadoras creadas de acuerdo a los niveles umbral de CPUA (A) 2.0, (B) 5.5, (C) 10.1 y (D) 19.6 de *Pleuroncodes monodon*. Datos provenientes del proyecto FIP N° 2005-09..... 246
- Fig. 76. Variograma empírico (°) y modelo correspondiente (___) construidos con las variables indicadoras creadas de acuerdo a los niveles umbral de CPUA (A) 0,15; (B) 0,60; (C) 1,20 y (D) 4,50 de *M. gayi*. Datos provenientes del proyecto N° 2005-09. 246
- Fig. 77. Variograma empírico (°) y modelo correspondiente (___) construidos con las variables indicadoras creadas de acuerdo a los niveles umbral de CPUA (A) 1,5; (B) 7,2; (C) 16,7 y (D) 32,8 de *C. johni*. Datos provenientes del proyecto FIP N° 2006-04. 247
- Fig. 78. Variograma empírico (°) y modelo correspondiente (___) construidos con las variables indicadoras creadas de acuerdo a los niveles umbral de CPUA (A) 2,0; (B) 5,5; (C) 10,1 y (D) 19,6 de *P. monodon*. Datos provenientes del proyecto FIP N° 2006-04..... 247

Fig. 79.	Variograma empírico (°) y modelo correspondiente (—) construidos con las variables indicadoras creadas de acuerdo a los niveles umbral de CPUA (A) 0.15, (B) 0.60, (C) 1.20 y (D) 4.50 de <i>Merluccius gayi</i> . Datos provenientes del proyecto FIP N° 2006-04.....	248
Fig. 80.	Parches de distribución y sobreposición espacial de los recursos <i>Cervimunida johni</i> , <i>Pleuroncodes monodon</i> y <i>Merluccius gayi</i> . Datos provenientes del proyecto FIP N° 2004-11.....	250
Fig. 81.	Parches de distribución y sobreposición espacial de los recursos <i>Cervimunida johni</i> , <i>Pleuroncodes monodon</i> y <i>Merluccius gayi</i> . Datos provenientes del proyecto FIP N° 2005-09.....	251
Fig. 82.	Parches de distribución y sobreposición espacial de los recursos <i>Cervimunida johni</i> , <i>Pleuroncodes monodon</i> y <i>Merluccius gayi</i> . Datos provenientes del proyecto FIP N° 2006-04.....	252
Fig. 83.	Organigrama del Institute of Marine Research de Noruega.....	281

INDICE DE ANEXOS

Anexo 1.	Estadía de Investigación	280
Anexo 2.	Presentación del Dr. Olav Rune GODØ en el Primer Taller de Discusión realizado en Valparaíso	288
Anexo 3.	Experiencia internacional en evaluaciones de crustáceos mediante área barrida.....	293

1. ANTECEDENTES

En Chile, las pesquerías de crustáceos bentodemersales se han desarrollado básicamente en torno a la extracción de tres especies, el camarón nailon (*Heterocarpus reedi*), el langostino amarillo (*Cervimunida johni*) y el langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*), y sólo recientemente se ha incorporado una cuarta, la gamba (*Haliporoides diomedae*). Durante los últimos cuarenta años la explotación de estos recursos se ha desarrollado entre la II y VIII Regiones, dando origen a actividades de captura, procesamiento y comercialización de los productos derivados de ellos, en varias de éstas, aunque principalmente en la IV, V y VIII regiones.

Estas pesquerías han experimentado importantes variaciones de disponibilidad y biomasa, lo cual ha originado el establecimiento de diversas medidas de conservación destinadas a cautelar la viabilidad de los stocks. Hasta el año 1992, las evaluaciones de estos recursos eran muy escasas, lo que cambió con la aparición del Fondo de Investigación Pesquera (FIP), a través del cual se implementó un Subprograma de Pesquerías de Crustáceos, que contempla financiamiento para el desarrollo periódico de proyectos de evaluación directa, lo que ha permitido determinar la biomasa y abundancia vulnerable de los recursos y establecer las correspondientes cuotas anuales de captura. También se han producido algunos estudios financiados directamente por el sector privado, tanto en los dos langostinos (Acuña *et al.*, 1995; Arana *et al.*, 2002) como en el camarón nailon (Acuña y Arancibia, 1996).

Desde una perspectiva temporal, tales investigaciones han permitido monitorear el estado de las poblaciones y a la vez han incidido en un continuo mejoramiento de las herramientas de evaluación; no obstante, también han permitido la identificación de falencias metodológicas que, dado su grado de complejidad, no han podido ser abordadas con la profundidad necesaria. En este sentido, el desarrollo de los proyectos de evaluación de estos crustáceos ha contemplado la realización de talleres de difusión y discusión, en los cuales se han expuesto de manera reiterada algunos tópicos metodológicos que deben ser abordados a fin de minimizar el grado de incerteza por parte de los analistas.

Cabe destacar que en general en la realización de los proyectos de evaluación directa en crustáceos la modalidad de ejecución ha sido de acuerdo a lo indicado en los respectivos “Términos Básicos de Referencia” (TBR) y el tema se ha abordado de acuerdo a los criterios del correspondiente grupo de investigadores que se ha adjudicado la propuesta, lo cual en algunos casos complica por un lado el análisis comparativo interanual de los resultados y, además, genera fuentes de incerteza en los mismos.

Como consecuencia de lo señalado en los TBR, el Consejo de Investigación Pesquera teniendo presente la importancia de las pesquerías de crustáceos bentodemersales, decidió incluir el presente proyecto en el Programa de Investigación Pesquera del año 2006, con la finalidad de entregar lineamientos de trabajo a considerar en futuros proyectos de evaluación directa mediante el método de área barrida aplicados a los tres recursos ya señalados.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo General

Determinar procedimientos metodológicos estándar a considerar en los proyectos de evaluación directa mediante método de área barrida.

2.2. Objetivos Específicos

- 2.2.1. Identificar principales aspectos que deben ser incluidos en un protocolo de estandarización de métodos empleados en proyectos de evaluación directa mediante área barrida.
- 2.2.2. Determinar las principales fuentes de sesgo producidas por el uso de una u otra metodología en las evaluaciones directas mediante el uso de área barrida.
- 2.2.3. Determinar el o los métodos más robustos en la determinación de la CPUA, de acuerdo a las características de cada recurso objetivo.

- 2.2.4. Establecer un protocolo estandarizado de cruceros de pesca de investigación en evaluación directa mediante el método de área barrida.
- 2.2.5. Definir un sistema de almacenamiento estándar para los registros obtenidos en cruceros de evaluación de crustáceos bentodemersales.
- 2.2.6. Establecer los requerimientos de datos biológicos de los cruceros investigados para cumplir con los objetivos de las evaluaciones.

3. METODOLOGIA

3.1. Revisión de antecedentes bibliográficos.

La recopilación de trabajos tanto nacionales como extranjeros relacionados con la evaluación de recursos marinos demersales, en particular de crustáceos, se ha basado en búsquedas bibliográficas en las Bases de Datos Internacionales, tales como Scielo, SpringerLink, JStor, ScienceDirect, ASFA, Web of Science, Blackwell-Synergy, ISI, EBSCO, etc., de las cuales en algunos casos se pueden obtener los documentos en formato PDF de una serie de Revistas internacionales y nacionales que abordan temas relacionados con las Pesquerías en general y la Evaluación directa mediante área barrida en particular.

En forma complementaria, esta actividad consideró una estadía especial de quince días del Jefe de Proyecto en el Institute of Marine Research en las ciudades de Tromsø y Bergen, Noruega, la que tuvo por objeto complementar la búsqueda bibliográfica, en particular en documentos más antiguos no disponibles via internet en particular aquellos generados por los Grupos de Trabajo de ICES, y analizar los distintos temas involucrados en este Proyecto directamente con el investigador internacional incluido en el equipo de trabajo, el Dr. Olav Rune Godø, su grupo de trabajo y otros colegas de esa Institución, involucrados en estudios de evaluación directa de recursos marinos, en particular de crustáceos.

3.2.1. Búsqueda de antecedentes relativos a las evaluaciones directas de las tres especies en Chile.

a. Langostinos colorado (*Pleuroncodes monodon*) y amarillo (*Cervimunida johni*).

La primera fuente bibliográfica consultada correspondió a los Informes Finales de los Proyectos de Evaluación Directa de las dos especies de langostinos, financiados por el Fondo de Investigación Pesquera (FIP), desde el año 1993 y que se resumen en la Tabla 1 donde se incluye el número y nombre del proyecto y la Institución(es) Ejecutora(s).

Tabla 1. Número y nombre de Proyectos FIP de evaluación directa de las dos especies de langostinos y nombre de la Institución Ejecutora. IFOP= Instituto de Fomento Pesquero; IIP= Instituto Investigación Pesquera 8ª Región, PUCV= Pontificia Universidad Católica de Valparaíso; UCN= Universidad Católica del Norte; UDEC= Universidad de Concepción; UV= Universidad de Valparaíso.

Nº FIP	Nombre Proyecto	Unidad Ejecutora
FIP 93-06	Evaluación directa del stock de langostino amarillo en la zona centro-norte	PUCV-IFOP
FIP 93-05	Evaluación directa del stock de langostino colorado en la zona centro-sur	PUCV-UV- UDEC
FIP 96-23	Evaluación directa del stock de langostino colorado en la zona centro-sur	UDEC
FIP 97-25	Evaluación directa del stock de langostino amarillo en la III y IV regiones	UCN-UDEC
FIP 97-23	Evaluación directa del stock de langostino amarillo en el litoral de la V a VIII regiones	UDEC
FIP 99-30	Evaluación directa de langostino colorado de la I a IV regiones, 1999	IFOP-PUCV
FIP 99-09	Evaluación directa de langostino amarillo entre la III y VIII regiones	PUCV-IFOP- IIP
FIP 99-07	Evaluación directa de langostino colorado de la V a VIII regiones, 1999	IFOP-IIP- PUCV
FIP 2000-05	Evaluación directa de camarón nailon, langostino amarillo y langostino colorado, año 2000	PUCV-IFOP- UCN
FIP 2001-06	Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII regiones, año 2001	IFOP-PUCV
FIP 2002-06	Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2002	IFOP-PUCV
FIP 2003-31	Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2003	IFOP-PUCV
FIP 2003-03	Evaluación directa de langostino colorado entre la III y IV Regiones, año 2003	UCN
FIP 2004-11	Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2004	UCN-UDEC
FIP 2005-09	Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2005	UCN-UDEC
FIP 2006-04	Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2006	UCN-UDEC

Como se puede observar en la Tabla 1, entre 1993 y 1999, los proyectos fueron realizados por especie y por zona, esto es evaluación directa de langostino amarillo en la zona centro-norte (III – IV región) y langostino colorado en la zona centro-sur (V – VIII región). Durante al año 2000, la evaluación directa incluyó a las tres especies (langostinos y camarón nailon) y de allí en adelante anualmente se han realizado las evaluaciones directas en forma independiente, la de las dos especies de langostinos en un proyecto y la de camarón nailon en otro.

La discusión específica de cada uno de los antecedentes relevantes de estos estudios, se realiza directamente en cada capítulo (Objetivo Específico) con el propósito de evitar duplicaciones de información y mayor facilidad para la comprensión y el análisis de este documento.

b. Camarón nailon *Heterocarpus reedi*

El camarón nailon *Heterocarpus reedi* pertenece a la familia Pandalidae, la que a nivel mundial está representada por 14 géneros y aproximadamente 115 especies. En Chile se ha identificado tres géneros monoespecíficos de esta familia (*Austropandalus*, *Heterocarpus* y *Plesionika*), de las cuales sólo el camarón nailon es objeto de pesquería y por lo tanto de evaluaciones directas.

La primera fuente bibliográfica consultada correspondió a los Informes Finales de los Proyectos de Evaluación Directa de la especie, financiados por el Fondo de Investigación Pesquera (FIP), desde el año 1998 y que se resumen en la Tabla 2 donde se incluye el número y nombre del proyecto y la Institución(es) Ejecutora(s).

Tabla 2. Proyectos FIP de evaluación directa de camarón nailon y nombre de la Institución Ejecutora. IFOP= Instituto de Fomento Pesquero; PUCV= Pontificia Universidad Católica de Valparaíso; UCN= Universidad Católica del Norte; UDEC= Universidad de Concepción.

Nº FIP	Nombre Proyecto	Unidad Ejecutora
FIP 98-03	Evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII regiones	UDEC-UCN
FIP 99-08	Evaluación directa de camarón nailon entre la II a VIII regiones	UCN-UDEC
FIP 2000-05	Evaluación directa de camarón nailon, langostino amarillo y langostino colorado, año 2000	PUCV-IFOP-UCN
FIP 2001-05	Evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII regiones, año 2001	UCN-UDEC
FIP 2002-05	Evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII Regiones, año 2002	PUCV-IFOP
FIP 2003-05	Evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII Regiones, año 2003	PUCV-IFOP
FIP 2004-10	Evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII Regiones, año 2004	PUCV-IFOP
FIP 2005-08	Evaluación directa de camarón nailon y gamba entre la II y VIII Regiones, año 2005	PUCV-IFOP

En el camarón nailon, los proyectos de evaluación directa han sido realizados para la especie en toda la zona de distribución de la pesquería (Unidad de Pesquería II – VIII región), con la sola excepción del año 2000, cuando el proyecto incluyó a las tres especies en dicha zona (Escuela de Ciencias del Mar, 2000b) y en el 2005 cuando se realizó en conjunto con la gamba (Arana *et al.*, 2006).

3.2.2. Búsqueda de antecedentes relativos a las evaluaciones directas de las tres especies o especies afines en el extranjero.

a. Langostinos colorado *Pleuroncodes monodon* y otros langostinos.

El langostino colorado *P. monodon* y el langostino amarillo *C. johni* pertenecen a la familia Galatheidae, por lo cual la búsqueda bibliográfica a nivel mundial estuvo dirigida a especies de dicha familia. *Cervimunida* es un género monoespecífico cuya única especie *C. johni* es endémica de la costa chilena, por lo tanto sólo frente a ésta existen antecedentes disponibles. *Pleuroncodes* por su parte está representada en las costas de California (Longhurst, 1968), en las costas mexicanas (Aurioles-Gamboa, 1995; Aurioles Gamboa y Balart, 1995; Hendrickx *et al.*, 1984) y en las costas de América Central en Guatemala, El Salvador y Nicaragua (Olivares, com. pers.)¹ por la especie *P. planiceps*.

La búsqueda internacional se centró luego en especies del género *Munida*, con las especies *M. subrugosa* y *M. gregaria*.

b. Camarones de la familia Pandalidae

La búsqueda bibliográfica internacional se centró en una primera instancia sobre antecedentes del género *Heterocarpus* y luego sobre el género *Pandalus*, otro pandálido sobre el cual se ejerce pesquería en diversas áreas de los Océanos Atlántico y Pacífico.

¹ Alberto Olivares M., PESQUERA DEL SUR S.A., El Salvador.

3.2. Estadía de Investigación

Como una actividad complementaria a la búsqueda electrónica de bibliografía se consideró realizar durante el desarrollo del proyecto, una estadía de investigación en el Instituto de Investigaciones Marinas en la ciudad de Bergen, Noruega. Esta tuvo por objeto dos actividades principales: búsqueda de bibliografía que no se encuentra en formato electrónico (en particular de ICES) y tener reuniones de trabajo con el Dr. Olav Rune GODO, experto internacional incluido en el Equipo de este proyecto y su Grupo de Investigación, como con otros colegas de esa Institución como el Dr. Michael Pennington, sobre los distintos aspectos involucrados en las evaluaciones directas mediante el Método de Área Barrida y su problemática.

3.3. Talleres Metodológicos

Los Términos Básicos de Referencia (TBR) del Proyecto solicitaron considerar la realización de un mínimo de dos talleres de análisis y discusión de los principales aspectos relacionados con el método de área barrida aplicada a crustáceos bentodemersales en Chile. Además, se debía cumplir con el requisito de incluir a lo menos la participación de los distintos grupos de investigación chilenos que han realizado proyectos de evaluación directa en las especies precitadas. Para cumplir con lo anterior, se generó un listado de Instituciones nacionales y de todos los investigadores que participan o han participado en las Evaluaciones directas de crustáceos demersales mediante el método de área barrida en Chile, de acuerdo a la información entregada en los Informes Finales correspondientes disponibles en la Página Web del FIP (www.fip.cl). También se procedió a invitar a otras personas relacionadas con las Instituciones, la Subsecretaría de Pesca y el FIP.

3.4. Sistema de almacenamiento de datos

En este capítulo se consideraron básicamente tres aspectos: una Descripción de los contenidos de las Bases de Datos entregadas al FIP; una Etapa de definición de análisis de almacenamiento y

datos y finalmente la Utilización de un estándar de transferencia de Datos para Distintas Plataformas.

Las Bases de Datos de los estudios de evaluación directa de los recursos langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon, financiados por el Fondo de Investigación Pesquera (FIP), y realizados entre los años 1993 y 2005, corresponden a 23 proyectos.

3.5. Encuesta

En forma complementaria a los análisis de las Bases de Datos de los proyectos se realizó una encuesta en formato Microsoft Excel que fue enviada a los principales consultores e instituciones relacionadas con las evaluaciones directas de crustáceos mediante el método de área barrida. En esta encuesta se les proporcionó un listado exhaustivo de las variables utilizadas en los diferentes proyectos de evaluación directa realizados entre los años 1993 y 2005, con sus códigos respectivos en formato texto y se les solicitó la opinión sobre la necesidad de incorporar cada una de ellas en una futura Base de Datos Estándar (BDE) que se debía construir como parte de este proyecto. Lo propio se realizó sobre los antecedentes de la fauna acompañante que ellos opinaban debieran ser incluidos para dar cuenta de esos datos en la BDE.

4. RESULTADOS

4.1. Búsqueda Bibliográfica

a. Langostinos colorado *Pleuroncodes monodon* y otros langostinos.

Existen antecedentes escasos sobre la evaluación directa de esta especie mediante el método de área barrida en alguno de esos lugares, aunque en El Salvador existen intentos por realizarla (Olivares, com. pers.). De los pocos estudios internacionales se puede mencionar el de Auriolles-Gamboa (1995) realizado sobre la plataforma continental de Baja California (24° - $28^{\circ}30'N$), que corresponde a una investigación consistente en 230 arrastres de fondo, con muestreos con red camaronera, similar a la red langostinera utilizada en las operaciones de pesca en Chile. La red camaronera utilizada tenía una longitud de la relinga superior de 20 m y una luz de malla de 30 mm; las velocidades de arrastre variaron entre 2,2 y 3 nudos (4 – 5,4 km/h) ya que se utilizaron dos naves diferentes; se asumió una abertura de la red usada correspondiente al 50% de la relinga superior, que se basó en estudios experimentales realizados en Chile por (Arana y Ziller, 1990; Escobar, 1985 y Salomon, 1981).

La información de la profundidad del arrastre fue tomada directamente de los ecosondas. Para el mapeo de las densidades de langostilla se asignaron valores en función de la posición marcada por el navegador por satélite y de acuerdo a estos valores, se trazaron las isolíneas de densidad quedando unidos aquellos con valor 0 kg/Ha (ausencia de la especie) y valores mayores en varias categorías. El cálculo del área de la plataforma continental, así como las subáreas ocupadas por la langostilla a diferente densidad, se realizó por el método gravimétrico basado en el recorte del área total y de las subáreas a medir. Posteriormente y por extrapolación, se estimó la superficie de un área determinada, basado en el conocimiento previo de la relación entre el número de km^2 por unidad de peso del recorte. La medición del peso de los recortes se realizó con balanza analítica.

Sobre el diseño de muestreo, Auriolles-Gamboa (1995) sólo comenta que se efectuaron los lances de acuerdo al tipo de fondo, previamente determinado mediante sonar y muestreo con dragas, ni tampoco existe una figura con la red de estaciones cubiertas. En todo caso es importante destacar

que en este estudio se confirma que según la información recabada en los 10 cruceros, las agregaciones de langostilla, o focos de abundancia, fueron muy consistentes geográficamente a pesar de la inclusión de valores de diferentes años.

Kameya *et al.* (1998) en su trabajo de los crustáceos decápodos y estomatópodos del Perú incluyen a veinte especies de la familia Galatheididae: *P. monodon*, *Munida fragilis*, *M. gracilipes*, *M. hispida*, *M. obesa* y *M. propinqua*, *Munidopsis aculeata*, *M. agassizi*, *M. antoni*, *M. aspera*, *M. barrerae*, *M. diomedae*, *M. hamata*, *M. hystrix*, *M. quadrata*, *M. rostrata*, *M. scabra*, *M. sericea*, *M. villosa* y *M. sp.*

***Munida*, con las especies *M. subrugosa* y *M. gregaria*.**

Pérez-Barros *et al.* (2004) obtuvieron 131 muestras con una red epibentónica de arrastre en 2 estratos de profundidad separados por la isóbata de 40 m (rango: 4 - 262 m), y en tres localidades del Canal Beagle: Bahía Lapataia, Ushuaia y Punta Segunda, entre febrero de 1999 y diciembre de 2000, en los cuales *Munida subrugosa* y *M. gregaria* constituyeron el 94% de los decápodos capturados.

En su trabajo, Lovrick *et al.* (1998) estudiaron la factibilidad de utilización de las langostillas *M. subrugosa* y *M. gregaria* para consumo humano como camarón coctelero. Para tal fin, durante junio y julio de 1997 se capturaron ejemplares de *M. subrugosa* y *M. gregaria* en la Bahía Ushuaia, Canal Beagle mediante trampas cebadas ubicadas sobre el fondo marino entre 4 y 15 m de profundidad.

b. Camarones de la familia Pandalidae

Para el caso de los camarones, la búsqueda bibliográfica internacional se centró en una primera instancia sobre antecedentes del género *Heterocarpus* y luego sobre el género *Pandalus*, otro género sobre el cual se ejerce pesquería en diversas áreas de los Océanos Atlántico y Pacífico. En todo caso, los antecedentes sobre el género *Heterocarpus* son bastante reducidos, ya que prácticamente sólo en Chile se captura comercialmente una especie de este género.

Sin embargo, se encontró antecedentes sobre dos especies de *Heterocarpus*, presentes en las costas peruanas, a pesar que Kameya *et al.* (1998) en su trabajo de los crustáceos decápodos y estomatópodos del Perú incluyen a cuatro especies: *H. affinis*, *H. hostilis*, *H. reedi* y *H. vicarius*. En ese país, IMARPE (Instituto de Mar del Perú) tiene un Programa de Investigación denominado “Seguimiento de la Pesquería de los Recursos Subexplotados”. Según los antecedentes entregados del sitio web <http://www.imarpe.gob.pe/imarpe/recpotenciales.php>, los llamados langostinos rojos de profundidad (*Haliporoides diomedae*, ***Heterocarpus vicarius***, *Nematocarcinus agassizii*, ***Heterocarpus hostilis***, entre otros) son crustáceos de la zona arquibentónica y batial que alcanzan alto valor comercial. Se han capturado volúmenes importantes en cruceros experimentales del IMARPE, siendo actualmente un recurso potencial no explotado.

En las investigaciones realizadas a bordo de los barcos "Anton Bruun" (1966) y "Kaiyo Maru" (1968) se aportaron nuevos conocimientos sobre el mar peruano y en particular de la zona arquibentónica profunda en el talud continental. Así, se observaron por primera vez cinco especímenes de "camarones rojos" (*Heterocarpus vicarius* Faxon, 1895), la primera "gamba roja" (*Haliporoides diomedae*). Estos importantes hallazgos permitieron continuar con investigaciones y exploraciones en el talud continental. Después de cuatro cruceros realizados por el IMARPE en el talud en aguas de hasta 1.300 m, en enero de 1971 se descubrió otra notable comunidad o biocenosis de la zona arquibentónica, integrada por una fauna que incluye a 55 especies de crustáceos, como nuevos registros y entre éstos, se encontraron ejemplares de la familia Lithodidae (*Glyptolithodes cristatipes*), algunos ejemplares de "camarón patón" *Nematocarcinus agassizii*, "gambas rojas" y un solo espécimen de cangrejo blanco (*Homolodromia robertsi*).

Posteriormente a bordo del arrastrero "Wiracocha" se logró capturar el lithódido (*Lithodes wiracocha*), espécimen nuevo para la ciencia (Del Solar, 1981, 1987). En noviembre de 1971 a bordo del "Challwa Japic N°1", con arrastres a 800 m de profundidad, en un fondo duro a la altura de Salaverry y Máncora, se logró capturar tres toneladas de "camarones rojos" y algunas grandes "centollas".

En 1990, IMARPE reinició los trabajos de investigación de estos recursos de profundidad en el barco de investigación científica JANSEN, en el cual se determinó un área de pesca entre los 03°41'8" S y 03°24' S, en profundidades de 540 a 880 m, capturándose "camarones rojos" asociados con temperaturas de 5,1 a 7,1 °C y concentraciones de oxígeno de 0,50 a 1,25 ml/l. Se registraron 19 especies de crustáceos, siendo la mayor captura representada por la "gamba roja" y el "camarón patón", con una biomasa estimada de 627,46 t (\pm 8,33) en un área de 20 mn².

A través de estas investigaciones se determinó la existencia de dos biocenosis en la zona arquibentónica establecidas al norte y sur del Banco de Máncora. La del norte estaría integrada por *Heterocarpus* spp., *Munida* sp. y *Plesionika trispinus* sp. La del sur, donde se presume una menor influencia del Golfo de Guayaquil, estaría integrada principalmente por *Haliporoides diomedea* y *Nematocarcinus agassizii*.

Durante julio y agosto de 1996, a bordo del BIC Humbolt se realizó el crucero 9607-08 "Localización, concentración y distribución de los Langostinos Rojos de Profundidad", explorando el área entre Puerto Pizarro y Huarmey, a profundidades entre 254 y 1.021 m, utilizando una red de arrastre tipo Granton, modelo 400/130, entre los 3°24' a 4°05'S y 81°00' a 81°25'W (Kameya *et al.*, 1997). Estos autores registraron 38 especies de crustáceos, las que representaron el 8,04% de la captura, de las cuales 7 constituyeron los denominados langostinos de profundidad: (*Heterocarpus vicarius*, *Haliporoides diomedea*, *Nematocarcinus agassizii*, *Heterocarpus hostilis*, *Psathyrocaris fragilis*, *Plesionika trispinus* y *Pasiphaea magna*). La densidad media del total de langostinos rojos de profundidad estuvo comprendida entre 0,0017 y 0,420 t/mn². Se determinó una profundización de los langostinos rojos fuera de su área habitual, asociado a un desplazamiento de la mínima de oxígeno hacia mayores profundidades, lo que determinó poca disponibilidad de éstos. Se destaca la mayor frecuencia de la "gamba" *H. diomedea* entre los 0,2 y 1,6 ml/l de oxígeno disuelto, con las mayores densidades entre 0,8 y 1,6 ml/l y el "camarón nylon" *H. vicarius*, mostró las mayores densidades a concentraciones de oxígeno menores, entre 0,17 y 0,25 ml/l.

En el Departamento de Biología de la Universidad de Costa Rica, aparece un Proyecto de investigación denominado “**Desarrollo de estándares para una pesca sostenible del camarón camello, *Heterocarpus vicarius***”, a cargo de López Sánchez Myrna e Ingo Wehrtmann (ingo@biologia.ucr.ac.cr), aunque no se ha podido encontrar más antecedentes con respecto a éste.

Polovina (1993) señala que tanto *Heterocarpus laevigatus* como el más pequeño y más somero, *H. ensifer*, pueden ser capturados en el rango de profundidad entre 350-825 m con trampas. A principios de los 80' se inició una pesquería con trampas en los alrededores de las principales islas hawaiianas, con artes de pesca piramidales con volúmenes de aprox. 2 m³ y las embarcaciones utilizaban y desplegaban 50 trampas por día, con desembarques máximos de 190 ton de *H. laevigatus* en 1984. Sin embargo, hacia fines de la década ya se habían retirado la mayoría de las naves participantes en la pesquería por su poca sustentabilidad económica. Desde el punto de vista de la evaluación de estas poblaciones, se encuentran antecedentes del uso de sumergibles (Moffit and Parrish, 1992) y trampas (Ralston and Tagami, 1992) en evaluaciones de *H. laevigatus*. Dados estos antecedentes reducidos y que no significan un aporte a los objetivos de este proyecto, la búsqueda se centró en las especies del género *Pandalus*, en particular comenzando con la especie *Pandalus borealis* del Atlántico Norte.

El camarón del Norte, *Pandalus borealis* es el principal recurso invertebrado del Atlántico Norte y se distribuye desde Georges Bank (aprox. 41°N) en el Atlántico Noroeste, costa este de USA y Canadá, hasta al norte del Estrecho Davis (aprox. 72°N), pasando por las costas oeste y este de Groenlandia, Islandia, el Atlántico noreste, incluyendo el Mar del Norte, mar de Noruega y el mar de Barents (Fig. 1), incluyendo 14 stocks o unidades de manejo (Hvingel, 2006).

En el área de distribución de esta especie existen dos asociaciones de países el Northwest Atlantic Fisheries Organization (NAFO) (Organización de Pesquerías del Atlántico Noroeste) y el International Council for the Exploration of the Sea, ICES (Consejo Internacional para la Exploración del Mar) en el Atlántico Noreste, que realizan investigaciones relacionadas con pesquería de arrastre, tanto en peces como crustáceos.

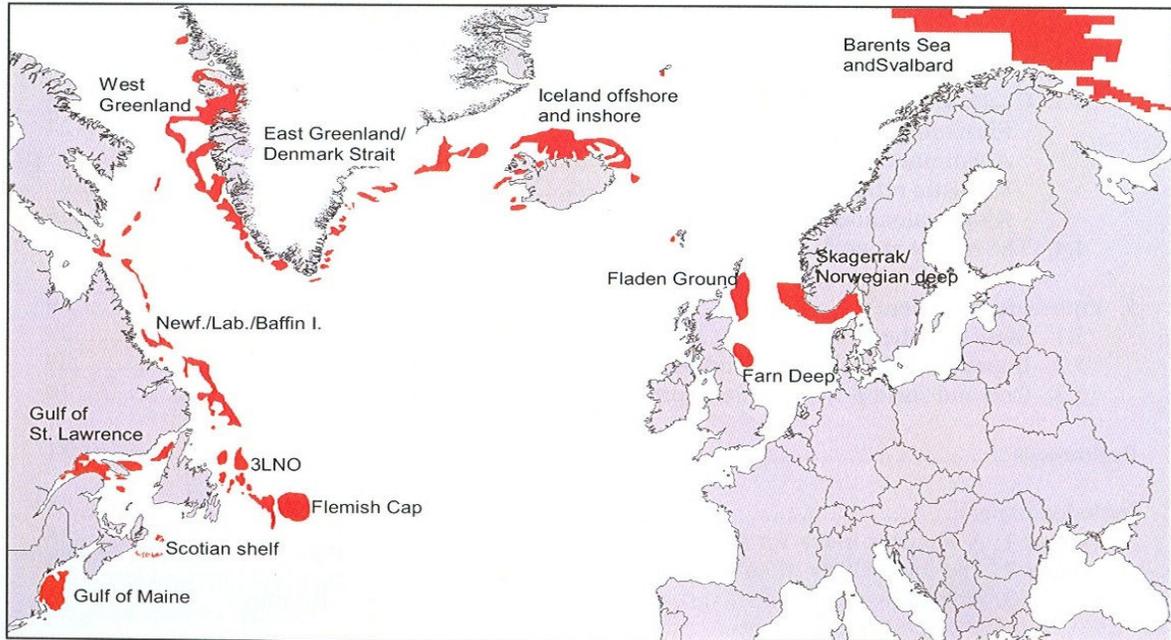


Fig. 1. Área de distribución del camarón del Norte, *Pandalus borealis* (Fuente: Hvingel (2006)).

NAFO es una organización intergubernamental científica y de manejo pesquero. Fue fundada en 1979 como sucesora del International Commission of the Northwest Atlantic Fisheries (ICNAF) Comisión Internacional de las Pesquerías del Atlántico Noroeste (1949-1978). Su objetivo central es contribuir a través de consultas y cooperación al uso óptimo, manejo racional y conservación de los recursos pesqueros del área de la Convención. Los países miembros son: Canadá, Corea, Dinamarca (Islas Faroe y Groenlandia), Estados Unidos, Federación Rusa, Francia (Saint Pierre et Miquelon), Islandia, Noruega, Unión Europea y Ucrania. En la Tabla 3 se entrega un listado de los países miembros y sus organizaciones de contacto. El área de influencia de la Convención abarca las aguas del Océano Atlántico Noroeste al norte de los 35°00'N y hasta 59°00'N y los 42°00'W a los 44°00'W, hacia el norte hasta la costa de Groenlandia, y las aguas del Golfo de San Lorenzo, el estrecho Davis y la Bahía Baffin al sur de los 78°10'N.

Los cuerpos constituyentes de **NAFO** son el Consejo General, el Consejo Científico, la Comisión de Pesca y el Secretariado, cuyas funciones específicas se establecen en la Convención. Para los efectos de nuestro estudio se considera sólo el Consejo Científico. NAFO publica regularmente los Scientific Council Reports (SCR) y el Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science, éste

Tabla 3. Miembros de NAFO e Instituciones de contacto.

	PAÍS	CONTACTO
	Canadá	Department of Fisheries and Oceans
	Cuba	
	Dinamarca (con respecto a las Islas Faroe y Groenlandia)	Faroe Islands: Ministry of Fisheries and Maritime Affairs Greenland: Department of Fisheries, Hunting and Agriculture
	Unión Europea (UE)	Directorate General for Fisheries
	Francia (con respect a Saint Pierre et Miquelon)	
	Islandia	Directorate of Fisheries
	Japón	Ministry of Foreign Affairs
	República de Corea	
	Noruega	Directorate of Fisheries
	Federación Rusa	State Committee of Fisheries of the Russian Federation En Canada: Representative of the Russian Federation in Canada on Fisheries
	Ucrania	State Department for Fisheries of Ukraine
	Estados Unidos	National Marine Fisheries Service

último provee un foro internacional para la publicación de trabajos de investigación originales, con énfasis en los aspectos ambientales, biológicos, ecológicos y pesqueros de los recursos marinos vivos y los ecosistemas. Además, NAFO irregularmente publica los Scientific Council Studies (SCS) que contienen trabajos de revisión en tópicos de interés e importancia. De acuerdo a lo anterior, se ha revisado estas tres fuentes básicas de información: las series SCR, SCS y el Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science.

ICES es una organización que coordina y promueve la investigación marina en Atlántico Norte. Esto incluye mares adyacentes como el Mar Báltico y el Mar del Norte. Actúa como un punto de encuentro para más de 1600 científicos marinos de 20 países alrededor del Atlántico Norte. Los científicos que trabajan a través de ICES recogen información sobre el ecosistema marino y proveen de asesoría a los 20 países miembros, que financian la organización, para ayudarlos a manejar los recursos del Atlántico Norte y mares adyacentes. Los países miembros son Alemania, Bélgica, Canadá, Dinamarca, España, Estados Unidos, Estonia, Finlandia, Francia, Holanda, Islandia, Irlanda, Latvia, Lituania, Noruega, Polonia, Portugal, Reino Unido, Rusia y Suecia. Además hay otros países asociados: Australia, **Chile**, Grecia, Nueva Zelanda, Perú y Sudáfrica. ICES planifica y coordina la investigación marina a través de un sistema de Comités, más de 100 Grupos de Trabajo, Simposia y una Conferencia Científica Anual. Desde el punto de vista de la difusión de sus investigaciones, ICES publica documentos o informes de las reuniones del Consejo (Council Meeting, CM), los reportes de los Grupos de Trabajo (Working Groups) y la revista ICES Journal of Marine Science.

Entre los Working Groups de ICES se encuentran al menos catorce que desarrollan actividades de importancia para este proyecto:

- 1) Arctic Fisheries Working Group (**AFWG**, Chair: Yuri A. Kovalev),
- 2) Baltic Fisheries Assessment Working Group (**WGBFAS**, Chair: Steen Christensen),
- 3) International Bottom Trawl Survey Working Group (**IBTSWG**, Chair: R. ter Hofstede),
- 4) *Pandalus* Assessment Working Group (**WGPAND**, Chair: Michaela Aschan),
- 5) Review Group on Fisheries Surveys of North Sea Stocks (**RGFS**, Chair: Cornelius Hammer),
- 6) Study Group on Survey Trawl Standardisation (**SGSTS** (Previously SGSTG), Chair: D. Reid),
- 7) Working Group on Beam Trawl Surveys (**WGBEAM**, Chair: Richard Millner),
- 8) Working Group on *Crangon* Fisheries and Life History (2001 C. Res) (**WGCRAN**, Chair: Andy Revill),

- 9) Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak (**WGNSSK**, Chair: C. Darby),
- 10) Working Group on the Assessment of Northern Shelf Demersal Stocks (**WGNSDS**, Chair: Robert Scott),
- 11) Working Group on the Assessment of Southern Shelf Demersal Stocks (**WGSSDS**, Chair: Wim Demare),
- 12) Working Group on the Biology and Assessment of Deep Sea Fisheries Resources (**WGDEEP**, Chair: Paul Marchal),
- 13) Workshop on *Nephrops* Stocks (**WKNEPH**, Chair: Nick Bailey),
- 14) Workshop on Sampling Design for Fisheries Data (**WKSDFD**, Chair: Joël Vigneau).

La búsqueda en la documentación ICES se centró en los Council Meeting, (CM), los reportes de los Grupos de Trabajo (Working Groups) y la revista ICES Journal of Marine Science.

También en Europa existe un tercer grupo de países que trabajan coordinadamente, bajo el amparo del proyecto "**MEDITS**", iniciativa que se gestó en 1993, siendo su objetivo fundamental la obtención de información, por métodos directos y estandarizados, independientemente de la aportada por los organismos de pesca oficiales de los países ribereños del Mediterráneo. Esta información alimentaría una base de datos a partir de la cual se obtuviesen los rendimientos de los recursos pesqueros y, en consecuencia, su mejor gestión desde el ámbito de la UE. Sus primeros participantes fueron: Francia, Grecia, Italia y España, dando comienzo la primera campaña de prospección en la primavera de 1994. En 1995 se incorporaron al experimento tres nuevos miembros (Eslovenia, Croacia y Albania). Más tarde, en 1999, a través de FAO-COPEMED ingresó Marruecos y, en el 2003, mediante el mismo organismo, lo hizo Malta.

De este modo, los equipos científicos son tantos como países participantes. Todos realizan el trabajo siguiendo el mismo protocolo. Así, los artes de pesca, las unidades de medida biológica, tallas, madurez, etc. y los ficheros de intercambio de datos son los mismos para que,

posteriormente, se puedan analizar los resultados de forma colegiada y útil en el asesoramiento de toda el área mediterránea cubierta por sus miembros. En el volumen 66 (suppl. 2) de la Revista española Scientia Marina {Mediterranean Marine Demersal Resources: The MEDITS International Trawl Survey (1994-1999). P. Abelló, J.A. Bertrand, L. Gil de Sola, C. Papaconstantinou, G. Relini And A. Souplet (eds.). **Sci. Mar. 66 (suppl. 2), 2002**} se encuentran todos los antecedentes con respecto a este Programa.

Finalmente, de nuevo en Europa existen otras especies que son objeto de pesquería con redes de arrastre, entre ellas la langosta noruega *Nephrops norvegicus*. Junto con esta especie se captura también el camarón rosa *Parapenaeus longirostris*, el camarón azul y rojo *Aristeus antennatus*, el camarón gigante rojo *Aristaeomorpha foliacea* y el camarón escarlata *Aristaeopsis edwardsiana* (Fonseca *et al.* 2007 FishRes 85). Con respecto a antecedentes relativos al estudio y evaluación de este especie existe un volumen especial de la revista Scientia Marina {*Nephrops norvegicus*: Comparative biology and fishery in the Mediterranean Sea. **Sci. Mar. 62 (suppl. 1), 1998**}.

Existe otra especie de camarón del género *Pandalus*, *P. jordani* que es el principal invertebrado recurso del Pacífico Norte y se distribuye desde San Diego, California hasta Alaska, pasando por las costas oeste de USA y Canadá, en profundidades entre 45 y 370 m.

En el Hemisferio Sur, se encuentran las especies de camarones tigre *Penaeus esculentus*, *P. semisulcatus*, los camarones rey *Melicertus longistylus* y *M. latisulcatus*; *Metapanaeus endeavouri* y *M. ensis* y el camarón banana *Fenneropenaeus merguensis* de la familia Penaeidae, que son objeto de pesquería en Australia y Nueva Zelandia, pesquerías sobre las cuales existe abundante literatura, principalmente generada durante los años 90 y que fueron también consultados, en la recopilación bibliográfica de este Proyecto.

En el marco de la recopilación bibliográfica sobre la evaluación de crustáceos demersales a través del método de área barrida, se creó una base de datos en el software **EndNote X1**, facilitando así el manejo de la información debido al gran número de referencias encontradas. Este programa es

una base de datos para referencias e imágenes cuya función principal es almacenar, crear, organizar, buscar y dar forma a las referencias bibliográficas, proporcionando además la incorporación de citas y referencias en los manuscritos. Permite además organizar imágenes (incluyendo gráficos, tablas, figuras y ecuaciones) asignando a cada imagen su propia leyenda y palabras clave. A través de este programa es posible mantener una base de datos bibliográfica personal, la cual cuenta con herramientas para búsquedas rápidas (materia, autor, revista, año, palabras clave, etc.) las que son entregadas en listas de referencias por cada tema.

La búsqueda detallada de la información disponible se basó en todas las áreas relacionadas con la pesquería de crustáceos del mundo, como por ejemplo: metodología, protocolos, descripción, biología, especies, distribución, artes de pesca, crustáceos, muestreo, área barrida, reproducción, esfuerzo de pesca, captura, CPUE, etc. Dicha búsqueda se realizó en bibliotecas de Universidades e Institutos de Investigación ligados al sector pesquero de los cuales se obtuvieron tesis e informes finales de proyectos (FIP). Además, se utilizaron las bases de datos que incluyen las revistas principales de gran circulación, como: ASFA, Blackwell Synergy, DOAJ (Directory of Open Access Journals), ELSEVIER, Scielo, SpringerLink, Web Science, SCIENTEDIRECT, etc. También se realizó una búsqueda de material como revistas periódicas, trabajos publicados, libros, secciones de libros, Conference Proceedings, Conference papers, etc. para lo cual se utilizó Internet, accediendo así a la información disponible online en páginas electrónicas de diferentes instituciones, Informes finales de Proyectos, informes internos, reportes de talleres, programas computacionales, artículos electrónicos, páginas web, etc.

Una vez obtenidas las citas provenientes de documentos en formato papel y/o electrónico (en formato PDF) se ingresó la información a EndNote X1, el que cuenta con un formato especial para cada tipo de referencia (Fig. 2), en base a esto se clasificó cada una de las citas encontradas.

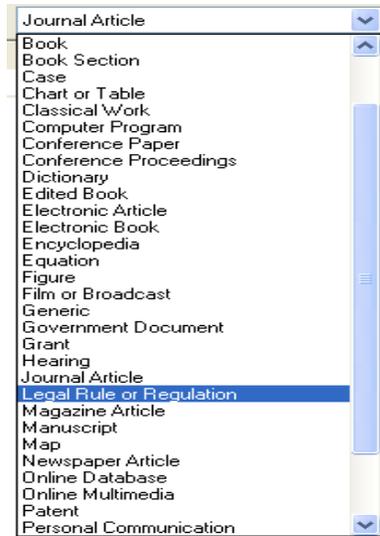


Fig. 2. Ventana del software EndNote X1 con los tipos de clasificación para cada referencia.

Al crear una nueva referencia el programa entrega un listado de opciones para ser ingresados, los que se muestran en la figura 3. La digitalización de las referencias encontradas se realizó en los siguientes campos: autor, año, título, Journal, volumen, número, páginas, palabras clave, resumen, archivos adjuntos, book, section book, editores, report, conferencias, lugar, tesis, departamento académico, universidad, grado, etc. según sea el caso.

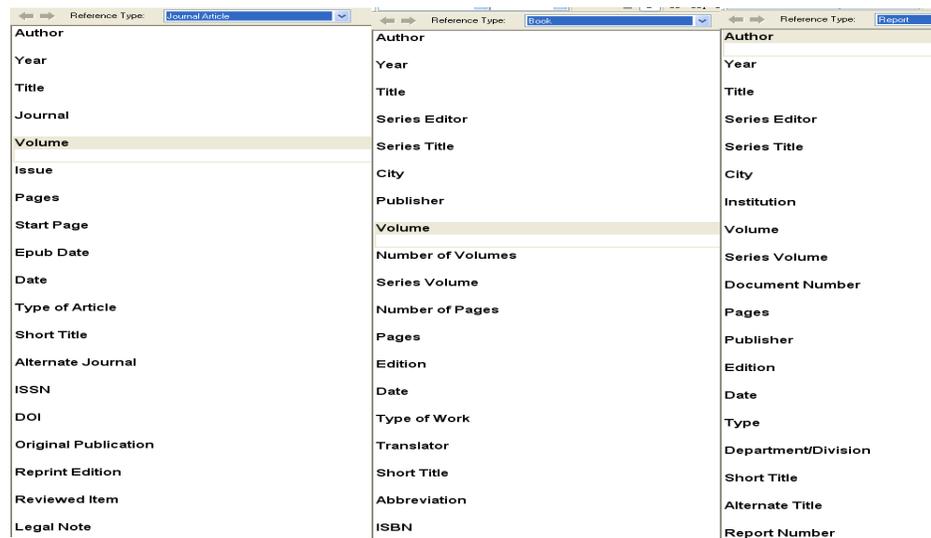


Fig. 3. Ventana de EndNote X1 que muestra algunas de las opciones de información a ser completadas para los siguientes tipos de referencias tomadas como ejemplo: Journal article, Book y Report.

En la figura 4 se muestra una ventana del software con los detalles más relevantes para cada referencia, los cuales pueden ser modificados según sean las necesidades del usuario (archivo adjunto, autor, año, título, tipo de referencia, palabras claves, resumen y URL).

Groups	Author	Year	Title	Reference Type	Keywords	Abstract	URL
All References	Farrugio	1993	Methods to analyse the dynamics of ...	Journal Article	Methods, analyse, dyna...	The models used to analyse the dynamics of fi...	
	Farrugio	1993	A sampling strategy and methodolog...	Journal Article	sampling, statistical ass...		
Custom	Fernandes	1999	A geostatistical analysis of the spatia...	Book Section			
	Fernandes	2000	Fish do not avoid survey vessels	Journal Article			
	Fernando	1972	Species composition of fish capture...	Conference Proce...			
	Figueiredo	2001	Deep-water penaeid shrimps (Crust...	Journal Article	Crustaceans; Deep-wat...	The traditional crustacean fishery along the co...	
	Fischer	2006	Fisheries assessment of Callinectes ...	Journal Article	Callinectes acuatius, Cr...	The Callinectes arcuatus population of the Gul...	
	Flaaten	1998	Fisheries management under uncert...	Journal Article	Fisheries; management...		
	Fogarty	1998	Large-scale disturbance and the stru...	Journal Article			
	Folmer	2000	A statistical evaluation of the design ...	Journal Article	West Greenland; Shrim...	Stocks of Pandalus borealis off West Greenla...	
	Fonds	1994	Mortality of fish and invertebrates in b...	Book Section			
	Fontayne	1991	Comparison between the covered co...	Report	codend; method; twin; tr...	This study compares the covered codend met...	
	Footo	1999	Extinction cross-section of Norwegia...	Journal Article			
	Footo	1997	Calibration of acoustic instruments fo...	Journal Article			
	Footo	1992	Determining the extinction cross-sect...	Journal Article			
	Fortunati	2002	TSDV: A GIS tool for inspecting trawl...	Journal Article	fish abundance spatial	The aim of this paper is to present a tool for th...	
	Foster	1969	The influence of fish behaviour on tra...	Conference Proce...			
	Fournier	2005	An introduction to AD MODEL BUIL...	Computer Program			http://otter-rsch.co
	Fowler	1940	FISHES OBTAINED IN CHILE BY M...	Conference Proce...	fishes; Bullock; collectio...		
	Francis	2003	Quantifying annual variation in catcha...	Journal Article	catchability; commercia...	Biomass indices, from commercial catch per ...	
	Freire	1992	Spatial distribution of Munida interm...	Journal Article			
	Freire	1996	Feeding ecology of Liocarcinus depu...	Journal Article			
	Freon	1993	Consequences of fish behaviour for s...	Journal Article			
	Fréon	1996	Diel variability of school structure wit...	Journal Article			
	Friedlander	1999	Sidescan-sonar mapping of benthic t...	Journal Article	Sidescan-sonar; mappi...		
	Frontier	1983	Stratégies d'échantillonnage en écol...	Book			
	Fruher	2003	Have changes in selectivity masked r...	Journal Article	Selectivity; Trap fisherie...	In the Tasmanian rock lobster assessment mo...	
	Fruher	2007	Evaluating catchability assumptions f...	Journal Article	Channa-in-ratio; Index-r...	Channa-in-ratio (CIR) and index-removal (IR)	

Fig. 4. Ventana de EndNote donde se observa una sección de la base de datos con los Items seleccionados para la previsualización de cada cita.

El ingreso de toda la información recopilada entregó finalmente una base de datos con 1.073 referencias que incluyen: Journal articles (74%), Reports (16%), Conference Proceedings (3%), Book (3%), Book Section (2%), Thesis (1%), Conference paper (1%), Computer program (0,1%), Electronic article (0,1%), Unpublished Work (0,2%) y Web page (0,1%). Así mismo, en la figura 5 se observa que la producción más importante de documentos corresponde a los artículos de Journals junto con los Reports, como se mencionó anteriormente, presentando la mayor cantidad de referencias entre los años 1999-2003 para los Journals y valores similares entre los quinquenios de los Reports hasta el año 2003, cuando se comienza a observar una importante disminución en la cantidad de éstos en los últimos años. Se puede visualizar que la mayor cantidad de citas para los tipos de referencias restantes ocurren con anterioridad al año 1989.

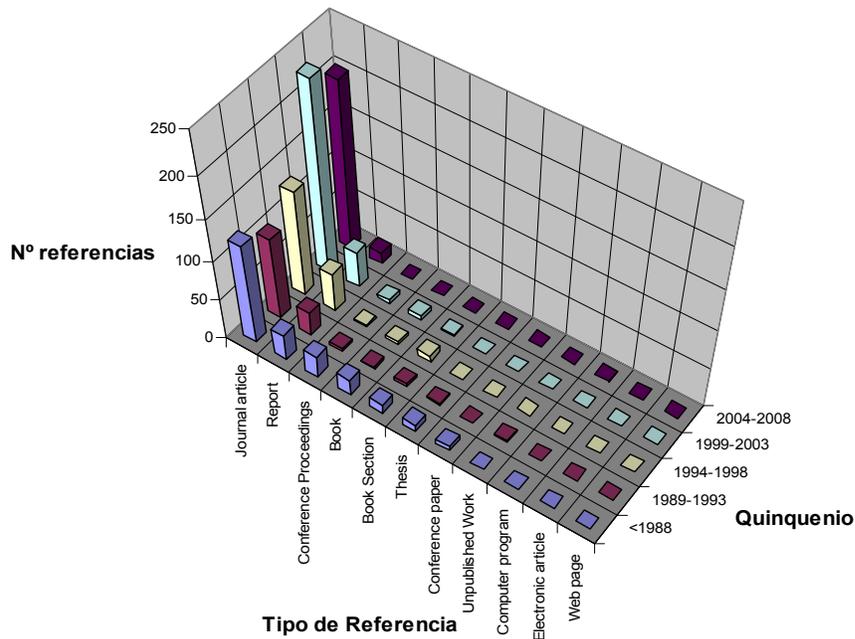


Fig. 5. Cuantificación de las citas ingresadas en el programa EndNote X1 por tipo de referencia y años (quinquenio).

Una vez terminada la base de datos se realizó una búsqueda en ésta con algunas palabras claves, con el propósito de analizar y cuantificar la información para cada tema en específico. El software permite una búsqueda en todos los campos ingresados para cada cita o bien una búsqueda más específica por autor, año, título, palabras claves, etc. (Fig. 6).

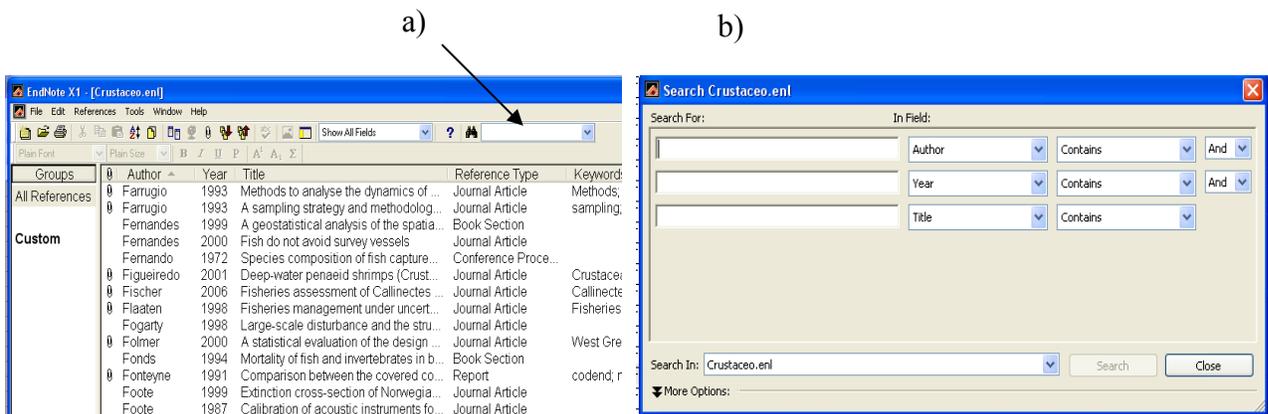


Fig. 6. Ventanas de EndNote mostrando los criterios de búsqueda. a) la flecha indica el lugar donde debe ser ingresada una palabra para realizar la búsqueda rápida en todos los campos de las citas. b) ventana del EndNote en la cual se observa los diferentes campos en los que se pueden ingresar los criterios de búsquedas en la base de datos.

Se realizó una cuantificación de las referencias por palabras claves, según los temas de interés, la cual fue desglosada en varios elementos, como por ejemplo hay 455 citas que contienen la palabra “trawl”, la cual puede ser relacionada con otras palabras claves para focalizar la búsqueda (Tabla 4). Es así el caso que al combinar los términos “trawl and fish” los resultados corresponden a un total de 367 artículos y al continuar reduciendo la búsqueda se destacan la mayor cantidad de trabajos realizados en los temas de captura, fondo y abundancia (con 191, 121 y 113 citas cada uno, respectivamente) y al asociar “trawl and crustacean” se encontró 27 trabajos de los cuales 7 de ellos fueron realizados sobre abundancia y 6 en la especie *Nephrops*.

Tabla 4. Cuantificación de referencias ligadas a la palabra clave “trawl” (red) con un detalle de algunos de los términos que pueden estar relacionadas con ésta.

Palabra clave	Nº	Palabra clave	Nº	Palabra clave	Nº
Trawl (red)	455	Peces	367	selectividad	29
				captura	191
				biomasa	69
				abundancia	113
				stock	77
				esfuerzo	59
				By-catch	51
				fondo	121
				muestreo	53
				Chile	2
				Pacífico	18
				Atlántico	27
				Indico	94
		Mediterráneo	25		
		crustacean	27	distribución	2
				captura	5
				selectividad	2
				esfuerzo	4
				stock	3
abundancia	7				
muestreo	4				
biomasa	5				
<i>Nephrops</i>	6				

Otros términos considerados importantes en este estudio son: Swept area; *Pandalus*; *Nephrops*; biology; crustacean, sampling y protocol. Para cada uno de estos términos se realizó una búsqueda, la que se presenta en detalle en la Tabla 5. Cabe destacar, que de los términos mencionados anteriormente, la mayor cantidad de trabajos fueron realizados en la especie *Pandalus* (con 146 citas) de los cuales 74 tratan sobre captura, 57 de biomasa y 40 de abundancia. Los estudios ligados a “crustacean” y “*Nephrops*” fueron realizados principalmente en redes y aquellos que contienen las palabras “biology”, “protocol” y “swept area” en peces.

Tabla 5. Número de referencias encontradas en la búsqueda de algunas palabras claves.

Palabra clave	Nº	Palabra clave	Nº	Palabra clave	Nº
Crustáceos	51	red	27	captura	14
		biología	10	reproducción	1
		muestreo	7	selectividad	2
		Area barrida	1		
<i>Pandalus</i>	146	captura	74		
		biomasa	57		
		abundancia	40		
		biología	9		
		sampling	15		
<i>Nephrops</i>	45	red	19		
		biología	5		
		muestreo	4		
		distribución	9		
biología	64	fish	36		
		peces	10		
		camarones	18		
		<i>Pandalus</i>	9		
		<i>Nephrops</i>	6		
protocolo	13	peces	11		
		camarones	1		
		muestreo	6		
Area barrida	30	peces	25		
		camarones	5		

4.1.1. Estadía de Investigación

La estadía de investigación comprometida durante el desarrollo del proyecto se llevó a cabo entre el 16 y el 27 de abril de 2007, en las ciudades de Bergen y Tromsø, Noruega. El programa y las actividades comprometidas y las efectivamente desarrolladas se detallan en el Anexo 1.

4.2. Talleres Metodológicos

4.2.1. Primer Taller Metodológico

Considerando el requisito de incluir a lo menos la participación de los distintos grupos de investigación chilenos que han realizado proyectos de evaluación directa en las especies en estudio y con el objeto de facilitar la asistencia de la mayor cantidad de investigadores posible (Tabla 6), se acordó con la Secretaría Ejecutiva del FIP realizar el Taller en dependencias de la Subsecretaría de Pesca en Valparaíso, toda vez que el proyecto no contaba con recursos para invitar a los investigadores que no participan en el. En consecuencia, el primer Taller se realizó el día 25 de mayo de 2007 en la Sala 2 del Piso 19 de la Subsecretaría de Pesca. El listado de participantes se presenta en la Tabla 7.

La invitación al Taller y el Programa correspondiente se entrega en las Figuras 7 y 8.

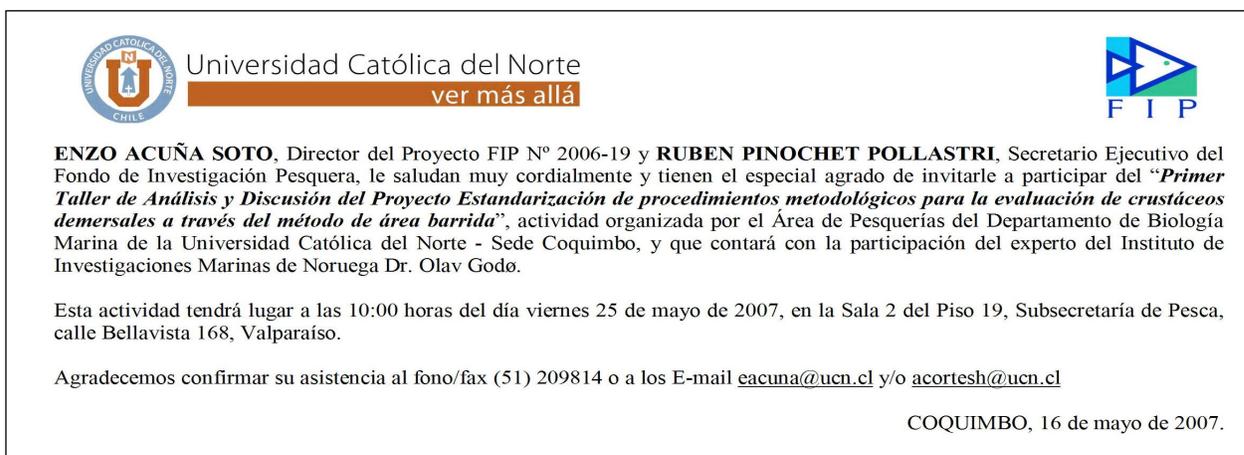


Fig. 7. Invitación al Primer Taller de Discusión realizado en la Subsecretaría de Pesca.

FIP

Fondo de Investigación Pesquera
Bellavista 168 – Piso 21
Valparaíso

Fono: (56) (32) 502842
Fax: (56) (32) 502840
e-mail: fip@subpescu.cl

<p><u>Objetivo del taller:</u></p> <p>Discutir los principales aspectos relacionados con el método de área barrida aplicada a crustáceos bentodemersales, dando a conocer los resultados previos obtenidos en el proyecto "Estandarización de procedimientos metodológicos para la evaluación de crustáceos demersales a través del método de área barrida" (FIP N° 2006-19). Además, se contará con la participación del experto del Instituto de Investigaciones Marinas de Noruega Dr. Olav Rune Godø.</p> <p><u>Fecha y lugar de realización:</u></p> <p>El taller se realizará el viernes 25 de mayo de 2007 en la Sala 2, Piso 19 de la Subsecretaría de Pesca, ubicado en calle Bellavista 168, Valparaíso.</p> <p><u>Organización:</u></p> <p>Área de Pesquerías, Departamento de Biología Marina, Universidad Católica del Norte, Sede Coquimbo.</p>	<p style="text-align: center;"><u>PROGRAMA</u></p> <table border="0" style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 15%;">10:00 – 10:20.</td> <td>Palabras de bienvenida y exposición sobre el Estado del arte nacional sobre la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Enzo Acuña.</td> </tr> <tr> <td>10:20 – 10:40.</td> <td>Estado del arte internacional sobre la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Olav Rune Godø.</td> </tr> <tr> <td>10:40 – 11:00.</td> <td>El muestreo en la experiencia nacional e internacional en la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Luis Cid.</td> </tr> <tr> <td>11:00 – 11:20.</td> <td>Café</td> </tr> <tr> <td>11:20 – 11:40.</td> <td>Metodología de medición de las características de los lances en la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Rubén Alarcón.</td> </tr> <tr> <td>11:40 – 12:00.</td> <td>Métodos de Estimación de biomasa en la evaluación de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Una visión crítica. Expositor: Rubén Alarcón.</td> </tr> <tr> <td>12:00 – 12:20.</td> <td>Requerimientos de datos biológicos de los recursos investigados para cumplir con los objetivos de las evaluaciones. Expositor: Luis Cubillos.</td> </tr> <tr> <td>12:20 – 12:30.</td> <td>Café</td> </tr> <tr> <td>12:30 – 12:50.</td> <td>Métodos de Análisis de la Fauna Acompañante en la evaluación de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Rafael León.</td> </tr> <tr> <td>12:50 – 13:30.</td> <td>Mesa Redonda Final.</td> </tr> </table>	10:00 – 10:20.	Palabras de bienvenida y exposición sobre el Estado del arte nacional sobre la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Enzo Acuña.	10:20 – 10:40.	Estado del arte internacional sobre la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Olav Rune Godø.	10:40 – 11:00.	El muestreo en la experiencia nacional e internacional en la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Luis Cid.	11:00 – 11:20.	Café	11:20 – 11:40.	Metodología de medición de las características de los lances en la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Rubén Alarcón.	11:40 – 12:00.	Métodos de Estimación de biomasa en la evaluación de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Una visión crítica. Expositor: Rubén Alarcón.	12:00 – 12:20.	Requerimientos de datos biológicos de los recursos investigados para cumplir con los objetivos de las evaluaciones. Expositor: Luis Cubillos.	12:20 – 12:30.	Café	12:30 – 12:50.	Métodos de Análisis de la Fauna Acompañante en la evaluación de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Rafael León.	12:50 – 13:30.	Mesa Redonda Final.
10:00 – 10:20.	Palabras de bienvenida y exposición sobre el Estado del arte nacional sobre la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Enzo Acuña.																				
10:20 – 10:40.	Estado del arte internacional sobre la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Olav Rune Godø.																				
10:40 – 11:00.	El muestreo en la experiencia nacional e internacional en la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Luis Cid.																				
11:00 – 11:20.	Café																				
11:20 – 11:40.	Metodología de medición de las características de los lances en la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Rubén Alarcón.																				
11:40 – 12:00.	Métodos de Estimación de biomasa en la evaluación de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Una visión crítica. Expositor: Rubén Alarcón.																				
12:00 – 12:20.	Requerimientos de datos biológicos de los recursos investigados para cumplir con los objetivos de las evaluaciones. Expositor: Luis Cubillos.																				
12:20 – 12:30.	Café																				
12:30 – 12:50.	Métodos de Análisis de la Fauna Acompañante en la evaluación de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Rafael León.																				
12:50 – 13:30.	Mesa Redonda Final.																				

Fig. 8. Programa del Primer Taller de Discusión realizado en la Subsecretaría de Pesca.

Tabla 6. Lista de investigadores que participan o han participado en las Evaluaciones directas de crustáceos demersales mediante el método de área barrida en Chile, 1993-2006, invitados vía email al Primer Taller Técnico de Difusión de Resultados del Proyecto FIP N° 2006-19, dirección electrónica, Institución a la que pertenecen y asistencia.

NOMBRE	EMAIL	INSTITUCIÓN	ASISTENCIA
Enzo Acuña S.	eacuna@ucn.cl	UCN	SI
Ruben Alarcón	ralarco@inpesca.cl	INPESCA	SI
Manuel Andrade	mandrade@ucn.cl	UCN	NO
Hugo Arancibia	harancib@udec.cl	UDEC	NO
Patricio Arana	parana@ucv.cl	UCV	NO
Roberto Bahamonde	rbahamonde@ifop.cl	IFOP	SI
Cristian Canales	ccanales@ifop.cl	IFOP	NO
Luis Cid Serrano	lucid@udec.cl	UDEC	SI
Luis Cubillos	lucubillos@udec.cl	UDEC	SI
Elson Leal	elson.leal@ifop.cl	IFOP	NO
Billy Ernst	bernst@udec.cl	UDEC	NO
Rafael León	rafleon@udec.cl	UDEC	SI
Guillermo Martínez	gmartine@ucv.cl	UCV	NO
Teófilo Melo	tmelo@ucv.cl	UCV	NO
Carlos Montenegros	cmontene@ifop.cl	IFOP	NO
Bernardo Leiva	bleiva@ifop.cl	IFOP	NO
Juan Carlos Quiroz	jquiroz@ifop.cl	IFOP	NO

Tabla 7. Lista de otros invitados vía email al Primer Taller Técnico de Difusión de Resultados del Proyecto FIP N° 2006-19, dirección electrónica, Institución a la que pertenecen y asistencia.

NOMBRE	EMAIL	INSTITUCIÓN	ASISTENCIA
Eduardo Alzamora	ealzamora@subpesca.cl	FIP	SI
Italo Campodónico	icampodo@subpesca.cl	Subpesca	NO
Jorge Castillo	jcastillo@ifop.cl	IFOP	NO
Alejandro Dalsanto	adalsanto@sernapesca.cl	CoZoPe III-IV	NO
Alejandro Karstegl	akarstegl@subpesca.cl	Subpesca	SI
Vivian Montecino	vmontecino@ifop.cl	IFOP	NO
Rubén Pinochet	rpinochet@subpesca.cl	FIP	NO

4.2.1.1. Contenido del Taller I.

Título: Estado del arte nacional e internacional sobre la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida.

Para iniciar la sesión de charlas, el Jefe del Proyecto FIP N° 2006-19, Sr. Enzo Acuña dió las palabras de bienvenida y agradecimiento por la asistencia a los participantes, comenzando con la introducción al Primer Taller de Análisis y Discusión del Proyecto FIP N° 2006-19: Estandarización de procedimientos metodológicos para la evaluación de crustáceos demersales a través del método de área barrida. Posteriormente, la serie de exposiciones continuó como sigue:

1. Expositor: **Sr. Enzo Acuña** con el tema “*Estado del arte nacional sobre la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida*”. En esta presentación se entregó un resumen de todos los proyectos de evaluación directa ejecutados durante los últimos años con el financiamiento del FIP y los diferentes ejecutores y una caracterización general de los mismos.
2. Expositor: **Dr. Olav Rune Godø** con el tema “Estado del arte internacional sobre la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida”. En esta presentación se entregó una revisión de los estudios realizados, en particular en Noruega, sobre evaluación de crustáceos y se discuten algunos de los aspectos más relevantes que tienen incidencia en los cambios metodológicos incorporados durante la evolución de esos estudios. Dada la importancia del aporte de esta presentación, se incorpora una copia in extenso de la misma en el Anexo 2. El Dr. Godø dejó además un manuscrito titulado *International experience in crustacean swept area surveys: the Norwegian case*, el que se entrega en el Anexo 3.
3. Expositor: **Dr. Luis Cid** con el tema “*El muestreo en la experiencia nacional e internacional en la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida*”. La presentación consideró una revisión de los distintos tipos de muestreos utilizados, generándose las siguientes conclusiones:

- a) La unidad muestral clásica es la cuadrícula de 1x1 mn al interior de la cual se realiza un lance.
 - b) Históricamente se muestreó mediante transectas longitudinales sistemáticas cada 10´.
 - c) La sistematicidad se utilizó independientemente de las características de la distribución espacial de los recursos.
 - d) Una variante de la distribución sistemática equiespaciada de las transectas, en el caso de ausencia de gradientes es la ubicación aleatoria de éstas.
 - e) La estrategia óptima recomendada a nivel internacional es la de utilizar un muestreo estratificado, con diferentes criterios de estratificación. Ello permite mejorar la eficiencia de los estimadores para un mismo tamaño muestral.
 - f) Los tamaños muestrales están condicionados a la disponibilidad de recursos y costos de operación.
 - g) La determinación de los tamaños muestrales en función de los costos de operación condiciona la calidad de los estimadores, por cuanto define un error de estimación no necesariamente menor que el planificado.
 - h) No se han realizado estudios para evaluar el soporte muestral asociado con dicha metodología, la que a partir de 2006 se aborda mediante diseños experimentales de análisis de componentes de varianza.
4. Expositor: **Sr. Rubén Alarcón** con el tema “*Metodología de medición de las características de los lances en la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida*”. Durante esta presentación se analizaron distintos aspectos relacionados con las mediciones de la distancia recorrida, de la Apertura de Punta de Alas (APA), el área barrida, el tiempo de arrastre o duración de los lances de pesca. Con respecto a este último tema se

discute la determinación del comienzo y fin del lance cuyo objetivo es determinar el tiempo efectivo de muestreo. También se analizó el uso de sensores electrónicos como parte del mejoramiento en la determinación de las mediciones involucradas y la construcción de modelos cuando éstos no se pueden utilizar.

5. Expositor: **Sr. Rubén Alarcón** con el tema “*Métodos de Estimación de biomasa en la evaluación de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida: Una visión crítica*”. Esta presentación estuvo destinada a revisar las distintas metodologías utilizadas para estimar la biomasa de las tres especies de crustáceos objeto del estudio. Los temas analizados incluyen la determinación de la densidad en cada lance, los estimadores de la densidad media (ton/km^2), la distribución de la densidad poblacional (cpua), la delimitación de los focos de abundancia y la estimación de la biomasa y la abundancia.

6. Expositor: **Sr. Luis Cubillos** con el tema “*Requerimientos de datos biológicos de los recursos investigados para cumplir con los objetivos de las evaluaciones*”. Esta presentación estuvo destinada a revisar los datos biológicos que son necesarios para los distintos aspectos de las evaluaciones, como el peso promedio para estimar la abundancia y los tamaños de muestra necesarios para determinar la estructura de tallas y la proporción sexual por lance y total. También se analizó la necesidad de datos relacionados con la actividad reproductiva de las especies como la proporción de hembras ovíferas, la madurez sexual y la fecundidad. Como conclusiones se señaló lo siguiente:
 - a) En todos los cruceros previos no existe un diseño de muestreo orientado a requerimientos mínimos de muestra,

 - b) La estimación de la abundancia asume que los componentes de varianza asociados a la estructura y peso promedio son despreciables, y

 - c) Se requiere un protocolo que permita optimizar el muestreo biológico según los objetivos y evaluar si los componentes de varianza intra e inter lances son importantes.

7. Expositor: **Sr. Rafael León** con el tema “*Métodos de Análisis de la Fauna Acompañante en la evaluación de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida*”. En esta presentación el objetivo apuntó a una revisión de las bases de datos de 29 proyectos de evaluación de crustáceos demersales por medio de área barrida con registro de fauna acompañante y la posibilidad de utilizar la información para describir la estructura comunitaria. La revisión previa concluyó sólo con 10 bases de datos utilizables para estudios posteriores, de las cuales se registró la metodología para cuantificar la captura y los análisis estadísticos aplicados para describir comunitariamente la fauna acompañante.

Mesa Redonda Final

Los expositores participaron en una ronda de preguntas y comentarios sobre los contenidos entregados, donde se enfatizaron o aclararon los puntos ya destacados en cada una de las presentaciones ya descritas. Particular interés despertó la presentación del Dr. Godø, en cuanto a la Experiencia internacional noruega en evaluaciones mediante área barrida, generándose un interesante intercambio de experiencias al respecto.

4.2.2. Segundo Taller Metodológico

Tal como se comentara anteriormente, los Términos Básicos de Referencia (TBR) del Proyecto solicitaban la realización de un mínimo de dos talleres de análisis y discusión de los principales aspectos relacionados con el método de área barrida aplicada a crustáceos bentodemersales.

Al igual que en la oportunidad del Primer Taller y con el objeto de facilitar la asistencia y participación de la mayor cantidad posible de investigadores chilenos que han realizado proyectos de evaluación directa, en este Segundo Taller, se acordó con la Secretaría Ejecutiva del FIP y la Dirección de Pesquerías de la Subsecretaría de Pesca, realizar el Taller en dependencias de la Subsecretaría de Pesca en Valparaíso, toda vez que como se señalara anteriormente, el proyecto no contaba con recursos para invitar y financiar traslados de los investigadores que no participan en el. En consecuencia, el Segundo Taller se realizó el día 22 de noviembre de 2007 en la Sala 2 del Piso 19 de la Subsecretaría de Pesca.

El listado de asistentes al Segundo Taller se entrega en la Tabla 8.

Tabla 8. Lista de investigadores e invitados institucionales que participaron en el Segundo Taller Metodológico del Proyecto FIP N° 2006-19, dirección electrónica, Institución a la que pertenecen.

NOMBRE	EMAIL	INSTITUCIÓN
Enzo Acuña	eacuna@ucn.cl	UCN
Ruben Alarcón	ralarco@inpesca.cl	INPESCA
Eduardo Alzamora	ealmazora@subpesca.cl	FIP
Patricio Arana	parana@ucv.cl	UCV
Italo Campodónico	icampodo@subpesca.cl	Subpesca
Cristián Canales	ccanales@ifop.cl	IFOP
Luis Cid Serrano	lucid@udec.cl	UDEEC
Luis Cubillos	lucubillos@udec.cl ;	UDEEC
Mauricio Ahumada	bentodem@ucv.cl	UCV
Aurora Guerrero	bentodem@ucv.cl	UCV
Alejandro Karstegl	akarstegl@subpesca.cl	Subpesca
Rubén Pinochet	rpinochet@subpesca.cl	FIP
Dante Queirolo	dqueirol@ucv.cl	UCV

La invitación al Taller y el Programa correspondiente se entrega en las Figuras 9 y 10.



Universidad Católica del Norte

ver más allá



ITALO CAMPODONICO GAMBOA, Jefe de División de Pesquerías de la Subsecretaría de Pesca, **ENZO ACUÑA SOTO**, Director del Proyecto FIP N° 2006-19 y **RUBEN PINOCHET POLLASTRI**, Secretario Ejecutivo del Fondo de Investigación Pesquera, le saludan muy cordialmente y tienen el especial agrado de invitarle a participar del “*Taller de Discusión de Resultados del Proyecto Estandarización de procedimientos metodológicos para la evaluación de crustáceos demersales a través del método de área barrida*”, actividad organizada por el Departamento de Biología Marina de la Universidad Católica del Norte-Sede Coquimbo.

Esta actividad tendrá lugar a las 10:30 horas del día jueves 22 de noviembre de 2007, en la Sala de Conferencias N° 2 de la Subsecretaría de Pesca, calle Bellavista 168 Piso 19, Valparaíso.

Agradecemos confirmar su asistencia al fono/fax (51) 209814 o a los E-mail eacuna@ucn.cl y/o acortesh@ucn.cl

COQUIMBO, 17 de abril de 2008.

Fig. 9. Invitación al Segundo Taller de Discusión realizado en la Subsecretaría de Pesca.

F I P
Fondo de Investigación Pesquera
Bellavista 168 – Piso 21
Valparaíso

Fono: (56) (32) 502842
Fax: (56) (32) 502840

e-mail: fip@subpesca.cl

ÁREA DE PESQUERÍAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA MARINA

TALLER DE DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Proyecto FIP N° 2006-19: Estandarización de procedimientos metodológicos para la evaluación de crustáceos demersales a través del método de área barrida

22 de noviembre de 2007
Sala 2 Piso 19
Subsecretaría de Pesca
VALPARAÍSO

<p>Objetivo del taller:</p> <p>Analizar y discutir los principales aspectos relacionados con el método de área barrida aplicada a crustáceos bentodemersales, dando a conocer los resultados obtenidos en el proyecto “Estandarización de procedimientos metodológicos para la evaluación de crustáceos demersales a través del método de área barrida” (FIP N° 2006-19).</p> <p>Fecha y lugar de realización:</p> <p>El taller se realizará el jueves 22 de noviembre de 2007 en la Sala 2, Piso 19 de la Subsecretaría de Pesca, ubicado en calle Bellavista 168, Valparaíso.</p> <p>Organización:</p> <p>Área de Pesquerías, Departamento de Biología Marina, Universidad Católica del Norte, Sede Coquimbo.</p>	<p style="text-align: center;"><u>PROGRAMA</u></p> <table style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="width: 15%; vertical-align: top;">10:30 – 10:40.</td> <td>Palabras de bienvenida y exposición sobre Objetivos del Proyecto : Enzo Acuña.</td> </tr> <tr> <td style="vertical-align: top;">10:40 – 11:00.</td> <td>El muestreo en la experiencia nacional e internacional en la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Luis Cid.</td> </tr> <tr> <td style="vertical-align: top;">11:00 – 11:20</td> <td>Café</td> </tr> <tr> <td style="vertical-align: top;">11:20 – 11:40.</td> <td>Metodología de medición de las características de los lances en la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Rubén Alarcón.</td> </tr> <tr> <td style="vertical-align: top;">11:40 – 12:00.</td> <td>Métodos de Estimación de biomasa en la evaluación de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida: Una visión crítica. Expositor: Rubén Alarcón.</td> </tr> <tr> <td style="vertical-align: top;">12:00 – 12:20.</td> <td>Requerimientos de datos biológicos de los recursos investigados para cumplir con los objetivos de las evaluaciones. Expositor: Luis Cubillos.</td> </tr> <tr> <td style="vertical-align: top;">12:20 – 12:30</td> <td>Café</td> </tr> <tr> <td style="vertical-align: top;">12:30 – 12:50.</td> <td>Definición de un sistema de almacenamiento estándar para los registros obtenidos en cruces de evaluación de crustáceos bentodemersales. Expositor: Enzo Acuña</td> </tr> <tr> <td style="vertical-align: top;">12:50 – 13:30.</td> <td>Mesa Redonda Final.</td> </tr> </table>	10:30 – 10:40.	Palabras de bienvenida y exposición sobre Objetivos del Proyecto : Enzo Acuña.	10:40 – 11:00.	El muestreo en la experiencia nacional e internacional en la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Luis Cid.	11:00 – 11:20	Café	11:20 – 11:40.	Metodología de medición de las características de los lances en la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Rubén Alarcón.	11:40 – 12:00.	Métodos de Estimación de biomasa en la evaluación de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida: Una visión crítica. Expositor: Rubén Alarcón.	12:00 – 12:20.	Requerimientos de datos biológicos de los recursos investigados para cumplir con los objetivos de las evaluaciones. Expositor: Luis Cubillos.	12:20 – 12:30	Café	12:30 – 12:50.	Definición de un sistema de almacenamiento estándar para los registros obtenidos en cruces de evaluación de crustáceos bentodemersales. Expositor: Enzo Acuña	12:50 – 13:30.	Mesa Redonda Final.
10:30 – 10:40.	Palabras de bienvenida y exposición sobre Objetivos del Proyecto : Enzo Acuña.																		
10:40 – 11:00.	El muestreo en la experiencia nacional e internacional en la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Luis Cid.																		
11:00 – 11:20	Café																		
11:20 – 11:40.	Metodología de medición de las características de los lances en la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida. Expositor: Rubén Alarcón.																		
11:40 – 12:00.	Métodos de Estimación de biomasa en la evaluación de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida: Una visión crítica. Expositor: Rubén Alarcón.																		
12:00 – 12:20.	Requerimientos de datos biológicos de los recursos investigados para cumplir con los objetivos de las evaluaciones. Expositor: Luis Cubillos.																		
12:20 – 12:30	Café																		
12:30 – 12:50.	Definición de un sistema de almacenamiento estándar para los registros obtenidos en cruces de evaluación de crustáceos bentodemersales. Expositor: Enzo Acuña																		
12:50 – 13:30.	Mesa Redonda Final.																		

Fig. 10. Programa del Segundo Taller de Discusión realizado en la Subsecretaría de Pesca.

4.2.2.1. Contenido del Taller II.

Título: Estado del arte nacional sobre la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida.

Cabe señalar que este segundo Taller fue organizado fundamentalmente para dar cumplimiento a observaciones realizadas por el Evaluador, dada la escasa asistencia de representantes de otros grupos de investigación chilenos al primer Taller, asunto que escapó totalmente a la responsabilidad del Ejecutor, dado que el procedimiento utilizado en términos de las invitaciones, traslado de la actividad a la Subsecretaría de Pesca en Valparaíso, fue exactamente el mismo. En consecuencia, los contenidos de las presentaciones fueron básicamente los mismos, salvo los avances lógicos derivados del mayor avance del Proyecto y sin incluir la presentación realizada por el Dr. O.R. GODØ, quien participó en la primera oportunidad.

Para iniciar la sesión de presentaciones, el Jefe del Proyecto FIP N° 2006-19, Sr. Enzo Acuña dió la bienvenida y agradeció la asistencia de los participantes, comenzando con la introducción al Segundo Taller de Análisis y Discusión del Proyecto FIP N° 2006-19: Estandarización de procedimientos metodológicos para la evaluación de crustáceos demersales a través del método de área barrida. Posteriormente, la serie de exposiciones continuó como sigue:

1. Expositor: Sr. Enzo Acuña con el tema “*Estado del arte nacional sobre la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida*”. En esta presentación se entregó un resumen de todos los proyectos de evaluación directa ejecutados durante los últimos años con el financiamiento del FIP y los diferentes ejecutores y una caracterización general de los mismos.
2. Expositor: Dr. Luis Cid con el tema “*El muestreo en la experiencia nacional e internacional en la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida*”. La presentación consideró una revisión de los distintos tipos de muestreos utilizados, reiterándose las conclusiones alcanzadas en el Primer Taller con respecto a la fase histórica de los estudios, por lo cual no se repiten aquí.

Esta presentación fue la que acaparó la mayor discusión durante el Taller, aclarando el Dr. Cid una importante cantidad de preguntas de los participantes en particular de los investigadores Srs. P. Arana y C. Canales. Finalmente, una vez aclaradas las dudas se llegó a un consenso sobre el uso del muestreo estratificado y en la necesidad de generar una grilla permanente de estaciones que cumpliera el objetivo de monitoreo de las condiciones de los caladeros y stocks de los dos langostinos y del camarón nailon.

3. Expositor: **Sr. Rubén Alarcón** con el tema “*Metodología de medición de las características de los lances en la evaluación directa de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida*”. Durante esta presentación se analizaron distintos aspectos relacionados con las mediciones de la distancia recorrida, de la Apertura de Punta de Alas (APA), el área barrida, el tiempo de arrastre o duración de los lances de pesca. Con respecto a este último tema se discute la determinación del comienzo y fin del lance cuyo objetivo es determinar el tiempo efectivo de muestreo. También se analizó el uso de sensores electrónicos como parte del mejoramiento en la determinación de las mediciones involucradas y la construcción de modelos cuando éstos no se pueden utilizar.

En esta presentación se reconoció el avance que ha significado el uso de los sensores electrónicos para la determinación de la Abertura de Punta de Alas (APA), reconociéndose que esta variable suscitó en un periodo de la ejecución de los estudios un problema, quizás un poco sobrevalorado, toda vez que luego se determinó que su aporte a la varianza de los estimadores era baja (~3%). Se discutió en todo caso, como se utiliza la información generada por las mediciones obtenidas con los sensores, por ejemplo el porcentaje de los lances en los cuales éstas se realizan y como se determina el APA cuando éstos no se usan.

La otra discusión en torno a esta presentación se refirió a la forma en que se determina el comienzo del lance, y la evolución que tuvo durante la historia de los estudios. Se reconoció que la forma tradicional de considerar el comienzo del mismo, cuando el capitán señalaba que la red estaba en el fondo no representaba bien este instante. Esto ha sido comprobado posteriormente por todos los investigadores a través del uso de sensores de ángulo, los que han permitido

subsanan este problema, existiendo incluso una publicación al respecto de Melo *et al.* (2004)². En el mismo ámbito de la discusión el Sr. D. Queirolo informó que además durante la realización de un Proyecto FIP para rediseñar la red de arrastre que se usa actualmente, han detectado cambios en las capturas dependiendo del rumbo de la embarcación con respecto a las corrientes, lo que está en estudio actualmente. También se discutió el problema de determinar cuanto tiempo, durante el lance, la red podría levantarse desde el fondo y la influencia que ello podría tener en las estimaciones.

4. Expositor: Sr. Rubén Alarcón con el tema “*Métodos de Estimación de biomasa en la evaluación de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida: Una visión crítica*”. Esta presentación estuvo destinada a revisar las distintas metodologías utilizadas para estimar la biomasa de las tres especies de crustáceos objeto del estudio. Los temas analizados incluyen la determinación de la densidad en cada lance, los estimadores de la densidad media (ton/km²), la distribución de la densidad poblacional (cpua), la delimitación de los focos de abundancia y la estimación de la biomasa y la abundancia.
5. Expositor: **Sr. Luis Cubillos** con el tema “*Requerimientos de datos biológicos de los recursos investigados para cumplir con los objetivos de las evaluaciones*”. Esta presentación estuvo destinada a revisar los datos biológicos que son necesarios para los distintos aspectos de las evaluaciones, como el peso promedio para estimar la abundancia y los tamaños de muestra necesarios para determinar la estructura de tallas y la proporción sexual por lance y total. También se analizó la necesidad de datos relacionados con la actividad reproductiva de las especies como la proporción de hembras ovíferas, la madurez sexual y la fecundidad. Al igual que en la oportunidad anterior no se repiten las conclusiones, ya señaladas en el Primer Taller.
6. Expositor: **Sr. Rafael León** con el tema “*Métodos de Análisis de la Fauna Acompañante en la evaluación de crustáceos demersales a través del método de Área Barrida*”. En esta presentación el objetivo apuntó a una revisión de las bases de datos de 29 proyectos de

², Melo, T., D. Queirolo, C. Hurtado & E. Gaete 2004. Determinación *in situ* del contacto de redes de arrastre de fondo. Invest. Mar., Valparaíso, 32(2): 91-97.

evaluación de crustáceos demersales por medio de área barrida con registro de fauna acompañante y la posibilidad de utilizar la información para describir la estructura comunitaria. La revisión previa concluyó sólo con 10 bases de datos utilizables para estudios posteriores, de las cuales se registró la metodología para cuantificar la captura y los análisis estadísticos aplicados para describir comunitariamente la fauna acompañante.

4.2.2.2. Contenido del Taller III.

Se consideró la realización de un Tercer Taller de Difusión en el cual se expondrían los principales resultados obtenidos en el proyecto. Este se realizó el día 28 de marzo de 2008 en el Salón Shizuo Akaboshi de la Facultad de Ciencias del Mar de la Universidad Católica del Norte, Sede Coquimbo. Básicamente, este taller resumió los contenidos de los dos talleres previos, por lo que se utilizó el programa del segundo taller y los mismos contenidos y expositores de éste. El listado de asistentes al Segundo Taller se entrega en la Tabla 9.

Tabla 9. Lista de investigadores e invitados institucionales que participaron en el Tercer Taller Metodológico del Proyecto FIP N° 2006-19, dirección electrónica, Institución a la que pertenecen.

NOMBRE	EMAIL	INSTITUCIÓN
Enzo Acuña	eacuna@ucn.cl	UCN
Ruben Alarcón	ralarco@inpesca.cl	INPESCA
Alex Cortés	acortesh@ucn.cl	UCN
Luis Cid Serrano	lucid@udec.cl	UDEEC
Luis Cubillos	lucubillos@udec.cl ;	UDEEC
Alejandro Karstegl	akarstegl@subpesca.cl	Subpesca
Rafael León	rafleon@udec.cl	UDEEC
Carlos Montenegro	cmontene@ifop.cl	IFOP
Alejandro Dalsanto	adalsanto@subpesca.cl	Subpesca
Jorge Garrido	of.gerenciaaip@tie.cl	AIP
Patricio Rodríguez	prodrig@ucn.cl	UCN
Katty Riquelme	kriquelme@udec.cl	UDEEC

4.3. OBJETIVO ESPECÍFICO N° 1.

Identificar principales aspectos que deben ser incluidos en un protocolo de estandarización de métodos empleados en proyectos de evaluación directa mediante área barrida.

4.3.1. Introducción. Análisis de datos provenientes de proyectos anteriores

El análisis de datos provenientes de la ejecución de proyectos anteriores tuvo como fin, primero, determinar las principales fuentes de sesgo producidas por el uso de una u otra opción metodológica en las evaluaciones directas mediante el uso de área barrida, y segundo, conocidas éstas, establecer cuales son los elementos que deben ser incluidos en los protocolos de evaluaciones directas por área barrida. Para ello se realizó un análisis retrospectivo de cada una de las pesquerías de acuerdo a los antecedentes disponibles, que el FIP ha puso a disposición del consultor, revisándose la mayoría de las Bases de Datos entregadas a este Fondo en formato digital, constatando una variedad de modalidades de formato y contenido de los mismos. En las Tablas 1 y 2 se entregó un listado de los proyectos FIP cuyas Bases de Datos fueron conseguidas en el FIP y que han sido analizadas por el Equipo de Trabajo del Proyecto.

Por otro lado, de acuerdo a los resultados de un Taller sobre Diseño de Cruceros y Análisis (Workshop on Survey Design and Analysis,) del International Council for the Exploration of the Sea (ICES), reunido en Sète, Francia en mayo de 2005 (ICES, 2005), existen numerosas y diferentes formas de analizar y comparar los resultados de cruceros de evaluación directa. Muchas de éstas están condicionadas por el tipo de diseño aplicado y/o sobre los supuestos subyacentes al método de análisis que se aplica para el recurso objeto de estudio. Sin embargo, generalmente el tipo de diseño y el método de análisis están relacionados.

De esta manera, se construye un árbol de decisión con el objetivo de determinar que diseño debe ser el más apropiado dados los objetivos de estimación de abundancia, dependiendo del recurso que es prospectado y se sustenta principalmente en el grado de conocimiento que se tiene sobre la

distribución del recurso estudiado. En efecto, la primera decisión se toma sobre la base del conocimiento existente acerca de la distribución espacial del recurso investigado (Fig. 11).

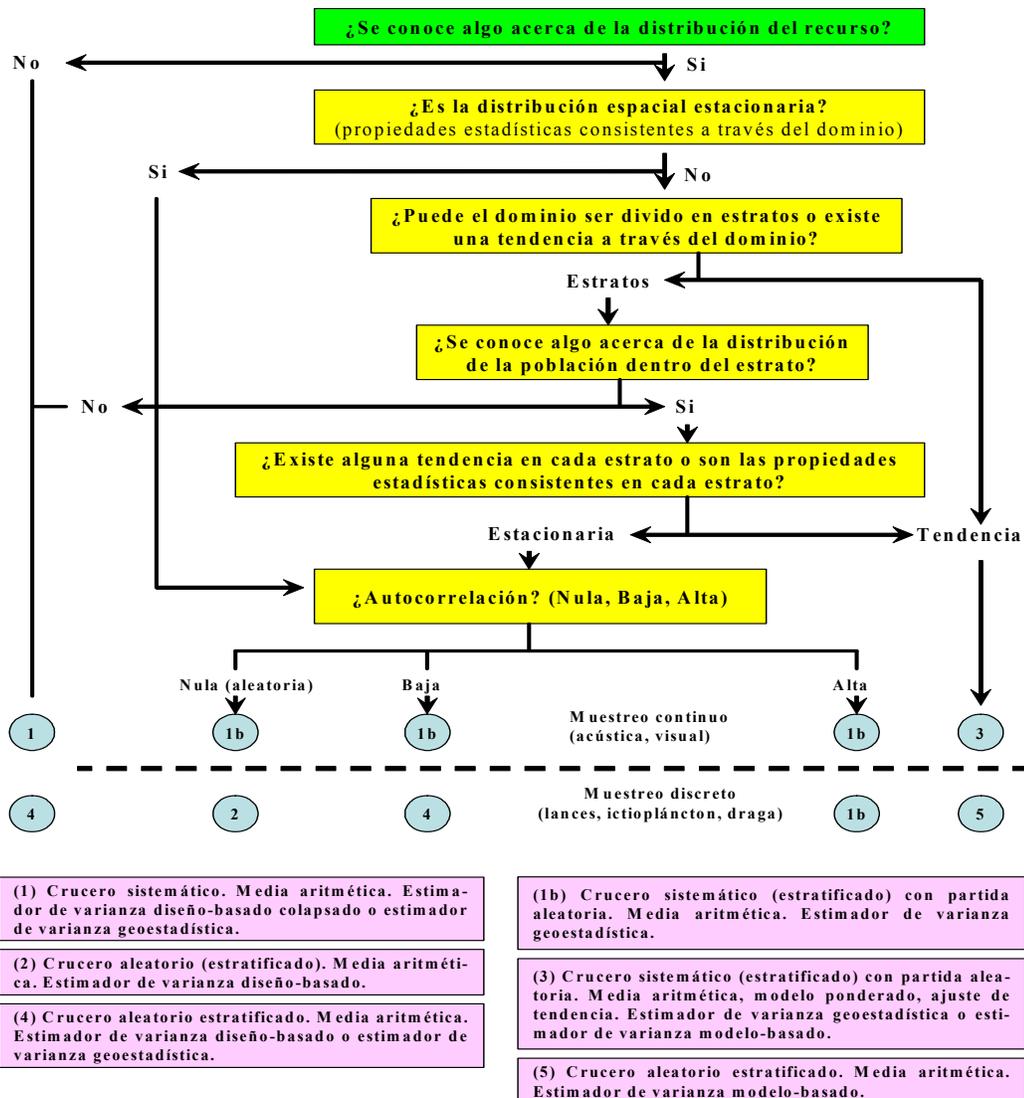


Fig. 11. Ejemplo de árbol de decisión para determinar el tipo de diseño para obtener el estimador óptimo más preciso de la abundancia de una especie. Modificado de ICES (2005).

Si no existe ningún grado de conocimiento acerca de la distribución espacial del recurso objetivo, entonces, se debería utilizar un diseño muestral basado en un esquema estratificado aleatorio dentro del área de estudio (dominio), con el dominio dividido en áreas pequeñas (bloques) y dos o más muestras dentro de cada bloque. Si se conoce que la distribución del recurso es aleatoria o aleatoria dentro de un estrato, entonces un diseño muestral aleatorio o estratificado, con muestras recolectadas al azar dentro del estrato, proporcionará un estimador de abundancia más preciso.

Las elecciones están influenciadas principalmente por la distribución espacial del recurso estudiado. Al respecto, se debe hacer la distinción respecto de un **proceso estacionario**, donde la media esperada y la varianza de la densidad poblacional son consistentes a lo largo del área (estrictamente hablando esto es *estacionaridad de segundo orden*), y **tendencia**, donde la media y la varianza pueden cambiar sistemáticamente. Un proceso puede ser estacionario sobre el dominio completo o dentro de un estrato. El concepto de estratificación se usa de una manera más libre y podría indicar cualquier subdivisión del área en estratos basados por ejemplo, en la profundidad. Se debe hacer una distinción también entre estos últimos y unidades más pequeñas de tamaño regular que se denominan bloques. Un bloque puede ser, por ejemplo, una cuadrícula estadística de 1 x 1 mn.

Además de la reunión ICES y sus conclusiones, otras fuentes originales para llegar a la elaboración de un protocolo de estandarización, correspondieron a las discusiones con otros grupos de trabajo en el Taller 2 ya descrito y en otras instancias anteriores (reuniones sostenidas en el FIP con todos los participantes en los proyectos de evaluación directa antes de la licitación de este proyecto) y el juicio experto de todos esos antecedentes y las discusiones internas de los miembros del equipo ejecutor del proyecto, alimentadas por múltiples aportes recogidos de expertos internacionales de reconocido prestigio y que fueron contactados directamente durante la estadía de investigación desarrollada en Noruega y la participación del Jefe del Proyecto en la reunión anual de ICES y los manuales de estandarización disponibles, que serán analizados más adelante.

En consecuencia, y a modo de resumen, para la elaboración de un protocolo de estandarización de cruceros de investigación se debe tener en consideración lo siguiente:

- 1.- la distribución espacial del recurso objetivo debe ser considerada cuando se diseña y analizan los resultados de crucero de evaluación.
- 2.- el efecto específico de la duración del lance de pesca debe ser investigado de manera independiente al crucero de evaluación. Lances más cortos deben ser implementados

si se encuentra que mejoran la precisión de los estimadores de densidad y varianza de estimación.

- 3.- se deben utilizar covariables, si están disponibles, y si se considera que ellas proporcionan una mejora de la precisión de los estimadores poblacionales de abundancia y biomasa. En este sentido se debe tener en cuenta que las covariables deben presentar una buena relación con las variables respuesta (densidad) y deben estar disponibles para todo el rango de estudio, no sólo el área prospectada.
- 4.- se debe investigar el tamaño de muestra efectivo para la determinación de parámetros biológicos asociados a las estimaciones de biomasa.
- 5.- se deben incorporar elementos asociados al hábitat del recurso prospectado, tanto desde el punto de vista ecológico, por ejemplo, la fauna asociada al hábitat del recurso objetivo, como de las características orográficas del fondo, principalmente orientados a la delimitación de zonas no arrastrables (en el caso del área barrida).

4.3.2. Manuales de Estandarización europeos y norteamericanos

Se analizaron los siguientes Manuales de estandarización de diversos Grupos de Investigación internacionales europeos y norteamericanos, con el objeto de determinar cuales son los aspectos que estos consideran en sus protocolos:

1. Manual for The International Bottom Trawl Surveys (IBTS). Revision VII. The International Bottom Trawl Survey Working Group. International Council for the Exploration of the Sea, 51 p.
2. Manual for The International Bottom Trawl Surveys (IBTS). In The Western And Southern Areas Revision II. Agreed during the meeting of the International Bottom

- Trawl Survey Working Group 8-12 April 2002, Dublin. International Council for the Exploration of the Sea, 29 p.
3. International Bottom Trawl Survey in the Mediterranean (MEDITS). Instruction Manual. Version 5, Medits-Handbook_2007.doc, 13/04/2007, 62 p.
 4. Manual for the Baltic International Trawl Surveys (BITS). March 2007, Rostock, Germany International Council for the Exploration of the Sea / Conseil International pour l'Exploration de la Mer, 71 p.
 5. NOAA Fisheries Protocols for Shrimp Trawl Surveys, 2003, 59 p. Con sus Apéndices :
 - Southeast Fisheries Science Center. Standard Operating Protocols for Shrimp Trawl Surveys.
 - Northeast Fisheries Science Center. Standard Operating Protocols for Shrimp Trawl Surveys.
 6. NOAA Protocols for Groundfish Bottom Trawl Surveys of the Nation's Fishery Resources, 2003, 202 p. Con sus Apéndices :
 - Alaska Fisheries Science Center Standard Operating Protocols for Eastern Bering Sea Shelf Bottom Trawl Survey, Gulf of Alaska Bottom Trawl Survey, Aleutian Islands Bottom Trawl Survey, Eastern Bering Sea Upper Continental Slope Bottom Trawl Survey.
 - Northwest Fisheries Science Center Standard Operating Protocols for West Coast Bottom Trawl Survey.
 - Southwest Fisheries Science Center Standard Operating Protocols for Antarctic Bottom Trawl Survey.
 - Northeast Fisheries Science Center Standard Operating Protocols for Spring, Autumn and Other Bottom Trawl Surveys.

El análisis del contenido de estos Manuales se resume en la Tabla 10, para los cuatro Manuales de organismos de investigación europeos y en la Tabla 11, para dos Manuales de organismos de investigación norteamericanos, en los cuales se pueden observar los principales componentes o aspectos considerados en estos protocolos.

En resumen, los principales rubros que deben ser incluidos en un Manual para las evaluaciones directas de crustáceos a través del método de área barrida son:

- a) el área y estación de muestreo,
- b) el método de muestreo,
- c) características del arte de pesca,
- d) los procedimientos de operación de pesca
- e) datos biológicos a registrar, con sus acrónimos
- f) datos ambientales a registrar, con sus acrónimos
- g) contenido y características de almacenamiento de la Base de Datos, que permita estandarizar y compartir la información, incluyendo SIG y sus características

Tabla 10. Contenidos de los Manuales de Estandarización utilizados por distintas Organizaciones de Investigación europeos.

	Area y estación de muestreo	Diseño de muestreo	Especificaciones arte de pesca	Operación de pesca	Datos biológicos	Datos ambientales	Base de Datos	Historia	Intercalibración del trabajo en el mar	Estimación de índices del stock	Especificaciones de intercambio de datos	Método Isaacs Kidd net
Manual 1	X	X	X	X	X	X	X	X				
Manual 2	X	X	X	X	X	X	X		X			
Manual 3	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	
Manual 4	X	X	X	X	X	X		X			X	X

1. Manual for the International Bottom Trawl Surveys in the western and southern areas, revision II. 2. International Bottom Trawl Surveys in the Mediterranean (MEDITS). 3. Manual for the Baltic International Trawl Surveys (BITS) y 4. Manual for the International Bottom Trawl Surveys, Revision VII (IBTS).

Tabla 11. Contenidos de los Manuales de Estandarización utilizados por la NOAA norteamericana.

	Diseño de muestreo	Especificaciones arte de pesca	Procedimientos de Operación	Uso de Sistemas autotrawl	Cambios a los Protocolos Regionales de evaluaciones con red	Protocolo Regional	Estandarización de la medición del Warp	Estandarización del Auto-trawl	Protocolo de Operaciones	Construcción y Reparación de la red
Manual 1	X	X	X			X				
Manual 2		X	X	X	X	X	X	X	X	X

1. NOAA Fisheries Protocols for Shrimp Trawl Surveys. 2. NOAA protocols for Groundfish Bottom Trawl Surveys of the Nation's Fishery Resources.

4.4. OBJETIVO ESPECÍFICO N° 2

Determinar las principales fuentes de sesgo producidas por el uso de una u otra metodología en las evaluaciones directas mediante el uso de área barrida.

4.4.1. Pesquerías y Evaluaciones directas de crustáceos demersales en Chile

Las pesquerías industriales y artesanales de los langostinos colorado (*Pleuroncodes monodon*), langostino amarillo (*Cervimunida johni*) y camarón nailon (*Heterocarpus reedi*) han sido tradicionalmente una actividad económica de relevancia, tanto en la zona centro-sur como últimamente en la III y IV Región. La pesquería de langostinos de la zona centro-norte ha cobrado una importancia mayor, en particular durante los últimos años, debido a que la pesquería sur de ambas especies, entre la V y X Región, ha estado sometida a vedas desde principios del año 2001 (D.E. N° 421 y 422 de 22.12.2000, desde el 1 de enero al 31 de diciembre de 2001).

En la zona norte, la pesquería de esta especie en la Unidad de Pesquería I a IV Región, se inició en 1998 principalmente en la IV Región, en la zona de Coquimbo, aunque en 1994 Acuña *et al.* (1995) ya habían detectado la presencia de ésta cerca de Caldera en la III Región. Las cuotas de captura crecieron desde niveles de 500 ton en 1998 y 1999 hasta 4.362 ton en el 2002 (D. Ex. N° 361 del 10 de mayo de 2002). Durante este proceso las cuotas globales se dividieron por primera vez en una fracción industrial y una artesanal en el año 2000, luego también por primera vez en fracciones temporales, reservándose además una cuota para fines de investigación y para ser extraída como fauna acompañante de otros recursos pesqueros el año 2001, incorporándose finalmente el fraccionamiento por Regiones desde el año 2002. Paralelamente, el año 2001, basándose en la estimación de biomasa realizada por Canales *et al.* (2002) y la evolución de los rendimientos de pesca, lo que llevó a considerar que el recurso se encontraba en un nivel de biomasa notablemente disminuido al sur de la III Región, se determinó establecer una veda para proteger los procesos de reproducción, reclutamiento y de crecimiento de la especie en toda la IV Región, además de la zona ya señalada entre la V y X región (D. EX. N° 900 del 18 de diciembre de 2001). Desde el año 2002 en adelante se han incluido todos estos distintos criterios de fraccionamiento de la cuota global anual de la especie, cambiando los períodos de pesca a: 1)

entre el 1 de abril y el 30 de junio; 2) entre el 1 de julio y el 30 de septiembre y 3) entre el 1 de octubre y el 31 de diciembre, desde el año 2006. Las cuotas han sido luego de 2.530 ton para el 2003 (D. Ex. N° 1.108 de 26/12/2002), 2.700 para el 2004 (D. Ex. N° 830 de 22/12/2003), 2.550 para el 2005 (D. Ex. N° 1.018 de 16/12/2004), 2.125 para el 2006 (D.Ex. N° 1.562 de 21/12/2005) y 2.700 para el año 2007 (D. Ex. N° 1.521 de 21/12/2006).

La pesquería de langostino colorado de la zona sur, fue incorporada en 1989 al Régimen de Pesquería en Estado de Plena Explotación en el art. 1 letra e) transitorio de la Ley General de Pesca y Acuicultura y asimilada en el Art. 4 a Pesquería en Recuperación con Subastas Públicas. La especie alcanzó cuotas anuales de 12.000 tons en el año 1999 (DS N° 505 del 20.11.1998), para luego disminuir a 10.000 tons en el 2000 (DS N° 429 del 30.11.1999). Posteriormente, y considerando que de acuerdo a las evaluaciones de stock y la evolución de los rendimientos de pesca en el área marítima al sur de la V Región se determinó que el recurso se encontraba en un nivel de biomasa notablemente disminuido, se estableció una veda biológica para proteger los procesos de reproducción, de reclutamiento y de crecimiento en el área señalada, desde el 1 de enero del año 2001, la que se mantiene vigente hasta la fecha.

En Chile existen dos Unidades de Pesquería de la especie *Cervimunida johni*: una en la zona norte entre la III y IV Región y una en la zona sur entre la V y VIII Región. En la zona norte, la administración de la pesquería de langostino amarillo, comienza con la declaración de estado de plena explotación del recurso (D. E. N° 377 del 23.06.1995) en la Unidad de Pesquería III y IV Región. Desde 1996, mediante el D. Ex. N° 324 de 18.12.1996) la especie está sometida a una veda biológica anual entre los días 1 de enero y 30 de marzo, por lo cual no se realizan actividades pesqueras durante ese período en la Unidad de Pesquería.

En la Unidad de Pesquería III y IV, las cuotas de captura de esta especie decrecieron desde niveles de 6.000 ton en el trienio 1997 - 1999 hasta 750 ton en el 2002 (D. Ex. N° 927 de 31.12.2001). La cuota global fijada para el año 2003 volvió a aumentar a 2.250 ton (D. Ex. N° 1.107 de 26.12.2002), mientras que para el año 2004 se redujo drásticamente a 1.326 ton. La cuota global fijada para el año 2004 fue modificada en agosto de este año, incorporando antecedentes generados por la UCN-UdeC en su ejecución del Proyecto FIP N° 2004-11 (Acuña

et al., 2005a), y la cuota global anual para el año 2005 fue fijada entonces en 2.215 ton, lo que prácticamente corresponde a aquella establecida para el 2003. Durante el año 2005, se hizo una nueva revisión de los antecedentes disponibles del Proyecto FIP N° 2005-09 (Acuña et al., 2006), los que llevaron a la Subsecretaría a proponer una modificación de la cuota global 2005, lo que se oficializó a través del D. Ex. 1.024 del 25.08.2005, dejando la cuota del año en 3.100 ton, la que se ha mantenido desde ese año y hasta el año 2008.

En la zona sur, la pesquería de la especie se reabre después de una prolongada veda, siendo declarada pesquería en régimen de Pesquería en Recuperación (DS N° 787 del 20.10.1996) y entrando al sistema de Subastas Públicas. La pesquería se desarrolló durante los siguientes tres años, fijándose cuotas anuales de captura de 4.200 ton para 1998 por fuera del área de reserva artesanal (D. Ex. N° 727 de 1997) y de 900 ton en el ARPA (D. Ex. N° 132 de 28.01.1998); de 3.700 ton para el año 1999 (D. Ex. N° 506 de 25.11.1998) y de 400 ton para el año 2000 (D. Ex. N° 428 de 30.11.1999). Posteriormente, y considerando que de acuerdo a las evaluaciones de stock y la evolución de los rendimientos de pesca en el área marítima al sur de la V Región se determinó que el recurso se encontraba en un nivel de biomasa notablemente disminuido, se establece una veda biológica para proteger los procesos de reproducción, de reclutamiento y de crecimiento en el área señalada, de acuerdo a Decretos Exentos renovados anualmente, y que se mantiene durante el año 2007 (D. Ex. N° 1.686 de 29/12/2006). En consecuencia, sólo ha existido actividad extractiva sobre el recurso langostino amarillo en la V y VI Región a través del mecanismo de Pesca de Investigación, las últimas de las cuales se llevaron a cabo durante los años 2006 y 2007, y cuyo objetivo fue realizar un monitoreo de los principales indicadores biológico-pesqueros del stock de langostino amarillo, en el marco de una actividad extractiva controlada en esa zona, para lo cual se asignó una cuota de especial de captura. Sin embargo, la recuperación del stock de esta especie en la V y VI Región ha permitido que se efectuara recientemente (18 de diciembre de 2007), en dependencias de la Subsecretaría de Pesca, una Subasta Pública de Permisos Extraordinarios de Pesca para el recurso Langostino amarillo, en dicho sector geográfico y con una cuota de 2.500 ton (D. Ex. N° 3.344 del 22 de noviembre de 2007). Esta Subasta se basa en el D. Ex. N° 1.625 de fecha 21 de noviembre de 2007, mediante el cual se fijó una cuota de **2.600 ton** para ser extraída en la Unidad de Pesquería, fraccionada de la siguiente forma: **75 ton** para fines de investigación; **1.750 ton** a ser extraídas en la V Región (875 entre el 1° de abril y 30 de junio; 612 entre el 1° de julio y 30 de septiembre y 263 entre el 1° de

octubre y 31 de diciembre), **750 ton** a ser extraídas en la VI Región (375 entre el 1° de abril y 30 de junio; 263 entre el 1° de julio y 30 de septiembre y 112 entre el 1° de octubre y 31 de diciembre). Se consignan además, **18 ton** como reserva de fauna acompañante para el sector industrial y **7 ton** como reserva de fauna acompañante para el sector artesanal.

Con respecto al marco legal que regula la pesquería del camarón nailon, hasta fines de 1994 y de acuerdo a la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA), ésta se encontraba sometida al régimen general de acceso en las Regiones II a VIII. Con la aplicación del Artículo 20 de dicha Ley, mediante D.S. N° 627 del MINECOM, de 15.11.1994, publicado en el D.O. de 5.12.1994, se suspendió transitoriamente por 12 meses la recepción de solicitudes y el otorgamiento de autorizaciones de pesca extractiva industrial del recurso camarón nailon, incluida su fauna acompañante, en todo el litoral comprendido entre el límite norte de la II Región y el límite sur de la VIII Región. Luego de concluido el plazo señalado en el D.S. existían dos alternativas, a saber: declarar la unidad de pesquería en estado de plena explotación o en régimen general de acceso. Mediante el D.S. 611 de 6.10.1995 se declaró a la pesquería de este recurso en estado y régimen de plena explotación.

Una vez concretado el cambio de estado a plena explotación de esta pesquería del camarón nailon, se fijó una cuota de 8.000 ton para el año 1996 (D.E. N° 259 de 1995), agregándose luego 2.000 ton (D.E. N° 222 Exento de 26.09.1996). Posteriormente, se ha ido estableciendo anualmente cuotas globales, con un rango entre 10.000 ton como máximo (año 1997) y 4.770 ton como mínimo (año 2004), volviendo la pesquería a cuotas globales levemente mayores a 5.000 ton los años 2005, 2006 y 2007. Desde el año 1998, las cuotas anuales comenzaron a ser fraccionadas en cuatrimestres, a saber: 1 de enero al 30 de abril, 1 de mayo al 31 de agosto y 1 de septiembre al 31 de diciembre. También en el año 1998 se estableció por primera vez una veda biológica reproductiva para la especie en toda el área de la pesquería entre el 1 de julio y 31 de agosto (D.E. N° 92 de 22.01.1998), la que se mantiene hasta ahora.

A partir del año 2001 al fraccionamiento temporal de la cuota anual de camarón nailon se agregó uno por flota (industrial y artesanal), la reserva de una cuota de investigación y del recurso como fauna acompañante de las pesquerías de langostino amarillo, langostino colorado y merluza común. Posteriormente, el año 2003 se incorporó el fraccionamiento regional, con lo cual se

completa la división temporal y por flota con la dimensión espacial. Durante los años 2003 al 2005 se aplicó veda extractiva para el recurso de la VI a VIII Regiones.

Paralelamente, debido a un nivel de biomasa notablemente disminuido del stock de camarón nailon, según lo mostraron las evaluaciones de stock y la evolución de los rendimientos de pesca, se estableció una veda total entre el límite norte de la V Región y el límite sur de la X Región (D.E. N° 423 de 22.12.2000) desde el 1 de enero al 31 de diciembre de 2001, lo que se mantuvo hasta el año 2003 cuando se reabre, a partir del 1° de enero, la pesquería de la especie en la V y VI Regiones (D.E. N° 1.129 de 26.12.2002). El recurso vuelve a ser declarado en veda en la VI Región a fines del 2003 (D.E. N° 856 de 22.12.2003). Al analizar las cuotas globales anuales de este recurso en el período 2000-2008, se observa que desde el año 2003 en adelante la proporción mayor de la cuota industrial ha ido cambiando desde la III a la IV región, posteriormente a la VII Región (2006 - 2007) para regresar nuevamente a la IV Región en la cuota del 2008.

La administración de las pesquerías de langostinos amarillo y colorado y de camarón nailon ha estado sustentada en parte importante por los estudios de evaluación directa mediante el método de área barrida, los que de acuerdo a lo señalado en las Tablas 1 y 2, para los dos langostinos y el camarón nailon, respectivamente, se han estado realizando con el apoyo del FIP desde 1993 a la fecha, con la única excepción de la evaluación directa de camarón nailon del año 2007. Las características de dichos estudios han sido ampliamente analizadas en sucesivas versiones en Acuña et al. (2005a, 2006 y 2007a, b) y son parte de los antecedentes que permitieron llegar a un listado de las principales fuentes de sesgo observadas en las evaluaciones directas realizadas por distintos grupos de ejecutores, los que en todo caso han hecho un importante aporte en el refinamiento sucesivo de las metodologías, lo que también ha sido apoyado por los cambios que se fueron introduciendo a los distintos Términos Básicos de Referencia (TBR) preparados por el FIP a lo largo de estos años.

La otra fuente importante de antecedentes para elaborar el listado de las principales fuentes de sesgo observadas en las evaluaciones directas realizadas, correspondió a la experiencia internacional en el tema, lo que ya fuera explicado en capítulos previos y que se expresó en una búsqueda bibliográfica como en el contacto con muchos expertos internacionales y la participación directa en el equipo de trabajo del Dr. Olav Godø, del Instituto de Recursos

Marinos de Noruega. Para los efectos de este proyecto el Dr. Godø preparó un documento especial que analiza y resume la experiencia noruega sobre los estudios de evaluaciones directas mediante el método de área barrida, tanto en peces como crustáceos, señalando las dificultades y soluciones implementadas durante el desarrollo de estos estudios y que se encuentra en versión *in extenso* en el Anexo 3 de este Informe. En este documento se entrega información de diversos links de internet a través de los cuales se puede profundizar en diversos temas, relacionados con los estudios. De particular importancia es el análisis del control del desempeño y geometría de la red, lo que ha sido obviado completamente en los estudios realizados en Chile, en los cuales se ha utilizado la misma red comercial de la flota, sin mayores intervenciones ni mediciones, más allá de la determinación del APA. También se destaca la evolución que ha tenido la instrumentación electrónica para ir mejorando la determinación de la distancia recorrida del lance, enfatizando que dados los problemas inherentes asociados, probablemente es más correcto usar la velocidad de red y el tiempo de arrastre, como asimismo reducir la duración de los lances, ya que se ha demostrado que los lances cortos son tan eficientes como los largos, y esto permite poder realizar más lances en el mismo tiempo de crucero, factor económico relevante en este tipo de estudios. Sin embargo, esto requiere tener un control y precisión sobre los tiempos de inicio y fin de los lances. El documento también aborda el tema de la distribución de los animales y el tipo de muestreo, llegando finalmente a un listado de elementos que influyen sobre la calidad de la información de las evaluaciones.

Del análisis de los antecedentes antes discutidos se determinó que las **principales fuentes de sesgo** en las evaluaciones directas de crustáceos demersales realizadas en Chile han sido:

- 1.- El cálculo del área barrida por la red (arte de muestreo)
- 2.- La duración del lance de pesca de investigación
- 3.- La estimación de la apertura de punta de alas (APA)
- 4.- El diseño de muestreo del área de estudio
5. La delimitación del área de distribución del recurso estudiado
- 6.- El cálculo de la densidad poblacional o *cpua* (captura por unidad de área),

las que se abordan detalladamente a continuación.

4.4.2. Cálculo de área barrida.

El método del área barrida supone que la biomasa (B , medida en peso) o abundancia (medida en número de individuos) es una función estrictamente lineal de la densidad poblacional (D , medida en peso o número por unidad de área), cuantificada apropiadamente, y el área global de distribución del recurso (A), lo que se representa como:

$$B = A \cdot D$$

En el caso del método de área barrida, la densidad poblacional se estima como la captura por unidad de área barrida, de ahí el nombre del método. Luego, la densidad poblacional en este caso es llamada C_{PUA} (captura por unidad de área) y es equivalente a la C_{PUE} (captura por unidad de esfuerzo) debido a que el área barrida (AB) es la medida de esfuerzo utilizada en este tipo de estudios. Luego,

$$B = A \cdot \frac{C}{AB}$$

La captura (C , medida en peso) se registra directamente en cada lance de pesca, mientras que el área barrida se puede calcular como el producto de la abertura de la red (APA , apertura de punta de alas) y la distancia recorrida (DR , en unidades de distancia) por la misma.

$$AB = APA \cdot DR$$

4.4.2.1. Distancia arrastrada o recorrida

La distancia recorrida (DR) a su vez se ha calculado tradicionalmente de dos maneras, a saber:

- 1) como el producto entre la velocidad de arrastre (V) de la red y el tiempo que ésta es arrastrada (t)

$$DR = V \cdot t$$

- 2) por trigonometría, utilizando las coordenadas geográficas (latitud-longitud) de los puntos de inicio ($Lat_1, Long_1$) y término ($Lat_2, Long_2$) del lance de pesca.

$$DR = \sqrt{(Lat_2 - Lat_1)^2 + (Long_2 - Long_1)^2}$$

o su versión corregida por deformación latitudinal

$$DR = 60 \cdot \sqrt{(Lat_2 - Lat_1)^2 + [(Long_2 - Long_1) \cdot \cos(\overline{Lat})]^2}$$

$$\overline{Lat} = \frac{Lat_1 - Lat_2}{2} \cdot \frac{\pi}{180}$$

Estos métodos de estimación han sido frecuentemente utilizados por distintos grupos de trabajo no existiendo innovaciones al respecto hasta antes de la propuesta de la Universidad Católica del Norte al FIP N° 2006-04 (Acuña *et al.*, 2004) y que se detalla más adelante.

4.4.3. Duración del lance

Un dato fundamental para el posterior cálculo de la biomasa se refiere a la duración efectiva del lance y por lo tanto el tiempo en que la red está siendo arrastrada por el fondo, capturando los organismos de interés.

Hasta ahora se ha utilizado normalmente el lance de 30 minutos en el caso de langostino amarillo y langostino colorado y ocasionalmente en el caso de camarón nailon, salvo en los estudios FIP N° 2003-03 y FIP N° 2004-11, donde se incorporaron los lances de 15 min. Sin embargo, el problema crítico consiste en determinar exactamente el momento en que la red toca el fondo, dando inicio al lance y por lo tanto al registro de los 15 o n minutos.

Según la información proporcionada en el Taller del Proyecto FIP N° 2004-10 de Evaluación directa de camarón nailon, año 2004, el señor Dante Queirolo (UCV) analizó extensamente ese problema, reconociendo que se habían producido en el pasado errores en la determinación de

dicho momento, y que en la práctica la red aún se encontraba en la columna de agua, generando diferencias de hasta un tercio del tiempo (10 minutos).

Este antecedente es a nuestro juicio fundamental, para entender algunas de las diferencias en densidades y por lo tanto biomasa, encontradas entre los estudios FIP N° 2003-03 y FIP N° 2004-11, en los cuales se contó con un sensor *on line* que permite determinar con exactitud ese dato, obteniéndose un tiempo de arrastre efectivo directamente.

No obstante lo anterior, en varios de los estudios ejecutados por la Universidad Católica de Valparaíso, se sigue utilizando la duración del lance como el tiempo entre el aseguramiento del winche y el momento en que se empieza el virado. De la manera antes señalada se tiende a subestimar la duración del lance de pesca, y consecuentemente la densidad poblacional.

En los proyectos recientes de evaluación de la biomasa de los recursos langostino colorado y langostino amarillo (FIP N° 2003-03, FIP N° 2004-11 y FIP N° 2005-09) se han efectuado lances de 15 minutos de arrastre efectivo, ya que ésta es ahora la tendencia a nivel mundial (Gerard Conan, com. pers., 2003; Godø *et al.*, 1990; Wassenberg *et al.*, 1998; Somerton *et al.*, 2002; Kingsley *et al.*, 2002; Wieland & Storr-Paulsen, *In press*) por citar sólo algunos, ya que todos los estudios antes citados demuestran que su uso no influye en las estimaciones de biomasa, más aún aumenta la precisión de la evaluación (Folmer & Pennington, 2000) y por lo tanto tiene muchas ventajas como se describirá a continuación.

Las razones principales son:

- En geoestadística tradicional cada muestra corresponde a una medida puntual en el mapa. Un lance largo funciona como un computador obteniendo promedios al metro cuadrado a lo largo del lance, entonces borra parte de la estructura espacial. En geoestadística este efecto se denomina llama “regularización” y resulta en variogramas deformados. Es difícil corregir los datos pues, en el caso de lances de arrastre, el promedio se obtiene según un recorrido largo y estrecho, con rumbos a veces variables.

- A un lance largo le corresponden normalmente capturas importantes. Pero, es muy difícil muestrear dentro de las capturas de un lance. La distribución de las especies y de las tallas dentro del copo no es nada de aleatoria. Por el contrario, en muchas ocasiones se detecta estratificación de la pesca en el copo. Luego, es preferible tener capturas pequeñas y contar y/o medir todos los individuos capturados. Luego, al muestrear dentro de un copo se introduce mayor variabilidad, obteniéndose mayor sesgo y falta de precisión en relación a la dispersión espacial natural del recurso en el piso marino.
- Antiguamente, los métodos de navegación eran muy poco precisos, por lo que se utilizaba métodos de cálculo de biomasa no georreferenciados. Los lances largos permitían borrar un poco de variabilidad. Actualmente, por el contrario, la meta es utilizar el conocimiento de la variabilidad espacial para mejorar las estimaciones. Sobre el particular, los lances cortos (15 minutos) permiten un mejor conocimiento de esta variabilidad.
- Las características de pesca de la red van siendo modificadas conforme transcurre el lance y tiende a llenarse el copo. Esto significa que el agua no entra a la red ni filtra bien en la red cuando está llena, por lo que las especies en parte se escapan en vez de ser retenidas por las mallas. Esto trae como consecuencia obtener capturas que no son proporcionales al largo del lance. Por el contrario, los lances cortos limitan la incidencia de este efecto.
- Para proceder con lances cortos, por todas las razones expuestas arriba, la condición es que la distancia recorrida por la red ***debe*** ser medida con la más alta precisión posible. Por lo tanto, se requiere determinar exactamente cuando la red llega al fondo en el calado y cuando se inicia el levantamiento de la misma desde el fondo en el virado. En nuestro caso, los registros son efectuados electrónicamente mediante el uso de un sensor de ángulo de NORTHSTAR Technicals, el que está ubicado en el piso anterior de la red.

4.4.4. Apertura de punta de alas (APA)

4.4.4.1. Análisis histórico

Un aspecto muy importante en cuanto a la estimación del área barrida es la forma de estimación de la apertura de punta de alas. Al respecto, Arana *et al.* (1994) en su evaluación directa del stock de langostino colorado en la zona centro-sur, efectuaron pruebas en el mar con la finalidad de medir en forma práctica el APA, en lances en condiciones similares a las encontradas en las faenas comerciales. Con estas experiencias establecieron una función entre la velocidad de arrastre y la abertura que se logra en el APA, magnitud que utilizaron posteriormente en el cálculo del área barrida, mediante la siguiente relación lineal, en cada uno de los lances efectuados.

$$Ar = 0,9551 + 5,3856 \cdot Vel$$

Pavez *et al.* (1994) en la evaluación directa del stock de langostino amarillo en la zona centro-norte, utilizaron el método de Koyama (1974), mientras Pool *et al.* (1996) en la evaluación indirecta del langostino amarillo en la zona centro-norte utilizaron una APA que corresponde a los registros existentes en los talleres de redes de las principales empresas pesqueras consideradas.

Roa *et al.* (1995) en su evaluación de la pesquería y del stock de langostino colorado en la zona centro-sur, señalan que el ancho de barrida de las redes se obtiene de manera aproximada a partir de la longitud de la relinga de flotadores y reconocen que una deficiencia de sus mediciones de esfuerzo es el hecho de no conocer los planos de las redes, ni su operación en el mar para evaluar con mayor exactitud el ancho de cada red, a través de variables que implican a la APA. Debido a lo anterior su énfasis se centró en la distancia recorrida por la red como medida de esfuerzo.

Roa *et al.* (1997a) en su evaluación directa del stock de langostino colorado en la zona centro-sur también utilizaron la metodología de Koyama (1974) y Salomon (1981). Canales *et al.* (1997) en la evaluación indirecta de la pesquería de langostino colorado en la zona centro-sur, señalan que ante la imposibilidad de conocer la APA de cada una de las 16 naves que componían la flota

langostinera, establecieron esta medida a través del análisis de planos geométricos y muestreo del desempeño empírico del arte de pesca en una fracción de la flota, mediante la relación entre ancho de barrido real (APA) y longitud de relinga de flotadores, aplicando posteriormente la metodología de Koyama (1974) a los planos y datos tomados en terreno.

Acuña *et al.* (1997a) en la evaluación indirecta del stock de langostino amarillo en la III y IV regiones utilizan la metodología de Koyama (1974) y Salomon (1981), la que es explicitada con detalle. Canales *et al.* (1998) determinaron el APA de acuerdo a la metodología de Melo y Hurtado (1995), considerando planos de las redes disponibles y datos recolectados en terreno y luego ante la imposibilidad de conocer el APA para cada una de las naves de la flota, realizaron mediciones a bordo de 2 embarcaciones representativas de la flota para conocer los valores empíricos de la relación APA-LRS(ϕ), velocidad de arrastre (v) y profundidad de trabajo (Z) y con ello analizar la posibilidad de ajustar un modelo multivariado del tipo:

$$\phi = f(v, Z)$$

Conocida la variable LRS para el resto de la flota (información levantada mediante encuesta y análisis de planos geométricos de redes), los autores determinaron por lance de pesca para todas las embarcaciones, la variable APA mediante el estimador:

$$APA_{ij} = \phi(v_{ij}, Z_{ij}) \cdot LRS_i$$

donde el sufijo i indexa el buque y j el lance de pesca.

Basándose en el criterio utilizado por Canales *et al.* (1997), Barbieri *et al.* (2000) en la evaluación directa de langostino colorado de la V a la VIII Regiones, 1999 describen una formulación para el cálculo de la separación de portalones y separación entre punta de alas.

Acuña *et al.* (1998) en la evaluación directa del stock de langostino amarillo en la III y IV Regiones, propusieron la metodología de Koyama (1974), con mediciones a bordo en todos los lances de la distancia de separación de los cables y los ángulos de los mismos. Por su parte, Roa

et al. (1998) en la evaluación directa del stock de langostino amarillo en el litoral de la V y VIII Regiones también utilizan la metodología de Koyama (1974), realizando cinco mediciones de los ángulos de divergencia e inclinación, además de la profundidad inicial y final de cada lance.

Roa *et al.* (1999a) en la evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII regiones, utiliza el método de Koyama (1974) aunque señalan que no siempre es posible medir la APA de esa forma en todos los lances. Los autores señalan que los datos faltantes se pueden abordar de dos maneras: se estima la APA media a través de los lances con medición y se aplica ésta a todos los lances o se estiman los “datos faltantes” en base a un modelo estimado a partir de los datos para que $APA = APA(x, y)$.

Canales *et al.* (1999) en la evaluación indirecta del stock de camarón nailon en el litoral de la II a la VIII regiones, emplearon el método de Melo y Hurtado (1995) para la evaluación de la APA con un desarrollo metodológico igual al de Canales *et al.* (1999) ya descrito más arriba. Acuña *et al.* (2000a) en la evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII Regiones, 1999, aplican la metodología de Koyama (1974) para estimar la APA, realizando mediciones en todos los lances del estudio. La Escuela de Ciencias del Mar (2000a) en la evaluación directa de langostino amarillo entre la III y VIII Regiones, 1999 para estimar la abertura de la red utilizó el método de Koyama (1974), con la cual Canales *et al.* (1998) determinaron empíricamente la relación entre el largo de la relinga superior y la apertura de la boca de la red en las redes utilizadas por la flota arrastrera.

La Escuela de Ciencias del Mar (2000b) en la evaluación directa de langostino amarillo, realizada en conjunto con la de camarón nailon y langostino colorado durante el año 2000, efectuaron pruebas en el mar con la finalidad de medir la APA. Para lo anterior realizaron lances a distintas profundidades y velocidades, para establecer la APA de la red en condiciones similares a las encontradas en las faenas comerciales, utilizando el método descrito por diversos autores de colocar flotadores periformes (NB-50') unidos a la punta de cada una de las alas de la red con cabos de polietileno de 4 mm de diámetro, con longitud similar al cable de cala utilizado en la faena de arrastre y medir la distancia entre los flotadores en forma directa, utilizando para ello una

embarcación auxiliar. En una de las embarcaciones midieron la APA mediante el uso de un monitor de red SIMRAD FS900.

Escuela de Ciencias del Mar (2000b) utilizó como método directo de estimación del APA el uso de flotadores periformes y el indirecto de Koyama (1974). Una de las embarcaciones utilizadas en ese estudio midió sus APA con un monitor de red, el que resultó ser muy parecido al estimado mediante el método de Koyama (1974). En otro caso reestableció una relación entre el APA y la longitud de la relinga superior acorde a lo propuesto por Canales *et al.* (1997).

Canales *et al.* (2002) utilizaron el método indirecto de diseñar los planos de las redes que operaron en el proyecto y obtener a través de éstos, el valor de APA, en su análisis estático a través de la teoría de paños mediante el programa Easy Trawl del Departamento de Tecnología Pesquera de UCV. Complementariamente, utilizaron un equipo de sensores inalámbricos Trawlmaster de Notus Electronics, que permite registrar el APA electrónicamente. Arana *et al.* (2003a) también utilizaron el sistema Trawlmaster para medición directa, estimándose el APA en una marea por embarcación, deduciéndose que el valor obtenido se aplicó simplemente a todos los lances realizados por la embarcación en cuestión.

A modo de resumen de este análisis, se debe concluir que el uso de los sensores inalámbricos, método directo, es el de elección para obtener los APA de las embarcaciones, y que también formó parte de las conclusiones de un Taller realizado en el marco del Proyecto FIP N° 2002-06 de Canales *et al.* (2003) y otro de evaluación directa de camarón nailon realizado por la UCV. Sin embargo, persiste la duda de cómo se utilizan los resultados posteriormente ya que del análisis se desprende que el APA sólo se determina durante una marea y posteriormente se aplica al resto de los lances realizados por la embarcación tanto en el Proyecto N° 2002-06 (Canales *et al.*, 2003) como en el N° 2002-05 (Arana *et al.*, 2003a), lo que no queda claro de la revisión de los Informes.

En el Proyecto FIP N° 2004-11 (Acuña *et al.*, 2005a), en cambio se obtuvo registro directo del sensor electrónico en el 40% de los lances efectuados, mientras en el Proyecto FIP N° 2005-09 (Acuña *et al.*, 2006), se obtuvo registro directo del sensor electrónico en el 47,6% de los lances.

Considerando los lances realizados con medición directa en estos dos estudios, significa que estos autores han cubierto prácticamente todas las áreas de pesca, tanto latitudinal como batimétricamente, con estimaciones de APA (Fig. 12).

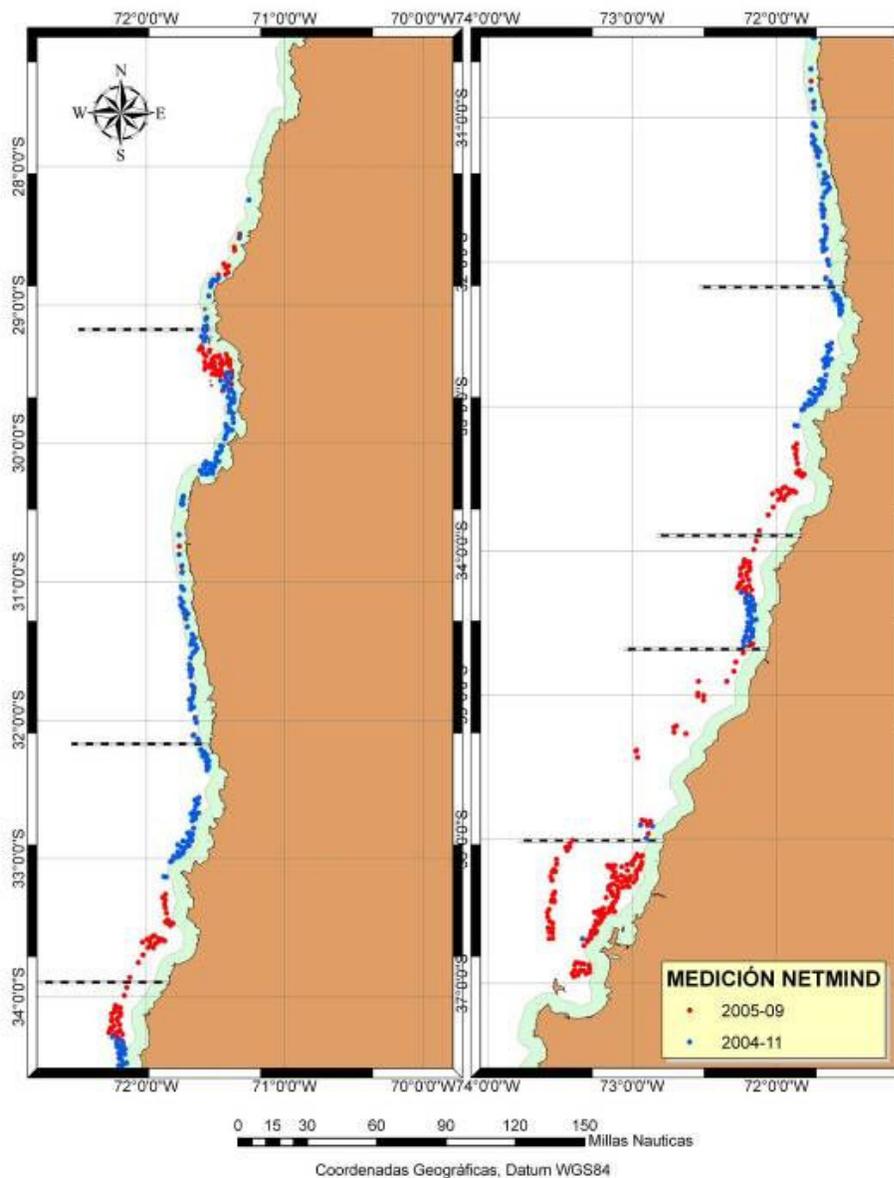


Fig. 12. Lances con registro directo de los sensores electrónicos Netmind, durante los proyectos de evaluación directa FIP N° 2004-11 (Acuña *et al.*, 2005a) y FIP N° 2005-09 (Acuña *et al.*, 2006).

4.4.4.2. Cálculo actual

En los estudios realizados por la UCN se ha utilizado el sensor de red NETMIND que permite la medición directa de la APA a bordo y en forma continua durante la ejecución del lance. Debido a que las mediciones del APA a bordo son continuas, entonces es posible obtener registros automáticos del APA por lance cada 2 segundos. Esta información es almacenada automáticamente en una base de datos electrónica, pues el equipo opera conectado en línea con un computador. Otra de las ventajas que ofrece el equipo NETMIND, es la determinación del momento en que la red toca el fondo, tiempo que es fijado como t_1 de inicio del lance o inicio del arrastre. Así mismo se puede determinar el tiempo t_2 de término del lance (Fig. 3).

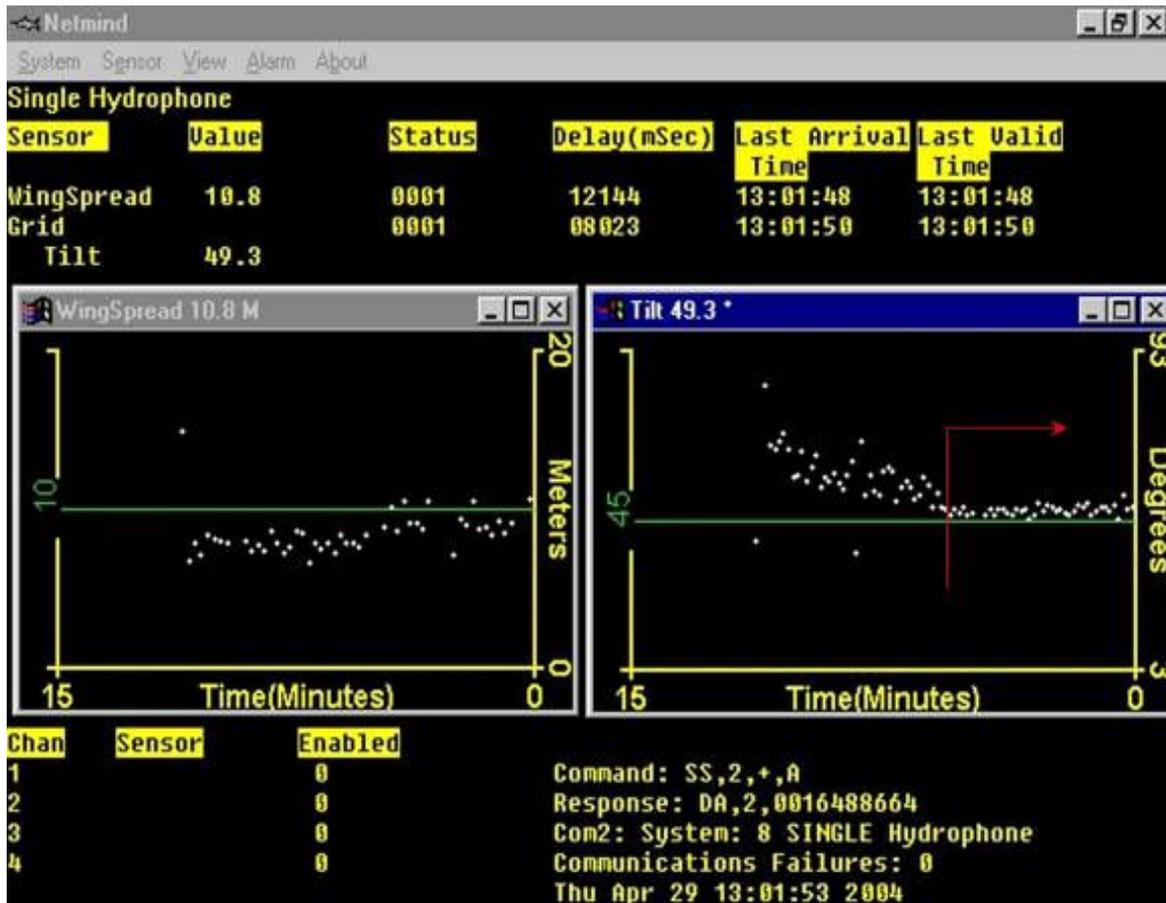


Fig. 13. Imagen de salida *on line* del sistema NETMIND utilizado para la estimación de apertura de punta de alas (APA). A la derecha, la flecha roja muestra el momento que se considera como t_1 de inicio del arrastre.

La diferencia entre ambos tiempos define el tiempo de arrastre efectivo en forma inmediata, además de permitir visualizar el correcto desempeño de la red durante la operación de pesca. Al respecto, esta ventaja que ofrece el equipo NETMIND reduce el error asociado a la estimación del área barrida por la red a través de una estimación más certera de la distancia recorrida por el aparejo.

La APA suele variar durante el arrastre dependiendo de las condiciones del fondo, de la velocidad y rumbo de las corrientes, de la velocidad y rumbo de la embarcación y de la cantidad de pesca. Entonces, la determinación de esa variación mediante lecturas secuenciales de la APA con el equipamiento electrónico NETMIND, implementado en los barcos que participaron en los estudios realizados por la Universidad Católica del Norte permitieron estimar estadísticos distribucionales de dicha variable. Al respecto, si se tiene $n_{APA(x,y)}$ lecturas electrónicas de APA en cada lance de pesca l en la posición $(x,y)_l$, entonces la APA promedio de ese lance, es:

$$\overline{APA}(x, y)_l = \frac{1}{n_{APA(x,y)_l}} \sum_{i=1}^{n_{APA(x,y)_l}} APA_i(x, y)_l$$

luego, la varianza de la APA por lance de pesca (l) en que ésta se registró electrónicamente es:

$$\hat{\sigma}_l^2(APA) = \frac{1}{n_{APA(x,y)_l} - 1} \sum_{i=1}^{n_{APA(x,y)_l}} \left(APA_i(x, y)_l - \overline{APA}(x, y)_l \right)^2$$

donde $n_{APA(x,y)}$ es el número de observaciones de la APA registrados durante la ejecución del lance de pesca, $APA_i(x,y)_l$ es el valor de la APA en la posición (x,y) registrada durante la ejecución del lance l .

El valor de la APA promedio (\overline{APA}) y su varianza $\hat{\sigma}_{APA}^2$ se derivan de la teoría estadística tradicional y se calculan como:

$$\overline{APA} = \frac{1}{n_l} \sum_{l=1}^n \overline{APA}(x, y)_l \quad \text{y} \quad \hat{\sigma}_{APA}^2 = \frac{1}{n_l - 1} \sum_{l=1}^n \left(\overline{APA}(x, y)_l - \overline{APA} \right)^2$$

donde n_l es el número de lances de pesca en que se registró electrónicamente la APA.

4.4.4.3. Propuesta alternativa para la determinación del área barrida

La integración de los equipos de medición sónica de abertura de alas con los sistemas de posicionamiento satelital ha permitido expandir las posibilidades de una estimación más precisa del área barrida por la red de arrastre. El sistema Wing Spread está compuesto de un transmisor (master) que envía una señal sónica (onda sonora) desde la punta de ala de estribor, la que es recepcionada y respondida por otro sensor ubicado en la punta de ala de babor de la red. Seguidamente, la información sónica es transmitida a un hidrófono adecuadamente ubicado por debajo del casco de la nave.

La información se registra en una computadora portátil a la cual se conecta el hidrófono y el GPS Cartográfico (Garmin GPSMap 276C), de esta forma, se obtiene una base de datos integrada de posición, velocidad, rumbo, ángulo de inclinación de la red y abertura de punta de alas (APA) a intervalos de tiempo de 2 segundos. La base de datos incorporada al software ArcGIS Desktop 9, permite conocer los tracks de navegación realizados por la nave (Fig. 14a), individualizando el lance de pesca (Fig. 14b) y estimar la distancia recorrida entre cada punto mediante la aplicación XTools Pro v2.2, entregando información con Proyección UTM Datum SIRGAS (WGS84) en los USO 18 y 19, según corresponda (Fig. 14c).

Para la estimación del área barrida, se considera la sumatoria de los cálculos individuales entre los puntos del registro Netmind, con posición UTM (X_i, Y_i) y abertura de punta de alas (APA_i) en el tiempo t_i . Por lo tanto, la estimación del área barrida entre los puntos P_1 y P_2 esta definida por el área de un trapecio (Fig. 15). Luego, el área barrida total del lance de pesca es:

$$AB = \int_{i=1}^k DR_i^{(x,y)} \cdot (APA_i^{(x,y)} + \varepsilon_{APA})$$

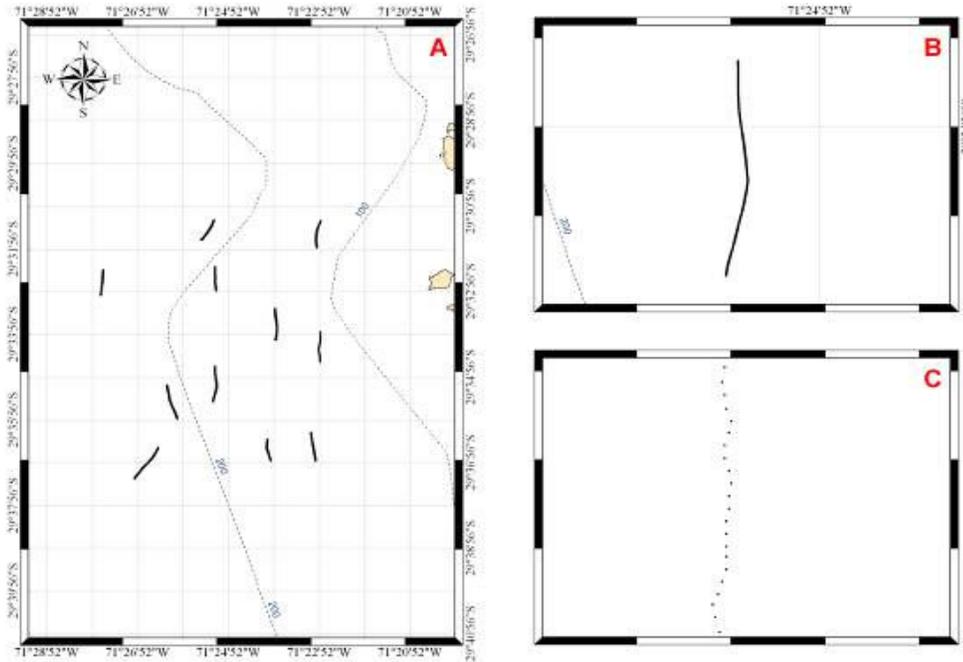


Fig. 14. Ejemplo de la integración de los datos obtenidos en los sensores sónicos (Netmind) y el sistema de posicionamiento satelital en el software ArcGis 9.

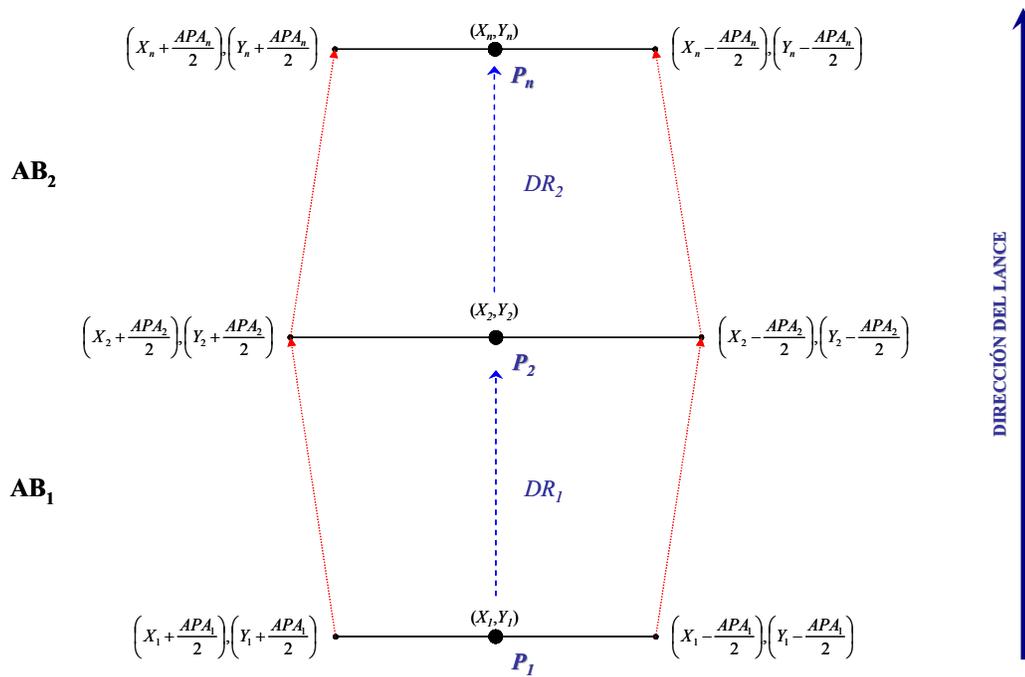


Fig. 15. Diseño esquemático de la estimación del área barrida mediante linearización del lance de pesca mediante ArcGis 9.

Integrando en el espacio bidimensional:

$$AB = \sum_{i=1}^k \left\{ \left[DR_{x_1, y_1}^{x_2, y_2} \cdot APA_{x_1, y_1} \right] + \left[DR_{x_1, y_1}^{x_2, y_2} \cdot \left(APA_{x_1, y_1} - APA_{x_2, y_2} \right) \right] \right\}_i$$

donde $DR_{x_1, y_1}^{x_2, y_2}$ es la distancia recorrida (Km) entre dos puntos en el espacio sobre el recorrido de la red; APA_{x_1, y_1} y APA_{x_2, y_2} es la apertura de punta de alas en los puntos de inicio y término del recorrido (entre registros), y k es el número de observaciones registradas durante el lance.

4.4.5. Delimitación de focos de abundancia

Una de las mayores dificultades en el método del área barrida para la estimación de la biomasa y/o abundancia de un recurso, es la estimación del área de distribución de éste en el área de estudio. Este problema es simple cuando el recurso bajo estudio está circunscrito a un área perfectamente conocida y cuantificable, por ejemplo, los mares interiores en los sistemas de fiordos de los países nórdicos (Noruega, Islandia, etc.) y Alaska, entre otros.

En los estudios de área barrida, tradicionalmente, el área de distribución del recurso estudiado se suponía conocida o cuantificada sin error, situación que puede presentarse en el caso de organismos bentónicos. Sin embargo, el área de distribución dista de ser completamente conocida cuando se trata de organismos demersales, como es el caso de los langostinos amarillo (*C. johni*) y colorado (*P. monodon*), camarón nailon (*H. reedi*) y gamba de profundidad (*H. diomedae*), donde la forma de calcular o estimar el área del stock, o de cualquier partición del mismo es un problema no trivial.

Cualquier método de estimación basado en la estadística clásica del muestreo de poblaciones finitas no está permitido pues esa teoría supone que el número total de unidades de muestreo en la población es conocido antes de la estimación. Consecuentemente, cualquier método de remuestreo exhibe de la misma deficiencia pues los datos mismos a ser re-muestreados no contienen información independiente acerca del número de datos a ser re-muestreados. Incluso, la

teoría intrínseca de la geoestadística no permite una estimación del área porque en esa teoría no está definida la covarianza entre el hábitat y el proceso estocástico (densidad poblacional).

Todos los métodos que pudieran diseñarse dentro de esas tres teorías son métodos *ad-hoc*, es decir, no están apoyados por la teoría de estimación. Lo máximo que pudiera plantearse bajo cualquiera de las tres teorías mencionadas es un estudio de sensibilidad, haciendo variar el área dado distintos criterios de delimitación, y observando los efectos sobre la estimación de biomasa, pero ese análisis presenta un problema de circularidad en el argumento, pues dado que la relación entre la densidad promedio y el área es perfectamente lineal en la estimación de biomasa, los resultados del análisis de sensibilidad serán conocidos perfectamente antes de hacer el análisis mismo. Por ejemplo, al hacer variar el área un 20% hacia abajo o un 20% hacia arriba, la biomasa varía determinísticamente un 20% hacia abajo y un 20% hacia arriba, respectivamente.

4.4.5.1. Estimación de los focos de abundancia

4.4.5.1.1. Geoestadística transitiva

Esta teoría fue desarrollada por el fundador de la teoría geoestadística Matheron (1971), pero no ha sido ampliamente usada en pesquerías a pesar del ya consolidado uso de la geoestadística para el análisis de datos espaciales de densidad de recursos pesqueros. Aparte de un trabajo de Petitgas (1993) en una dimensión, la literatura principal pesquera registra sólo dos estudios muy recientes, a saber, Bez y Rivoirard (2001) y Bez (2002). Se propone la introducción de estas técnicas específicamente para la estimación del área de las distintas particiones del stock a ser evaluadas mediante transectas espaciadas regularmente.

Como la estimación de la densidad media ya está cubierta por el uso de la geoestadística intrínseca, sólo interesa estimar el área S . Convenientemente, entonces, se realiza la transformación de los datos de densidad con la función indicadora

$$I(x, y) = \begin{cases} 0, & \text{si } z(x, y) = 0 \\ 1 & \text{si } z(x, y) > 0 \end{cases}$$

lo que significa que la grilla regular dentro de cada partición espacial del stock se convierte en una grilla de 1s y 0s. Esta técnica permite que la doble integral sobre la latitud y la longitud, multiplicada por el área de influencia de cada unidad muestral, sea inmediatamente igual al área de la partición espacial del stock que se está considerando. Sea S el área total que cubre la distribución espacial de la función indicadora $I(x, y)$, entonces la cantidad a ser estimada es

$$S = \int_{-\infty}^{+\infty} dx \int_{-\infty}^{+\infty} I(x, y) dy$$

y su estimador geoestadístico transitivo es

$$\hat{S}(x_0, y_0) = s_x s_y \sum_{k_1=-\infty}^{+\infty} \sum_{k_2=-\infty}^{+\infty} I(x_0 + k_1 s_x, y_0 + k_2 s_y)$$

donde x_0, y_0 son los puntos de partida de la grilla, que deben ser elegidos aleatoriamente para garantizar insesgamiento respecto del diseño (que se cumple aquí pues nuestra primera transecta será elegida al azar dentro de cada estrato), s_x y s_y son las áreas latitudinales y longitudinales cubiertas por cada unidad de muestreo (cada estación de muestreo dentro de cada transecta), iguales para todas las unidades (garantizado por el diseño de espaciamiento regular), y donde las sumas van hacia el infinito porque se permite el efecto de borde y de hecho el borde mismo es estimado.

En esta teoría, la herramienta estructural conveniente no es el variograma de la teoría intrínseca, sino que el covariograma transitivo de la forma

$$g(h) = \int_{-\infty}^{+\infty} dx \int_{-\infty}^{+\infty} I(x, y) I(x + u, y + v) dy$$

donde u y v son los lados de un triángulo tal que el vector de distancia cuadrático $h^2 = u^2 + v^2$. La varianza de estimación es equivalente a la varianza del estimador ya que este método es diseño-

basado y luego la cantidad S no se supone que sea la realización de una variable aleatoria sino que se supone fija,

$$\sigma_S^2 = s_x s_y \sum_{k_1=-\infty}^{+\infty} \sum_{k_2=-\infty}^{+\infty} g(k_1 s_x, k_2 s_y) - \int_{-\infty}^{+\infty} g(h) dh$$

4.4.5.1.2. Kriging de indicadores

Un método alternativo de estimación del área de los focos de abundancia está dado por uso de variables indicadoras. En este caso, el objetivo es estimar la probabilidad de que un valor de cpua (z) exceda un valor crítico z_c (umbral mínimo para considerar la existencia de un foco de abundancia), en un punto no muestreado (u_0 , u = vector de coordenadas (x,y)). La información disponible consiste en valores de la variable z en N puntos u_j , $j = 1, 2, \dots, N$, los que son generados a partir del kriging ordinario descrito anteriormente con motivo del análisis de la distribución espacial del recurso camarón nailon. En análisis propuesto se desarrolla en cuatro etapas:

- 1.- El valor $z(u)$ para cualquier punto u es visto como una realización particular de la variable aleatoria $Z(u)$ en los lugares u . Los valores desconocidos $z(u_0)$ son entonces una realización de la variable $Z(u_0)$ y el problema entonces se transforma en estimar la probabilidad condicional que $Z(u_0)$ exceda el valor crítico z_c , dado los datos $z(u_j)$.

$$\begin{aligned} \Pr\{Z(u_0) > z_c | z(u_j), j = 1, 2, \dots, N\} &= 1 - \Pr\{Z(u_0) \leq z_c | z(u_j), j = 1, 2, \dots, N\} \\ &= 1 - F(u_0; z_c | N) \end{aligned}$$

donde $F(u_0; z_c | N)$ es la probabilidad condicional o “posterior” de los valores verdaderos menores que el límite z_c , y N es la información condicionante (datos observados).

La variable continua como la cpua calculada sobre una grilla de estimación que sobrepasa los límites de la distribución espacial de los datos es clasificada dentro de dos clases en función de un nivel crítico z_c . Una clase contiene a los valores menores o iguales a z_c y la

otra todos los valores mayores. Con esto se crea una nueva variable, binaria y también aleatoria, o *Indicador* $I(u; z_c)$, el que se define como:

$$I(u; z_c) = \begin{cases} 1 & \text{si } Z(u) \leq z_c \\ 0 & \text{en otro caso} \end{cases}$$

2.- Se construye un variograma para indicadores, cuyo modelo corresponde a:

$$\hat{\gamma}_I(h; z_c) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{j=1}^{N(h)} [i(u_j; z_c) - i(u_j + h; z_c)]^2$$

3.- Se estima la probabilidad local en cada punto u mediante kriging de los valores indicadores (Journel, 1983).

$$\Pr\{Z(u) \leq z_c | (n)\} = \sum_{j=1}^n \lambda_j \cdot i(u_j; z_c)$$

4.- Se selecciona aquellos valores obtenidos en el paso anterior que cumplan la condición umbral para la delimitación de los focos de abundancia.

4.4.5.1.3. Interpolación de vecinos naturales

El diagrama de Voronoi (1908) y su complemento, Delaunay tessellation (cubrimiento de una superficie con baldosas) son construcciones geométricas ampliamente usadas en el campo de la geometría computacional. En el caso de la estimación de polígonos de abundancia a partir de datos muestrales, se considera el espacio Euclidiano bi-dimensional (\mathbf{R}^2); la teoría sin embargo, es aplicable en un marco general k -dimensional (Sukumar, 1997).

Considerando un conjunto distinto de puntos (nodos) $P = \{p_1, p_2, \dots, p_N\}$ en \mathbf{R}^2 . El polígono de Voronoi o Thiessen de p_n es definido como

$$T_N = \{x \in R^2 : d(x, x_n) < d(x, x_m) \quad \forall \quad m \neq n\}$$

donde $d(,)$ es la métrica Euclidiana. Cada polígono T_n es la intersección de varios espacios semiabiertos, cada uno siendo delimitado por el bisector perpendicular. En términos simples, el polígono T_n puede ser visto como el lugar más cercano a p_n que cualquier otro nodo. Generalizando, se observa que el diagrama de Voronoi para un conjunto de nodos divide el plano bidimensional en un conjunto de regiones. Los triángulos de Delaunay son construidos conectando los nodos cuyas celdas de Voronoi tienen límites comunes (Fig. 16). La triangulación de Delaunay y los diagramas de Voronoi son estructuras duales, cada una contiene la misma información, pero representada en diferente forma.

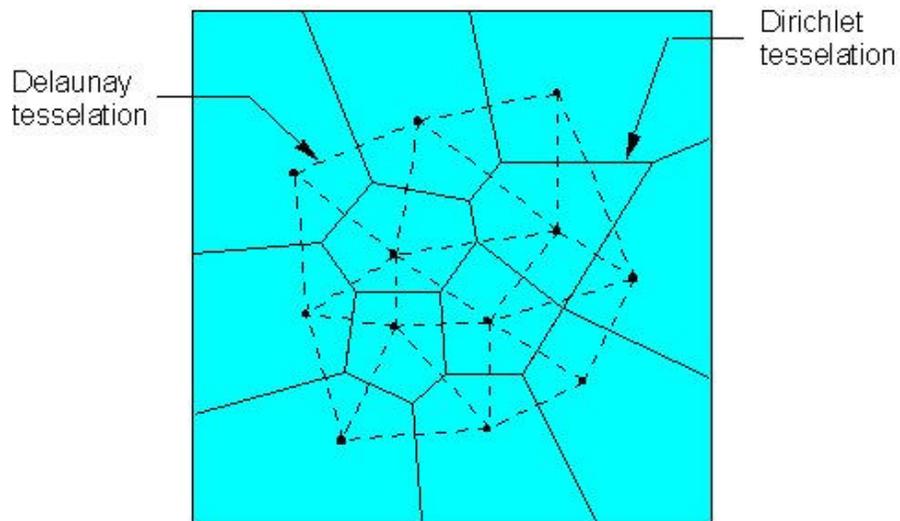


Fig. 16. Mosaicos de Delaunay y Dirichlet para un conjunto de datos espaciales.

Si T_n y T_m tienen un límite común, p_n y p_m son considerados “vecinos”. La noción de un conjunto de nodos adyacentes es generalizada por la definición de nodos “vecinos-naturales”. Los vecinos naturales de cualquier nodo son aquellos de las celdas de Voronoi adyacentes, o equivalentemente, aquellos en que el nodo está conectado por los lados del triángulo de Delaunay. La definición anterior se hace extensiva a la estimación de cualquier punto $X(x) \in R^2$. Incluyendo el punto muestral X en la triangulación de Delaunay, los vecinos naturales de X son el conjunto de nodos que están conectados a él. Se debe hacer notar que el

número de vecinos naturales es una función de posición de $X(x)$, y depende de la densidad nodal local (Fig. 16).

La interpolación por vecinos naturales usa una media ponderada de los datos puntuales de la vecindad para calcular un interpolante. Para definir el peso de un punto de la vecindad, Sibson (1981) introduce la idea de “coordenadas locales”. Las coordenadas locales definen el peso o cantidad de influencia que cualquier punto muestral tendrá sobre el valor de la función calculada en un punto de interpolación. El peso es enteramente dependiente del área o volumen de influencia de los puntos que rodean al interpolante. El área o volumen de influencia es representado por los polítopos de Thiessen o Voronoi (Owen, 1993).

La red de polítopos de Thiessen para un conjunto de puntos muestrales es el mosaico Dirichlet (“Dirichlet tessellation”) y complemento del mosaico Delaunay como se muestra en la Figura 17. El mosaico Delaunay es formado por la triangulación de los puntos muestrales bajo el criterio que el vértice opuesto está contenido en el mosaico Dirichlet. Coordenadas locales del vecino natural son ilustradas en la Figura 17. Los puntos 1 a 10 son puntos muestrales donde el valor z es conocido y es un punto donde se quiere interpolar un valor z . La inserción temporal de P_n en el mosaico Delaunay causará el cambio del mosaico Dirichlet resultando en nuevas áreas Thiessen para los polígonos en la vecindad de P_n . La línea segmentada muestra el mosaico Dirichlet antes de que P_n sea temporalmente insertado, y la línea continua muestra el mosaico Dirichlet después de que P_n sea agregado. Sólo los puntos cuyos polígonos Thiessen han cambiado serán usados para calcular los interpolantes, que en el caso de la Figura 17, corresponden a los puntos 1, 4, 5, 6 y 9. La coordenada local $\lambda_m(n)$ para cada uno de estos puntos con respecto a P_n es definida como el área compartida por el polígono Thiessen definido por P_n y el polígono Thiessen definido por el respectivo dato antes de que P_n sea agregado.

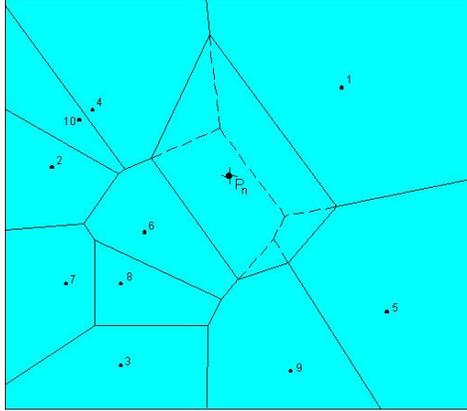


Fig. 17. Mosaico Dirichlet de un conjunto de datos espaciales antes y después de la inserción del punto P_n .

Es evidente que $\lambda_m(n)$ será un número entre cero y la unidad. Si P_n está en la misma localización que P_m (un punto muestral), entonces $\lambda_m(n)$ será la unidad. La coordenada local tiene también la propiedad que la suma de todas las coordenadas locales λ_m para cualquier interpolante P_n será 1.

$$\sum_{m=1}^n \lambda_m = 1, \quad 0 \leq \lambda_m \leq 1$$

Los datos muestrales adyacentes involucrados en la interpolación de P_n son todos aquellos puntos que definen los triángulos en la triangulación de Delaunay que son adyacentes al punto P_n temporalmente insertado. Si se define $\kappa(n)$ como el área de Thiessen de P_n y $\kappa_m(n)$ como la diferencia en el área de Thiessen del punto muestral adyacente, P_m antes y después de que P_n sea insertado, entonces la coordenada local $\lambda_m(n)$ es definida como:

$$\lambda_m = \frac{\kappa_m(n)}{\kappa(n)}$$

Conociendo las coordenadas locales o las influencias de los puntos muestrales adyacentes a P_n , el valor de la función puede ser calculada sumando los valores de la función en los puntos muestrales de la vecindad ponderados por su respectiva coordenada local como sigue:

$$f_n = \sum_{m=1}^k \lambda_m(n) f_m$$

donde k es el número de “vecinos naturales” del interpolante P_n . Refinamientos adicionales pueden ser realizados a la ecuación anterior con el propósito de incorporar gradientes, luego:

$$f_n = \sum_{m=1}^k B(\lambda_m(n)) [f_m + b_m^T (u_m - u_n)]$$

donde b_m es el gradiente estimado en P_m y u_m y u_n son las coordenadas de P_m y P_n , respectivamente. La función de combinación, B , es una función de la coordenada local λ_m .

Habiendo definido los vecinos naturales del interpolante, hay varios aspectos que deben ser resueltos en orden de implementar tal esquema, los que son divididos en las siguientes categorías:

1. Definición del mosaico Delaunay
2. Definición de los politopos de Thiessen y sus áreas
3. Estimación de gradientes.

Para definir la vecindad y coordenadas locales para cada punto muestral en un conjunto de datos, la interpolación del vecino natural, requiere que los datos muestrales primero sean disgregados en una red de unidades básicas de área (UBA) que cumplen el criterio Delaunay. También se requiere que las UBAs definan un armazón convexo. El mosaico Delaunay de un conjunto de datos muestrales proporciona las bases para la definición del mosaico Dirichlet y el área resultante de influencia de cada punto muestral (Owen, 1993).

El algoritmo de disgregación requiere que un nuevo punto sea localizado con respecto a una de las UBAs derivadas del criterio de Delaunay (Lee & Schacter, 1980). La inserción de un nuevo punto puede ser tanto interna (dentro de la red de puntos muestrales), o bien externa, aspecto que resulta de mayor interés en este caso, dado que dichos puntos pueden pasar a constituir uno de los vértices del polígono de estimación o distribución del recurso objetivo.

Debido a que la interpolación de vecino natural requiere que los límites de la red triangulada irregular sea un polígono convexo formado por todos los datos muestrales, cualquier punto insertado fuera de dicho polígono, debe formar una UBA con todos los puntos del polígono que son visibles al nuevo punto. Un borde o cara del polígono es definido como visible si, por

ejemplo, un observador situado en la nueva localización (inserción) puede trazar una línea directa al borde o cara del polígono (Fig. 18a).

Matemáticamente, esto es definido determinando la distancia perpendicular desde el punto a la línea infinita o plano del borde del polígono o caras. Los nuevos triángulos son formados conectando la nueva inserción con cada borde visible. Lo anterior, sin embargo, no es suficiente para generar nuevos triángulos que mantengan el criterio Delaunay. Todos los bordes adyacentes a los bordes deben ser revisados para asegurarse que su circuncírculo no contiene la nueva inserción (Fig. 18b). Si se encuentra que un circuncírculo de un triángulo contiene al nuevo punto, este es borrado de polígono convexo y sus dos bordes opuestos son reemplazados (Fig. 18b) dando lugar a un nuevo polígono (Fig. 18c). Estos nuevos bordes son entonces revisados para ver que su triángulo adyacente no contenga la nueva inserción. Una vez que los bordes han sido compilados, los nuevos triángulos pueden ser generados, conectando el nuevo punto (inserción) con cada borde remanente del polígono de distribución (Fig. 18c).

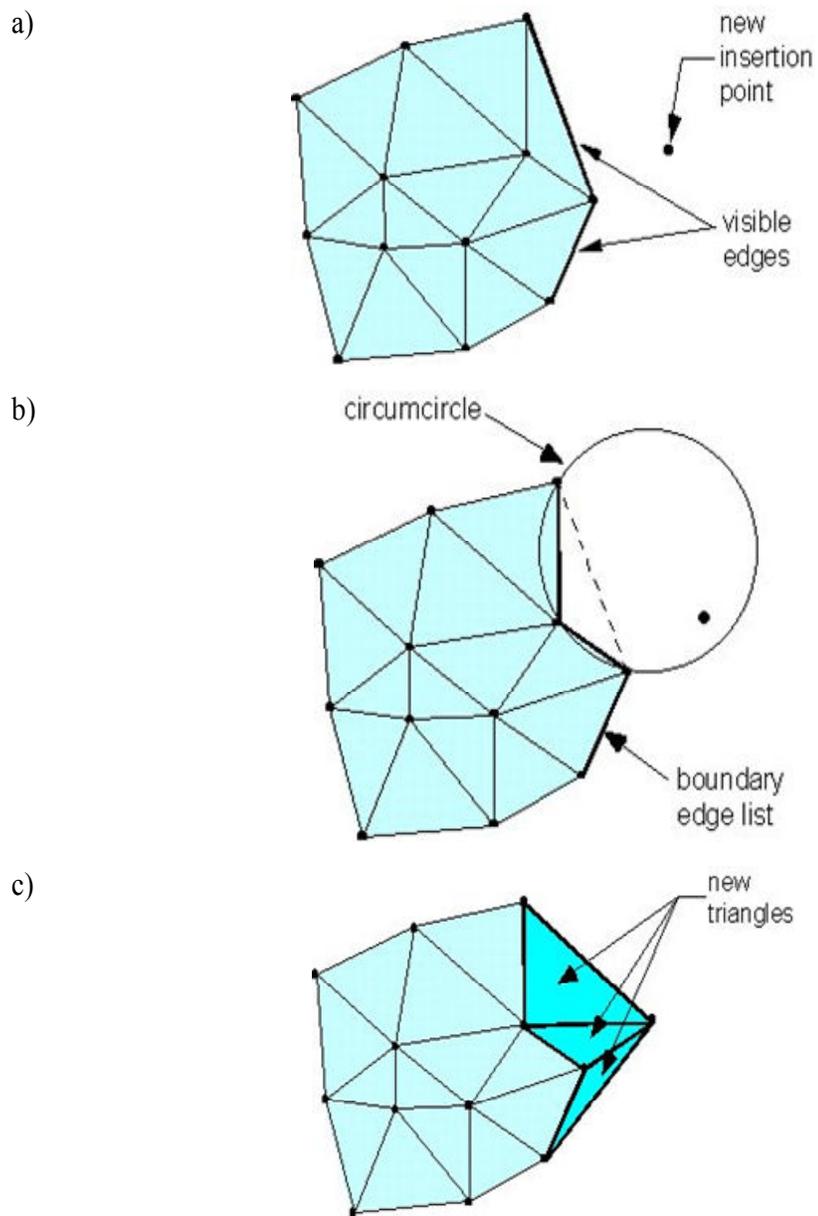


Fig. 18. Diagrama del mecanismo de inserción de un punto fuera del polígono convexo (a) y generación de un nuevo polígono de estimación (b, c).

4.4.6. Diseño de muestreo

4.4.6.1. Introducción

En este tipo de estudios de evaluación directa de crustáceos utilizando el método del área barrida es posible aplicar distintas estrategias de muestreo. Sin embargo, el único concepto que es estadísticamente aceptable, es que estas estrategias deben estar condicionadas a las características distribucionales de la población en estudio en el área correspondiente. De este modo, poblaciones cuya distribución geográfica es de tipo continua, deben muestrearse en forma diferente a poblaciones con alto grado de agregación o fuertemente estratificadas.

El objetivo típico de este tipo de estudios es estimar la abundancia $N(A)$ dentro de un área A , de estudio, basándose en un plan de muestreo del área, el que está a su vez condicionado por una función de detectabilidad $g(w)$, lo que proporciona la probabilidad condicional de que un individuo que está en la ubicación w , sea incluido en la muestra. Esta función de detectabilidad es función del plan de muestreo utilizado. Así, si se utiliza un muestreo por cuadrantes, la función de detección dentro del cuadrante se asume igual a uno y cero fuera de él. En muestreo por transectas lineales basadas en la observación directa, la función vale uno a lo largo de ésta y decrece gradualmente en la medida que se aleja de ella. En el caso de muestreo por transectas de arrastre, como es el caso de la mayor parte de estos estudios, la función vale uno a lo largo de la transecta y cero fuera de ella. Lo anterior significa que, dependiendo de la distribución espacial asumida para la población, se puede modificar la función de detectabilidad, por ejemplo, considerando transectas relativamente más angostas, más frecuentes o más cortas.

4.4.6.2. Fundamentos Teóricos de los Diseños Muestrales

Un diseño muestral es una estrategia de selección de unidades muestrales desde una población, mediante un proceso de aleatorización definido previamente (plan de muestreo). El muestreo consiste entonces en la selección de una parte de una colección finita de unidades (población), seguida de algunas conclusiones respecto de la colección completa, basándonos en la parte de ella

que hemos observado. En este proceso, las herramientas estadísticas, como la inferencia, permiten, determinar y medir las fuentes de incertidumbre.

Estrictamente hablando, una estrategia de muestreo requiere la definición de tres elementos básicos, a saber:

- la *unidad muestral*, que es el objeto que se mide y, por tanto, entrega la medida de la variable (biomasa) que se está investigando;
- el *proceso de aleatorización*, que asegura una adecuada representatividad y que la selección de las unidades muestrales se realizará sin sesgos; y, finalmente,
- el *tamaño muestral*, que garantiza un cierto nivel de confianza y una precisión determinada en la estimación de los estimadores de los parámetros de interés.

El objetivo típico para este tipo de estudios es estimar la abundancia $N(A)$ dentro del área de estudio A , basándose en un plan de muestreo del área. Los diseños muestrales más conocidos establecen, mediante un proceso de aleatorización que considera la distribución espacial de las unidades muestrales, que cada muestra posible m de la población tiene la misma probabilidad $p(m)$ de ser seleccionada. El objetivo final de la estrategia de muestreo tiene dos componentes fundamentales que nos ayudan a definir qué estrategia utilizar, y que son:

1. obtener el máximo de información sobre la población objetivo con el menor esfuerzo muestral posible; y,
2. generar estimadores óptimos, es decir, insesgados y de mínima varianza.

4.4.6.2.1. Unidad muestral

Todos los procedimientos de evaluación de la biomasa de crustáceos a través del método de área barrida utilizados hasta el momento, se han hecho sobre la base de las mediciones de biomasa obtenidas de arrastre sobre el fondo. Sin embargo, estos lances no son considerados, senso estricto, como las unidades muestrales, sino que para ese efecto, éstas se definen como sigue:

Sobre el área de abundancia del recurso, se define una grilla de 1,0 mn * 1,0 mn de orientación N-S y E-W, al interior de las cuales se efectuará los lances. Se define como **unidad muestral** a una celda de 1x1m, dentro de la cual se realiza el lance. En rigor entonces, los lances no son las unidades muestrales, sino que los son las celdas de área unitaria antes señaladas y que corresponden entonces al “soporte muestral” de los lances.

Esta definición de unidad muestral corresponde a un proceso de selección de muestras “amortiguado”, en el sentido definido por Kingsley *et al.* (2004); esto es, un diseño que permite una distribución más homogénea de las unidades muestrales impidiendo la aglomeración de éstas. En efecto, al estar los lances ubicados en celdas de superficie unitaria diferentes, es imposible que ocurran lances contiguos.

Es posible también, en el caso de muestreo por transectas, definir la unidad muestral como una transecta de tamaño predefinido, lo que significa que la aleatorización, en estos casos se hace sobre las transectas y no sobre las celdas de superficie unitaria dentro de las cuales se ejecutan los lances. Este tipo de unidad muestral, requeriría la redefinición del soporte muestral, el que debiera ser proporcional al número de cuadrículas unitarias consideradas en la transecta.

4.4.6.2.2. Estrategias de aleatorización

Para lograr los objetivos de la estimación, y considerando principalmente las propiedades distribucionales de la población en estudio, se definen habitualmente estrategias muestrales como las siguientes, las que están sustentadas, cada una, en una estrategia de aleatorización, que regularmente les otorga el nombre y que condiciona posteriormente, por tanto, la forma de análisis de los resultados, en particular la forma de estimar la varianza de los estimadores y sus correspondientes intervalos de confianza.

4.4.6.2.2.1. Muestreo aleatorio simple

Si la distribución de la población es uniforme, se puede utilizar una estrategia de aleatorización completa (irrestricada) denominada *muestreo aleatorio simple*. En este caso, las unidades

muestrales son seleccionadas sobre la base de criterios estrictamente aleatorios, obteniéndose un único estimador para la población completa. La principal desventaja del método es que en áreas de muestreo muy extensas es difícil asumir la misma distribución uniforme en toda la extensión de la población y, producto del mismo proceso de muestreo, si los tamaños muestrales son limitados (por razones de tiempo o de financiamiento, por ejemplo), algunas zonas pueden ser submuestreadas.

4.4.6.2.2.2. Muestreo Estratificado

Si la uniformidad sólo se puede garantizar por sectores de la población, como ocurre en la mayoría de los casos, se puede utilizar la misma estrategia de selección aleatoria simple dentro de cada uno de los segmentos homogéneos de ella que se puedan considerar (internamente) uniformemente distribuidos. En este caso, la estrategia de muestreo se denomina *muestreo estratificado*, cada estrato representa precisamente a un sector uniforme dentro de la población y, por tanto, cada uno de ellos se evalúa independientemente de los demás. El estimador final no será, en tal caso, sino una suma ponderada de los resultados de cada estrato. Esta estrategia de muestreo tiene la ventaja, por sobre otras estrategias de muestreo, que tiende a minimizar las varianzas de los estimadores, reduciendo los tamaños muestrales mínimos necesarios para lograr un mismo nivel de precisión y confianza de éstos. Las ponderaciones utilizadas para las estimaciones finales, pueden depender tanto de los tamaños relativos de los estratos, como de sus varianzas, siendo esta última también un factor relevante en la determinación de los tamaños muestrales.

Eventualmente, es posible utilizar como criterios de definición de los tamaños muestrales, las densidades medias de los estratos, con lo que se obtiene una intensificación del esfuerzo muestral, proporcional a la abundancia. Este criterio corresponde a una intensificación del muestreo en los focos de mayor abundancia, que es una exigencia común a estos estudios.

4.4.6.2.2.3. El muestreo sistemático

Es una estrategia utilizada principalmente en los casos en los cuales existen componentes distribucionales periódicas y/o gradientes geográficas o temporales asociadas a la variable de interés, en este caso la abundancia o densidad de la especie y que corresponden, por ejemplo, a la presencia de gradientes distribucionales que pueden estar relacionadas con posiciones geográficas o profundidad. Si el muestreo sistemático define un total de k -muestras sistemáticas, entonces el plan de muestreo se puede asumir como un muestreo estratificado de k -estratos, de cada uno de los cuales se extrae una muestra de tamaño uno.

La ventaja principal del muestreo sistemático, dados los requerimientos distribucionales mencionados, es que permite estimar la pendiente de la gradiente asociada, la que es un parámetro fundamental para la estimación de los totales poblacionales. La principal desventaja del método es que, en el caso de distribuciones no uniformes, emplea el mismo esfuerzo muestral en zonas de alta y de baja densidad, desperdiciando, en el segundo caso, el esfuerzo que debiera concentrarse en los focos de mayor abundancia.

4.4.6.2.2.4. Muestreo adaptativo

La mayor parte de los diseños muestrales se definen *a priori*, independientemente de la información obtenida durante el proceso de muestreo. El muestreo adaptativo, sin embargo, considera el uso simultáneo; es decir durante el proceso de muestreo, de la información obtenida. Por lo tanto, la probabilidad de elegir una determinada secuencia de sitios de muestreos, depende de las observaciones hechas en los sitios iniciales de la secuencia de muestreo. Se puede demostrar, al menos teóricamente, que para cierto tipo de distribuciones aglomeradas este es el método que más eficientemente puede ser usado para la evaluación exhaustiva de focos de abundancia, excepto en los casos en que la distribución es uniforme. (Thompson, 1992). En la práctica, este tipo de muestreo constituye una variante del muestreo bietápico, por cuanto, al detectar una abundancia predeterminada, se produce una adaptación del plan de muestreo, la que permite evaluarla inmediatamente, y en forma exhaustiva.

4.4.6.2.2.5. Muestreo por transectas

Esta no es propiamente una estrategia muestral, pues no define explícitamente un plan de aleatorización. En efecto, una transecta lineal, el observador se mueve a lo largo de una línea previamente seleccionando, y mide los resultados de su observación. En este proceso no hay precisamente un proceso de aleatorización, sino que ésta queda definida por la ubicación de la transecta, o eventualmente por una función de detectabilidad, la que sin embargo, en el caso de los muestreos por arrastre, corresponde a una constante (asume que todo individuo a lo largo de la transecta es medido o capturado).

No obstante las definiciones anteriores, establecen claramente las restricciones y ventajas de cada uno de los métodos anteriores, los más frecuente es que el plan definitivo de muestreo consista en una combinación de estrategias, ayudando con ello a optimizar la cantidad de información obtenida, en función de los tamaños muestrales utilizados. Algunos de estos diseños combinados, y que han sido utilizado, algunos exitosamente en la estimación de la biomasa de crustáceos, como los correspondientes a esta propuesta, son los siguientes:

4.4.6.2.2.6. Muestreo sistemático estratificado

Si la población se divide en regiones igualmente espaciadas que sean internamente homogéneas, entonces es posible tratar a cada una de los segmentos generados como estratos independientes, de cada uno de los cuales se obtiene una muestra estratificada. La estrategia de muestreo utilizada corresponde entonces a un *muestreo sistemático estratificado*. Si la distribución espacial se puede considerar relativamente uniforme dentro de cada estrato, entonces esta estrategia puede unir las ventajas relativas de ambas estrategias, sistemática y estratificada.

4.4.6.2.2.7. Muestreo por transectas sistemáticas

La mayor parte de los investigadores que optan por esta estrategia, lo hacen pensando evitar una cobertura despareja del área en estudio, como es el caso de los muestreos aleatorios. Sin embargo, este método proporciona estimadores de la varianza, sólo cuando se utilizan más de un

punto de partida aleatoriamente, lo que no es una práctica muy frecuente. En tanto que para muchos tipos de poblaciones naturales, en las que es recomendable un diseño completamente aleatorio, el uso de transectas sistemáticas producen estimadores conservadores de la varianza; es decir tienden a subestimar la variabilidad de la población. (Thompson, 1992).

4.4.6.2.2.8. Muestreo por transectas aleatorias

El interés en la selección aleatoria de la ubicación de las transectas, está motivado por la necesidad de obtener estimadores insesgados, sin tener que recurrir a supuestos demasiado estrictos sobre la distribución de la población. La esencia de este método, es la obtención de detectabilidad constante sobre la región en estudio, aún cuando la distribución base no sea exactamente uniforme.

Respecto de los planes de muestreo anteriores, es posible aún, ir un poco más lejos, proponiendo, por ejemplo, estrategias de muestreo estratificado, en combinación con transectas aleatorias o sistemáticas. También es posible mezclar un muestreo por transectas sistemáticas al interior de estratos, en asociación con un esquema adaptativo, aun cuando este último esquema ha mostrado no ser eficiente.

4.4.6.2.3. Selección de la estrategia muestral óptima.

Los conceptos anteriores son fundamentales al momento de extraer conclusiones sobre las poblaciones en estudio pues, dada una determinada distribución espacial de los animales, el objetivo del muestreo es obtener un estimador insesgado del número total por medio de factores inducidos por el diseño muestral, como por ejemplo la aleatoriedad de la selección de los sitios de muestreo. Mientras las características (parámetros) poblacionales permanecen fijas, sus estimadores contienen distintos grados de incertidumbre, los que dependen tanto de las estrategias (sistemas de aleatorización) como de los tamaños muestrales y de la variabilidad propia de la población. Para optimizar los procesos muestrales, Folmer y Pennington (2000) indican que, por ejemplo, acortar la duración de los lances, puede ayudar a intensificar el esfuerzo de muestreo en áreas diferentes. Esto proporciona una mayor densidad de muestras

aumentando, por tanto, la sensibilidad de los estimadores, reduciendo su varianza y disminuyendo los sesgos.

Aunque el muestreo adaptativo bietápico fue usado en el pasado, este método de muestreo fue reemplazado definitivamente por un muestreo estratificado utilizando preferentemente un número reducido de estratos para optimizar el esfuerzo muestral, el que se concentró en las zonas de mayor abundancia (Folmer y Pennington, 2000). Lo anterior puede ayudar cumplir con una exigencia general formulada en este tipo de estudios, cual es, la de intensificar los esfuerzos muestrales en las áreas de mayor abundancia (focos - si corresponde).

De la misma forma, Kingsley *et al.* (2004) definen el muestreo estratificado como la forma de muestreo estándar para este tipo de poblaciones. Considerando dentro de cada estrato un esquema de aleatoriedad espacial completa, que corresponde a la distribución uniforme asumida por nosotros para efectuar, dentro de cada estrato, un muestreo aleatorio simple.

En razón de las argumentaciones anteriores, es claro que para determinar la mejor estrategia de muestreo, es fundamental considerar en primer lugar las características distribucionales (espacialmente) de la población, y a partir de ellas, definir cada uno de los elementos esenciales de todo proceso de muestreo.

4.4.6.2.4. Tamaño de la Muestra

En todo estudio destinado a la estimación de biomasa los tamaños muestrales se deben calcular teniendo en consideración tres elementos esenciales, a saber:

- **Varianza de la población**

El tamaño muestral varía en proporción directa a la varianza de la población. Este es un valor que es propio de ella por lo que en general no es modificable por el investigador. Es posible, sin embargo, minimizar los tamaños muestrales mediante estrategias de agrupación adecuadas, como es el caso del muestreo estratificado, con el que se muestrea desde subpoblaciones internamente más homogéneas y, por tanto, de menor varianza.

- **Nivel de confianza de la estimación**

El tamaño de la muestra varía directamente también con el nivel de confianza, el que está relacionado directamente con los procesos muestrales y nos refiere directamente la certidumbre que tenemos sobre las mediciones realizadas. Regularmente se opta por un nivel de confianza del 95%.

- **Nivel de error deseado para los estimadores**

El tamaño muestral varía inversamente con el cuadrado del error aceptado para el estudio. El error está relacionado con la precisión de los instrumentos de medida y la precisión deseada por los investigadores. Por lo anterior, errores demasiado pequeños requieren de tamaños muestrales muy grandes para lograr los objetivos de precisión y confianza deseado.

No obstante lo anterior, en estudios como éste, es frecuente que los tamaños muestrales están determinados por factores externos a los tres antes mencionados y sean el *tiempo disponible* para ejecutar los estudios y la *cantidad de recursos financieros disponibles* los factores que determinen los tamaños muestrales. En estos casos, es necesario considerar, en la expresión base para la estimación de los tamaños muestrales siguiente,

$$n = \frac{Z_{\alpha}^2 \sigma^2}{E^2}$$

En esta expresión n corresponde al número final de muestras (lances) a extraer; Z_{α}^2 corresponde al percentil $(1-\alpha) \times 100\%$ de la distribución normal estándar y que define por tanto el nivel de confianza de la estimación asociada a ese tamaño muestral. σ^2 es la varianza de la población y E^2 es el error de estimación, medido en las mismas unidades que las utilizadas para obtener la respuesta (ton). Por lo tanto si los tamaños muestrales están predeterminados, los niveles de confianza que determinan el valor de Z_{α}^2 también (para un nivel de confianza del 95% , $Z_{\alpha}=1.96$) y considerando que las varianzas son parámetros poblacionales que el investigador no controla, corresponde, para los tamaños muestrales predeterminados, calcular el correspondiente error de estimación E , según,

$$E = \frac{Z_{\alpha} \sigma}{\sqrt{n}}$$

En el caso del muestreo estratificado, es posible obtener, separadamente para cada estrato, y también para la población completa, estimaciones del error de estimación recién visto.

4.4.6.3. Estrategias muestrales en uso.

Durante los últimos años, las investigaciones realizadas con financiamiento del Fondo de Investigación Pesquera, para la evaluación de crustáceo demersales, se han realizado mediante una variada gama de metodologías de muestreo, incluyendo, desde muestreo aleatorio simple, hasta muestreo adaptativo, incluyendo, muestreo estratificado, sistemático, por transectas bietápico, etc. No obstante lo anterior, los recursos básicos sobre los que se ha trabajado, son langostino amarillo (*Cervimunida johni*) y langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*) y camarón nailon (*Heterocarpus reedi*), tienen distribuciones espaciales significativamente diferentes, distribuyéndose en núcleos de abundancia o caladeros las dos primeras especies y en una banda continua relativamente uniforme la última. Estas diferencias en su distribución espacial hacen que necesariamente, los procesos muestrales deban, necesariamente enfrentarse con estrategias diferentes que permitan optimizar el esfuerzo de captura, esto es, obtener el máximo de información con el menor esfuerzo (léase costo) posible. Sobre la base de estas consideraciones, revisaremos a continuación algunos de los aspectos más esenciales a considerar al momento de evaluar un plan de muestreo y su adecuación a las características distribucionales de la población en estudio.

4.4.6.3.1. Consideraciones generales.

Desde un punto de vista estrictamente estadístico, y en lo referente a la selección de las estrategias muestrales, es posible hacer las siguientes consideraciones y observaciones generales.

1. La metodología propuesta a partir del inicio de los estudios mediante evaluación directa, consideran esencialmente la realización de transectas de orientación longitudinal, las que

se ubican en la zona objetivo de acuerdo a las profundidades especificadas en los TBR correspondientes, los que no necesariamente coinciden con las profundidades en las que regularmente habitan las especies.

2. Los tamaños muestrales no han sido definidos en función de las necesidades de confianza y precisión deseadas, condicionados a la varianza de las poblaciones, sino que han sido determinados directamente y exclusivamente en función de los recursos disponibles, lo que, obviamente, en general no coincide con las expectativas de precisión del estudio.
3. Si bien aparentemente pudiera parecer un problema semántico menor, técnicamente es altamente relevante que la denominación de las estrategias muestrales utilizadas, no corresponde a lo que la literatura estadística define para las mismas. Es el caso, por ejemplo, de los muestreos bi-etápicos definidos con el objeto de intensificar, en función de los TBR correspondientes, el muestreo en los focos de mayor abundancia. En efecto, estadísticamente un muestreo bi-etápico corresponde a aquel en el cual se definen dos tipos de unidades, primarias y secundarias, y en el cual se realizan dos procesos de aleatorización, uno de las unidades primarias y otro de las unidades secundarias, definidas dentro de éstas últimas. Así definida, esta estrategia muestral bi-etápica genera estimadores específicos de varianza y de totales poblacionales, que son diferentes a los asociados con otros procesos de aleatorización.
4. Las estrategias muestrales utilizadas, principalmente debido a las restricciones establecidas en el punto 1. precedente, han generado una eficiencia muestral muy baja, lo que en términos prácticos significa una muy baja eficiencia del proceso, causando un esfuerzo muestral muy significativo perdido (que puede llegar hasta un 70%).
5. A partir de la fecha de las primeras evaluaciones directas de las especies objetivo, se han utilizado una gran variedad de estrategias muestrales, sin que se haya, hasta la fecha, justificado plenamente el cambio de estrategias, mediante una evaluación crítica del uso de las mismas en las diferentes condiciones en las que ellas se han utilizado.

6. El soporte muestral utilizado no ha sido evaluado en ninguna de las evaluaciones realizadas, excepto el que se realizó recientemente, como parte del diseño muestral del proyecto FIP N° 2006-11 (Acuña *et al.*, 2007b). En efecto, hasta la fecha las unidades muestrales, han sido invariablemente definidas como una cuadrícula de 1x1 mn, al interior de la cual se realiza un lance, cuya ubicación ha sido determinada por el capitán de la embarcación, en base sólo a condiciones técnicas asociadas con la navegación y las condiciones de arrastre, y no necesariamente como resultante de un proceso de aleatorización. Lo anterior ha resultado en un soporte muestral muy reducido, el que pudiera disminuir seriamente la validez de los resultados hasta aquí obtenidos, principalmente respecto de la precisión de los intervalos de confianza de estimación de la biomasa.

4.4.6.3.2. Estrategias muestrales utilizadas

4.4.6.3.2.1. Transectas longitudinales

Este tipo de muestreo se ha utilizado hasta el año 2004, prácticamente en forma ininterrumpida, como sistema básico de muestreo. Sin embargo, la utilización de transectas, no puede considerarse estrictamente como una estrategia muestral, pues éstas están definidas esencialmente por el método de aleatorización utilizado, siendo la transecta, una forma de unidad muestral, constituida por una secuencia de unidades muestrales, de las cuales se seleccionó un número determinado a muestrear, como se muestra en la Figura 19.

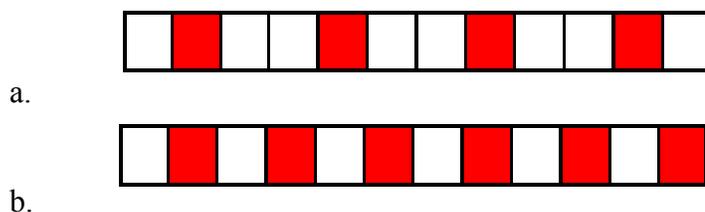


Fig. 19. Diseño de transectas con orientación longitudinal. Cada celda es de 1x1 mn. a). Se muestrea una de cada tres celdas, b). Se muestrea una de cada dos celdas.

La primera celda a muestrear en la transecta se selecciona aleatoriamente.

Transectas asociadas a muestreo sistemático.

Como se viera en una sección anterior, el muestreo sistemático basa su aleatoriedad en la ubicación de la primera unidad muestral (Cochran, 1977, Thompson, 1992, Lohr, 1999). En este caso, la ubicación latitudinal de las transectas se realiza de acuerdo a procedimientos de aleatorización pre-establecidos, lo que implica que ésta se produce al seleccionar, aleatoriamente, la ubicación de la primera transecta, lo que garantiza que cada una de las muestras posibles que tiene la misma probabilidad de ser seleccionada (Fig. 20). Este proceso de sistematización consideró prácticamente en todos los estudios realizados, transectas sistemáticas cada 10' en toda el área de prospección, independientemente de las densidades poblacionales.

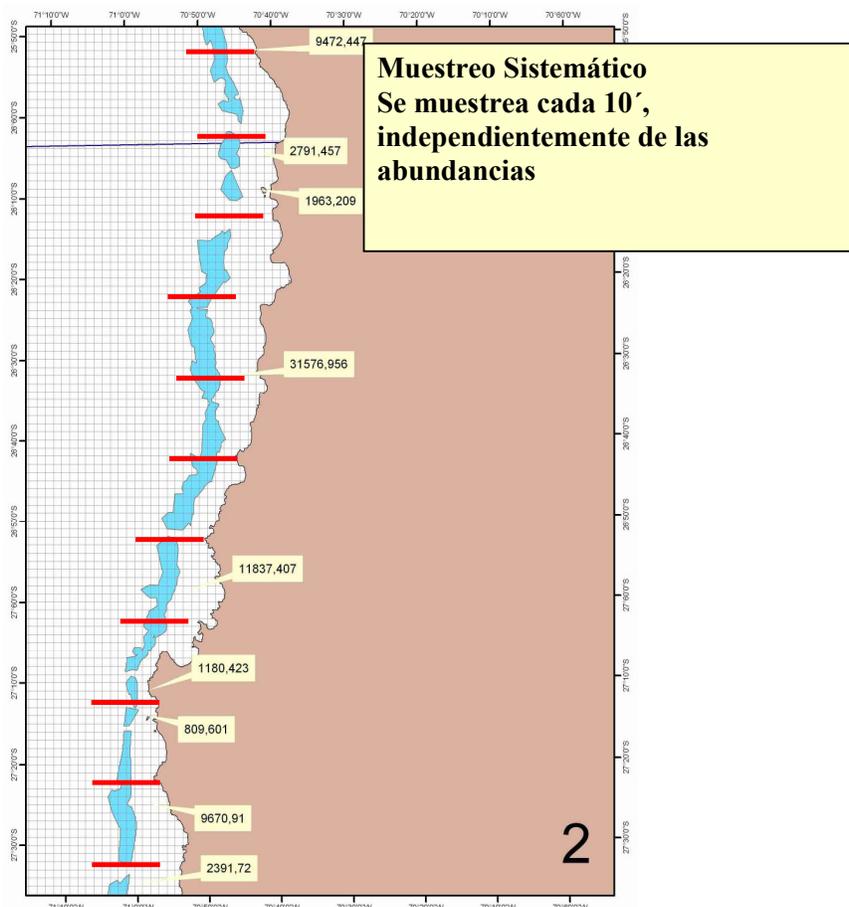


Fig. 20. Esquema de distribución de transectas longitudinales en un muestreo por transectas sistemáticas cada 10'.

No obstante lo anterior, es posible asignar a estas transectas una ubicación aleatoria no sistemática, en base a consideraciones distribucionales hechas sobre la distribución espacial del recurso (Fig. 21) y que corresponden, por ejemplo a las del muestreo aleatorio simple, asumiendo una distribución latitudinal uniforme del recurso.

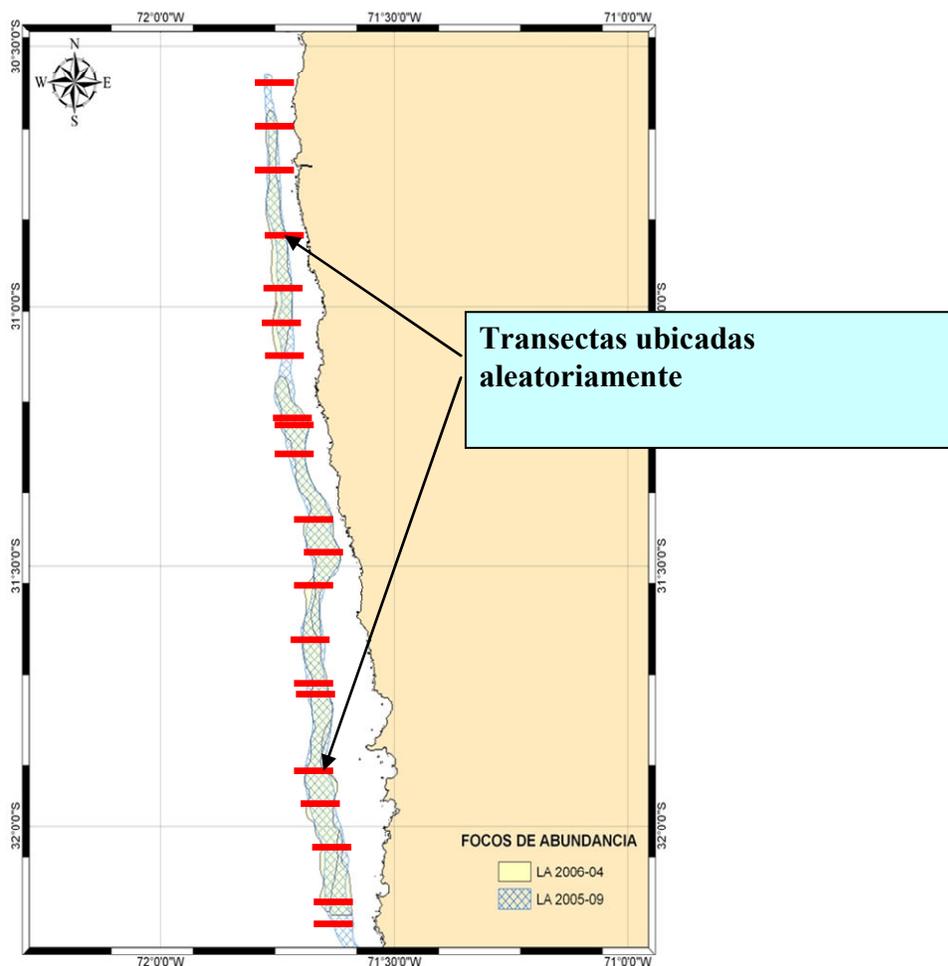


Fig. 21. Esquema de distribución de transectas longitudinales en un muestreo por transectas aleatorias.

4.4.6.3.2.2. Muestreo Adaptativo

Esta estrategia, usada generalmente para estimación asociada a distribución en conglomerados (clusters) (Francis 1984, Thompson 1990, 1991a, 1991b, 1992, Thompson *et al.*, 1992), ha sido utilizada en los proyectos de evaluación directa, especialmente a partir del año 2001, siendo

desechada con posterioridad, por las razones que se detallan a continuación, a pesar que se puede demostrar su eficiencia para resolver problemas de estimación para poblaciones aglomeradas.

La estrategia adaptativa, utilizada, se presentó generalmente en dos sentidos. Una en el sentido latitudinal, a partir de la utilización de una estrategia inicial de muestreo sistemático de transectas cada 10', en que la adaptabilidad consistió en la realización de transectas longitudinales paralelas a las iniciales (cada 10') cuando la biomasa obtenida de los lances superaba ciertos mínimos pre-establecidos, como se muestra en la Figura 22.

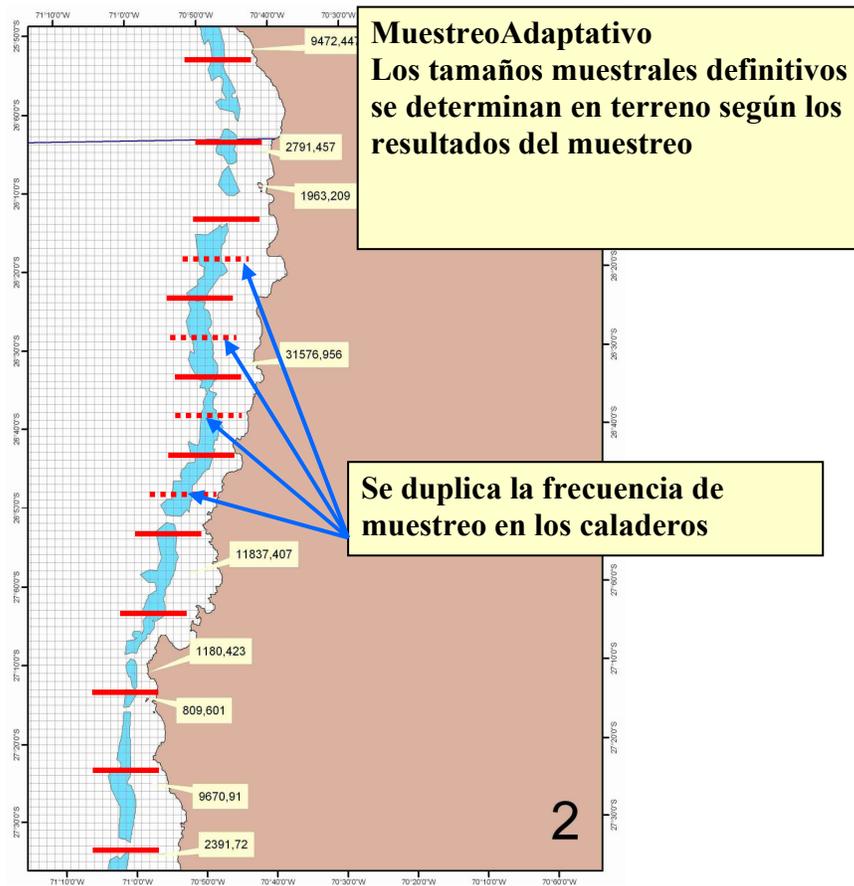


Fig. 22. Esquema de distribución de transectas adicionales en muestreo adaptativo de transectas sistemáticas.

Sobre la estrategia adaptativa anterior se aplicó una segunda estrategia, también adaptativa, esta vez al interior de las transectas, las que como se viera consideraban la realización de lances en cuadrículas alternadas con un espaciamiento predeterminado. En este caso, la adaptabilidad

consistía en la realización de lances en las cuadrículas contiguas a la muestreada, en caso que la biomasa capturada durante el lance realizado superara un mínimo pre-establecido, como se muestra en la Figura 23 siguiente.

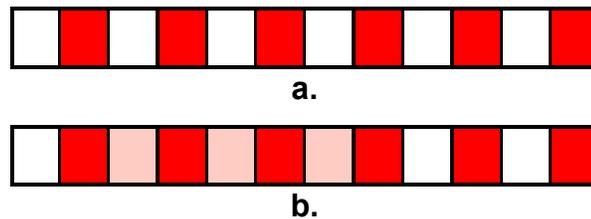


Fig. 23. Distribución de los lances en la transecta a. Lances originales en la transecta. b. Lances adicionales (adaptativos) en la transecta.

Esta estrategia es ampliamente utilizada, particularmente para la delimitación de los contornos de los conglomerados y se puede demostrar que es más eficiente, respecto del número de lances necesarios para este efecto, que cualquier estrategia no adaptativa (ver por ej. Thompson 1992) y permite cumplir, en forma relativamente eficiente con la exigencia casi permanente de los TBR, en el sentido de intensificar el muestreo en las zonas de caladeros. Sin embargo, no es aplicable estrictamente a estudios como los correspondientes a este tipo de proyectos, en que los tamaños muestrales están altamente restringidos por las disponibilidades presupuestarias. En efecto, cualquier estrategia adaptativa requiere continuar con el proceso de muestreo hasta tener completamente delimitados los focos de abundancia. Sin embargo, ello no es posible en los casos en que, dadas las restricciones presupuestarias antes mencionadas se limitan *a priori* los tamaños muestrales a utilizar.

4.4.6.3.2.3. Muestreo Estratificado.

Las propuestas para la utilización de estrategias de muestreo estratificado, se inician a partir de 2004 para las evaluaciones de camarón nílón (por ejemplo FIP N° 2006-11, Acuña *et al.*, 2007b) como de langostino amarillo y colorado (por ejemplo FIP N° 2005-09, Acuña *et al.*, 2006). Esta estrategia fue definida como una forma de optimizar el esfuerzo muestral, concentrando el muestreo en los caladeros históricos conocidos. Los tamaños muestrales utilizados en cada uno

de los estratos, son proporcionales a los tamaños del estrato. Dado que los tamaños de muestra están determinados por el presupuesto disponible, esta distribución proporcional se realiza sobre el tamaño de muestra así determinado.

Muestreo de Langostinos

En el caso del muestreo de langostinos, se definieron estratos en función de los caladeros históricos conocidos, de modo que cada caladero constituye al menos un estrato. Al considerar cada caladero como un estrato, se seleccionó, al interior de cada uno de ellos, una muestra aleatoria simple, según las técnicas y supuestos mencionados en la sección precedente. Como se muestra en la Figura 24 siguiente.

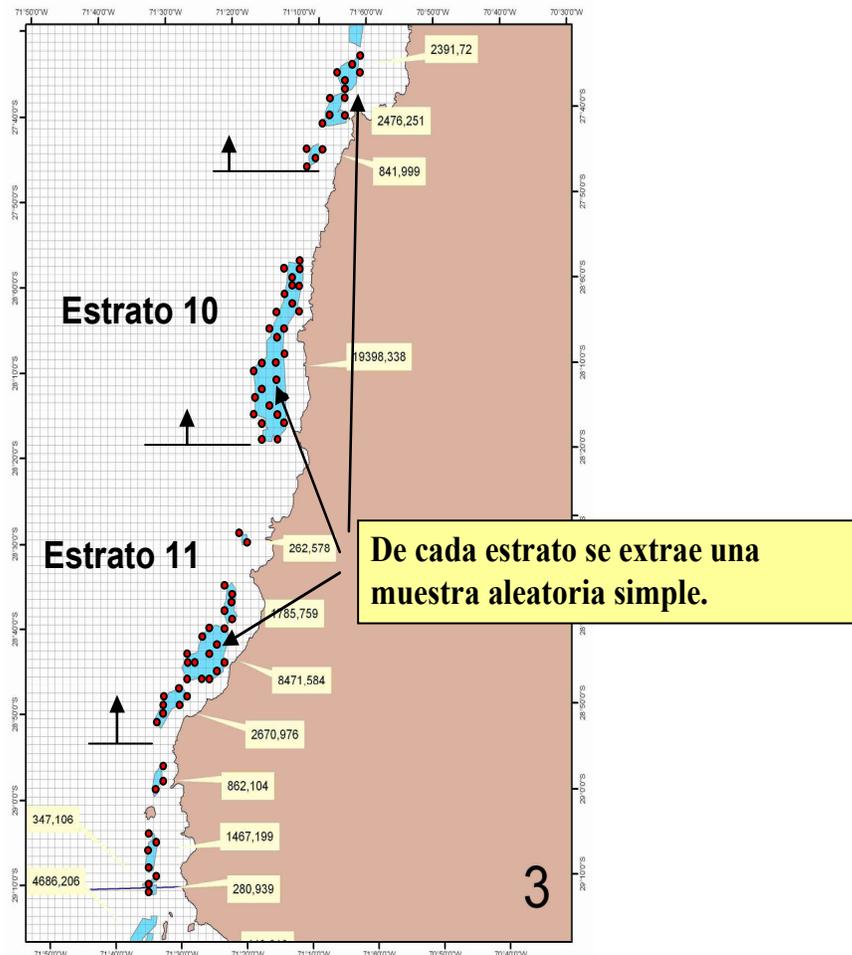


Fig. 24. Esquema de selección de muestras aleatorias simple (puntos en rojo) de cada caladero histórico (sombreado celeste).

Como resultado principal de esta estrategia muestral se obtiene una mayor eficiencia muestral, al lograr sobre un 70% de lances exitosos. Este resultado debiera permitir, consecuentemente una reducción del esfuerzo muestral, o alternativamente, una mayor precisión de los estimadores.

Aún cuando no fue utilizada como estrategia de definición de los estratos, en general, ésta forma de definir los estratos (correspondientes cada uno a un caldero histórico) correspondió a una distribución latitudinal de los estratos, lo que permitió además corregir por la posible presencia de gradientes latitudinales que pudieran modificar la densidad de la biomasa evaluada.

Muestreo de camarones

El muestreo estratificado para evaluación de la biomasa de camarón nailon, se utilizó en el proyecto FIP N° 2006-11 (Acuña *et al.*, 2007b). En este caso, las características distribucionales de la especie, la que se distribuye en una franja angosta y relativamente continua a lo largo de la costa, a diferencia de los langostinos, requiere una definición de estratos diferente. En este caso se utilizó la presencia de un gradiente latitudinal de abundancia, según se muestra en la Figura 25. En este caso al igual que en el caso de la estratificación de las muestras para langostinos, los tamaños muestrales en cada estrato se determinan en forma proporcional a los tamaños de los estratos.

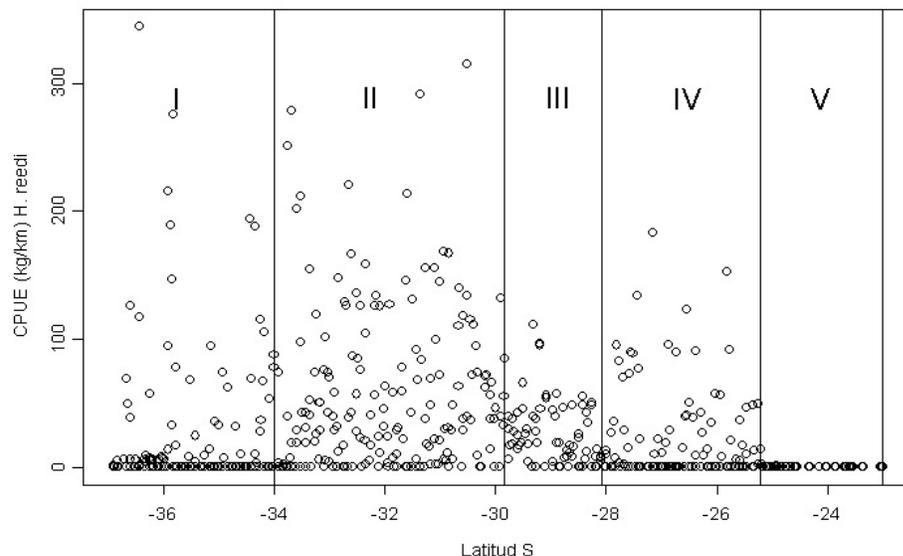


Fig. 25. Distribución de estratos latitudinales (I a V), de acuerdo a la densidad conocida de la especie.

Las estrategias de muestreo utilizadas hasta la fecha en los evaluaciones de estas pesquerías están asociadas principalmente a las características distribucionales de las especies; esto es, en el langostino amarillo (*Cervimunida johni*) y langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*), que se distribuyen en núcleos de abundancia o caladeros y el camarón nailon (*Heterocarpus reedi*) en una banda continua relativamente uniforme, aún cuando ambas se encuentran entre la 2ª y 8ª regiones. En razón de estas restricciones se propone la siguiente metodología de trabajo:

1. Se realiza una revisión exhaustiva de las ventajas y desventajas de cada una de las estrategias muestrales en uso, particularmente las más recientes.
 - a. Los planes de muestreo están condicionados principalmente (en cuanto a las estrategias de aleatorización), por las propiedades distribucionales de la población en estudio. En este caso se trata de distribuciones espaciales, por lo que se deberá considerar la aleatorización espacial de los recursos y cómo ella influye en la determinación de un plan de muestreo adecuado para cada especie. Esto significa que se propondrán, como resultado de este análisis, las opciones de muestreo más adecuadas a la naturaleza de la distribución espacial de los recursos. Lo anterior es particularmente válido, dado el conocimiento relativamente exacto que se posee de la ubicación de las zonas de mayor abundancia, como resultado de prospecciones y estudios anteriores realizados sobre los mismos recursos.
 - b. Dado que recientemente las metodologías se han orientado principal y diferenciadamente, al uso de muestreo sistemático y muestreo estratificado, se realizará un estudio comparativo de estos dos métodos de aleatorización, derivando las ventajas y desventajas de cada uno, principalmente enfocado a las propiedades y características de los estimadores de biomasa que de cada uno de ellos se generan.
 - c. Finalmente, se propone realizar un estudio comparativo de las metodologías actualmente en uso, con el mismo propósito, en otros países con recursos pesqueros y problemáticas de evaluación similares a la nuestra. A este respecto, la literatura es rica en reportes de estudios similares durante los últimos años.

2. Se realiza un análisis comprensivo de las propiedades de los estimadores y de las componentes de todo proceso muestral, en función de las características de los recursos a evaluar.
 - a. Los tamaños muestrales, aunque condicionados a factores temporales y de costos, son también determinantes de la precisión de los estimadores. En efecto, la mayor parte de los estimadores de biomasa son consistentes; es decir, convergen al valor verdadero de la media poblacional en la medida que se aumenta los tamaños muestrales, por lo que se investiga el número mínimo de muestras necesario para lograr una calidad mínima de los estimadores, tanto respecto de la precisión mínima deseada, como de sus varianzas, las que, como en el caso de las medias muestrales, están condicionadas a los tamaños muestrales.
 - b. Los procesos de aleatorización condicionan drásticamente la forma de los estimadores de biomasa y sus varianzas. Esto es particularmente válido al momento de analizar la pertinencia y adecuación de los procesos de estratificación. Por lo anterior, se evalúa la calidad de los estimadores resultantes de los procesos muestrales, los que están determinados en su forma y propiedades por la estrategia de aleatorización utilizada. (Cochran 1977, Thompson, 1996).
 - c. Considerando lo desarrollado en la sección sobre estrategias de aleatorización, las evaluaciones realizadas han considerado diferentes enfoques metodológicos, que van desde el muestreo aleatorio simple hasta el muestreo adaptativo, orientándose más recientemente hacia el muestreo estratificado (FIP N° 2005-09, para langostino amarillo y colorado, Acuña *et al.*, 2006) y el muestreo sistemático (FIP N° 2004-10, para camarón nailon, Arana *et al.*, 2004). No obstante las diferencias metodológicas asociadas, un elemento común a considerar en el análisis, es que todas los TBR, independientemente del recurso en cuestión, requieren de una intensificación del muestreo en las zonas de mayor abundancia del recurso (focos). Este hecho condiciona las estrategias muestrales y se estudia la forma en que, manteniendo esta exigencia, se pueden optimizar los procedimientos de selección de las muestras.

4.4.6.3. Validación del soporte muestral.

4.4.6.3.3.1. Supuestos

El concepto de *soporte muestral* deriva del hecho que todo proceso de estimación (de biomasa) está basado en muestras; es decir, en una observación parcial de la población y que las mediciones, que permiten estimar los parámetros poblacionales de interés (densidad media), se realizan sobre unidades muestrales (que en este caso corresponden a cuadrículas de 1 x 1 mn), la que no necesariamente es medida íntegramente; esto es, la red en un lance no recorre toda la superficie de la unidad muestral sino una fracción muchas veces menor de la misma. En el caso que estas mediciones sean exhaustivas (mediante la medición o evaluación de todos los individuos de la unidad muestral), el *soporte muestral* es igual a uno. En el caso de evaluaciones parciales de la unidad muestral (cuando la red en un lance arrastra solamente una fracción de la superficie de 1 x 1mn), éste es menor que uno, y adquiere un valor que está relacionado con la fracción de dicha unidad muestral mediante una relación funcional no necesariamente lineal, por tratarse de superficies, volúmenes u otras medidas y porque, como es el caso de las evaluaciones directas, la distribución de los individuos (langostinos) al interior de una unidad muestral no es necesariamente uniforme.

No obstante lo anterior, sobre la base de un supuesto de distribución uniforme de los individuos de langostino en la unidad muestral (1 x 1 mn) en algunos casos, o de variabilidad espacial nula en otros, en los proyectos destinados a la evaluación directa de crustáceos regularmente se asume soporte unitario (igual a uno). Sin embargo, los supuestos antes mencionados no son necesariamente verdaderos. El objetivo de esta componente es evaluar la validez del soporte unitario asumido hasta aquí en todos los proyectos FIP de evaluación directa de crustáceos, mediante la estimación de la variabilidad interna de las unidades de muestreo.

En efecto, existen dos posibles resultados respecto del *soporte muestral*. Uno es que éste no difiera significativamente de 1. En tal caso, el procedimiento de estimación de la densidad se realiza como lo ha desarrollado el grupo de trabajo UCN+UdeC para evaluaciones directas de la biomasa de langostinos.

Alternativamente, el *soporte muestral* puede resultar ser significativamente menor que 1. En este caso, se procede a introducir las correcciones necesarias en los procedimientos de estimación de la densidad utilizados hasta ahora. Los ajustes dependen de la densidad media observada y su varianza.

Los estudios de soporte muestral son, de acuerdo a lo expresado en el párrafo precedente, estudios distribucionales y de heterocedasticidad, según corresponda. Para evaluar ambos, es necesario contar con réplicas de las mediciones realizadas en la misma unidad muestral, consideradas éstas como la única forma de evaluar la varianza de las unidades muestrales. En efecto, asumiendo una distribución espacial uniforme del recurso, se debe esperar que dentro de una misma unidad muestral (1 x 1 mn), las diferencias entre lances repetidos sea mínima o, equivalentemente, que la variabilidad al interior de la unidad muestral sea mínima, relativa a la variabilidad entre unidades muestrales.

4.4.6.3.3.2. Metodología

Para estimar el *soporte muestral* en los caladeros y considerando los resultados de los proyectos FIP N° 2004-11, N° 2005-09 y N° 2006-04, se seleccionó un total de 12 unidades muestrales al interior de las cuales se replican los lances realizados. Para determinar las unidades muestrales en las que se realiza la replicación de los lances, se clasifican los estratos en dos clases, de alta densidad y de baja densidad. Se seleccionan luego aleatoriamente cuatro estratos de alta densidad y cuatro de baja densidad. De cada uno de los estratos de alta y baja densidad seleccionados se obtienen aleatoriamente dos unidades muestrales al interior de las cuales se realizan cinco lances (réplicas). A los resultados de este proceso de medición se aplica la metodología de Diseños Experimentales (Neter *et al.* 1996) correspondiente a un diseño Tipo II o *Diseño Completamente Aleatorio de Efectos Aleatorios*, en el que las 12 unidades muestrales son consideradas como los tratamientos, (por lo tanto $t = 12$), al interior de las cuales se replican cinco veces los lances planificados ($r = 5$). Por tratarse de una selección aleatoria de la ubicación de los lances, el diseño experimental corresponde efectivamente a un *diseño de efectos aleatorios*, lo que permite realizar una descomposición de la varianza total, en sus respectivas componentes de varianza y analizar

de esa forma la fracción de la variabilidad observada que corresponde a las variaciones entre unidades muestrales y entre réplicas (lances). El modelo lineal correspondiente es el siguiente:

$$y_{ij} = \mu + \tau_i + \varepsilon_{ij}, \text{ con } i = 1, 2, \dots, t; j = 1, 2, \dots, r$$

en que μ media general, τ_i es el efecto promedio del i -ésimo tratamiento y es tal que $\tau_i \sim \text{iid } N(0, \sigma_\tau^2)$, $\varepsilon_{ij} \sim \text{iid } N(0, \sigma_\varepsilon^2)$ es la componente de error aleatorio del modelo tal que,

$$\text{Var}[Y_{ijk}] = \sigma_{Y_{ijk}}^2 = \sigma_\tau^2 + \sigma_\varepsilon^2.$$

Mediante técnicas de Análisis de Varianza (Tabla 12), se estiman las componentes de la varianza $\sigma_\tau^2 + \sigma_\varepsilon^2$, que corresponden a las diferencias en variabilidad entre las réplicas (lances) y los tratamientos (las unidades muestrales). Del análisis de los diseños experimentales se sabe que el objetivo principal de las réplicas de los tratamientos (lances repetidos al interior de una unidad muestral) es obtener una estimación del error experimental; es decir, una medida de las distintas respuestas que proporcionan unidades experimentales diferentes (distintos lances), ante el mismo tratamiento (misma unidad muestral). Este análisis permite entonces determinar, mediante la estimación de los Cuadrados Medios del Error Esperados, de acuerdo a la Tabla 12, la heterocedasticidad de la distribución espacial al interior de la unidad de muestreo. En efecto, bajo la hipótesis que la distribución al interior de las unidades muestrales es uniforme, la varianza del error σ_ε^2 , debe ser significativamente menor que la varianza entre unidades muestrales σ_τ^2 .

4.4.6.3.3. Estimación de las componentes de varianza.

Los estimadores de las componentes de varianza se obtienen a partir de la Tabla 12 considerando la columna de Cuadrados Medios Esperados, que corresponde a la parametrización que es estimada por los cuadrados medios de los tratamientos. Despejando la componente requerida se obtienen los estimadores que se muestran en la Tabla 13.

Tabla 12. Tabla de ANOVA para un modelo de un factor de efectos aleatorios. FV = Fuente de variación, GL = Grados de libertad, SC = Suma de cuadrados, CM = cuadrados medios.

F.V.	G.L.	S.C.	C.M.	Valor esperado de la suma de cuadrados
Tratamientos	t - 1	$SCTR = \sum n_i (\bar{Y}_i - \bar{Y}_{..})^2$	$CMTR = \frac{SSTR}{t-1}$	$\sigma_\varepsilon^2 + n\sigma_\tau^2$
Error	t(r - 1)	$SCE = \sum \sum (Y_{ij} - \bar{Y}_i)^2$	$CME = \frac{SSE}{t(r-1)}$	σ_ε^2
Total	n = tr - 1	$SCTO = \sum \sum (Y_{ij} - \bar{Y}_{..})^2$		

Tabla 13. Componentes de varianzas para modelo de dos factores aleatorio balanceado.

COMPONENTE de VARIANZA ESTIMADO	ESTIMADOR
σ_τ^2	$\frac{CMTR - CME}{n}$
σ_ε^2	CME

Obtenidos los estimadores para estas componentes se obtienen los porcentajes de la varianza explicado por cada uno de los componentes de varianza.

4.5. OBJETIVO ESPECÍFICO N° 3

Determinar el o los métodos más robustos en la determinación de la CPUA, de acuerdo a las características de cada recurso objetivo.

4.5.1. Estimación de CPUA

4.5.1.1. Determinación de la densidad en cada lance

En el análisis de la información existente de las evaluaciones directas de crustáceos demersales, **para lo cual se requerirá de base de datos de cada estudio**, la densidad poblacional de langostino amarillo, colorado o camarón nailon, según corresponda, en cada lance de pesca se estima como:

$$z(x, y) = \frac{C(x, y)}{q \cdot A(x, y)}$$

donde $C(x,y)$ es la captura en peso en la estación de muestreo (x,y) ; x es la latitud, y es la longitud; $0 < q \leq 1$ es el coeficiente de capturabilidad local, definido como la fracción del stock que se encuentra dentro del área de barrido que es efectivamente capturada; $A(x,y)$ es el área barrida por el aparejo en la estación de muestreo (x,y) . Nótese que a no tiene unidades, mientras que C tiene unidades de captura (por ejemplo, en kg), y A tiene unidades de área (por ejemplo, km^2), lo cual resulta en que z tiene unidades de captura por unidad de área, o CPUA (por ejemplo, kg/km^2).

4.5.1.2. Estimadores de la densidad media

La media muestral se reconoce como un estimador insesgado de la media poblacional independiente de la distribución subyacente desde donde es tomada la muestra aleatoria. Sin embargo, en los estudios de área barrida, la distribución de probabilidad de la densidad local es frecuentemente altamente sesgada, donde además la desviación estándar es mucho mayor que la

media, lo que representa serios problemas para el uso de la media muestral como un estimador de la media poblacional (Grosslein, 1971; Pennington, 1996). En tal caso, la media muestral en si misma, tiene una distribución sesgada, convergiendo a una distribución normal simétrica sólo cuando el tamaño de muestra se hace infinitamente grande (asintóticamente normal).

Cuando se muestrea desde una distribución sesgada, como es el caso de los datos de arrastre de fondo de langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon, con un tamaño de muestra pequeño a moderado (a veces limitado presupuestariamente), el estimador de densidad media poblacional es bastante sensible a la presencia de observaciones infrecuentemente altas, las que tienden a sobreestimar la media poblacional. La extensión de dicha sobreestimación depende, en gran parte, de cuan extrema es la observación (Syrjala, 2000). De la misma manera, el estimador de varianza de la media muestral será mucho mayor, indicando una muy poca precisión del estimador de la media.

Diversos son los estimadores históricamente utilizados en las estimaciones de biomasa de los recursos objeto de estudio. A continuación se presentan varios de ellos, los que serán evaluados en cuanto a su robustez para datos cruceros de evaluación langostino amarillo en la III y IV Regiones.

4.5.1.2.1. Estimador geoestadístico

Este enfoque se basa en la integración a través de la grilla generada por kriging dentro de un polígono que define el área del stock en cada estrato o foco de abundancia. Dentro de cada uno de estos polígonos, la densidad media (z^*) se obtiene promediando las estimaciones locales calculadas en cada uno de los m nodos de la grilla que cubre cada área de estudio. La biomasa total (B) (de cada sexo por estrato y foco de abundancia), es estimada a través del producto entre la densidad media obtenida por kriging (z_{kg}^*), el área total cubierta por el stock, S , y el recíproco del coeficiente de capturabilidad local promedio, cuya expresión es:

$$\hat{B} = \frac{1}{\bar{a}} \hat{S} \cdot z_{kg}^*$$

El área S no puede ser estimada estadísticamente utilizando la teoría intrínseca de la geoestadística pues esta teoría no permite ‘efecto de borde’, es decir, interacción entre la densidad y el hábitat (Petitgas y Lafont 1997). Sin embargo, es posible estimar S y su varianza de estimación transformando los datos de $z(x,y)$ con la función indicadora para utilizar luego la teoría geoestadística transitiva (Petitgas y Lafont 1997). Consideremos por ahora sólo la varianza de estimación del estimador de la media zonal, cuya forma es

$$z_{kg}^* = \frac{1}{m} \sum_{j=1}^m z^*(x_j, y_j) \approx \frac{1}{S} \int_S z(x, y) dx dy$$

La varianza debida sólo al hecho de observar una realización del proceso estocástico que se supone da origen a los datos se calcula utilizando la teoría intrínseca de la geoestadística (Petitgas y Lafont 1997). La varianza de estimación de z_{kg}^* corresponde al varianza del error, de la forma

$$\sigma_{kg}^2 = E\left[(z - z_{kg}^*)^2\right] = 2\bar{\gamma}_{\{z(\cdot)\}S} - \bar{\gamma}_{SS} - \bar{\gamma}_{\{z(\cdot)\}}$$

donde el operador esperanza se desarrolla en términos del variograma en lugar de la covarianza como se hace usualmente.

El primer término al lado derecho de la precedente es el variograma promedio para todas las distancias entre cada uno de los puntos observados (elementos del conjunto $\{z(\cdot)\}$) y todos los puntos del área S . El segundo término es el variograma promedio para todas las distancias entre los puntos en el área S (observados o no). El tercer término es el variograma promedio para todas las distancias entre todos los puntos observados (todos los elementos del conjunto $\{z(\cdot)\}$).

4.5.1.2.2. Método de la Distribución Delta-lognormal

Considerando que la captura por unidad de esfuerzo (CPUE = CPUA) en las faenas de pesca comerciales y científicas orientadas a crustáceos como camarón nailon y langostinos (colorado y amarillo) se distribuye en forma asimétrica lognormal, entonces, para cuantificar la biomasa de

este recurso, ignorando criterios espaciales, es posible utilizar un estimador de densidad media derivado del modelo de la Distribución Delta, cuya forma simplemente es

$$B_0(f) = A_{ln}(f) \cdot Area(f)$$

donde $B_0(f)$ es la biomasa (toneladas) en el foco (f), $A_{ln}(f)$ es el estimador Finney-Sichel (Finney, 1941) de la media log-normal (ton/km²) en el foco (f), $Area(f)$ es el área total (km²) de distribución del recurso en el foco (f).

De acuerdo a McConnaughey y Conquest (1993), el estimador Finney-Sichel (FS), equivale al estimador de máxima verosimilitud de los datos log-normales, y está dado por la siguiente expresión:

$$FS = \frac{m}{n} \cdot e^{\overline{CPUE}_{ln}} \cdot \phi_m(\sigma)$$

siendo m el número de lances con captura del recurso objetivo, n el número de lances totales efectuados, $CPUE_{ln}$ la densidad media transformada a logaritmo natural, $\phi_m(\sigma)$ una serie infinita en función de la varianza (s^2) de las CPUE transformadas a logaritmo natural.

La serie $\phi_m(\sigma)$ está definida por la siguiente expresión:

$$\phi_m(\sigma) = 1 + (m-1) \frac{\sigma}{m} + \frac{(m-1)^3 \sigma^2}{2! m^2 (m+1)} + \frac{(m-1)^5 \sigma^3}{3! m^3 (m+1)(m+3)} + \dots$$

donde el parámetro σ , corresponde a la mitad de la varianza de las CPUE transformadas a logaritmo natural ($s^2/2$).

Los límites de confianza del estimado de biomasa media explotable, efectuado con las CPUE transformadas a logaritmo natural, no son simétricos y quedan expresados en función del estadístico tabulado H_α (obtenido de las tablas de Land, 1975), que establece valores distintos considerando la asimetría de la distribución analizada, luego el límite superior (LS) y el inferior (LI) son:

$$LI = B_0 - \left(Area(f) * e^{\left(\overline{CPUE}_{ln} + \frac{s^2}{2} + H_\alpha * \frac{s}{\sqrt{m-1}} \right)} \right)$$

$$LS = B_0 + \left(Area(f) * e^{\left(\overline{CPUE}_{ln} + \frac{s^2}{2} + H_{1-\alpha} * \frac{s}{\sqrt{m-1}} \right)} \right)$$

donde H_α es un estadístico tabulado en función de α , $m-1$ y s (Land, 1975).

4.5.1.2.3. Estimador de razón

No obstante, el estimador de razón es considerado poco robusto como estimador de la densidad media, dado que es altamente influenciado por los valores muestrales (especialmente cuando existen valores atípicos), se ha optado por considerarlo aquí como un referente de comparación, debido a que es frecuentemente utilizado por otros grupos de investigación nacionales.

El estimador de razón, como estimador de la densidad media, corresponde a la razón entre la captura obtenida en una unidad espacial cualquiera y el esfuerzo de pesca (área barrida, AB) correspondiente a esa unidad, lo anterior se representa como:

$$\overline{CPUA}_k = \frac{\sum_{i=1}^n C_i}{\sum_{i=1}^n AB_i}$$

donde \overline{CPUA}_k es la densidad media (captura por unidad de área, ton/km²) en la k -ésima unidad espacial (foco de abundancia), C_i es la captura (tons) en todos los i lances dentro de la unidad espacial evaluada y AB_i es la unidad de esfuerzo de pesca aplicada.

La varianza del estimador de razón, dado que es no paramétrico, se calculó (para cada una de las unidades espaciales = focos de abundancia) mediante remuestreo aleatorio con reemplazo. Luego,

los intervalos de confianza fueron construidos mediante el método del percentil corregido (Efron, 1982).

El estimador de biomasa para el estimador de razón está dado por el producto entre el estimador de densidad media (\overline{CPUA}_k) del foco de abundancia k y su respectiva área (A_k , km²), esto es,

$$B_0^k = A_k \cdot \overline{CPUA}_k$$

Luego, la varianza de la biomasa se estima como la varianza del producto de una variable y una constante mediante la siguiente expresión:

$$Var(B_0^k) = Var(A_k \cdot \overline{CPUA}_k)$$

entonces,

$$Var(B_0^k) = A_k^2 \cdot Var(\overline{CPUA}_k)$$

4.5.1.2.4. Media de grupos aleatorios

El estimador de \overline{CPUA}_{GA} basado en grupos aleatorios corresponde a la siguiente expresión:

$$\overline{CPUA}_{GA} = \frac{1}{g} \sum_{k=1}^g \overline{CPUA}_k \qquad \overline{CPUA}_k = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m CPAU_i$$

donde \overline{CPUA}_k es la captura por unidad de área media del grupo aleatorio k ; g es el número total de grupos formados con m lances cada uno y $CPUA_i$ es la captura por unidad de área del i -ésimo lance.

4.5.1.2.5. Microceldas de estimación geoestadística

Este enfoque se deriva del análisis geoestadístico, particularmente del kriging, y consiste de tres pasos fundamentales:

1. Definición de una grilla de interpolación con tamaño de malla regular de dimensiones conocidas de tamaño menor a la distancia promedio entre estaciones de muestreo, por ejemplo $1 \times 1 \text{ km}^2$, al interior de los focos de abundancia. Luego, el nodo de la grilla se asume el punto medio (x_0, y_0) de un polígono regular de tamaño (superficie) también conocido o celda de estimación.
2. Aprovechando las propiedades del kriging (y sus parámetros), junto con los parámetros del variograma teórico calculados después de la validación cruzada, se estima la densidad local ($Z(x_0, y_0)$) en los puntos medios de las celdas antes definidas según la expresión:

$$z^*(x_0, y_0) = \sum_{i=1}^n \omega_i z(x_i, y_i)$$

donde ω_i representa las ponderaciones (del algoritmo de kriging) asignadas a cada localidad muestreada.

El algoritmo de estimación de la densidad local por kriging implementado en el módulo Spatial Stat del paquete estadístico S-Plus 2000 permite la estimación del error de estimación del estimador de densidad local en el punto (x_0, y_0) . Luego, si se asume que el error de estimación es equivalente al error estándar del estimador se cuenta así con $n(x_0, y_0)$ valores de densidad media, su error estándar e intervalos de confianza correspondiente.

3. Se calcula la biomasa al interior de cada celda de estimación como el producto entre el área de la celda y su densidad local:

$$B_{(x_0, y_0)} = A_{(x_0, y_0)} \cdot z^*(x_0, y_0)$$

con intervalos de confianza equivalentes a:

$$LI(B_{(x_0, y_0)}) = A_{(x_0, y_0)} \cdot LI(z^*(x_0, y_0))$$

y

$$LS(B_{(x_0, y_0)}) = A_{(x_0, y_0)} \cdot LS(z^*(x_0, y_0))$$

Por lo tanto, el estimador de biomasa e intervalos de confianza corresponderán a la sumatoria de los $n(x_0, y_0)$ celdas de estimación calculadas para cada foco de abundancia k , esto es:

$$B_k = \sum_{i=1}^{n(x_0, y_0)} B_{(x_0, y_0)_i}^k$$

$$LI(B_k) = \sum_{i=1}^{n(x_0, y_0)} LI(B_{(x_0, y_0)_i}^k) \quad LS(B_k) = \sum_{i=1}^{n(x_0, y_0)} LS(B_{(x_0, y_0)_i}^k)$$

4.5.1.2.6. Método de Estimación de la Biomasa de Thompson (1992)

Supuestos del modelo

Asumiendo que al interior de cada estrato la distribución de la biomasa es relativamente homogénea, entonces es posible cumplir con los supuestos asociados a la estrategia de muestreo sistemático que requiere que el recurso se distribuya uniformemente en toda el área (Cochran, 1977; Thompson, 1992). Con esta estrategia de muestreo se consiguen tres objetivos, a saber:

- primero, aumentar la intensidad de muestreo en las zonas de mayor abundancia, como se ha establecido en las Bases;
- segundo, se reduce la varianza del estimador al considerar separadamente estratos internamente homogéneos; ello, según lo establecido por la teoría de muestreo, tiende a reducir la varianza y los tamaños muestrales mínimos necesarios para lograr a misma precisión y confianza de los estimadores; y,
- el muestreo independiente dentro de los focos o zonas de abundancia permite obtener una estimación estadística objetiva del área del stock en cada área por separado.

Esta estrategia de muestreo permite estimar con relativa facilidad la abundancia promedio \bar{y}_{ST} y su varianza respectiva $Var(\bar{y}_{ST})$, mediante las expresiones

Sea L el número de estratos considerados, luego N_h y n_h , $h = 1, 2, \dots, L$, corresponden al tamaño del estrato y de la muestra seleccionada desde es estrato h respectivo, entonces los estimadores de la media y varianzas poblacionales son, respectivamente

$$\bar{y}_{ST} = \sum_{h=1}^L W_h \cdot \bar{y}_h$$

$$Var(\bar{y}_{ST}) = \left(\sum_{h=1}^L W_h^2 \right) \cdot Var(\bar{y}_h),$$

cuyo estimador muestral es de la forma

$$S^2(\bar{y}_{ST}) = \sum_{h=1}^L W_h^2 \frac{S_h^2}{n_h} \frac{N_h - n_h}{N_h}$$

donde \bar{y}_h es el promedio muestral y S_h^2 la varianza muestral de cada estrato h , con $h = 1, 2, \dots, L$; W_h corresponde a un coeficiente de ponderación por estrato y que puede estar determinado, por ejemplo, por el tamaño de cada estrato.

De esta misma forma, considerando $N = \sum_{h=1}^L N_h$, pueden obtenerse los estimadores para los totales poblacionales

$$\hat{Y}_{ST} = N \cdot \bar{y}_{ST}$$

con varianza estimada por

$$S^2(\hat{Y}_{ST}) = \sum_{h=1}^L N_h (N_h - n_h) \frac{S_h^2}{n_h}$$

A partir de estas expresiones es posible obtener los límites de confianza para el total poblacional mediante la expresión

$$N \cdot \bar{y}_{ST} \pm t_{1-\alpha/2} \sqrt{\sum_{h=1}^L N_h (N_h - n_h) \frac{S_h^2}{n_h}}$$

En que $t_{1-\alpha/2}$ corresponde al percentil $(1-\alpha/2)(/)*100\%$ de la distribución t-student. Usamos para estos efectos una distribución studentizada, debido a que no conocemos el valor verdadero de la varianza poblacional. Cuando los tamaños muestrales son suficientemente grandes, esta distribución puede aproximarse, sin embargo, a la distribución normal, utilizando en dicho caso,

$$N \cdot \bar{y}_{ST} \pm z_{1-\alpha/2} \sqrt{\sum_{h=1}^L N_h (N_h - n_h) \frac{S_h^2}{n_h}}$$

Los criterios de ponderación de los estratos obedecen en este caso a una asignación de ponderaciones proporcionales al tamaño de cada estrato (medido en km^2).

El error asociado en la estimación depende de tres factores: (i) el tamaño de la muestra, (ii) el nivel de confianza (se utilizará el 95%) y (iii) la varianza (hasta el momento desconocida). En consecuencia, el error asociado a la estimación de biomasa será determinado a partir del intervalo de confianza una vez conocidas las varianzas muestrales.

En resumen, en estudios de evaluación directa de la biomasa de recursos bentónicos como el camarón nailon, la estrategia tradicional ha sido aplicar, a la luz de los resultados obtenidos, esquemas de muestreo estadísticamente inadecuados para las características distribucionales de la población en toda el área, posiblemente y, entre otras razones, por condicionamientos impuestos por el tipo de análisis a realizar (los que requieren de un cierto patrón para la distribución espacial de las muestras). En términos generales, el tipo de muestreo propuesto ahora implica mayor eficiencia en el uso del esfuerzo de muestreo, mayor precisión en la determinación de los focos de abundancia y la obtención de estimadores más eficientes (respecto del error cuadrático medio).

4.5.2. Comparación de estimadores de CPUA

La media muestral se reconoce como un estimador insesgado de la media poblacional independiente de la distribución subyacente desde donde es tomada la muestra aleatoria. Sin embargo, en los estudios de área barrida, la distribución de probabilidad de la densidad local es

frecuentemente altamente sesgada, donde además la desviación estándar es mucho mayor que la media, lo que representa serios problemas para el uso de la media muestral como un estimador de la media poblacional (Grosslein, 1971; Pennington, 1996). En tal caso, la media muestral en si misma, tiene una distribución sesgada, convergiendo a una distribución normal simétrica sólo cuando el tamaño de muestra se hace infinitamente grande (asintóticamente normal).

Cuando se muestrea desde una distribución sesgada, como es el caso de los datos de arrastre de fondo de langostino amarillo, langostino colorado o camarón nailon, con un tamaño de muestra pequeño a moderado (a veces limitado presupuestariamente), el estimador de densidad media poblacional es bastante sensible a la presencia de observaciones infrecuentemente altas, las que tienden a sobreestimar la media poblacional. La extensión de dicha sobreestimación depende, en gran parte, de cuan extrema es la observación (Syrjala, 2000). De la misma manera, el estimador de varianza de la media muestral será mucho mayor, indicando muy poca precisión del estimador de la media.

Simulaciones realizadas con datos de densidad tomados del Proyecto FIP N° 2006-04 de manera de trabajar con datos reales de cpua, para una grilla regular de muestreo (Fig. 26) indican que en el caso de la media aritmética, a medida que disminuye el número de estaciones positivas, la media muestral se reduce de manera proporcional (Fig. 27).

Adicionalmente, en el caso de la varianza del estimador de biomasa, medido a través del intervalo de confianza, se observa que con una disminución del número de estaciones positivas el intervalo se incrementa (Fig. 27).

En el caso del estimador de razón como medida de la densidad poblacional promedio, no obstante que no se observa una tendencia decreciente a medida que se reduce el número de estaciones positivas, si se incrementa su variabilidad (Fig. 28), lo que conduce a estimaciones de biomasa hasta 1,2 veces superiores a la observada, cuando se cuenta con el 100% de estaciones positivas para el recurso objetivo o hasta un 20% menor (Fig. 29).

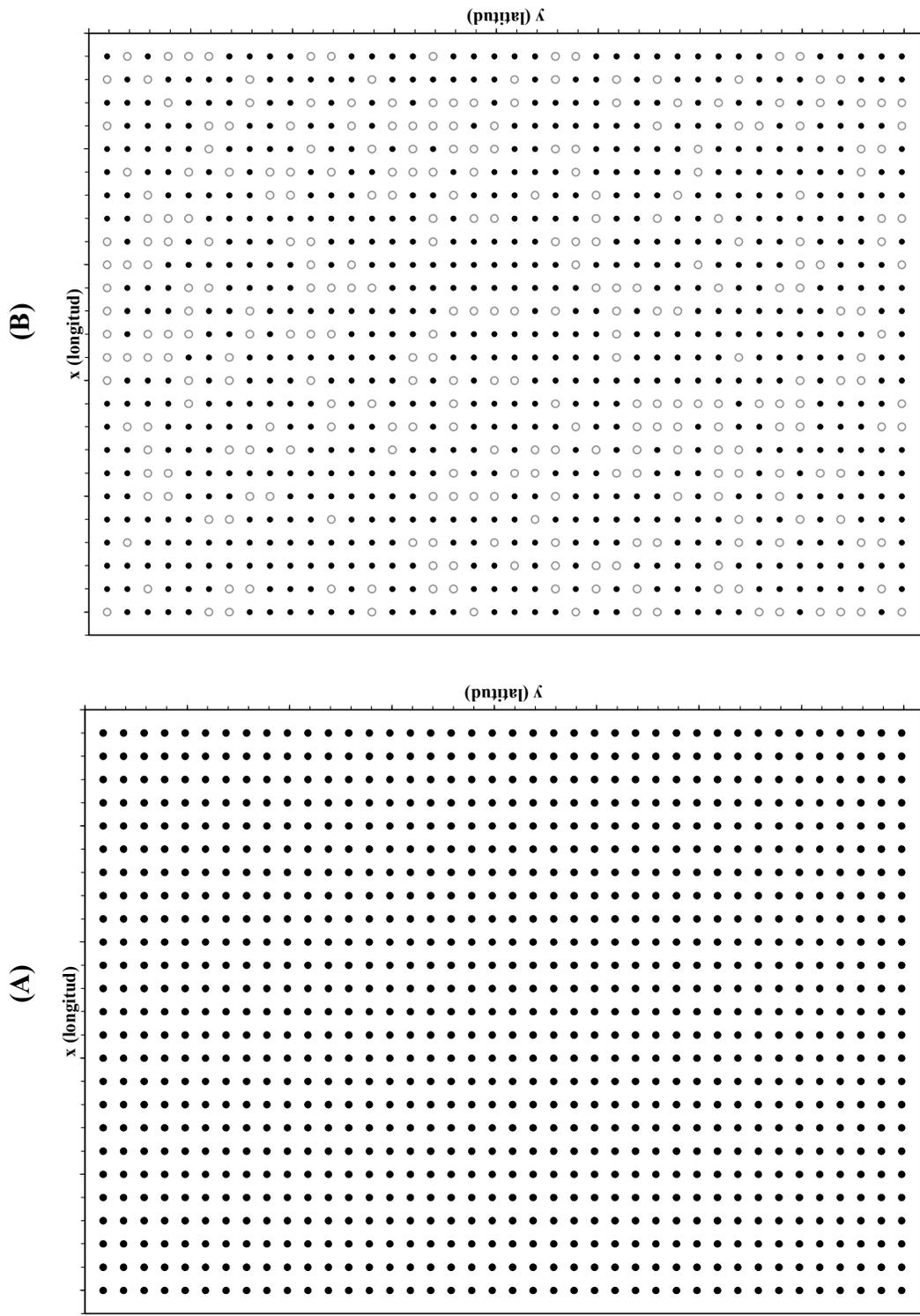


Fig. 26. Simulación de una grilla de muestreo. (A) 100% estaciones positivas para recurso objetivo; (B) 70% estaciones positivas para recurso objetivo.

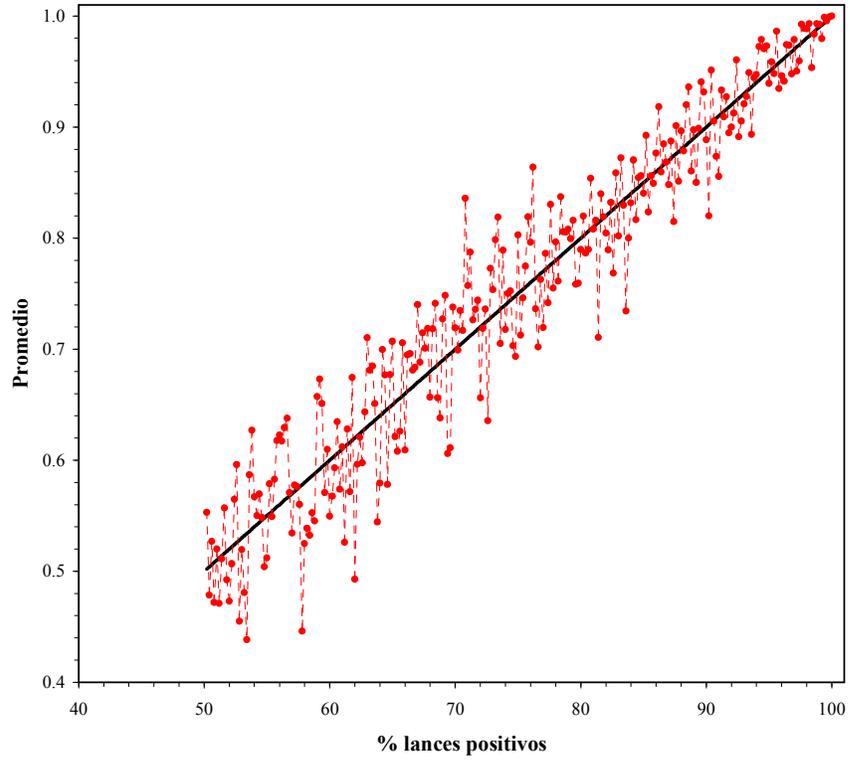


Fig. 27. Disminución de la densidad media poblacional en el caso del estimador de la media aritmética. La línea negra continua representa la reducción de la media aritmética cuando la densidad es homogénea en toda el área de estudio.

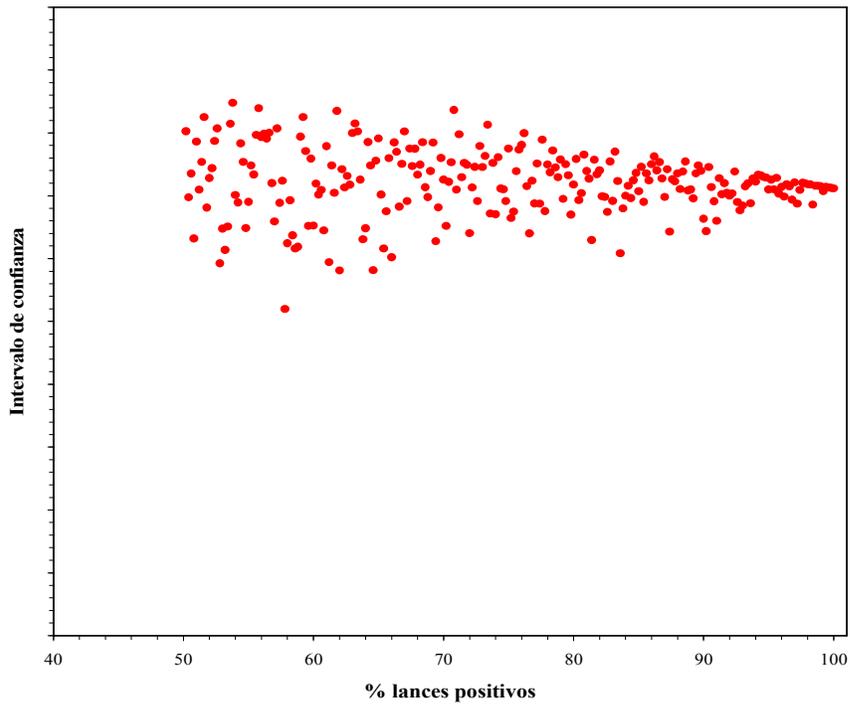


Fig. 28. Intervalo de confianza de la estimación de biomasa para la media aritmética.

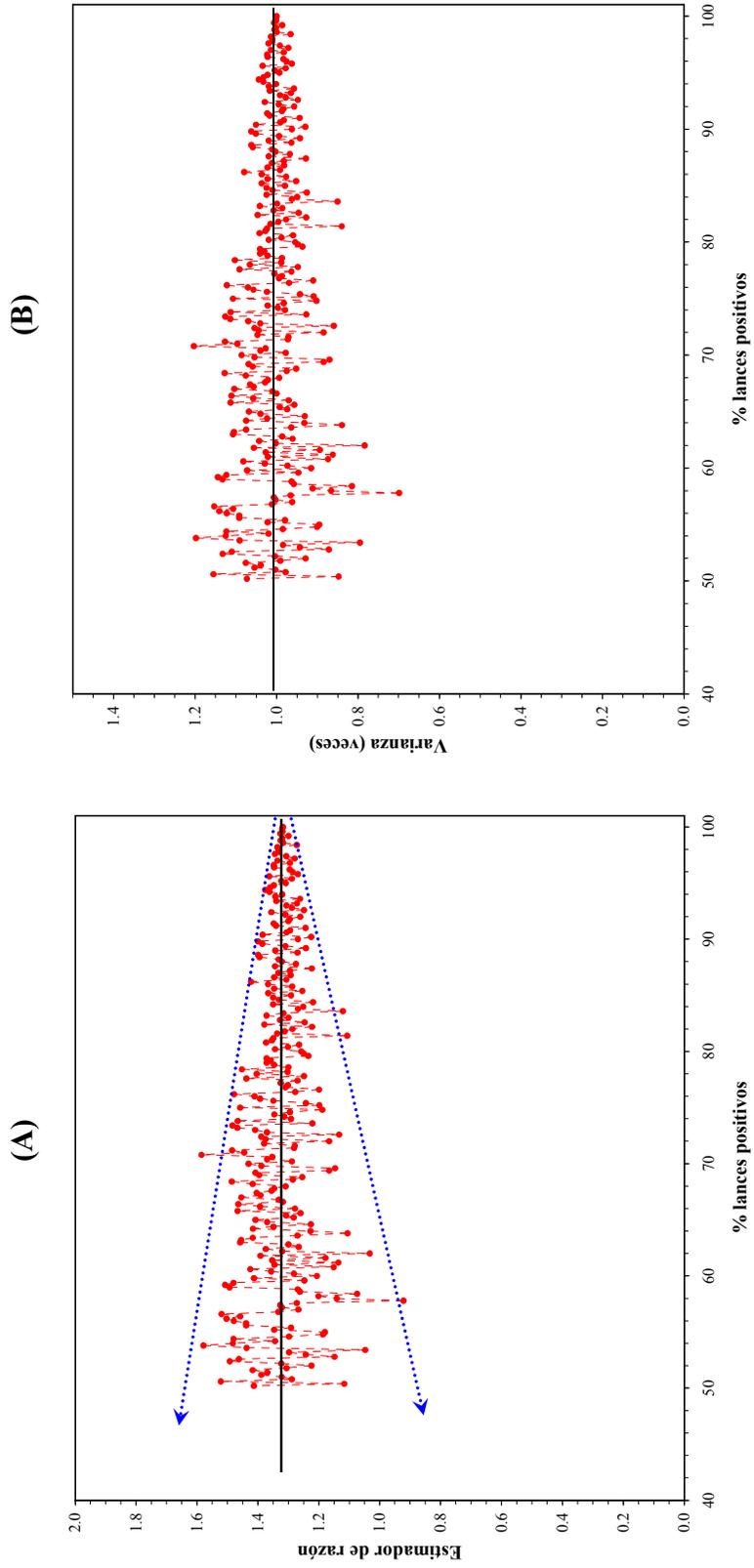


Fig. 29. Simulación de la densidad poblacional medida a través del estimador de razón (A); y varianza de la estimación de biomasa (número de veces respecto de un 100% de estaciones positivas para el recurso objetivo) (B).

Al respecto, cuando disminuye la proporción de estaciones positivas para el recurso objetivo, la densidad media calculada por el método Delta Lognormal, muestra una tendencia decreciente similar a la observada en el caso del estimador de la Media Aritmética.

Por otro lado, en el caso del estimador geoestadístico intrínseco (o sólo estimador geoestadístico), a medida que se reduce el número de estaciones positivas, la media poblacional también muestra esa tendencia, pero en magnitudes poco significativas, comparado con el estimador Delta Lognormal (Fig. 30).

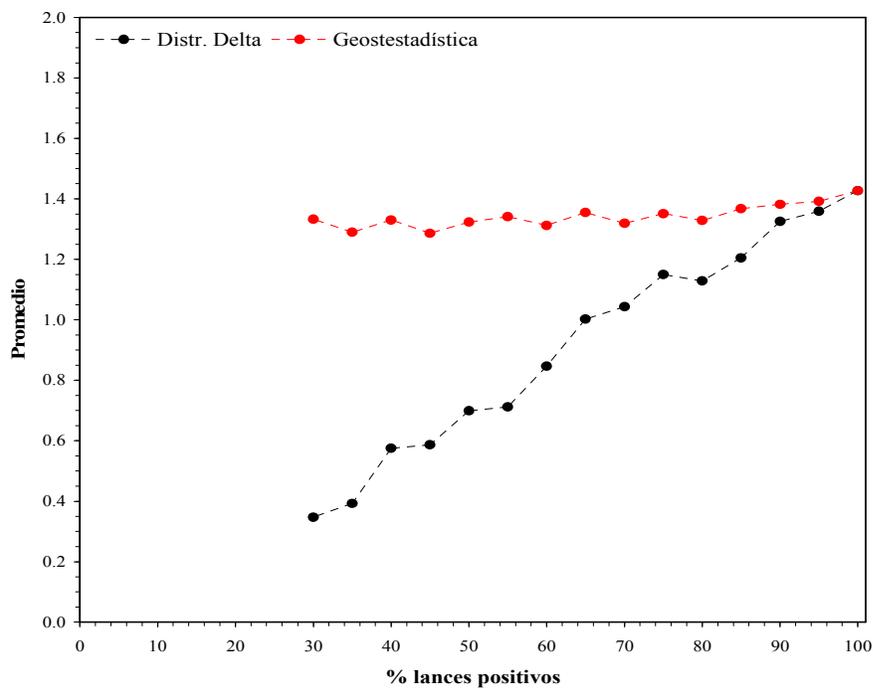


Fig. 30. Disminución de la densidad media poblacional en el caso del estimador de la Distribución Delta Lognormal (puntos negros) y el estimador geoestadístico (puntos rojos).

En el caso del estimador de densidad poblacional según el método de la Distribución Delta lognormal, para que éste sea utilizado con propiedad, se debe dar la condición que la distribución de probabilidad del logaritmo de los valores no-cero debe ser normal (Syrjala, 2000). En consecuencia, las simulaciones se realizaron sólo cambiando la proporción de valores cero en la muestra.

Para la varianza de estimación de la biomasa, medida como la cantidad de veces que se incrementa (o disminuye) respecto de un 100% de estaciones positivas, se observa que con el estimador geoestadístico, esta variación no sobrepasa las 2,2 veces. En cambio, con el estimador de la Distribución Delta Lognormal, la razón de cambio de la varianza de estimación se incrementa en hasta 18 veces (Fig. 31).

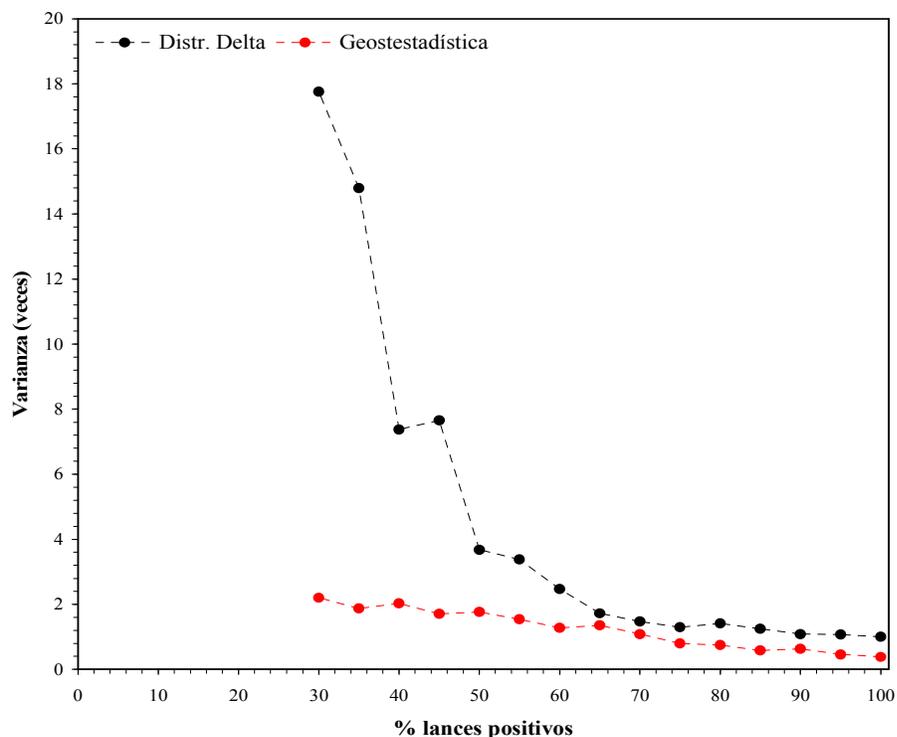


Fig. 31. Razón de la varianza de estimación de la biomasa (número de veces respecto de un 100% estaciones positivas) según el estimador de la Distribución Delta Lognormal (puntos negros) y el estimador geoestadístico (puntos rojos).

En atención a los antecedentes anteriores, el “**mejor estimador de densidad media**” para el cálculo de la biomasa vulnerable de langostino amarillo y langostino colorado corresponde al estimador geoestadístico. Cabe señalar que no obstante que se indicó que se usaron datos del proyecto FIP N° 2006-04 “Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2006”, los resultados alcanzados de las simulaciones son completamente aplicables al caso que hubiesen sido datos de camarón nailon. El propósito de utilizar datos de ese proyecto sólo apuntó al hecho de trabajar con datos reales de cpua.

Adicionalmente, para el análisis de comparación entre estimadores de densidad media, poco importa si los datos simulados provienen de un estudio de langostinos o de uno de camarón nailon, por cuanto son datos simulados, en particular cuando se trata de los estimadores basados en la media aritmética, estimador de razón o método Delta Lognormal debido a que esos son enfoques **no-espacialmente explícitos**.

Sin embargo, para el caso del estimador basado en un enfoque geoestadístico, donde la localización en el espacio de la muestra si importa, podría ser relevante el hecho que la muestra simulada provenga de un estudio de langostinos o de camarón nailon, en particular debido a la distribución más restringida longitudinalmente de esta última especie. No obstante lo anterior, el enfoque geoestadístico ha demostrado ser un mejor estimador de densidad media que los otros estimadores analizados, situación que ya ha sido demostrada en el proyecto FIP N° 2006-11 “Evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII Regiones, año 2006” (Acuña et al., 2007b).

4.6. OBJETIVO ESPECÍFICO N° 4

Establecer un protocolo estandarizado de cruceros de pesca de investigación en evaluación directa mediante el método de área barrida.

De acuerdo a lo señalado en el punto 5.6 de los TBR para cumplir con este Objetivo específico se debe Establecer los requisitos básicos que permitan determinar un protocolo estandarizado de las operaciones de pesca de investigación. En él, considerando las características específicas de cada recurso, se debe definir, la época más adecuada para la prospección, el sistema buque - arte a utilizar y la modalidad a llevar a cabo las operaciones de pesca en Areas de Reserva Artesanal. Igualmente, deberá definir el diseño de muestreo más adecuado, en función de la distribución del recurso y el estado de situación en que éste se encuentra.

4.6.1. Distribución de los recursos

Como se ha señalado anteriormente, la distribución de los recursos es un tema de gran importancia cuando se define la estrategia de muestreo que permite evaluar su abundancia y biomasa en el área de estudio. En este capítulo se analizan las distribuciones espaciales de langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon de acuerdo a lo obtenido en los estudios más recientes realizados entre la II y VIII Región.

4.6.1.1. Langostino colorado

Escuela de Ciencias del Mar (2000b) informó haber detectado 3 focos del langostino colorado entre Mejillones y Punta Plata y uno frente a Punta Tórtola en la II Región, con un área de 393 km², dos en la III Región, al sur de Punta Achurra y desde el norte de Caldera hasta Huasco (498,68 km²), y uno en la IV Región, entre Punta Totalillo y Tongoy, con un área de 305,37 km². Canales *et al.* (2002) en su estudio, “*Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII regiones, año 2001*”, señalan como la zona con mayor presencia al sector entre los 24°S y los 28°S, con cuatro focos extensos y continuos, sin grandes distancias entre sí, con un área de 1.450,4 km². Luego señalan haber detectado la presencia de langostino

colorado en torno a Coquimbo sólo en un pequeño foco, de baja cuantía con un área de 129,8 km². Bahamonde *et al.* (2003) en su estudio, “*Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII regiones, año 2002*”, señalan como principal área de agregación de langostino colorado al área comprendida entre el sector sur de Antofagasta (23°45’S) y el norte de Huasco (28°00’S) y señalan una agregación puntual al norte de Coquimbo (29°10’S – 30°10’S) en la IV Región.

Arana *et al.* (2002) señalan como área de distribución del langostino colorado en la IV Región un solo foco delimitado de 189 km² aproximadamente entre Punta Totalillo y Punta Teatinos (29°30’S – 29°50’S), en fondos entre 130 y 375 m de profundidad. Reconocen también haber registrado capturas positivas, todas de carácter aislado, entre Caleta Apollillado y Punta Mar Brava (29°10’S – 29°20’S) y a la altura de Punta Lagunillas (30°05’S). Sin embargo, si estos antecedentes se comparan con los resultados de la operación de la flota en la zona se puede visualizar que la distribución del recurso está claramente subestimada, probablemente debido al diseño de muestreo del estudio ya citado, como se observa en la Figura 32 donde se comparan los datos de Arana *et al.* (2002) con aquellos obtenidos de la operación de la flota. Acuña *et al.* (2004), en su Propuesta Técnica para desarrollar el estudio FIP 2003-03 “*Evaluación directa de langostino colorado entre la III y IV Regiones, año 2003*” generaron por primera vez los “caladeros históricos” del recurso en la III y IV Regiones, con todos los lances positivos recopilados en diversos estudios realizados por la Universidad Católica del Norte y otras Instituciones de investigación, tanto de evaluaciones directas como de monitoreos de la pesquería realizados por la flota industrial y artesanal de esas regiones, los que posteriormente actualizaron para cubrir la zona entre la II y VIII Región, como se muestra en la Figura 33.

Acuña *et al.* (2004), en el estudio FIP N° 2003-03 ya citado, utilizaron el enfoque geoestadístico transitivo para la identificación y delimitación de los focos de abundancia de langostino colorado entre la II y IV Región, identificando la presencia de 14 focos de abundancia o caladeros cubriendo un área total de 707,6 km². La misma metodología empleada por Acuña *et al.* (2004), fue utilizada en las siguientes evaluaciones de la abundancia de langostino colorado entre la II y VIII Regiones, observándose la presencia de 13 focos de abundancia, los que en conjunto cubrieron 1.277,7 km². Al respecto, viene al caso destacar que los focos 2 a 8 señalados por

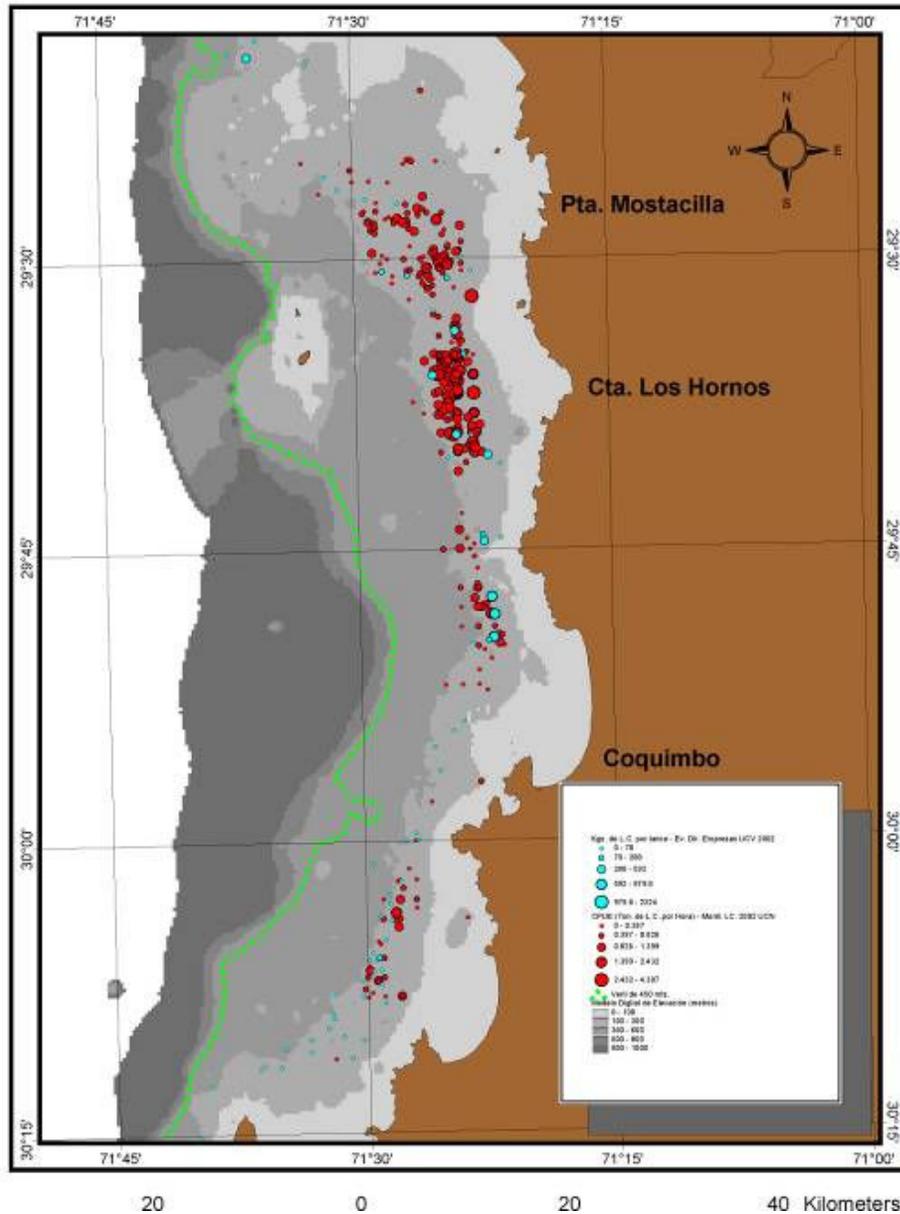
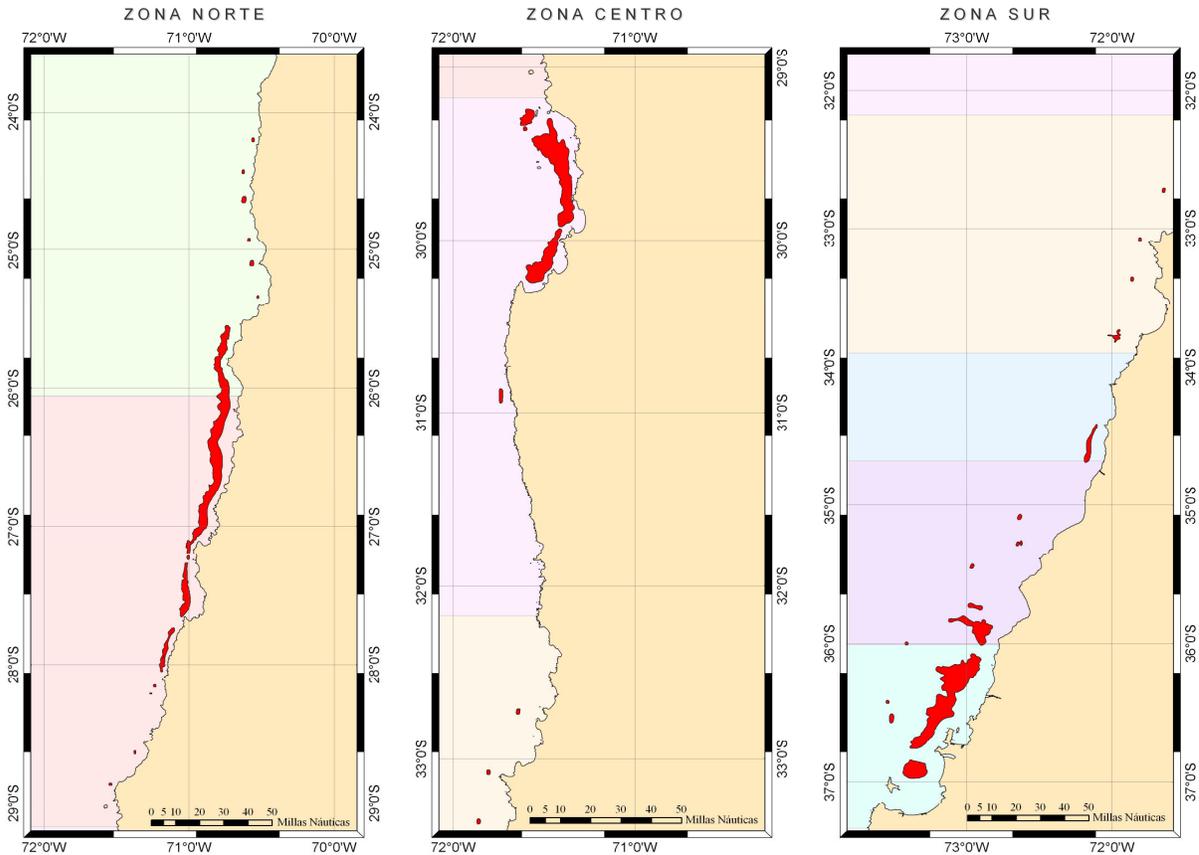


Fig. 32. Distribución de los lances del estudio de Arana *et al.* (2002) (círculos celestes), con respecto a los caladeros de langostino colorado en la IV Región (círculos rojos).

Acuña *et al.* (2004) se habrían expandido y fusionado (aunque contraído en sus extremos) para conformar el Foco 3 identificado en el estudio FIP N° 2004-11 (Acuña *et al.*, 2005a). Durante la ejecución del Proyecto FIP N° 2005-09, estos mismos autores observaron la presencia de 15 focos de abundancia entre la II y IV Regiones, cubriendo un área equivalente a 1.128,14 km² (Acuña *et al.*, 2006), lo que destaca la dinámica de los caladeros de la especie detectados año a año en las evaluaciones directas sucesivas.



Universidad Católica del Norte - Facultad de Ciencias del Mar - Área de Pesquerías - Proyección Geográfica Dátum WGS84

Fig. 33. Caladeros históricos de langostino colorado entre la II y VIII Regiones.

4.6.1.2. Langostino amarillo

La Escuela de Ciencias del Mar (2000a) informa haber detectado una distribución de langostino amarillo discontinua desde 23°48'S hasta los 36°59'S, con 21 agregaciones de abundancia bien definidas en ciertas áreas, con una superficie total de 3.197,4 km². De estos el 51,7% correspondió a la pesquería norte (II – IV Región) y el 48,3% en la pesquería sur (V – VIII Regiones), destacando que el mayor foco fue encontrado frente a la V Región, con 646 km².

Canales *et al.* (2002) señalan como la zona con mayor presencia al sector entre 25°S y 33,5°S, con seis agregaciones (focos) continuas que en general no distaron más de 10 mn entre sí, con un total de 2.758 km². Más al sur identificaron 3 focos con un cambio de continuidad en la

distribución debido al diseño de muestreo comprometido entre la V-VIII región, zona en la que se evaluaron los caladeros de pesca tradicionales del recurso, con un total de 1.773,1 km².

Bahamonde *et al.* (2003) señalan que el recurso presentó una extensa zona de 7 focos de agregación entre Caldera (27°S) y Valparaíso (33°15'S). Más al sur detectaron 4 agregaciones, encontrándose principalmente y de manera puntual al oeste de Talcahuano (36° - 36°40'S). Arana *et al.* (2002) señalan como área de distribución del langostino amarillo en la IV Región tres focos entre los 29°10' - 30°10'S, con 400 km² y cinco focos entre Lengua de Vaca y el límite con la V Región (423 km²). Según los antecedentes recopilados por la Universidad Católica del Norte en los últimos 8 años, tanto de evaluaciones directas como de monitoreos de la pesquería realizados por la flota industrial y artesanal de la III y IV Región, los caladeros de langostino amarillo para esa zona son los que se muestran en la Figura 34. Los antecedentes de la IV Región fueron ratificados en el monitoreo de las capturas realizadas por la flota durante una Pesca de Investigación de langostino amarillo a fines del año 2001 (Acuña *et al.*, 2002b, c) en la III y IV Región. Acuña *et al.* (2005a), en su Propuesta Técnica para desarrollar el estudio FIP N° 2004-11 “Evaluación directa de langostino amarillo y langostino colorado entre la III y VIII Regiones, año 2004” generaron por primera vez los “caladeros históricos” del recurso en esa zona, con todos los lances positivos recopilados en diversos estudios realizados por la Universidad Católica del Norte y otras Instituciones, tanto de evaluaciones directas como de monitoreos de la pesquería realizados por la flota industrial y artesanal en esas regiones, como se muestra en la Figura 35.

El estudio realizado por Bahamonde *et al.* (2004) indica que el langostino amarillo presentó una extensa zona de distribución casi continua desde el sector norte de Chañaral (26°10'S) hasta el sector de Pichilemu (34°40'S), y agregaciones menores más al sur, en particular frente a Constitución (35°10'S a 35°15'S), frente a Punta Los Maquis (36°01'S a 36°08'S) y en el área comprendida entre Punta Mela (36°16'S) y la Península de Tumbes (36°40'S).

La distribución de langostino amarillo, de acuerdo a Bahamonde *et al.* (2004) se registró en 13 focos de abundancia o caladeros, siete de los cuales se encontraron en la unidad de pesquería norte (II a IV Regiones) y seis en la unidad de pesquería sur (V a VIII Regiones). En la unidad de pesquería norte, el langostino amarillo se concentró en 5 focos de abundancia en la III Región, de

los cuales uno es compartido con la IV Región, y 2 focos de abundancia en la IV Región, sumando un área total de 1.895 km².

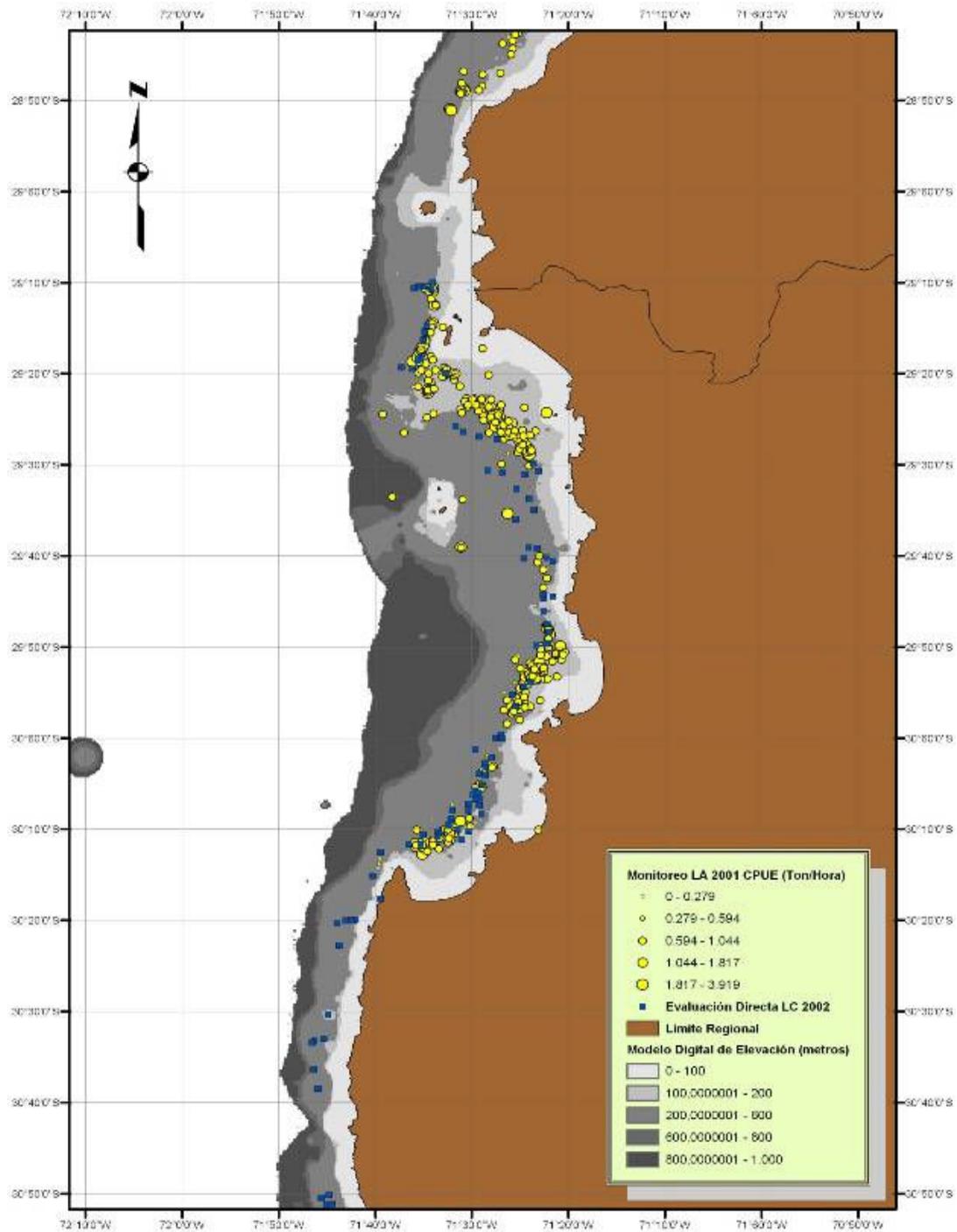
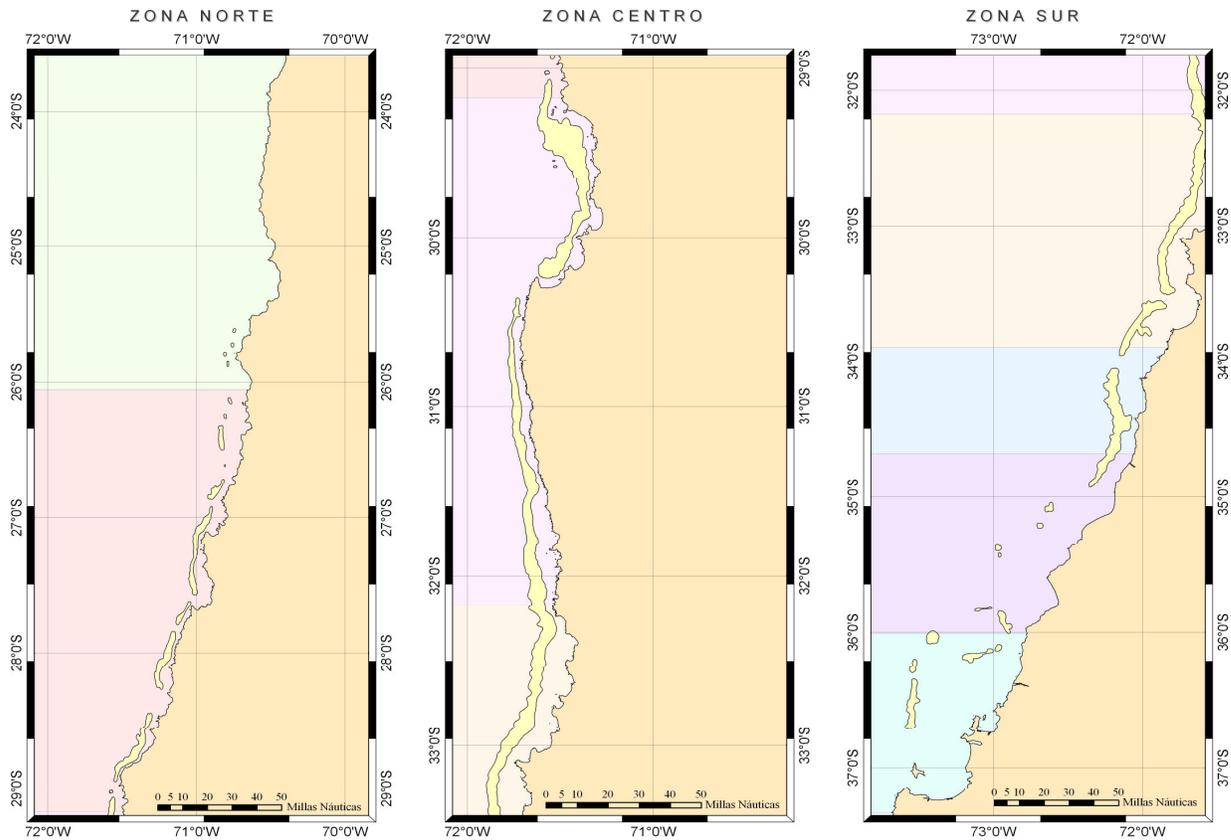


Fig. 34. Distribución de los lances del estudio de Arana *et al.* (2002) (círculos azules), con respecto a los caladeros de langostino amarillo en la IV Región (círculos amarillos).



Universidad Católica del Norte - Facultad de Ciencias del Mar - Área de Pesquerías - Proyección Geográfica Dátum WGS84

Fig. 35. Caladeros históricos de langostino amarillo entre la II y VIII Regiones.

En el estudio FIP N° 2004-11, se identificaron 18 focos de abundancia entre la II y IV Regiones, cubriendo un área total de 2.149,4 km². A diferencia de los estudios anteriores revisados, (Escuela de Ciencias del Mar, 2000a; Canales *et al.*, 2002; Arana *et al.*, 2002; Bahamonde *et al.*, 2003; Bahamonde *et al.*, 2004), en este estudio se detectó un número mayor de focos, destacándose la presencia de un núcleo de abundancia en la II Región no registrado por los estudios anteriores citados. Adicionalmente, cabe destacar la similitud de la forma y tamaño del Foco 18 de este estudio (30°38' - 32°11'S, 742,6 km²) y el Foco 7 (30°33'S - 32°00'S, 737,0 km²) reportado por Bahamonde *et al.* (2004).

Por el contrario, es notoria la diferencia entre el estudio de Bahamonde *et al.* (2004) y el estudio FIP N° 2004-11 (Acuña *et al.*, 2005a) respecto de la identificación de focos de abundancia entre los 29°S y 30°20'S. Al respecto, Bahamonde *et al.* (*op. cit.*) detectaron un solo foco de

abundancia con un área equivalente a 60 km², a diferencia de lo encontrado en este estudio que identificó 2 focos de abundancia (Foco 15 y 16) con un área conjunta de 827,4 km². Lo propio ocurre en el estudio FIP N° 2005-09 (Acuña *et al.*, 2006), donde se identificaron 12 focos de abundancia entre la II y IV Regiones, cubriendo un área total de 1.921,4 km². El mayor número de focos de abundancia detectado en estos estudios se atribuye tanto al diseño de muestreo, como al enfoque de estimación utilizado, esto es, a la estimación del área de los focos de abundancia mediante el enfoque geoestadístico transitivo.

4.6.1.3. Camarón nailon

Acuña *et al.* (2002a), señalan que el análisis de la distribución espacial de los lances de pesca positivos y negativos para camarón nailon, y el valor de la captura por unidad de área barrida (CPUE = CPUA; ton/mn²), por latitud, reveló la presencia de 15 caladeros en el área de estudio (II a VIII Regiones), cuyos límites fueron determinados cartografiando todos los lances de pesca e interpolando el área de distribución de camarón nailon según antecedentes históricos y biológico-pesqueros (régimen de operación de la flota pesquera camaronera). Además, se contó con información adicional correspondiente a lances de pesca positivos para la especie, realizados en los cruceros de langostinos, en el marco del proyecto FIP N° 2001-06 (Figura 36).

En el año 2002, Arana *et al.* (2003a), encontraron que en fondos marinos entre la II y IV Regiones la cobertura espacial de camarón nailon fue prácticamente continua. Hacia en norte del sector prospectado, específicamente en las regiones de Coquimbo y Atacama, la presencia de una plataforma continental estrecha determinó una delgada franja de abundancia, la cual, según las características topográficas del fondo, implicó que gran parte de las capturas de camarón nailon se realizaran dentro del ARPA (Area de Reserva a la Pesca Artesanal). De Valparaíso al sur, se apreció la progresiva desaparición de la continuidad espacial observada en la zona norte. Dicha tendencia se intensificó al sur del cañón submarino de San Antonio, y determinó la existencia de caladeros o conglomerados de abundancia independientes al sur de Punta Duao (35°00'S).

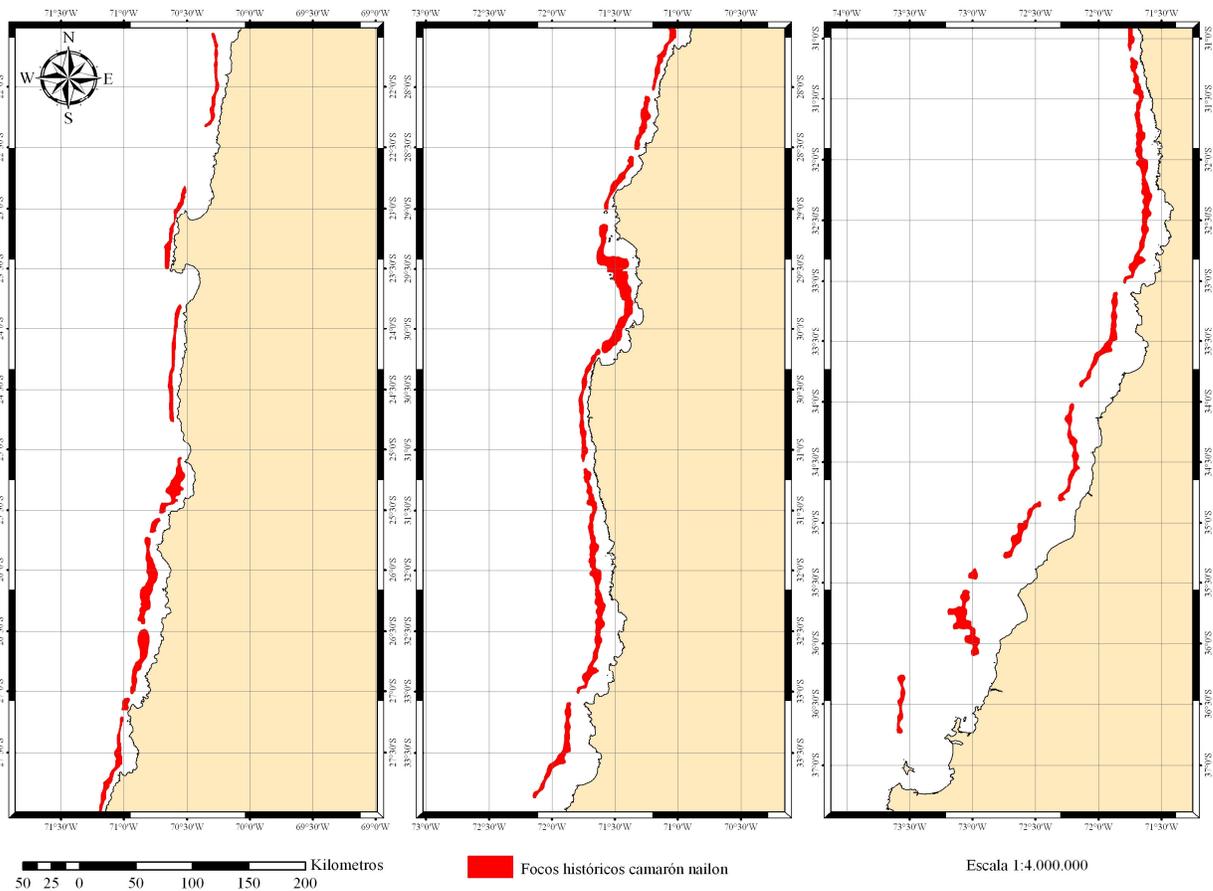


Fig. 36. Caladeros históricos de camarón nailon, entre la II y VIII región.

Del mismo modo, en las regiones VII y VIII, resultó notoria la presencia de camarón nailon en torno al veril de los 300 m de profundidad frente al sector de Carranza-Punta Achira y entre Punta Achira y Concepción.

La distribución espacial de camarón nailon en el año 2003 (Arana *et al.*, 2003b), fue exactamente la misma a la observada en el año 2002. En efecto, en el informe presentado por Arana *et al.* (2003b), la sección resultados del Objetivo Específico 1 sobre la distribución espacial de camarón nailon, se repiten exactamente los mismos párrafos presentados el año anterior en el marco del proyecto FIP N° 2002-05 (Arana *et al.*, 2003a). Una situación similar ocurrió en el Informe Final del proyecto FIP N° 2004-10 presentado por Arana *et al.* (2004), en cuanto al primer párrafo de los resultados del Objetivo Específico 1. En el mismo estudio (FIP N° 2004-10), Arana *et al.* (*op.*

cit.) manifiestan que hacia el sur de la V Región, la existencia de lances con pesca de camarón nailon fue más esporádica, y por lo tanto, más difícil de delimitar.

En los resultados preliminares del estudio más reciente sobre la abundancia de camarón nailon, Arana *et al.* (2006), en el marco del proyecto FIP N° 2005-08, indican que el camarón nailon se distribuyó de modo prácticamente continuo, en dirección norte-sur. Su extremo norte de distribución se localizó al sur de la II Región. En la zona de estudio (II a VIII Regiones), se detectaron siete focos de abundancia que presentaron una distribución prácticamente continua en el área prospectada, ocupando una superficie de 4.147 km².

4.6.2. Métodos de estimación de la distribución espacial de los recursos

4.6.2.1. Langostino amarillo y langostino colorado

Escuela de Ciencias del Mar (2000b) en el estudio FIP 2000-05, señala que el área de distribución de los recursos langostino amarillo y langostino colorado (y camarón nailon), encontrados en esa investigación, se delimitaron empleando criterios tales como:

- a.-* Posicionamiento de los lances en cartas náuticas.
- b.-* Antecedentes históricos sobre la distribución y dinámica del recurso.
- c.-* Información de lances comerciales realizados en la misma área y período.
- d.-* Área que circunscribe los lances de pesca con captura.
- e.-* Área expandida por extrapolación lineal de los rendimientos de pesca y,
- f.-* Método de kriging

Luego, agregan que “para analizar la distribución espacial de los recursos camarón nailon, langostino amarillo y langostino colorado, se elaboraron cartas donde se posicionaron los lances, considerando para ello las posiciones medias determinadas entre el inicio y el término del arrastre, distinguiendo entre aquellos arrastres con y sin captura de la especie objetivo. De esta manera, se logra precisar las áreas cubiertas por el recurso, estableciendo los límites de ellas

mediante interpolación lineal entre los lances periféricos con pesca y las posiciones más cercanas sin registro de la especie” (sic).

Al respecto, de lo anteriormente señalado se desprende que el área de distribución de los recursos objetivos se estimó sólo considerando los criterios *d* y *e*, antes presentados, por cuanto, para la aplicación del kriging se debe conocer previamente los límites del(os) polígono(s) de estimación. Adicionalmente, cabe hacer notar que, de lo que Escuela de Ciencias del Mar (2000b) llama criterios, en estricto rigor corresponden a esa definición los numerados como *d*, *e* y *f* por cuanto necesariamente requieren de la información producida por aquellos numerados como *a*, *b* y *c*.

Canales *et al.* (2002), en el estudio FIP 2001-06, señalan que de manera independiente a los estimadores de densidad, y con el fin de determinar el área de distribución del langostino amarillo y colorado, se repite casi textualmente lo señalado en Escuela de Ciencias del Mar (2000b) en el párrafo correspondiente, agregando que así se configuraron y delimitaron las zonas con presencia del recurso, siendo estas unidades las utilizadas para evaluar la biomasa y la abundancia de dichos recursos. En efecto, Canales *et al.*, (*op. cit.*) señalan que se utilizaron los criterios *a*, *b*, *c*, *d* y *e* señalados anteriormente por Escuela de Ciencias del Mar (2000b). Por lo tanto, el único criterio no utilizado fue el *f* (kriging), no obstante manifiestan haber realizado un análisis geoestadístico para estimar la biomasa de ambos recursos.

Canales *et al.* (2002), agregan que de la forma antes descrita se configuraron y delimitaron las zonas con presencia del recurso, siendo estas unidades las utilizadas para evaluar la biomasa y la abundancia de dichos recursos. La metodología anterior aparece nuevamente casi textualmente reproducida en Bahamonde *et al.* (2003) en el estudio FIP N° 2002-06, por lo cual se asume que se ha mantenido la misma en ese último estudio.

Bahamonde *et al.* (2004) en el estudio FIP N° 2003-31 “*Evaluación directa del langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2003*”, señalaron que la distribución espacial de los recursos langostino amarillo y langostino colorado se determinó considerando que ella correspondía al área ocupada por la fracción de stock presente en los fondos rastreables de la zona de estudio. Sin embargo, Bahamonde *et al.* (*op cit*) no presentaron

en su Informe Final una estimación de los fondos rastreables, sino extensos focos de abundancia casi continuos, particularmente entre la II y IV Regiones, tanto para el langostino amarillo como para el langostino colorado.

Bahamonde *et al.* (2004) en su Informe Final señalan que, para la determinación de la distribución espacial de los recursos objetivo del estudio, se efectuó mapeo de las densidades considerando aspectos relacionados con la técnica geoestadística, en particular, uso de semivariogramas. Sin embargo, lo señalado en el documento hace referencia al método intrínseco, destacando que en este método, ***los datos se interpretan como una representación muestral de un proceso aleatorio dentro del área de estudio.***

En efecto, en el método geoestadístico intrínseco no es posible separar el efecto del área de distribución de la variable regionalizada (variable geoestadística) de sus valores propios (en este caso densidad poblacional). ***Por lo tanto, la estimación de la abundancia debe obligatoriamente contar con la delimitación del área de estudio (existencia de efecto de borde) dentro de la cual de establece el mapeo de la variable regionalizada.*** Luego, del análisis anterior surge un elevado grado de incertidumbre respecto de la verdadera forma en que se delimitó el área de distribución de los recursos objetivo del estudio FIP N° 2003-31, más aún cuando se analiza la Figura 37, construida a partir de la propia información entregada por Bahamonde *et al.* (2004).

En el caso de la metodología propuesta por la UCN - UdeC para los proyectos FIP N° 2003-03, FIP N° 2004-11 y FIP N° 2005-09, para la delimitación del área de distribución de langostino colorado, en el primer caso, y langostino amarillo y langostino colorado, en los segundos, se utilizó la ***teoría geoestadística transitiva*** que permite la definición de los límites de la distribución del (los) recurso(s) en forma más objetiva e independiente del valor de densidad poblacional de los puntos de muestreo incluidos en la definición del polígono de distribución o de los focos de abundancia. En la Propuesta Técnica de la UCN - UdeC al proyecto FIP N° 2006-04, además del enfoque antes señalado, se propuso el uso de kriging de indicadores para determinar el área de distribución de ambos langostinos.

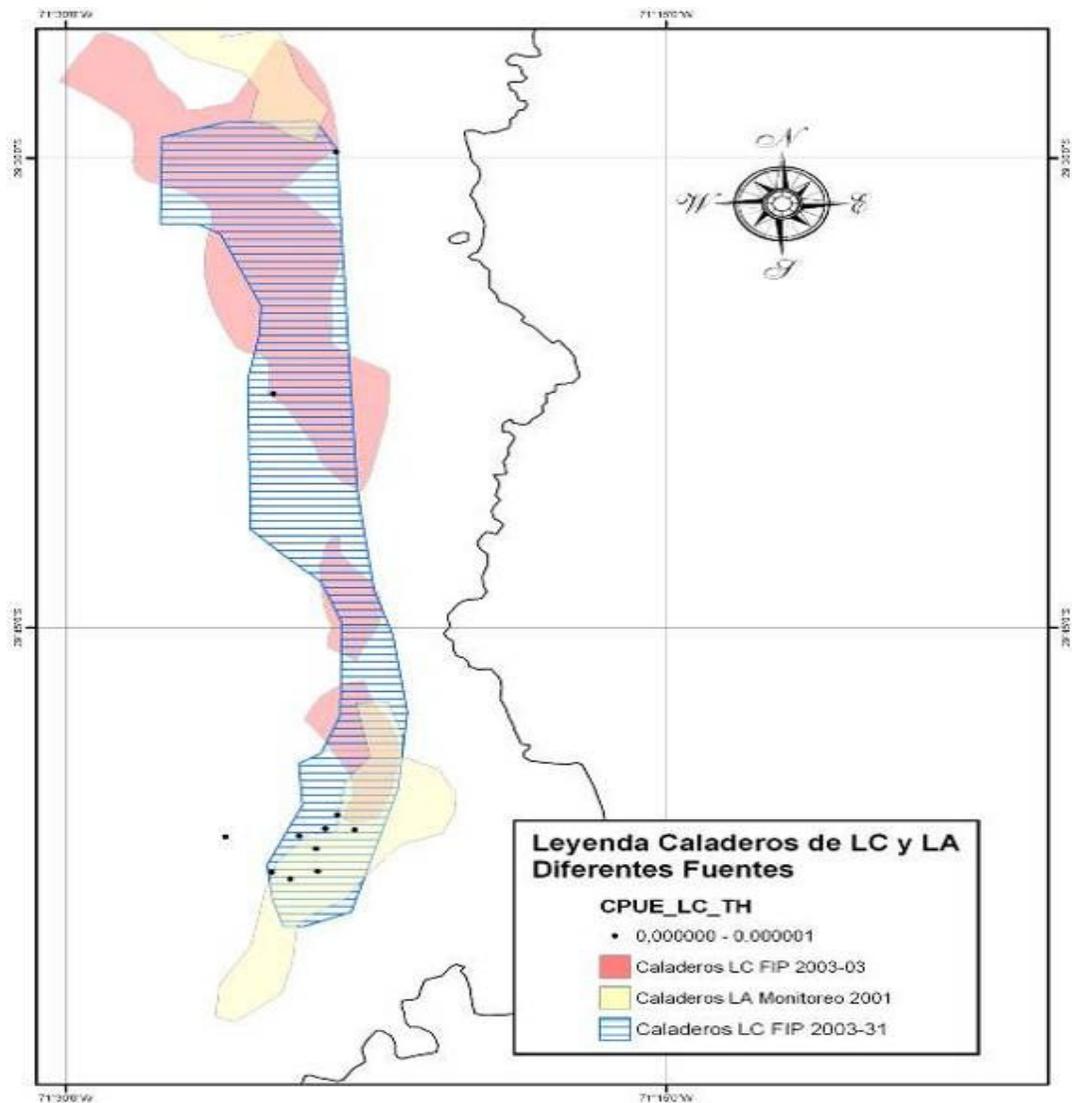


Fig. 37. Posición y forma de los caladeros de langostino colorado de la IV región, definidos durante el estudio FIP N° 2003-03 (rojo) y N° FIP 2003-31 (azul). Los puntos negros corresponden a lances negativos del proyecto FIP N° 2003-31. En amarillo caladeros de langostino amarillo de acuerdo a Acuña *et al.* (2002c).

4.6.2.2. Camarón nailon

En el caso del camarón nailon, Escuela de Ciencias del Mar (2000b) en el estudio FIP N° 2000-05, señala que el área de distribución de camarón nailon se delimitó empleando los criterios enumerados en la sección anterior. Acuña *et al.* (2002a) en el marco del proyecto FIP N° 2001-05, señalaron que el trazado de los límites de cada caladero estuvo basado en tres fuentes de información, a saber:

- i.-* la distribución de los lances con y sin captura,
- ii.-* información de la batimetría obtenida de Cartas Náuticas del Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada, más la recopilada durante el crucero de prospección; y,
- iii.-* lances con pesca positiva para camarón nailon en cruceros de investigación de langostinos colorado y amarillo en el marco del Proyecto FIP N° 2001-06.

Estas fuentes de información permitieron definir los bordes “costero” y “oceánico” de cada polígono, respectivamente, cuyas superficies fueron estimadas utilizando el Modulo Spatial Stat del Programa S-Plus 2000, y confirmadas por medio del software GIS Arcview. El propósito de utilizar lances con pesca de camarón nailon como by-catch obtenidos con motivo del Proyecto FIP N° 2001-06 se debió a que los lances positivos de camarón nailon (>50 kilos/lance) con motivo del Proyecto FIP N° 2001-05 fueron reducidos. La complementación de los lances de pesca del FIP N° 2001-05 con los del FIP N° 2001-06 tuvo como único propósito la delimitación de los caladeros de camarón nailon, no siendo utilizados (datos FIP N° 2001-06 “langostinos”) en la estimación de biomasa posterior de camarón nailon (Acuña *et al.*, 2002a).

Arana *et al.* (2003a), para el proyecto FIP N° 2002-05 y Arana *et al.* (2003b) en el marco del proyecto FIP N° 2003-05 señalan que para el cálculo de los polígonos de abundancia se utilizaron dos herramientas, a saber,

- un planímetro polar digital sobre las cartas de distribución generadas, y
- un programa computacional que permitía integrar una función continua por trazos discretos según la información de cartas digitalizadas,

Más tarde, Arana *et al.* (2004) y Arana *et al.* (2006), en el marco de los proyectos FIP N° 2004-10 y FIP N° 2005-08, respectivamente, señalan que “tal como se ha realizado en anteriores proyectos..., para delimitar los respectivos conglomerados de abundancia, se emplearon los siguientes criterios” (sic):

- interpolación entre un lance de pesca y uno sin pesca de la especie objetivo,

- rango batimétrico de la especie objetivo, considerando los límites indicados en los TBR (100 – 600 m de profundidad),
- exclusión de fondos con accidentes geográficos que impiden la realización de lances de pesca, como cañones submarinos y fondos no rastreables.

Sin embargo, en ninguno de los dos proyectos se presentó una estimación de los fondos no rastreables, sino extensos focos de abundancia casi continuos, siendo las interrupciones atribuidas a accidentes geográficos relevantes (cañones submarinos).

4.6.3. Enfoque metodológico para estudiar la distribución espacial de los recursos

4.6.3.1. Enfoque geoestadístico

El análisis de la distribución espacial de los recursos langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon, independientemente unos de otros o en conjunto, se entiende acá en un sentido amplio. Para el análisis de la distribución espacial de los recursos antes señalados, Acuña *et al.* (2002a, 2004, 2005a, b), encontraron que la técnica de análisis más apropiada para este efecto es la geoestadística (Petitgas, 1993; Rivoirard *et al.*, 2000), la que ha venido usándose en Chile para estudiar la distribución espacial de recursos de crustáceos desde 1996 y ya constituye una herramienta estándar (Roa & Tapia, 1998; Páramo & Roa, 2003; Acuña *et al.*, 2002a, 2004, 2005a, b). Una propiedad importante de este método de análisis es que supone que la variable medida localmente (densidad poblacional o captura por unidad de área = CPUA) es la realización de una variable aleatoria y, por lo tanto, se puede dar cuenta rigurosamente del error en la determinación de ésta.

Para esto se define que el parámetro *nugget* del modelo de variograma está compuesto de la suma de dos efectos independientes: el error de observación debido a la variabilidad del APA y la micro-varianza debida a covarianzas espaciales a distancias menores que la menor distancia entre las muestras. Por esto es que el término de error en la ecuación de la densidad local total, que es debido a la APA, será tomado en cuenta en el análisis de la distribución espacial mediante geoestadística.

En los estudios realizados por los investigadores antes indicados, se ha supuesto la existencia de *estacionaridad de segundo orden*, es decir, que la media del proceso aleatorio bajo estudio es constante en el área de prospección y la covarianza entre dos puntos de muestreo depende sólo de sus distancias relativas (Isaaks & Srivastava, 1989). Este no es un requerimiento muy fuerte pues en la etapa de interpolación por kriging sólo se necesita la ausencia de una tendencia en la vecindad de los puntos observados. La variante teórica a utilizar es la *geoestadística intrínseca*, que se basa en un modelo de covarianza espacial. En este caso en particular, ese modelo corresponde al variograma (Journel & Huijbregts 1978), definido como la esperanza de la variable aleatoria $(Z(x) + Z(x+h))^2$, ó

$$2\gamma(x, h) = E\left[(Z(x) - Z(x+h))^2\right]$$

donde se ha omitido el índice de longitud (y) sólo para evitar notación excesiva.

Bajo la hipótesis intrínseca es posible estimar el variograma $2\gamma(h)$ a partir de los datos muestrales mediante el variograma experimental $2\gamma^*(h)$, que es la media aritmética de las diferencias al cuadrado entre dos mediciones experimentales, $Z(x_i) - Z(x_i + h)$, realizadas en dos puntos cualesquiera separados por el vector h , o sea:

$$\gamma^* = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} (z(x_i) - z(x_i + h))^2$$

donde $N(h)$ es el número de pares de datos experimentales separados por el vector h .

Cuando existe efecto proporcional en los datos, es decir, cuando los cambios espaciales en la media local tienen asociado un cambio proporcional en su variabilidad, es conveniente utilizar variogramas experimentales relativos o estandarizados (Isaaks & Srivastava, 1989), de la forma

$$\gamma_s = \frac{\gamma^*(h)}{\sigma_{-h}\sigma_{+h}}$$

$$\sigma_{-h}^2 = \frac{1}{N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} z^2(x_i) - m_{-h}^2$$

$$m_{-h} = \frac{1}{N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} z(x_i)$$

$$\sigma_{+h}^2 = \frac{1}{N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} z^2(x_i + h) - m_{+h}^2$$

$$m_{+h} = \frac{1}{N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} z(x_i + h)$$

donde la semivarianza en cada intervalo de distancia está ponderada por su variabilidad local.

En los re-análisis de la data de estudios anteriores, se usó variogramas estandarizados, pues esta opción no afecta la estimación del parámetro relevante del modelo y la hace mucho más eficiente. Se realizó este cálculo en dos direcciones (N – S y E - O) para investigar la existencia de diferencias direccionales en la estructura del proceso (*i.e.* anisotropía). Una vez calculados los variogramas experimentales se ajustó los modelos que permiten relacionar la estructura observada con el supuesto proceso generador.

Varios son los modelos de variograma teórico utilizados para describir la correlación espacial de la densidad poblacional (cpu, ton/km²) entre dos puntos en el espacio (Cressie, 1993; Ribeiro & Diggle, 2001), a saber,

- Modelo esférico

$$\gamma(h; \theta) = \begin{cases} 0, & h = 0 \\ c_0 + c \left(\frac{3}{2} \left(\frac{\|h\|}{r} \right) - \frac{1}{2} \left(\frac{\|h\|}{r} \right)^3 \right), & 0 < \|h\| \leq r \\ c_0 + c, & \|h\| \geq r \end{cases}$$

- Modelo exponencial

$$\gamma(h; \theta) = \begin{cases} 0, & h = 0 \\ c_0 + c \left(1 - \exp\left(-\frac{\|h\|}{r}\right) \right), & h \neq 0 \end{cases}$$

- Modelo gaussiano

$$\gamma(h; \theta) = \begin{cases} 0, & h = 0 \\ c_0 + c \left[1 - \exp\left(-\frac{\|h\|^2}{r^2}\right) \right], & h \neq 0 \end{cases}$$

- Modelo cúbico

$$\gamma(h; \theta) = \begin{cases} 0, & h = 0 \\ c_0 + 7 \left(\frac{\|h\|}{r} \right)^2 - 8,75 \left(\frac{\|h\|}{r} \right)^3 + 3,5 \left(\frac{\|h\|}{r} \right)^5 - 0,75 \left(\frac{\|h\|}{r} \right)^7, & h \neq 0 \end{cases}$$

donde c_0 es el efecto *nugget*, que caracteriza la variabilidad de microescala, c es el valor asintótico o *sill* del variograma menos el *nugget*, y r es el rango del variograma, más allá del cual los datos ya no presentan correlación.

Los modelos más frecuentemente usados son el esférico y el exponencial.

En la eventualidad que los variogramas experimentales resulten caóticos, producto de valores extremos, se usa la versión robusta propuesta por Cressie (1993):

$$\bar{\gamma}(h) = \frac{\frac{1}{2} \left\{ \frac{1}{N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(u_i) - Z(u_i + h)]^2 \right\}^4}{\left(0,457 + \frac{494}{N(h)} \right)}$$

Los modelos son ajustados a los datos del variograma experimental mediante el método de mínimos cuadrados descrito por Cressie (1993), minimizando la sumatoria, esto es,

$$\sum_{i=1}^H N(h_i) \left(\frac{\hat{\gamma}(h_i)}{\gamma(h_i)} - 1 \right)^2$$

donde H es el número de intervalos en que se divide la distancia entre puntos de muestreo.

Cada residuo al cuadrado se pondera según $N(h_i)$, que es el número de pares utilizado para calcular, y según el inverso de h_i^2 . Este procedimiento tiene la ventaja de disminuir la ponderación de pares menos representados en la muestra y aumentar la de puntos cercanos al origen del variograma, que es donde posteriormente se hace la interpolación por kriging.

Previo a la estimación de la distribución espacial del recurso se realiza una validación cruzada de los parámetros del variograma teórico ajustado y de los parámetros a utilizar en la interpolación por *kriging* (*i.e.* parámetros del variograma teórico, radio de búsqueda, número máximo de pares a utilizar en la interpolación). El método de validación cruzada (Deutsch & Journel 1998) consiste en eliminar uno a uno los puntos en que se realizó el muestreo y utilizar el resto de los

datos para estimar el valor de la variable en ese punto, utilizando el modelo de variograma y parámetros de *kriging* seleccionados. De esta forma, se define el error de predicción en cada localidad muestreada como la diferencia entre el valor medido y el estimado a partir del resto de los datos (Isaaks & Srivastava 1989). El objetivo final de este procedimiento no paramétrico es obtener un criterio de decisión para seleccionar una combinación dada de parámetros del variograma teórico y del *kriging*.

Se utiliza el promedio de los errores de estimación (*i.e.* sesgo) como criterio primario, dado que el objetivo central del análisis es obtener una estimación insesgada de la densidad media (Z^*) en la zona de prospección (Isaaks & Srivastava 1989). Además, como criterio secundario, y con el objetivo de incorporar una medida conjunta del sesgo y de la dispersión de las estimaciones con respecto a los valores verdaderos, se calcula el cuadrado medio del error según

$$CME = \left(\frac{1}{N} \sum_{j=1}^N [z^{*(k)}(x_j, y_j) - z(x_j, y_j)] \right)^2 + \frac{1}{N-1} \sum_{j=1}^N [z^{*(k)}(x_j, y_j) - z(x_j, y_j)]^2$$

$$CME = sesgo^2 + DE_E^2$$

donde DE_E es la desviación estándar de los errores de estimación.

Se utiliza el *kriging puntual ordinario* como método de interpolación para obtener una estimación de la densidad media de la especie sobre cada estrato y sobre cada foco de abundancia. Se considera la distancia mínima promedio entre las estaciones de muestreo como la distancia internodal de la grilla de interpolación. Los parámetros del variograma teórico y del *kriging* seleccionados después de la validación cruzada, son utilizados para calcular las ponderaciones óptimas a ser asignadas a cada punto de muestreo y para estimar la densidad $Z(x_0, y_0)$ en las localidades (x_0, y_0) , utilizando

$$z^*(x_0, y_0) = \sum_{i=1}^n \omega_i z(x_i, y_i)$$

donde ω_i representa las ponderaciones asignadas a cada localidad muestreada.

La suma de estas ponderaciones es igual a 1 (*i.e.* constituyen una combinación lineal convexa), y por lo tanto la estimación es insesgada ($E[z^*(x_0) - z(x_0)] = 0$). Cada ponderación es estimada de tal forma que el error de estimación ($\sigma_k^{*2}(x_0)$), llamado *varianza de kriging*, sea minimizada.

El mapeo geoestadístico se implementa en la última versión del programa SURFER, el SURFER 8, que incorpora la posibilidad de incluir los parámetros del variograma teórico ajustado para la interpolación por kriging al interior de los focos de abundancia identificados. Al respecto, en este mismo programa se puede incluir la grilla de interpolación previamente definida y construir los mapas de distribución de la densidad deseados.

En tal sentido, el mapeo de la densidad poblacional derivado del análisis geoestadístico (análisis estructural y kriging) permiten la construcción de mapas de contornos o de superficie donde se representa las variaciones espaciales de la variable aleatoria (Figura 38).

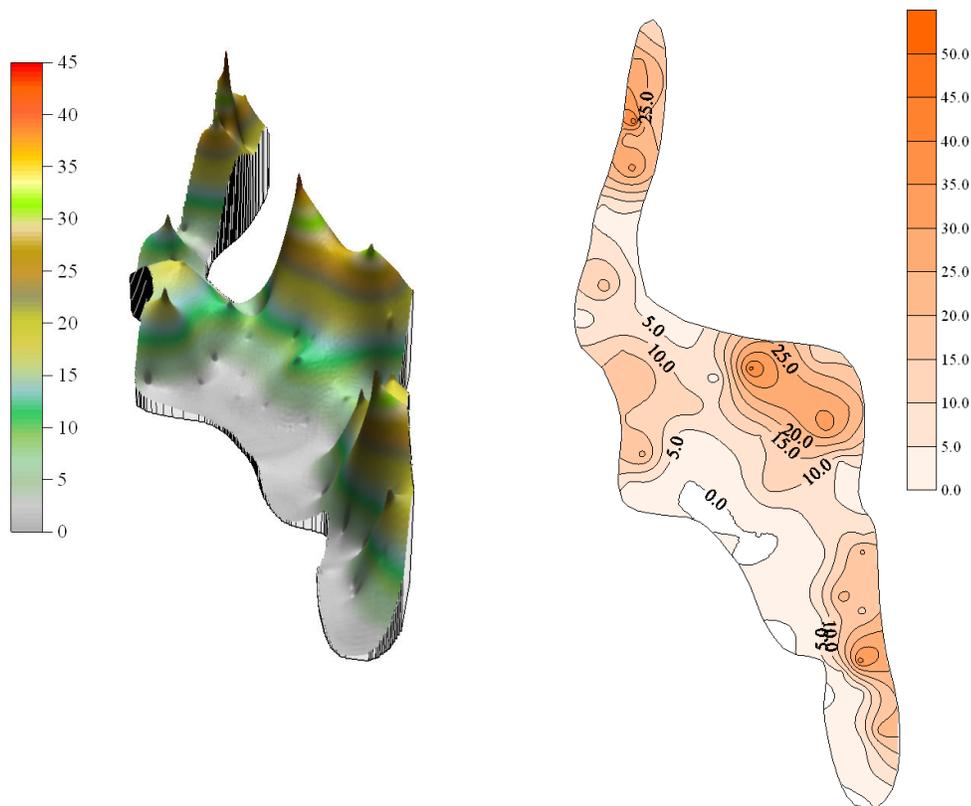


Fig. 38. Distribución espacial de la densidad de langostino amarillo en el Foco 14 identificado en el marco del Proyecto FIP 2004-11. Izquierda: mapa de superficie. Derecha: mapa de contornos.

4.6.3.2. Estadísticos espaciales

Desde un punto de vista estadístico, los antecedentes sobre la distribución y variabilidad de la densidad poblacional están comúnmente basados en la varianza (σ^2), desviación estándar (σ) o el coeficiente de variación (CV). Petitgas (1994) y Myers & Cadigan (1995) usaron el índice de Gini para cuantificar el sesgo de los datos. Para el análisis de la variación espacial de los recursos en estudio, se evalúa cuatro índices espaciales separadamente para la Unidad de Pesquería Norte (II a IV Regiones), como de la Unidad de Pesquería Sur (V a VIII Regiones). Los índices a verificar son:

- (i) la posición y tamaño de los focos de abundancia de las especies
- (ii) el centro de gravedad (CG) de la densidad poblacional (cpua, ton/km²)

$$CG = \frac{\int x \cdot z(x) dx}{\int z(x) dx}$$

donde x es la localización en el espacio bidimensional de la variable regionalizada $z(x)$.

- (iii) inercia (I) del centro de gravedad

$$I = \frac{\int (x - CG)^2 \cdot z(x) dx}{\int z(x) dx}$$

- (iv) el Índice de Gini (IG), que mide el grado de agregación del recurso en el área de estudio, calculado a partir de la aplicación de la Curva de Lorenz (L), la que se construye representando en el eje- x el porcentaje acumulado del área, mientras que en el eje- y se representa el porcentaje acumulado de la biomasa.

Si el recurso está homogéneamente distribuido, la Curva de Lorenz corresponde a la función identidad, mientras que si los individuos están concentrados, la curva tiende a torcerse hacia

abajo y a la derecha. El Índice de Gini (IG) se estima como dos veces el área delimitada por la función identidad y la Curva de Lorenz (Myers & Cadigan, 1995), esto es:

$$IG = 2 \cdot A \int \{(y = x) \cap [y_L = f(x_L)]\}$$

4.6.3.2.1. Centro de gravedad

En el caso de langostino amarillo y langostino colorado, la variación espacial y temporal de la densidad poblacional en el área de estudio se analizó para el período 1997-2007 (Tabla 14). La densidad poblacional en ambas especies se midió como la cpue-lineal, esto es, la captura por la distancia recorrida. Lo anterior debido a que en los primeros años de la serie (1997-1999) no se contó con los valores de APA por lance para calcular el área barrida en cada lance.

Tabla 14. Estudios de evaluación directa de langostino amarillo y/o langostino colorado utilizados en el análisis espacio-temporal de la distribución espacial de la densidad de langostino amarillo y langostino colorado. El signo + significa que se dispuso de datos para los cálculos requeridos.

Proyecto	Año	Langostino amarillo		Langostino colorado	
		II-IV	V-VIII	II-IV	V-VIII
FIP N° 1997-23	1997		+		
FIP N° 1997-25	1997	+		+	
FIP N° 1999-07	1999		+		+
FIP N° 1999-09	1999	+	+		
FIP N° 1999-30	1999	+		+	
FIP N° 2000-05	2000	+	+	+	+
FIP N° 2002-06	2002	+	+	+	+
FIP N° 2003-03	2003	+		+	
FIP N° 2003-31	2003	+	+	+	+
FIP N° 2004-11	2004	+	+	+	+
FIP N° 2005-09	2005	+	+	+	+
FIP N° 2006-04	2006	+	+	+	+
FIP N° 2007-19	2007	+	+	+	+

En el caso del langostino amarillo, en la macrozona norte, la localización del centro de gravedad de la densidad poblacional entre 1997 y 2007 mostró un desplazamiento hacia el sur del área desde 1999 hasta 2004, manteniéndose alrededor de 30°15'S en los últimos cuatro años de la

serie, sin encontrarse diferencias notables entre los rangos de dispersión de la densidad, medida como el índice de inercia, entre años (Fig. 39).

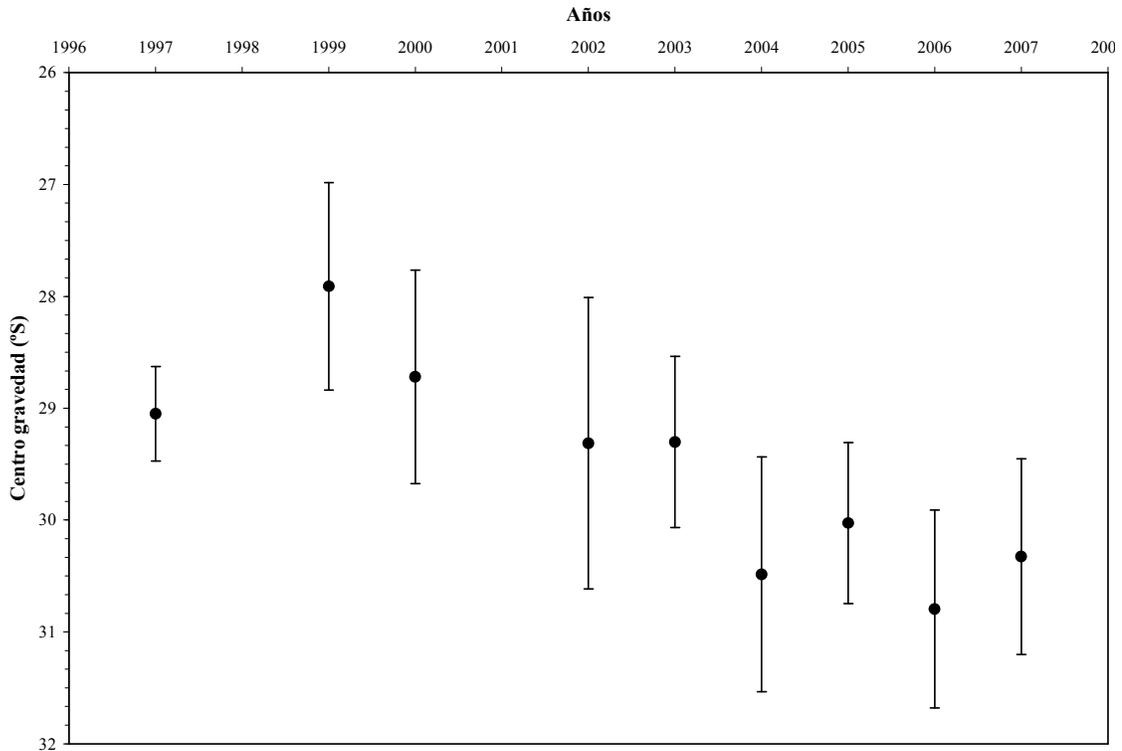


Fig. 39. Centro de gravedad (puntos) en sentido latitudinal de la densidad poblacional (ton/Km-lineal) de langostino amarillo (*C. johni*) entre la II y IV Regiones. Las barras verticales representan la inercia (I).

En el caso de la macrozona sur (V-VIII Regiones), entre los años 1999 y 2007, el centro de gravedad de la densidad de langostino amarillo se encontró alrededor de 33°30'S, exceptuando los años 2000 y 2003. Al respecto, a diferencia de la macrozona norte, en esta región se observaron cambios notables en el rango de dispersión de la densidad poblacional de langostino amarillo, reflejado como la medida de inercia, concentrándose en torno a los centros de gravedad, particularmente en los años 2006 y 2007 (Fig. 40).

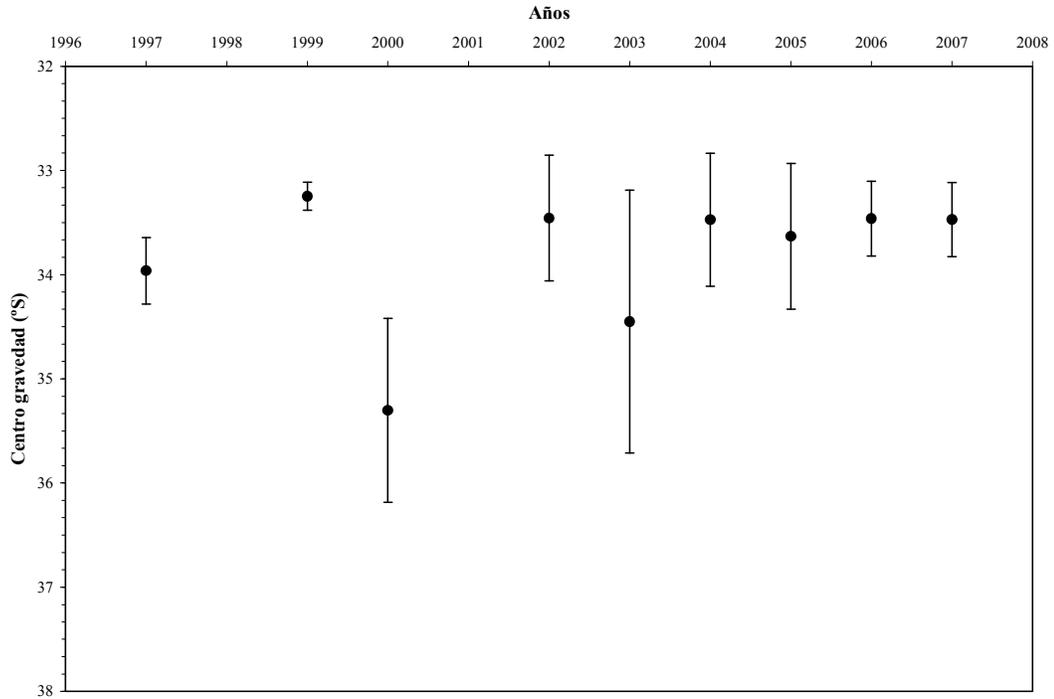


Fig. 40. Centro de gravedad (puntos) en sentido latitudinal de la densidad poblacional (ton/Km-lineal) de langostino amarillo (*C. johni*) entre la V y VIII Regiones entre 1997 y 2007. Las barras verticales representan la inercia (I).

Paralelamente al desplazamiento del centro de gravedad de la densidad poblacional de langostino amarillo, se observó entre el año 2000 y 2007, un fuerte crecimiento de la biomasa del recurso, medido en este caso como la densidad poblacional promedio (ton/Km-lineal), tanto en la macrozona norte como en la macrozona sur (Fig. 41). En consecuencia, en toda el area de estudio, recurso habría experimentado un proceso de crecimiento poblacional sin expansión espacial, esto es una concentración poblacional en los focos de abundancia o caladeros históricos del recurso.

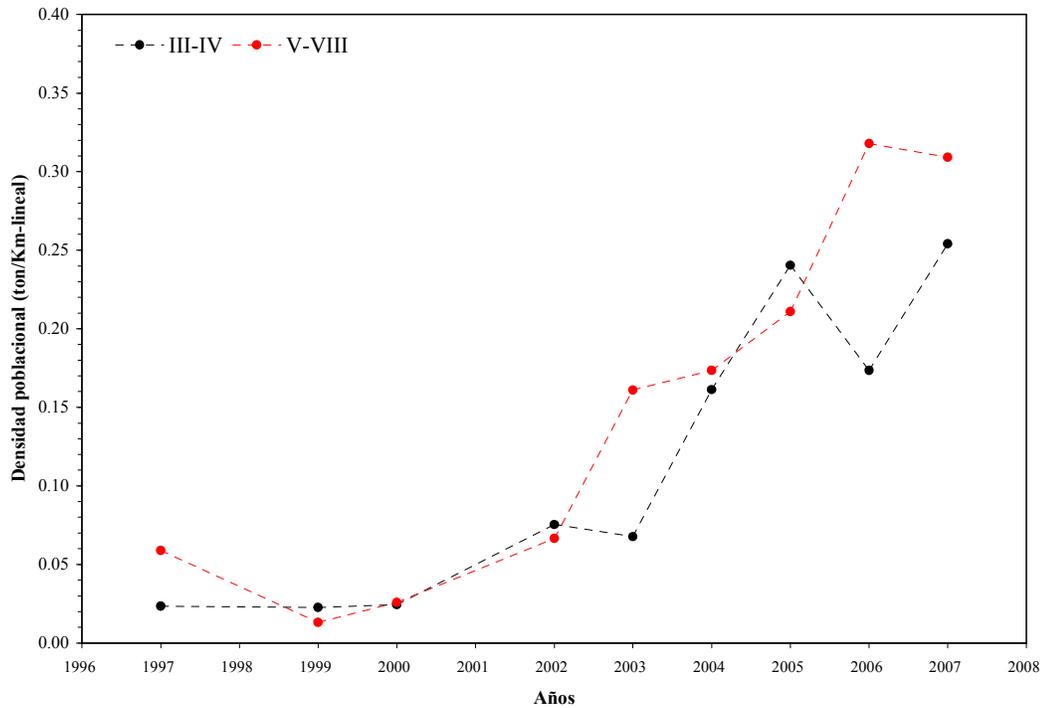


Fig. 41. Densidad poblacional promedio (ton/Km-lineal) de langostino amarillo (*C. johni*) entre la II y IV Regiones (línea negra) y entre la V y VIII Regiones (línea roja) entre 1997 y 2007.

En el caso del langostino colorado, el análisis temporal de la distribución espacial de la densidad poblacional indica que en la macrozona norte, de manera similar a lo observado con el langostino amarillo, entre 1999 y 2007, se observó un desplazamiento hacia el sur del centro de gravedad, encontrándose alrededor de $28^{\circ}38'S$, sin embargo, a diferencia del langostino amarillo, el rango de dispersión de la densidad, medido como la inercia se incrementó (Fig. 42), lo que significa que el recurso sufrió un proceso de expansión poblacional en el área analizada.

En la macrozona sur, contrariamente a lo observado en la macrozona norte, el centro de gravedad de la densidad poblacional de langostino colorado se mantuvo alrededor de $36^{\circ}24'S$, con muy poca dispersión latitudinal, dado por los bajos valores de inercia observados en el período de analizado, exceptuando el último año donde se observó una mayor dispersión (Fig. 42).

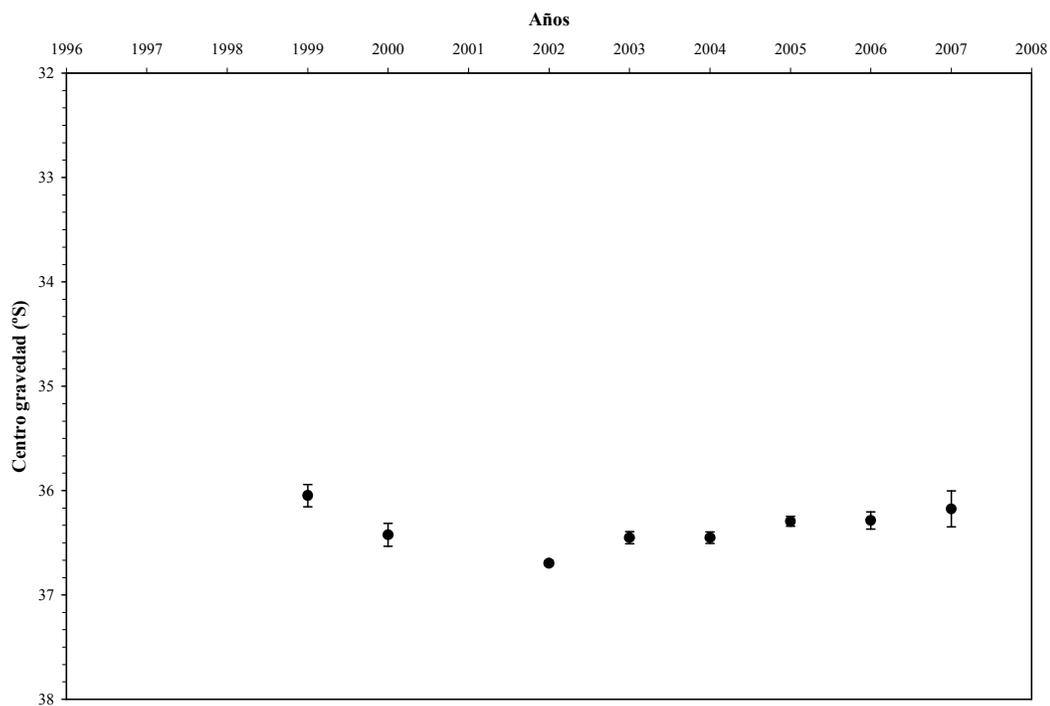
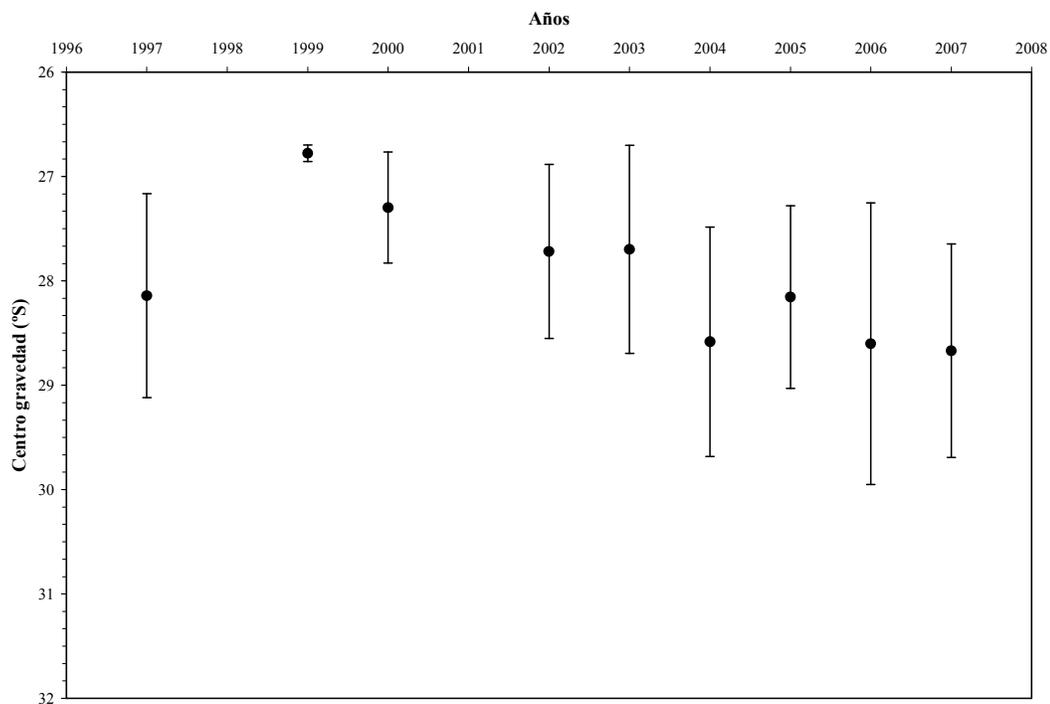


Fig. 42. Centro de gravedad (puntos) en sentido latitudinal de la densidad poblacional (ton/Km-lineal) de langostino colorado (*P. monodon*) entre la II y IV Regiones (arriba) y entre la V y VIII Regiones (abajo) entre 1997 y 2007. Las barras verticales representan la inercia (I).

En la macrozona norte, la densidad poblacional de langostino colorado no mostró un crecimiento tan marcado como en el caso del langostino amarillo, o respecto de la macrozona sur. El crecimiento de la densidad poblacional en la macrozona norte se observó solo entre los años 2003 y 2007, mientras que en la macrozona sur la densidad poblacional se mantuvo baja entre los años 2000 y 2004, para luego experimentar un crecimiento explosivo en los años 2006 y 2007 (Fig. 43). En consecuencia, en la macrozona norte, la expansión poblacional de langostino colorado se debería más bien a una expansión espacial que a incremento de su densidad. En la macrozona sur, en cambio, se produjo un fenómeno de concentración de la abundancia de langostino, dado que no se observó un crecimiento notable en el uso del espacio.

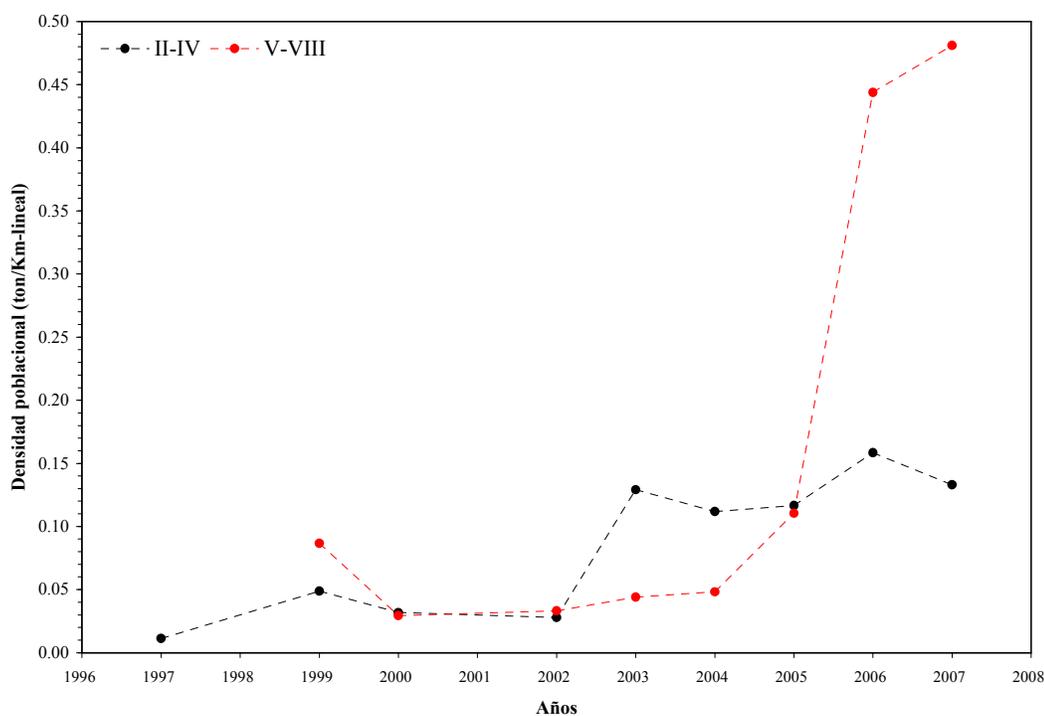


Fig. 43. Densidad poblacional promedio (ton/Km-lineal) de langostino colorado (*P. monodon*) entre la II y IV Regiones (línea negra) y entre la V y VIII Regiones (línea roja) entre 1997 y 2007.

En el caso de camarón nailon, la variación espacial y temporal de la densidad poblacional analizó sin separar por unidad de pesquería entre 1999 y 2006. Al respecto, el centro de gravedad de la densidad poblacional de camarón nailon mostró un desplazamiento hacia el sur (Fig. 44), situación atribuida a la mayor abundancia del recurso, que a su vez ha aumentado la ocupación del espacio

disponible debido a la baja explotación existente entre la V y VIII Regiones por cierre de la pesquería en dichas regiones.

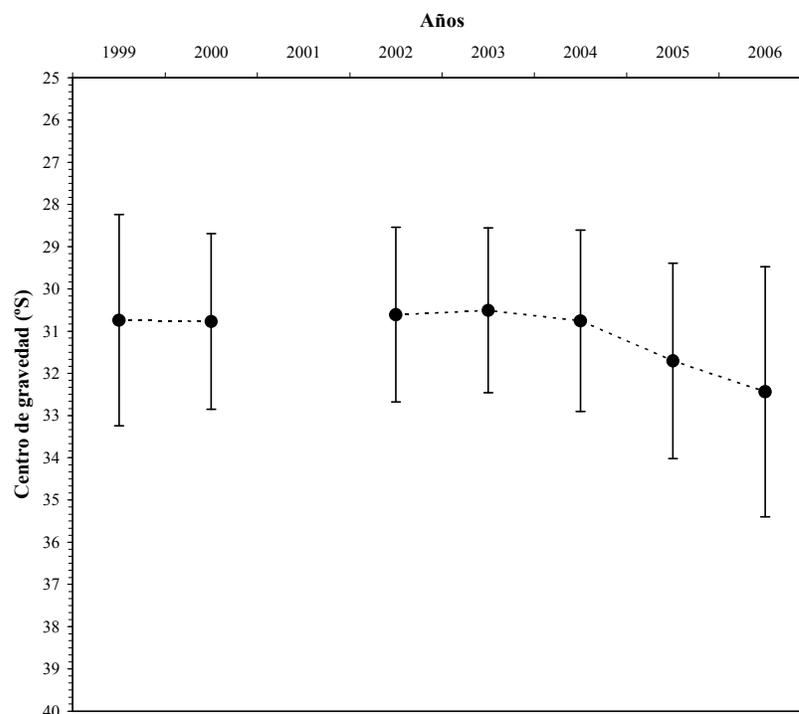


Fig. 44. Centro de gravedad (puntos) en sentido latitudinal de la densidad poblacional (ton/Km²) de camarón nailon (*H. reedi*) entre la II y VIII Regiones. Las barras verticales representan la inercia (*I*).

4.6.3.2.2. Índice de Gini

En el caso del langostino amarillo, el índice de Gini para la unidad de pesquería norte (II – IV Regiones), en el año 2007, alcanzó a 0,135, mientras que en la unidad de pesquería sur (V-VIII Regiones) alcanzó a 0,196. Ambos valores indican que la densidad poblacional de langostino amarillo en ambas unidades de pesquería se encontró altamente agregado, con un mayor grado de concentración en la unidad de pesquería sur, en comparación a la unidad de pesquería norte (Fig. 45).

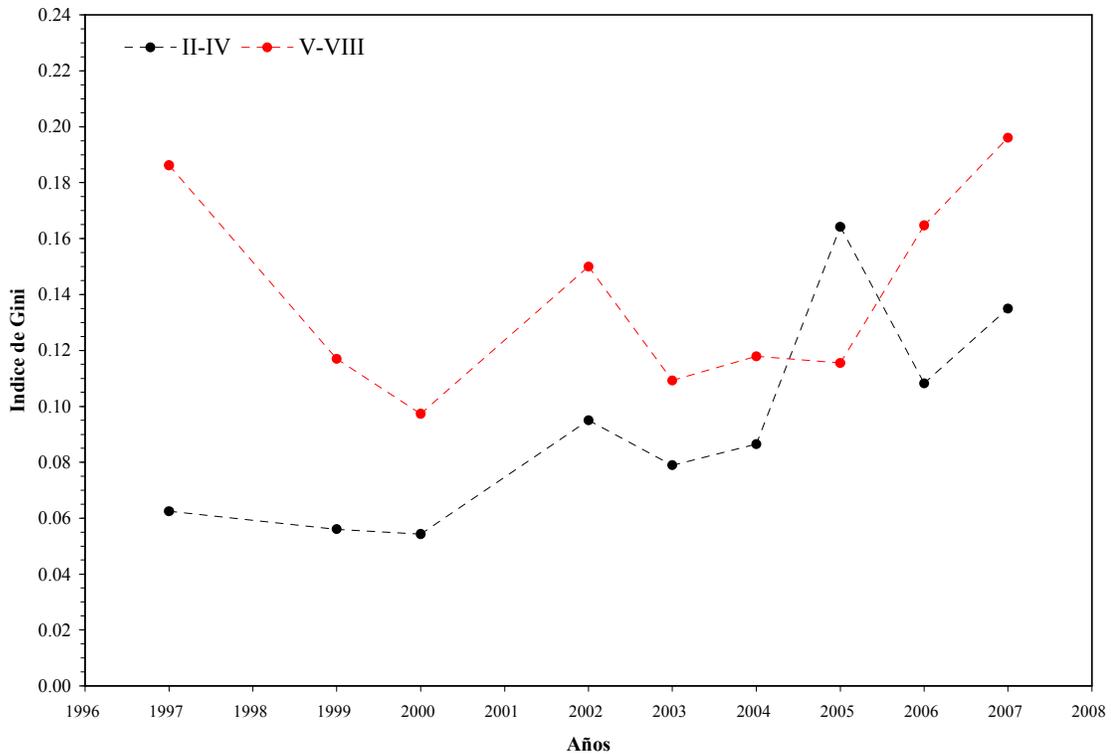


Fig. 45. Evolución temporal del Índice de Gini en el caso de langostino amarillo (*C. johni*) en la unidad de pesquería norte (II-IV Regiones, línea negra) y unidad de pesquería sur (V-VIII Regiones, línea roja).

En el caso del langostino colorado, el índice de Gini en la macrozona norte alcanzó a 0,156 y 0,244 para la unidad de pesquería sur, respectivamente. Como en el caso de langostino amarillo, ambos valores del índice de Gini indican que el recurso langostino colorado se encuentra altamente agragado en el área de estudio, tanto para la macrozona norte como para la macrozona sur (Fig. 46). Adicionalmente, cabe hacer notar que el grado de agregación del recurso es mayor en la macrozona norte, a diferencia de lo observado en el caso del langostino amarillo.

En el caso de camarón nailon, el índice de Gini para toda el área de distribución del recurso, mostró una tendencia a disminuir entre los años 2004 y 2006, lo que indica que junto con el incremento de la biomasa y ocupación del espacio, el recurso a tendido a concentrarse en el espacio ocupado (Fig. 47).

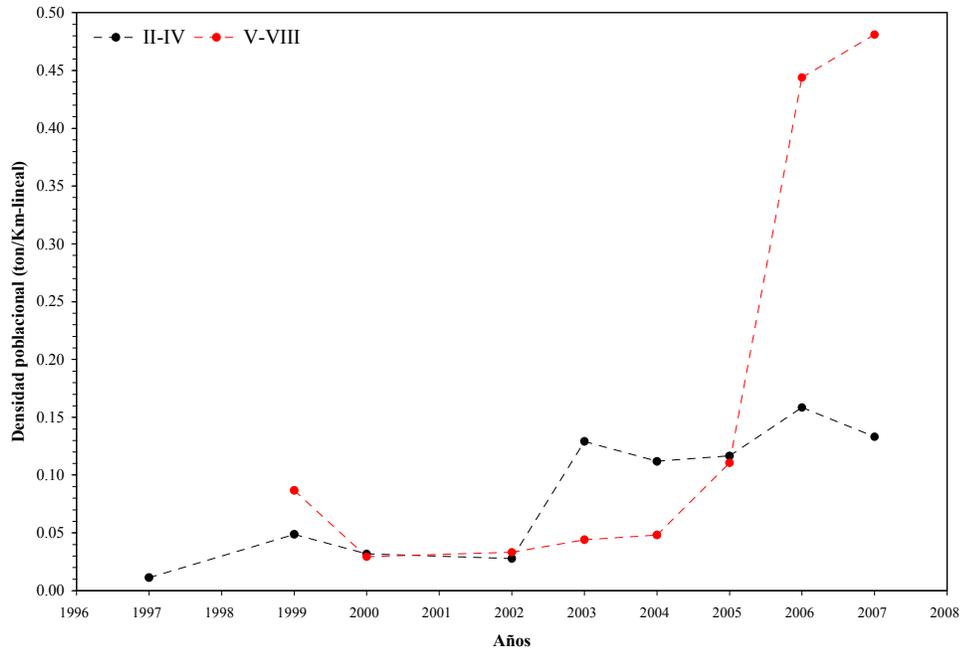


Fig. 46. Evolución temporal del Índice de Gini en el caso de langostino colorado (*P. monodon*) en la unidad de pesquería norte (II-IV Regiones, línea negra) y unidad de pesquería sur (V-VIII Regiones, línea roja).

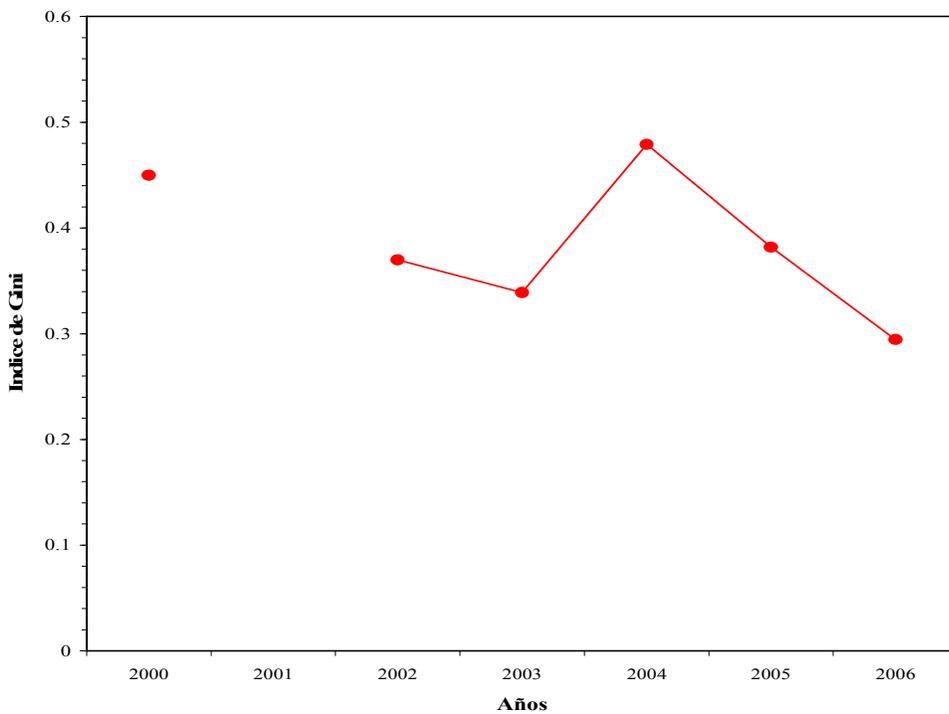


Fig. 47. Evolucion temporal del indice de Gini entre el año 200 y 2006, para la distribución de la densidad poblacional (ton/Km²) de camarón nailon (*H. reedi*) en toda en área de estudio.

4.6.4. Muestreo dentro de la zona de Reserva artesanal y o en fondos no rastreables

Uno de los problemas siempre latentes en las evaluaciones directas de los tres crustáceos de interés se refiere al muestreo dentro de la zona de reserva artesanal. En realidad hay que aclarar que en la práctica este tema tiene dos aspectos que conviene diferenciar:

1) existen restricciones de tipo político-social que han obligado a utilizar naves artesanales para realizar los muestreos de las evaluaciones directas de las tres especies de crustáceos en estudio, incluso bajo la figura de Pesca de Investigación, la cual podría autorizar el uso de una misma nave (industrial o artesanal) en todos los fondos rastreables donde se localizan los caladeros. Hasta el momento el problema se ha subsanado incorporando una segunda nave, en este caso artesanal, en los muestreos dentro del ARPA.

2) existe la imposibilidad técnico-operativa de arrastrar la red en algunos fondos dentro del ARPA o incluso en sectores fuera de la misma, por tratarse de sectores principalmente rocosos. Para este segundo caso se explora entonces el uso de una metodología complementaria a la del área barrida, mediante el uso de trampas.

Existen cuatro estudios en los que se evaluó la utilización de trampas de crustáceos. Se trata de los proyectos FIP N° 94-15 "Prefactibilidad de Pesca Artesanal de Crustáceos con Trampas en la V Región" (Bahamonde *et al.*, 1996), el proyecto FIP N° 99-19 "Pesca experimental de langostino amarillo con trampas en la V y VI Regiones" por la Universidad del Mar (Rodríguez *et al.* 2000), el proyecto FIP N° 2001-22 "Pesca experimental de crustáceos con trampas entre la II y IV Regiones" (Acuña *et al.*, 2002d) y el FAT Colectivo Sercotec "Exploración de áreas de pesca de crustáceos con trampas en la III Región" (Acuña *et al.*, 2002e).

El primer estudio (FIP N° 94-15, Bahamonde *et al.*, 1996) analiza la pesca con trampas de langostino amarillo como una pesca alternativa a la pesca de bacalao y pez dorado (se excluye el camarón nailon dados los bajos niveles de captura obtenidos). En este caso la pesca con trampas de crustáceos es analizada como exclusiva. En el segundo estudio (FIP N° 99-19, Rodríguez *et al.* 2000), se evalúa solamente la pesca de langostino amarillo con trampas, aunque según se afirma, considerándola como una alternativa complementaria a otras capturas. El tercer y cuarto estudio (FIP N° 2001-22, Acuña *et al.* 2002d) y FAT Colectivo Sercotec, Acuña *et al.* 2002e) evalúa la

actividad pesquera con 2 tipos de trampas, primero como fase experimental y posteriormente como fase exploratoria. La conclusión final de estos estudios fue que es técnicamente factible desarrollar una actividad de pesca de crustáceos con trampas en las áreas de estudio, obteniendo tallas con clases modales de las tres especies (langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon) mayores a las registradas por la flota arrastrera en el mismo período de estudio.

El método de área barrida no siempre es aplicable a recursos demersales, debido a la existencia de fondos inadecuados para operación de la red de arrastre (por fondo irregular, duro o rocoso, fangoso, etc.), cerros submarinos (Barea y Defeo, 1985, 1986) y especies que viven en cuevas o túneles, y por lo tanto no vulnerables a la red (Breen *et al.*, 1985; Melville-Smith, 1986), además de la existencia de zonas de reserva artesanal en los cuales se hace difícil el acceso de las embarcaciones. Arena *et al.* (1994) proponen una metodología complementaria, conceptualmente similar al método de área barrida, asumiendo el uso de trampas en vez de la red de arrastre. Las trampas son sistemas de atracción pasivas puestos en el fondo y separados por distancias definidas. Este método está dirigido a especies con movilidad moderada, como camarones y langostinos, y asume una distribución de stock bidimensional. El modelo asume un área influencia circular para cada trampa en la línea, sin hacer caso del efecto de la dirección y de la velocidad de las corrientes que podrían producir al sesgo en la valoración del tamaño y de la forma del área de la atracción (Mc Quinn *et al.*, 1988). Cuando se utiliza trampas, uno de los problemas es la determinación del área “barrida” por el arte, porque el área total de influencia de la línea de trampas es función del número de trampas, el área de influencia de cada una de ellas y la eventual superposición entre las áreas de influencia de trampas contiguas (Fig. 48).

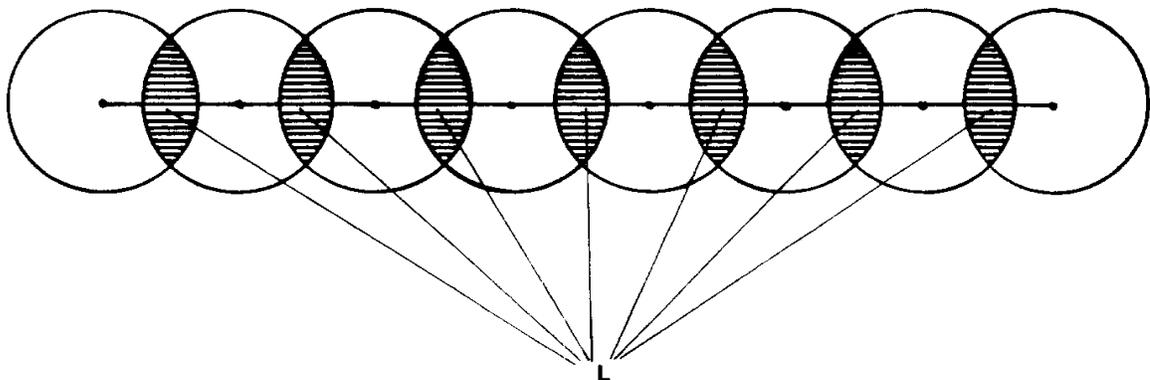


Fig. 48. Esquema del área cubierta por una línea de trampas en caso de superposición de área de influencia entre trampas adyacentes (Fuente: Arena *et al.* (1994).

El tema del área de atracción y área de pesca efectiva también fue analizada por Aedo y Arancibia (2003) utilizando como especie de interés a la jaiba limón *Cancer porteri*, especie importante de la fauna acompañante de los tres crustáceos en estudio. Otros elementos y importantes de considerar en el uso de trampas como entrada, escape y tiempo de reposo se encuentran detallados en Fogarty and Addison (1997).

Basados en esta experiencia, se considera importante considerar la utilización en forma experimental de esta metodología para la evaluación directa de recursos en las zonas donde no se puede utilizar la red de arrastre, con el objeto principalmente de determinar si una fracción del stock de las especies en estudio se ubica en esos sectores inaccesibles al arte de arrastre. Esto permitiría incorporar información importante en los análisis de estimación de abundancia y biomasa, sobretodo en las regiones V-VIII, donde existe abundante información sobre las áreas no rastreables, incorporada tanto en estudios del FIP (Pavez *et al.*, 1994; Roa *et al.*, 1998) en la forma de una Carta Pesquera producida por IFOP y el SHOA, donde se describe la batilitología de los fondos, y donde estos autores han sugerido que existen agregaciones importantes de langostinos asociados a los bordes de las zonas no rastreables (Roa *et al.*, 1998). Para la zona norte, existen antecedentes de las características del fondo, generada durante la ejecución de varios proyectos FIP de evaluación directa de langostinos (Acuña *et al.*, 1998 y camarón nailon (Roa *et al.*, 1997a; Acuña *et al.*, 2000a). Independiente de lo anterior, se cuenta con abundante información de la operación de la flota y los caladeros de las especies son conocidos ampliamente, lo que indirectamente excluye las áreas no rastreables, las que han sido identificadas a través de la interacción con los capitanes, además de la información obtenida *in situ* y contenida en los registros de las evaluaciones directas, donde se detallan las características del fondo.

4.6.5. Ventana temporal para la realización de los cruceros de evaluación directa

4.6.5.1. Langostino amarillo

Entre septiembre de 1997 y agosto de 2000, el Área de Pesquerías de la Universidad Católica del Norte realizó, en conjunto con la Asociación de Industriales y Armadores Pesqueros de la IV Región A.G., un Programa de Monitoreo de la Actividad de la Flota Arrastrera con puerto base en la ciudad de Coquimbo. A través de este Programa se siguió la dinámica espacial y temporal de las capturas y de las CPUE, así como la estructura y composición de las capturas de langostino amarillo. A partir de esa información, se ajustó un modelo de simulación dinámico que predice la biomasa, las capturas y las CPUE (medidas como captura por lance, ton/lance) en forma temporal y espacial (Acuña *et al.*, 1999, 2000b).

De acuerdo al comportamiento de la CPUE de langostino amarillo, en tres localidades preestablecidas en el estudio, a saber: Caldera Sur (Ca-S), Coquimbo Norte (Co-N) y Coquimbo Sur (Co-S), esta pesquería presenta períodos de pesca en los cuales el stock es intensamente explotado y las CPUE disminuyen rápidamente. Existe una tendencia a que los primeros lances de la temporada comiencen en Caldera Sur, luego en Coquimbo Sur y por último en Coquimbo Norte, de manera tal que cuando la flota abandona la primera de estas áreas la actividad queda concentrada en las dos últimas (Fig. 49).

A partir del seguimiento de los rendimientos de pesca, se observa que existe una ventana de reclutamiento común para todas las áreas analizadas (Acuña *et al.*, 1999, 2000.). Un periodo importante de reclutamiento ocurre en otoño y otro en primavera. En este segundo pulso de reclutamiento existe una alta variabilidad espacial, pero en general el reclutamiento se observa hacia finales de invierno y principios de primavera. De esta manera, las mayores disponibilidades de biomasa se asocian a estas épocas. De lo anterior se desprende que: (a) la época del año en la cual se realiza la evaluación directa no es una decisión trivial y para determinarla se debe tener en cuenta el patrón de disponibilidad temporal de la biomasa del recurso, y (b) al menos para la III como para la IV región la evaluación directa se debiera realizar en la ventana de tiempo marzo-abril o bien agosto-septiembre. Con este conocimiento, la UCN ha realizado, en conjunto con la

Universidad de Concepción, dos de las últimas evaluaciones directas de la especie iniciando los cruceros en la primera ventana, durante el mes de abril, obteniendo resultados consistentes en estos estudios (Acuña *et al.*, 2005a; 2006).

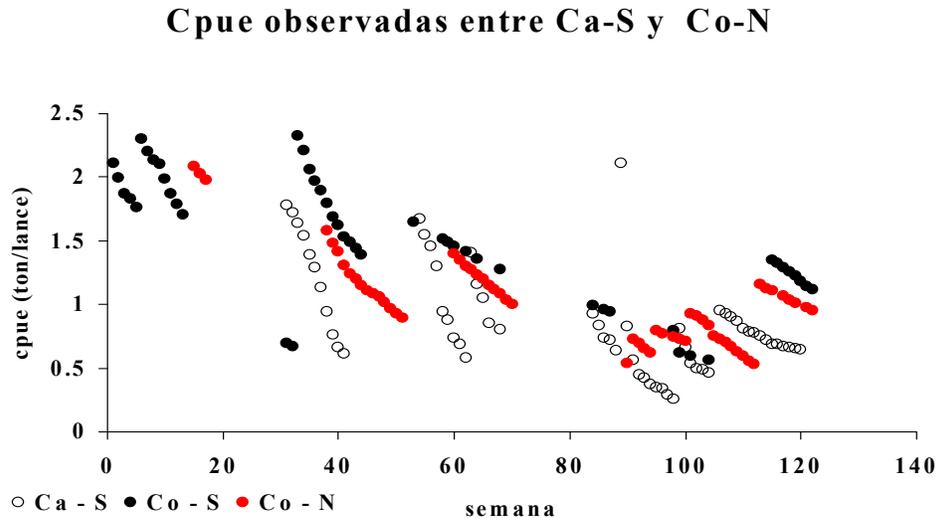


Fig. 49. Comportamiento de la CPUE (ton/lance) semanal de langostino amarillo (*C. johni*) en la III y IV región para el recurso entre 1997 y 1999.

4.6.5.2. Langostino colorado

Cabe destacar que durante el periodo de realización del Proyecto de Monitoreo de la actividad de la flota arrastrera de la IV Región, el recurso langostino colorado no se hallaba establecido como una pesquería propiamente tal, y su presencia era muy reducida, apareciendo las primeras actividades de pesca comercial durante el año 1998, mediante la realización de una Pesca de Investigación llevada a cabo por la Universidad Católica del Norte, en conjunto con la flota de la IV Región. Sin embargo, las características de esta especie son muy similares a las de *C. johni* y desde ese punto de vista se le puede aplicar el mismo enfoque metodológico que para esta especie. Esto ha sido ampliamente comprobado durante la ejecución de las Evaluaciones directas conjuntas de ambas especies realizadas por la UCN en los últimos cuatro años (Acuña *et al.*, 2005a; 2006; 2007a; en ejecución).

4.6.5.3. Camarón nailon

De manera similar que en el caso del langostino amarillo, en el marco del Programa de Monitoreo de la Actividad de la Flota Arrastrera con puerto base en la ciudad de Coquimbo, el Area de Pesquerías de la Universidad Católica del Norte, a partir de septiembre de 1997, realizó el seguimiento de la dinámica espacial y temporal de las capturas y de las CPUE (toneladas por hora de arrastre, ton/hr), así como la estructura y composición de las capturas de camarón nailon en la III y IV Regiones.

Como en el caso del langostino amarillo, con la información recolectada se ajustó un modelo de simulación dinámico que predice la biomasa, las capturas y las CPUE de camarón nailon en forma temporal y espacial (Acuña *et al.*, 1999, 2000b; Pérez *et al.*, 2000). De acuerdo a tales evaluaciones la tendencia de la biomasa entre la III y IV Región varía describiendo un ciclo relacionado a la disponibilidad de la biomasa al arte de pesca (Pérez *et al.*, 2000). Esta variación se describe para la IV Región (Caldera Sur, Ca-S) en la Figura 50. Así, la biomasa total del recurso camarón nailon presenta una tendencia moderada a la disminución y cuya disponibilidad al arte de pesca sufre variaciones a lo largo del año.

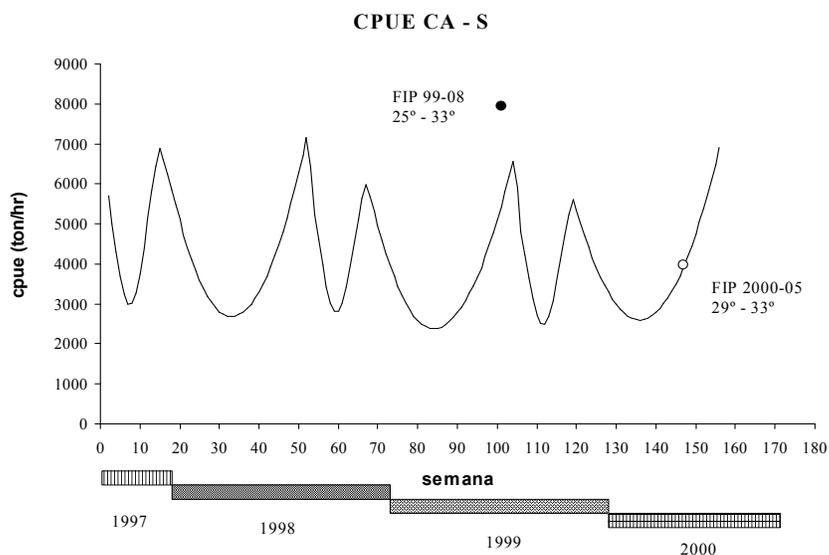


Fig. 50. Variación en la disponibilidad de la biomasa del recurso camarón nailon en la IV Región entre los años 1997 al 2000. Con fines comparativos se presentan los resultados de dos evaluaciones directas del recurso (Proyectos FIP N° 99-08 y FIP N° 2000-05). Para mayores detalles ver el texto.

La comparación del modelo de simulación dinámica con información disponible de evaluaciones directas en la zona centro-norte indica una notable similitud con la evaluación directa del Programa de Monitoreo de la UCN. En la misma Figura 50 se graficaron los resultados de dos Evaluaciones Directas, correspondientes a los Proyectos FIP N° 99-08 y FIP N° 2000-05. El Proyecto FIP N° 99-08 evaluó un total de 7.948 toneladas de camarón nailon entre los 25° S y los 33° S, es decir, incluyendo la II, III y IV región. A pesar que el Programa de Monitoreo de la UCN no incluye la II Región y la Figura 50 representa sólo el área de la IV Región los resultados podrían considerarse comparables. Esto se ve más claro para el resultado de la evaluación directa del Proyecto FIP 2000-05. En la Figura 50 se incluye el resultado de esta evaluación. Mientras la evaluación directa estimó una biomasa de 3.761 toneladas para la IV Región la evaluación indirecta de la UCN estimó una disponibilidad de 3.931 toneladas para la misma zona geográfica; es decir una diferencia de apenas 170 toneladas.

A partir de las evaluaciones indirectas realizadas por la UCN entre los años 1997 y 2000, y del modelo de simulación empleado para la dinámica del rendimiento de pesca, se predijo la variación temporal de la CPUE desde septiembre de 1997 hasta agosto de 2000 (Fig. 51) de esta manera, las mayores disponibilidades de biomasa de camarón nailon se observan en la época de noviembre-diciembre y abril-agosto de cada año (Figs. 50 y 51), mientras que en las épocas intermedias a las anteriores la biomasa disponible es menor (Fig. 51) y consecuentemente las CPUE disminuyen.

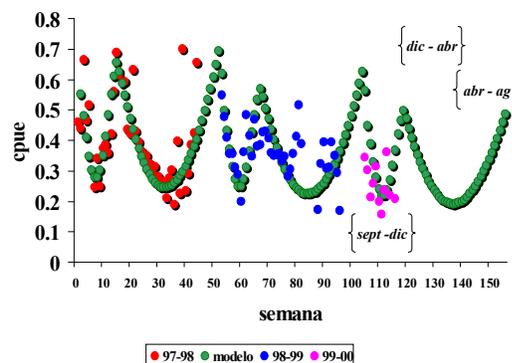


Fig. 51. Captura por unidad de esfuerzo observada y esperada a partir de la biomasa de camarón nailon (*Heterocarpus reedi*) calculada para la IV Región. Se aprecia la existencia de ciclos de mayores y menores CPUE a lo largo del año.

Del Programa de Monitoreo de la UCN, con la información recolectada entre septiembre de 1997 y agosto de 2000 se deduce que existen dos períodos de disminución en la biomasa de camarón nailon y en consecuencia de menores CPUE, los que se alternan con periodos de aumento de la biomasa y, en consecuencia, un aumento en las CPUE.

De lo anterior se desprende que, como en el caso del langostino amarillo, (a) la época del año en la cual se realiza la evaluación directa no es una decisión trivial y para determinarla se debe tener en cuenta el patrón de disponibilidad temporal de la biomasa del recurso; y (b) en la III región la evaluación directa se debiera realizar en la ventana de tiempo anterior a junio, mientras que para la IV región la ventana de tiempo debiera ser entre abril y agosto e idealmente en junio.

4.6.6. Estandarización de la CPUA

Los cruceros de evaluación directa son una importante fuente de información para estimar la abundancia de poblaciones en la ciencia pesquera. Muchas de las evaluaciones de stock descansan en forma parcial o total en series de tiempo de índices de abundancia relativa o biomasa obtenidas mediante prospecciones realizadas en forma anual. Para mantener la continuidad temporal de la serie de tiempo cuando la nave de investigación cambia, entonces es necesario estimar coeficientes de conversión entre las distintas naves mediante un experimento de inter-calibración. Lo mismo es válido cuando en una prospección se utiliza más de una embarcación.

En el contexto anterior, la captura resultante de cualquier operación de pesca puede ser considerada dependiente de tres factores, a saber:

- i)* la embarcación y su equipamiento de pesca (esto incluye el arte de pesca, nivel tecnológico, tripulación),
- ii)* las características de la población objetivo muestreada (abundancia, distribución espacial, disponibilidad a la pesca), y

- iii)* las condiciones ambientales (por ejemplo, tiempo, hidrología, profundidad, tipo de sustrato).

Para efectos prácticos, lo que interesa es identificar y separar, siempre que sea posible, los tres factores antes mencionados para interpretar correctamente los datos de captura obtenidos. De no ser así, los cambios en el poder de pesca pueden ser interpretados como cambios en la disponibilidad o abundancia del recurso, resultando ello finalmente en una evaluación inexacta e imprecisa del recurso (Pelletier, 1998).

La medida clásica de eficiencia relativa de una unidad pesquera es el rendimiento de pesca obtenido por cada unidad de esfuerzo empleado en ello, que se denomina CPUE. La estandarización no es otra cosa que el proceso de reducir la influencia de los factores antes descritos en la CPUE, y ha sido objeto de varias publicaciones técnicas, entre las que destacan Frechet (1996), Pelletier (1998), Wilderbuer & Kappenman (1998) y Hinton & Maunders (2003).

En la literatura especializada, se reconocen dos métodos tradicionalmente utilizados en la estandarización del esfuerzo de pesca en cruceros de evaluación por área barrida (ICES, 2005). El primero de ellos consiste en un diseño de experimento que permitan evaluar los efectos combinados y sinérgicos de elementos concurrentes en las operaciones de pesca, a saber: la nave propiamente tal y el arte de pesca, los que, en conjunto, conforman los medios materiales de cualquier faena de extracción pesquera. Por otra parte, y como tercer elemento, también concurre el elemento humano representado distintivamente por el patrón de pesca y la tripulación. Esta combinación de factores materiales y humanos es la que se denomina NAP, que corresponde al acrónimo de Nave-Arte-Patrón.

Un segundo método de estandarización consiste en un análisis mediante técnicas estadísticas multivariadas de información relevante en las operaciones de pesca, en relación con el poder de pesca relativo de la nave respecto de una nave patrón.

4.6.6.1. Diseño de experimento

Los expertos técnicos a nivel internacional han recomendado que el diseño de experimento más apropiado consista en la realización, idealmente en forma simultánea, de lances de pesca de arrastre alternados o en paralelo cuando se utilizan distintas embarcaciones en prospecciones de evaluación, lo que permite la evaluación y comparación del poder de pesca. La realización de las experiencias de este tipo se debe desarrollar en forma conjunta por todas las naves que intervienen en la prospección en forma previa al inicio del crucero de evaluación. La duración de los lances de pesca se estandariza a un tiempo de arrastre efectivo previamente fijado, atendiendo a las características del área donde se realizará el experimento, y el tipo de recurso que se está evaluando. Se considera como tiempo de arrastre efectivo el lapso entre que la red entra en contacto con el fondo (inicio del arrastre) hasta que se comienza a recoger (inicio del virado). Las otras variables que se mantienen invariantes son las artes de pesca, que son las que usan normalmente las embarcaciones, al igual que los criterios de operación en arrastre (velocidad de arrastre, RPM motor, relación cable -profundidad de trabajo). El diseño de experimento se representa en la Figura 52.

La experiencia de pesca (en el caso del ejemplo dado en la Fig. 52) contempla disponer de las tres embarcaciones (Barco 1, Barco 2 y Barco 3) en un mismo lugar, procediendo en esta zona a la realización lo más simultáneamente posible de los lances de pesca entre las naves, en un mismo sentido, por ejemplo, de norte a sur (flecha hacia abajo) como de sur a norte (flecha hacia arriba).

4.6.6.1.1. Comparación de rendimientos de pesca

La comparación de los rendimientos de pesca obtenidos en las experiencias de pesca con lances de arrastre desarrollados en forma paralela/alternada se puede desarrollar teniendo como base los lineamientos descritos en la literatura técnica por Frèchet (1996, 1997), Pelletier (1998), Wilderbuer & Kappenman (1998) y por Hinton & Maunders (2003). En este contexto, tres son los enfoques básicos de análisis, basados en análisis de regresión a saber:

- 1) Análisis de regresión condicionada al origen
- 2) Análisis de regresión difusa
- 3) Análisis de regresión PNN-GMDH

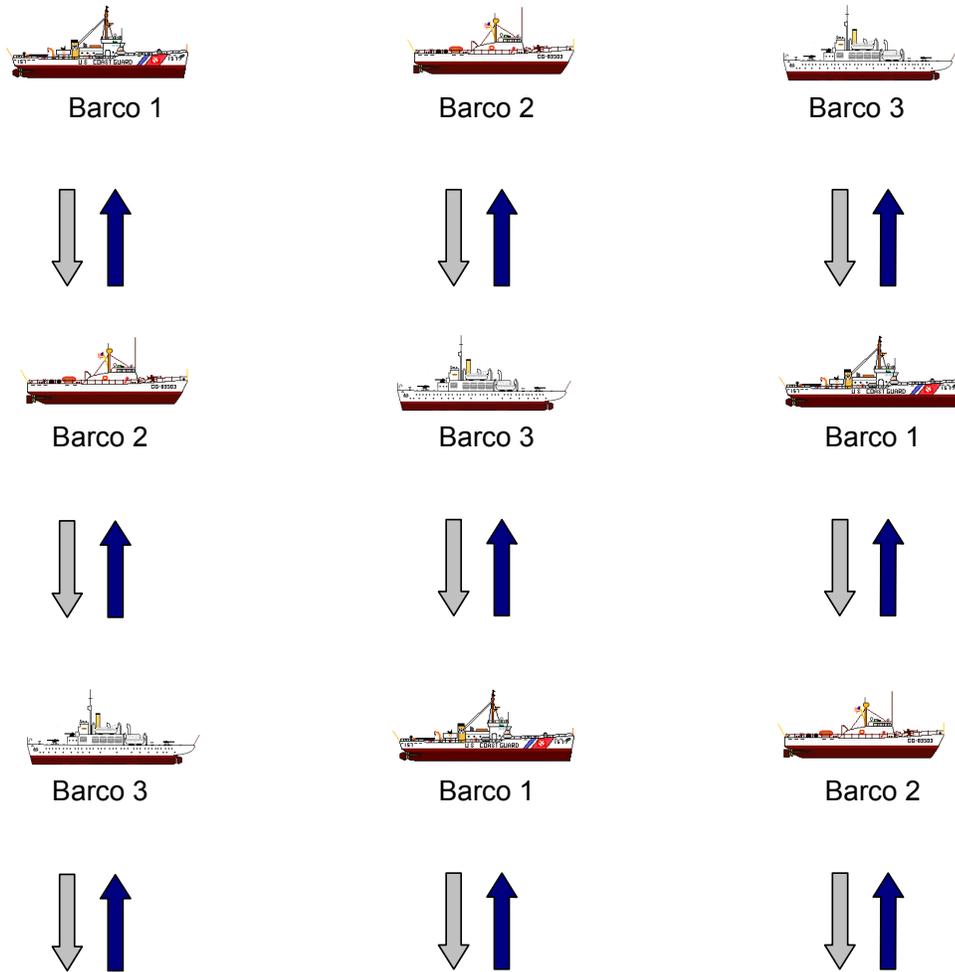


Fig. 52. Diseño de experimento para las experiencias de pesca en paralelo con motivo de la estandarización del esfuerzo de pesca entre distintas embarcaciones participantes de un crucero de evaluación directa.

4.6.7.1.2. Análisis de regresión condicionada al origen

Este método es equivalente a lo que lo se conoce como un estimador de razón. Las expresión a utilizar en este caso corresponde a la expresión derivada por Pikitich *et al.* (1998), de acuerdo a:

$$\hat{R} = \frac{\sum_g^m y_g}{\sum_g^m x_g} \quad \text{Var}(\hat{R}) = \left(\frac{\bar{y}}{\bar{x}}\right)^2 \left(\frac{S_y^2}{\bar{y}^2} + \frac{S_x^2}{\bar{x}^2} - \frac{S_y^2}{\bar{y}^2} \cdot \frac{S_x^2}{\bar{x}^2} \right)$$

donde \hat{R} es el estimador de razón (= CPUE); $Var(\hat{R})$ es la varianza del estimador de razón (Var(CPUE)); x_g es el esfuerzo ejercido en el lance g -ésimo; y_g es la captura en el lance g -ésimo; \bar{x} es el esfuerzo promedio; \bar{y} es la captura promedio; $S_{\bar{y}}$ es el error estándar de y (de la Captura promedio); $S_{\bar{x}}$ es el error estándar de x (del Esfuerzo promedio); y m es el número total de lances de pesca realizadas por una nave.

Este estimador se aplica a cada una de las naves generando 3 valores para \hat{R} , valor equivalente a la pendiente de la recta de regresión condicionada a pasar por el origen, comparándose entonces los valores mediante un test de comparación de pendientes.

4.6.6.1.2. Análisis por regresión difusa

Ventajas de la regresión difusa

- La técnica de regresión difusa permite aproximarse a un problema de análisis de datos mediante un enfoque ambivalente empleando variables cuantitativas así como cualitativas;
- produce resultados deseables cuando es calibrada adecuadamente y el operador de agregación es escogido adecuadamente;
- posee avanzada capacidad de detectar datos atípicos (outliers) al nivel de clasificación difuso;
- proporciona los medios y formas de considerar o tomar en cuenta información adicional acerca de aquellas áreas de mayor interés;
- los resultados poseen gran correspondencia con los resultados esperados por el sentido común. Esto produce una capacidad de trabajar problemas de mayor complejidad.

4.6.6.1.3. Descripción del método de cálculo

La técnica de regresión difusa esta basada datos de entrada y salida de carácter difuso conectados por una relación de dependencia paramétrica convencional entre ellas. El aspecto primordial de este método de análisis es la utilización de una medida de similitud entre el modelo y el punto difuso. Aunque es mucho mas complicada que una regresión tradicional, este método posee una capacidad innata para detectar y analizar datos complejos y también anormales (outliers). El método de regresión difusa se puede formular como sigue. Supongamos una dependencia paramétrica determinada por:

$$f(x, a) = 0$$

donde

$$x = (t, y)^T \quad t = (t_1, \dots, t_{n-1})^T$$

(t denota el vector de variables independientes, y es la variable dependiente) y N puntos datos difusos de entrada y salida. Para ello debemos encontrar un vector de parámetros a para el cual f podría ajustarse mejor a los puntos experimentales en un cierto sentido.

La regresión difusa es capaz de manejar dos tipos de puntos difusos (entenderemos como puntos difusos un vector de números difusos):

- Puntos difusos simétricos del tipo L . Aquí se aplica la producción T -norma a las coordenadas difusas x_i , en vez de aplicar la mínima T -norma para obtener la función de pertenencia para los puntos difusos

$$\mu_Q(x) = \prod_i \mu_{x_i}(x_i)$$

- Bajo ciertas circunstancias, es necesario considerar interacciones entre diferentes variables en los modelos de regresión. En este caso en particular los puntos difusos elípticos, que se deben usar son:

$$\mu_Q(x) = L\left(\left(x - \bar{x}\right)^T A^{-1} \left(x - \bar{x}\right)^{\frac{1}{2}}\right)$$

La clave del concepto de regresión difusa es la medida de similitud. Esta es usada para determinar el grado de pertenencia o no de un punto difuso a una curva paramétrica. Una medida de similitud de un punto difuso con respecto a la curva paramétrica es igual al máximo de la función de pertenencia de los puntos difusos sobre el conjunto de puntos pertenecientes a la curva.

$$M(a) = \sup_{f(x,a)=0} \mu_Q(x)$$

El tratamiento de la medida de similitud es trivial, si esta cercano a 1,0 decimos que el punto pertenece a la curva, en el caso de 0, el punto no pertenece a la curva. Respecto del análisis de regresión, en el caso de 0 similitud decimos que el punto difuso no presenta o se ajusta a una dependencia paramétrica para el conjunto de parámetros determinados. Para una recta o curva de regresión lineal, la solución analítica para $M(a)$ obtenida para ambos tipos de puntos difusos posee la siguiente forma funcional:

$$M(a) = L(d(a))$$

con

$$d(\alpha) = \frac{|\bar{y} - (\alpha_0 + \alpha^T \bar{t})|}{\left(\alpha_y^{\frac{m}{m-1}} + \sum_j^{n-1} |\alpha_{t_j} \alpha_i|^{\frac{m}{m-1}} \right)^{\frac{m-1}{m}}}$$

para puntos difusos simétricos del tipo-L, y

$$d(\alpha) = \frac{|\bar{y} - (\alpha_0 + \alpha^T \bar{t})|}{(\alpha^T A \alpha)^{\frac{1}{2}}}$$

para los puntos difusos elípticos. Para aquellas curvas que son no-lineales pero lineales en los parámetros, una transformación puede ser realizada para permitir el empleo de las expresiones anteriores.

De manera que la solución al problema de análisis de una regresión difusa se reduce en la práctica a un problema de optimización sin restricciones, la solución óptima para la cual se tiene que el vector de parámetros es:

$$\alpha^* = \arg \max_{\alpha \in R^n} MP(\alpha)$$

La estimación de los parámetros de la regresión difusa se realiza con las herramientas de hardware y software disponibles por el consultor.

4.6.6.1.4. Análisis de regresión PNN-GMDH

Esta técnica de análisis proviene del campo de la inteligencia artificial y es útil en aplicaciones y modelamiento de sistemas complejos en las cuales la forma funcional exacta del modelo no es conocida o varía de caso a caso. Además, esta técnica de análisis puede producir mejores resultados que los métodos clásicos tradicionalmente empleados como GLM (modelo lineal generalizado), ya que, a diferencia de este último, PNN-GMDH puede manejar variables cuantitativas y cualitativas, y opera en forma inductiva problemas complejos y de carácter no-lineal, aspecto que no puede ser cubierto adecuadamente por el modelo GLM.

En una forma simple, el procedimiento puede ser descrito adecuadamente como un algoritmo de aprendizaje no-paramétrico capaz de resolver el problema de optimización de modelos multidimensionales:

$$\tilde{g} = \arg \min_{g \in G} CR(g) \quad CR(g) = f(P, S, z^2, T, V)$$

donde G es el conjunto de modelos considerados; CR es un criterio externo de calidad del modelo g a partir de este conjunto; P es el número de variables; S es la complejidad del modelo; z_2 es la dispersión del ruido; T es el número de transformaciones en la muestra de datos; V es el tipo de función de referencia.

Para una función de referencia característica definida, cada conjunto de variables corresponde a una estructura de modelo definida $P = S$. Cuando $z_2 = \text{constante}$, $T = \text{constante}$, y cuando $V = \text{constante}$. El problema se transforma a una forma unidimensional más simple representada por:

$$CR(g) = f(S)$$

4.6.6.1.5. Estandarización mediante técnicas estadísticas multivariadas

La descripción del método en detalle se encuentra en FAO Documentos Técnicos de Pesca 306/1 (1995, págs. 303 y 304). Allí se define “la potencia de pesca relativa” de cada nave i , que se denomina “poder de pesca relativo” (ρ_i), como:

$$\rho_i = \frac{CPUE_i}{CPUE_s}$$

donde $CPUE_i$ corresponde a la captura por unidad de esfuerzo estándar; i representa a la i -ésima nave y s a la nave estándar.

En este caso, se selecciona la nave estándar, de entre aquellas que participan en el estudio, después de analizar las CPUE para todos los lances de pesca efectuados por nave durante el período de estudio. El criterio de selección de la nave estándar corresponde a aquella nave que presente el menor coeficiente de variación (CV) de la CPUE. Se compara las CPUE promedio entre naves con varianzas desiguales (Sokal & Rohlf, 1981) mediante la aplicación del test t-Student para probar la existencia de diferencias significativas. En el caso que tales diferencias ocurran, entonces se procede a corregir el esfuerzo de pesca nominal (por ejemplo, distancia de barrido) ponderándolo por el poder de pesca relativo de cada nave.

4.7. OBJETIVO ESPECÍFICO N° 5.

Definir un sistema de almacenamiento estándar para los registros obtenidos en cruceros de evaluación de crustáceos bentodemersales.

4.7.1. Descripción de los contenidos de las Bases de Datos entregadas al FIP

La fuente consultada correspondió a las Bases de Datos de los estudios de evaluación directa de los recursos langostino amarillo, langostino colorado y camarón nailon, financiados por el Fondo de Investigación Pesquera (FIP), y realizados entre los años 1993 y 2005, que está compuesta de 23 proyectos FIP. En éstas se ha constatado una variedad de modalidades de formato y contenido de las mismas. A continuación se entrega una descripción de la Base de Datos para cada proyecto.

FIP N° 93-05: “Evaluación directa del stock de langostino colorado en la zona centro-sur”, consta de 539 archivos en formato Texto Unicode (TXT), en las cuales se entrega la posición geográfica de los lances, la hora, temperatura, viento, bitácoras, registros de distribución de frecuencia de tallas por lance, las relaciones de talla y peso por lance, separando además entre machos y hembras en el nombre del archivo, información meteorológica, datos de zoo y fitoplancton, oxígeno disuelto y salinidad.

FIP N° 93-06: “Evaluación directa del stock de langostino amarillo en la zona centro-norte”, con 2 archivos en formato texto ASCII (*The American Standard Code for Information Interchange* o Código estándar Estadounidense para el Intercambio de Información), que es un formato de almacenamiento general que guarda los datos mediante texto simple, que corresponden a dos salidas con datos sobre los lances, posición, profundidad, horarios, fondos, velocidad, temperatura, viento, salinidad, transparencia, oxígeno disuelto, sexo, talla, peso de huevos, estado de madurez.

- FIP N° 94-25:** “**Evaluación del recurso langostino amarillo en la zona centro-norte**”, formado por 51 archivos en formato dBase (DBF) y Texto con formato delimitado por espacios (PRN) en los que entregan bitácoras, fauna acompañante y otros archivos con datos biológicos de longitud, peso, sexo y huevos.
- FIP N° 96-09:** “**Evaluación directa del stock de camarón nailon en la zona centro-norte**”, constituido por 217 archivos en texto separado por tabulaciones (TXT) y archivos de reportes DReport formato ASCII (DRP). Se presentan 2 archivos de texto para bitácoras, 1 para frecuencias y 4 para talla-peso, y el resto de los archivos corresponde a archivos ASCII con datos del crucero, estación, buque, fecha, hora local, latitud, longitud, profundidad en estación oceanográfica, dirección del viento, intensidad en nudos, comentarios, profundidad, temperatura, salinidad y oxígeno disuelto.
- FIP N° 97-23:** “**Evaluación directa del stock de langostino amarillo en el litoral de la V a VIII regiones**”, conformado por 40 archivos de datos (DAT) y Microsoft Excel (XLS) de los cuales 1 archivo en formato DAT contiene datos del lance, medición, salinidad, salinidad corregida, temperatura, % saturación de oxígeno, O₂ mg/l, O₂ ml/l, O₂ corregida, sigmaT, sigmaT corregida, profundidad, año, mes, día, hora, minutos, segundos. Los 39 archivos restantes en XLS corresponden a: 1 con bitácoras, 1 con la posición de los lances del CTD, 1 con fauna acompañante, 21 con longitud-peso-sexo y 15 con longitud-sexo.
- FIP N° 97-25:** “**Evaluación directa del stock de langostino amarillo en la III y IV regiones**”, formado por 30 archivos en formato Excel (XLS) con datos de camarón nailon, langostino amarillo y langostino colorado, principalmente fecha, geografía, ubicación, caladero, longitud cefalotorácica, peso, sexo y estado y con estos datos se construyen tablas dinámicas y gráficos. Además, entregan los datos de medición de ángulos (fecha, lance, alfa-1, alfa-2, beta-1, beta-2, long. cable-cala, alfa-prom. y beta-prom.), fauna acompañante,

bitácoras, biomasa por sexo y zona, datos de capturas de otros proyectos y frecuencias por talla-lance y talla profundidad.

FIP N° 98-03: “Evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII regiones”, cuenta con 7 archivos en formato dBase (DBF) y Excel (XLS), 6 de éstos corresponden al formato DBF y contienen bitácoras (lance, fecha, hora, latitud, longitud, profundidad, velocidad, tiempo, APA observada, APA estimada, captura y CPUE), datos biológicos (talla, peso, sexo, estado y diámetro huevos), frecuencias de tallas y fauna acompañante. Por otro lado, un archivo se encuentra en XLS con el detalle de los ponderadores asignados a las observaciones vecinas en cada nodo de la grilla de interpolación, y de la estimación de densidad de camarón obtenida en cada nodo por zona.

FIP N° 99-07: “Evaluación directa de langostino colorado de la V a VIII regiones, 1999”, formado por 3 archivos en formato dBase (DBF) y Excel (XLS) con datos de bitácoras, fauna acompañante, longitud, peso y sexo.

FIP N° 99-08: “Evaluación directa de camarón nailon entre la II a VIII regiones”, compuesto de 12 archivos en formato (XLS) los que incluyen bitácoras, fauna acompañante, cálculo abertura punta de alas, fecundidad, datos biológicos (longitud, peso, estado, número de huevos) y frecuencias.

FIP N° 99-09: “Evaluación directa de langostino amarillo entre la III y VIII regiones”, con 4 archivos en formato dBase (DBF), que corresponden a datos de bitácoras, fecundidad, estado de madurez, sexo, talla y peso.

FIP N° 99-30: “Evaluación directa de langostino colorado de la I a IV regiones, 1999”, formado por 4 archivos en formato dBase (DBF) que corresponden a datos de bitácoras, sexo, talla, peso y fauna acompañante.

- FIP N°2000-05:** “Evaluación directa de camarón nailon, langostino amarillo y langostino colorado, año 2000”, conformado por 8 archivos en formato dBase (DBF) con bitácoras, datos de talla, sexo y estado de madurez separados por especie.
- FIP N° 2001-05:** “Evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII regiones, año 2001”, con 43 archivos en formato dBase (DBF) con datos de bitácoras, frecuencias, fauna acompañante (expresado como cpue (kg) por lance y especie, cpue (kg) por región y especie y cpue (kg) por rango de profundidad y especie).
- FIP N° 2001-06:** “Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII regiones, año 2001”, formado por 43 archivos en formato dBase (DBF) con datos de bitácoras, frecuencias, fauna acompañante (expresado como cpue (kg) por lance y especie, cpue (no.) por lance y especie, cpue (kg) por región y especie y cpue (kg) por rango de profundidad y especie).
- FIP N° 2002-05:** “Evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII Regiones, año 2002”, conformado por 11 archivos en formato dBase (DBF) en los cuales se encuentran datos de bitácoras, fauna acompañante, cálculo APA, CPUE, sexo, talla, peso, estado, frecuencias y datos oceanográficos (transecta, buque, latitud, longitud, fecha, hora, viento, profundidad, temperatura, salinidad y oxígeno).
- FIP N° 2002-06:** “Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2002”, formado por 11 archivos en formato dBase (DBF) en los cuales se encuentran datos de bitácoras, fauna acompañante, CPUE, frecuencias, sexo, talla, peso y estado.
- FIP N° 2003-03:** “Evaluación directa de langostino colorado entre la III y IV Regiones, año 2003”, con 2 archivos en formato dBase (DBF), uno de bitácoras y el otro con fauna acompañante.

FIP N° 2003-05: “Evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII Regiones, año 2003”, cuenta con 7 archivos en formato dBase (DBF) donde se entregan bitácoras, fauna acompañante, datos biológicos (talla, sexo, estado, peso) y frecuencias de tallas.

FIP N° 2003-31: “Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2003”, con 443 archivos en formato Excel (XLS) y archivos de base de datos de Access (MDB), con una carpeta de base de datos dividida en 3 partes. **Parte 1:** Bitácora de pesca, capturas, fauna acompañante, estados de madurez y registros talla-peso camarón nailon, langostino amarillo y langostino colorado. **Parte 2:** frecuencias de tallas de langostino colorado y camarón nailon (110 y 124 archivos, respectivamente). **Parte 3:** Frecuencias de tallas de langostino amarillo (186 archivos).

FIP N° 2004-10: “Evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII Regiones, año 2004”, formado por 7 archivos en formato dBase (DBF) con bitácoras, fauna acompañante, frecuencias, longitud y peso.

FIP N° 2004-11: “Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2004”, formado por 8 archivos en formato dBase (DBF) en los que se presentan los lances del estudio, fauna acompañante, datos biológicos langostino amarillo, datos biológicos langostino colorado, frecuencia de tallas langostino amarillo por región, frecuencia de tallas langostino colorado por región, frecuencia de tallas langostino amarillo por foco y frecuencia de tallas langostino colorado por foco.

FIP N° 2005-08: “Evaluación directa de camarón nailon y gamba entre la II y VIII Regiones, año 2005”, formado por 7 archivos en formato dBase (DBF) con bitácoras, fauna acompañante, frecuencias, peso muestra, longitud y peso.

FIP N° 2005-09: “Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2005”, formado por 4 archivos en formato dBase (DBF) con datos de los lances del estudio, fauna acompañante, datos biológicos del langostino amarillo y datos biológicos del langostino colorado.

Una vez revisadas las Bases de datos entregadas al FIP, dentro de las principales problemáticas observadas en la información obtenida, se encuentra la necesidad de agrupar las bases de datos en un archivo único, debido a que en un 88,9% de los casos estas se encuentran en múltiples archivos en diversos formatos y contenido de los mismos, llegando a encontrar en el proyecto FIP N° 93-05 hasta 539 archivos en formato texto unicode (Tabla 15, Fig. 53).

Tabla 15. Número de proyecto, número de archivos entregados y formato de los mismos.

PROYECTO FIP	N° ARCHIVOS	FORMATO
93-05	539	TXT
93-06	2	ASCII
94-25	51	DBF-PRN
95-06	107	XLS
95-13	21	DAT-WQ1
96-08	117	XLS-WQ1
96-09	213	ASCII-DRP
96-20	40	DBF
97-23	40	XLS
97-25	30	XLS
98-03	7	DBF-XLS
99-07	3	DBF-XLS
99-08	12	XLS
99-09	4	DBF
99-30	4	DBF
2000-05	8	DBF
2001-05	43	DBF
2001-06	43	DBF
2002-05	9	DBF
2002-06	11	DBF
2003-03	2	DBF
2003-05	8	DBF
2003-31	423	XLS-MDB
2004-10	8	DBF
2004-11	8	DBF
2005-08	8	DBF
2005-09	4	DBF

Tabla 16. Resumen expresado en porcentaje de las bases de datos que deben ser modificados para normalizar la información.

	SI	NO
Necesidad de estandarizar la información	81,48%	18,52%
Necesidad de reordenar la información	85,19%	14,81%
Necesidad de agrupar la base de datos	88,89%	11,11%
Base de datos presenta información completa	44,44%	55,56%

Cuando se establecen clasificaciones de especies, embarcaciones u otros conceptos asociados al estudio, conviene tener en cuenta los sistemas estadísticos que pueden utilizar categorías similares. Se puede establecer un vínculo lógico y referencias cruzadas entre las clasificaciones, lo que permite una comparación directa. Sin embargo, las bases de datos entregadas al FIP en formato digital, constan de una variedad de modalidades de formato y contenido de los mismos. Además muchas de las bases de datos contienen claves y nomenclaturas que no siempre son identificables, por lo que se hace necesario, en la mayoría de los casos (81,5%), de estandarizar la información (Tabla 16). A modo de ejemplo, en un 19% de la información disponible de bitácoras no existe un identificador único que caracterice al lance de pesca (Fig. 54), en un 11% de los casos no aparece el nombre de la embarcación que realizó el muestreo (Fig. 55).

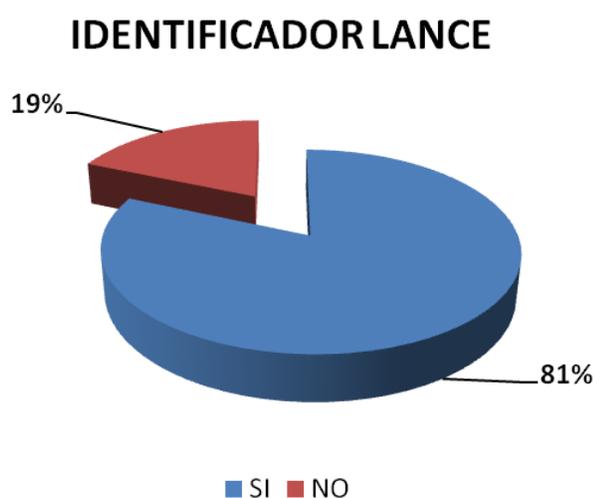


Fig. 54. Porcentaje de base de datos que presentan o no un identificador único que represente al lance de pesca.

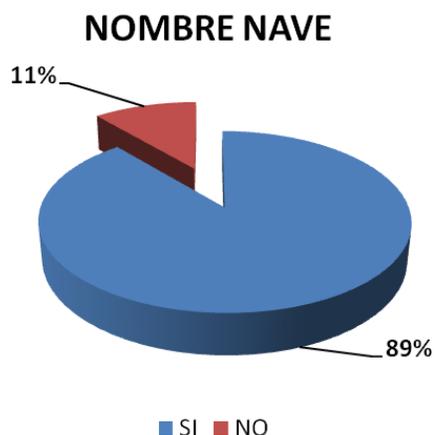


Fig. 55. Porcentaje de base de datos que presentan o no el nombre de la embarcación que realizó el muestreo

En los antecedentes disponibles se observa una carencia importante de información para la estimación de biomasa, tales como el tiempo de arrastre efectivo, ausente en el 42% de las Bases de Datos (Fig. 56a), la longitud del cable de cala, sólo disponible en el 70% de los casos (Fig. 56b). Otros antecedentes que no se encuentran completos en los datos disponibles corresponden a la abertura punta de alas (APA, 74%) (Fig. 56c) y el área barrida (Fig. 56d) y en el caso de la fauna acompañante existe una ausencia o información incompleta en el 30% de los casos (Fig. 56e).

4.7.2. Manejo y ordenamiento de las Bases de Datos.

Las bitácoras de las bases de datos de los proyectos FIP desde 1993 hasta el 2006 fueron agrupadas en un archivo único en Microsoft Excel denominado “Bitacoras_Historicas.xls”. Este archivo comienza con el proyecto del año mas reciente (2006-04), el cual fue considerado como una referencia, debido a que la información entregada allí es la fundamental y necesaria para la estandarización de los datos de los proyectos anteriores. A la base de datos de las bitácoras se le incorporó una columna que identifica al proyecto, posteriormente a medida que se añadían otros proyectos a dicha base, el número de columnas fue aumentando de acuerdo a la información que aportaba cada uno de éstos. En general, en esta descripción por proyecto se señala: la ubicación dentro de carpetas, del o los archivos de los cuales se extrajo la información y la extensión de

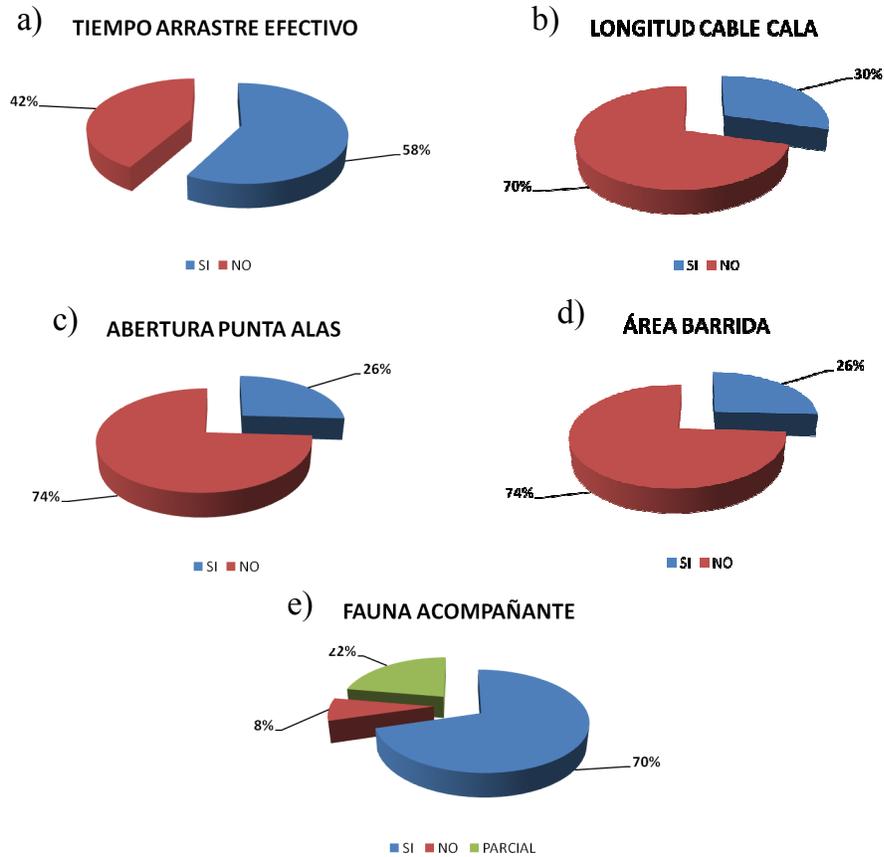


Fig. 56. Porcentajes de información entregada en las diferentes bases de datos. a) tiempo de arrastre efectivo, b) longitud del cable de cala, c) abertura punta de alas, d) área barrida y, e) fauna acompañante.

éste, el origen del IDP, se señala si la posición de los lances fue o no transformada a dato decimal, si aparece calculado el TAE en hora o minutos o si se calculó en base a la diferencia de la hora de virado y calado (en la mayoría de los proyectos los datos de hora se encontraban en formato de número, por lo tanto, tuvieron que ser llevados a hora decimal antes de trabajar con ellos y estandarizar a TAE decimal) y en situaciones particulares se entregan otros detalles de cada proyecto.

FIP N° 93-06: La bitácora se encontraba en la siguiente ubicación **FIP 93-06/banco de datos ASCII/ANBIP/SADAB/DATOS/SALIDA1.ASC**. El archivo fue importado, la bitácora no tenía valores de IDP, la fecha fue estandarizada, la posición fue transformada a dato decimal, las horas de calado y virado fueron llevadas a hora decimal y el TAE decimal fue calculado en base a estos datos.

- FIP N° 95-13:** La bitácora se encontraba en tres archivos que fueron complementados y se encontraban en la siguiente ubicación **FIP 95-13/archivos basicos/ACHBIT.DAT, CARBIT.DAT y PICBIT.DAT**. Estos archivos fueron importados y agrupados en uno solo para ser traspasados a la base de datos, la velocidad de arrastre aparece con dos dígitos enteros, sólo están los datos de la ubicación promedio la que fue multiplicada por -1, TAE decimal y las horas de calado y virado fueron corregidas.
- FIP N° 93-05:** La bitácora se encontraba en dos archivos que fueron complementados y se encontraban en la siguiente ubicación **FIP 93-05/planillas, bitácoras etc/FIP93/BITACO.TXT y EVALUA.TXT**. La bitácora no tenía valores de IDP, la fecha fue estandarizada, la posición fue transformada a dato decimal, las horas de calado y virado fueron llevadas a hora decimal y el TAE decimal fue calculado en base a estos datos.
- FIP N° 94-25:** La bitácora se encontraba en 11 archivos en formato **dbf** en la siguiente carpeta **FIP 94-25/Bitacora**, los que fueron agrupados en uno solo en Microsoft Excel. La bitácora no tenía valores de IDP, aparece la fecha de zarpe, recalada y lance, empleándose ésta última, la ubicación fue transformada a dato decimal, la nave estaba rotulada con números, la velocidad de arrastre registraba valores de dos dígitos enteros, los valores de hora de calado y virado fueron llevado a dato decimal y el TAE decimal fue calculado en base a estos datos.
- FIP N° 95-06:** La bitácora se encontraba en la siguiente ubicación **FIP 95-06/BITACORA/UCN/BM.UCN/BITACUCN.xls**. La bitácora no tenía valores de IDP, la fecha aparecía con espacios por lo que tuvo que ser corregida dato por dato, la posición fue multiplicada por -1, las horas de calado y virado fueron llevadas a hora decimal y el TAE decimal fue calculado en base a estos datos.
- FIP N° 96-08:** La bitácora se encontraba en dos archivos que fueron complementados, ambos ubicados en la siguiente carpeta **FIP 96-08/BARCOS/BITÁCORA/**

BITACO~1.xls y **BITACUCN.xls**. La bitácora no tenía valores de IDP, la fecha aparecía con espacios por lo que tuvo que ser corregida dato por dato, la posición fue multiplicada por -1, las horas de calado y virado fueron llevadas a hora decimal y el TAE decimal fue calculado en base a estos datos.

FIP N° 96-09: La bitácora se encontraba en la siguiente ubicación **FIP 96-09/BIT-POS.txt**. El archivo fue importado a Excel y algunas celdas contienen errores en la posición de los lances y el resto de la fila completa aparece sin datos. La bitácora no tenía valores de IDP, la fecha aparece como un número que correspondía a mes, día la cual fue estandarizada a fecha, la ubicación fue transformada a dato decimal, las horas de calado y virado fueron llevadas a hora decimal y el TAE decimal fue calculado en base a estos datos.

FIP N° 96-20: La bitácora se encontraba en 15 archivos en formato **dbf** en la siguiente carpeta **FIP 96-20/BIT**, los que fueron agrupados en uno solo en Microsoft Excel. La bitácora no tenía valores de IDP, aparece la fecha de zarpe, recalada y lance, empleándose ésta última, la ubicación fue transformada a dato decimal, la nave estaba rotulada con números, la velocidad de arrastre registraba valores de dos dígitos enteros, los valores de hora de calado y virado fueron llevados a dato decimal y el TAE decimal fue calculado en base a estos datos.

FIP N° 97-23: La bitácora se encontraba en la siguiente ubicación **FIP 97-23/Bitacora.xls**. El archivo se encontraba con errores graves que no fue posible reparar, por lo que se intentó recuperar las fórmulas y valores, pero algunos datos se perdieron o dañaron apareciendo varias celdas vacías. El nuevo archivo fue guardado con el nombre de **Bitacora reparado.xls**. La columna de lance fue traspasada como IDP, la fecha fue estandarizada, la ubicación fue multiplicada por -1, las horas de calado y virado fueron llevadas a hora decimal y los valores del tiempo de arrastre en minutos fueron llevados a hora para estandarizar el TAE decimal.

- FIP N° 97-25:** La bitácora se encontraba en la siguiente ubicación **FIP 97-25/Fip4/Tablas-Bitácoras.xls**, dentro de este archivo en la hoja denominada “Bitácoras-Informe”. La columna de lance fue traspasada como tal por poseer números repetidos, el formato de la fecha fue estandarizado, la ubicación transformada a dato decimal, las horas de calado y virado fueron llevadas a hora decimal y los valores del TAE decimal se encontraban correctos.
- FIP N° 98-03:** La bitácora se encontraba en la siguiente ubicación **FIP 98-03/BIT_9803.dbf**. La columna de lance corregido fue traspasada como IDP, la fecha se encontraba en formato de número y fue llevado a formato de fecha, la ubicación fue transformada a dato decimal, las horas de calado y virado se encontraban rotuladas con valores entre 0 y 1 y el tiempo en minutos (T (MIN)) fue llevado a hora para estandarizar el TAE decimal.
- FIP N° 99-07:** La bitácora se encontraba en la siguiente ubicación **FIP 99-07/base9907.xls**. La columna de lance corregido fue traspasada como IDP, la fecha (año, mes y día) se encontraba en columnas separadas, consecuentemente, se agruparon en una sola, la ubicación fue transformada a dato decimal, no hay datos de la región donde se realizó el estudio, sin embargo, el proyecto se ejecutó entre la V y VIII regiones, los valores de hora de calado y virado fueron llevados a dato decimal y el TAE decimal fue calculado en base a estos datos.
- FIP N° 99-08:** La bitácora se encontraba en la siguiente ubicación **FIP 99-08/FIP9908/Bitacora-Camaron-Informe.xls**. La columna de lance fue transferida como IDP, la posición fue multiplicada por -1, las horas de calado y virado fueron llevadas a hora decimal y los valores del TAE decimal se encontraban correctos.
- FIP N° 99-09:** La bitácora se encontraba en la siguiente ubicación **FIP 99-09/BITPES.dbf**. La columna de lance fue traspasada como IDP, la columna de región adiciona a algunos números una letra (Ej.; 5n o 5s), la ubicación fue transformada a dato

decimal, las horas de calado y virado fueron llevadas a hora decimal y el TAE decimal fue calculado en base a estos datos.

FIP N° 99-30: La bitácora se encontraba en la siguiente ubicación **FIP 99-30/BITACORA.dbf**. La columna de lance fue traspasado como IDP, la ubicación fue trasformada a dato decimal, las horas de calado y virado fueron llevadas a hora decimal y el TAE decimal fue calculado en base a estos datos.

FIP N° 2000-05: La bitácora se encontraba en la siguiente ubicación **FIP 2000-05/Diskette 4 DBF/BITPES.dbf**. La columna de lance fue traspasado como IDP, la región se encontraba en números romanos y se llevaron a números cardinales, la ubicación fue transformada a dato decimal, las horas de calado y virado fueron llevadas a hora decimal y el TAE decimal fue calculado en base a estos datos.

FIP N° 2001-06 y 2001-05:

La bitácora se encontraba en la siguiente ubicación **FIP 2001-06/ARCH_DBF/Bitac.dbf** y **FIP 2001-05/ARCH_DBF/Bitac.dbf**, ambas son bitácoras idénticas. Sin embargo, en el archivo Indice.dfb de los dos proyectos se detallan los archivos del proyecto FIP 2001-05. El detalle de la bitácora es el siguiente: la columna de NUM fue traspasada como IDP, la fecha se encontraba en formato de número (Ej.: 6,09 lo que correspondía a mes y día, 09/06/2001), por lo tanto, fue corregida al formato de fecha, la posición fue multiplicada por -1, el TAE y las horas de calado y virado se encontraban correctas.

FIP N° 2002-05: La bitácora se encontraba en un archivo grabado dos veces en diferentes carpetas, una en **FIP 2002-05/BITPES.dbf** y la otra en **FIP 2002-05/Archivos DBF FIP02-05-06/BITPES.dbf**. La información de las capturas y CPUE de camarón nailon, langostino amarillo y langostino colorado fueron complementadas con el archivo **CPUE.dbf** ubicado en las mismas carpetas. Ambos archivos eran exactamente iguales a los del proyecto FIP 2002-06, por

lo tanto el detalle de la descripción de la bitácora se encuentra en el proyecto anterior.

FIP N° 2002-06: La bitácora se encontraba en la siguiente ubicación **FIP 2002-06/Base de Datos/BITPES.dbf**. La información de las capturas y CPUE de camarón nailon, langostino amarillo y langostino colorado fueron complementadas con el archivo **CPUE.dbf** ubicado en la misma carpeta. La columna de lance fue traspasada como IDP, la ubicación fue llevada a dato decimal, las horas de calado y virado fueron llevadas a hora decimal y el TAE decimal fue calculado en base a estos datos. Las regiones se encontraban en números romanos y se llevaron a números cardinales.

FIP N° 2003-03: La bitácora se encontraba en la siguiente ubicación **FIP 2003-03/ARCH_DBF/LANCES.dbf**. La columna de ID_PROY fue traspasada como IDP, las horas de calado y virado aparecen con error (ejemplo: 190001000) pero el TAE está en minutos, por lo tanto, fue transformado a hora.

FIP N° 2003-05: La bitácora se encontraba en la siguiente ubicación **FIP 2003-05/Bases de datos/BITCN.dbf**. La columna de lance fue traspasada como IDP, la ubicación fue llevada a dato decimal, las horas de calado y virado fueron llevadas a hora decimal y el TAE decimal fue calculado en base a estos datos.

FIP N° 2003-31: La bitácora se encontraba en un archivo en la siguiente ubicación **FIP 2003-31/Base datos/Parte 1/FIP 2003-31.mdb/bitacora**. La columna de lance fue traspasada como IDP, la ubicación fue llevada a dato decimal, las horas de calado y virado fueron llevadas a hora decimal y el TAE decimal fue calculado en base a estos datos.

FIP N° 2004-10: La bitácora se encontraba en dos archivos en la carpeta **FIP 2004-10/Bases de datos DBF FIP 200410/BITCN.dbf y Bitpccn.dbf** los que fueron complementados para reunir toda la información de la bitácora. La columna de

lance fue traspasada como IDP, la ubicación fue llevada a dato decimal, las horas de calado y virado fueron llevadas a hora decimal y el TAE decimal fue calculado en base a estos datos.

FIP N° 2004-11: La bitácora se encontraba en un archivo en la carpeta **FIP 2004-11/ARCH_DBF/LANCES.dbf**. La columna de ID fue traspasada como IDP. No aparecen los datos de hora de calado y virado, sin embargo; el TAE estaba calculado en dato decimal.

FIP N° 2005-08: La bitácora se encontraba en un archivo grabado dos veces en diferentes carpetas, una en **FIP 2005-08/cd prefinal 2005-08/base datos/bitácora.dbf** y la otra en **FIP 2005-08/Base Fip 2005-08 dbf/bitácora.dbf**. La columna de lances fue traspasada como IDP por ser valores únicos y la ubicación fue transformada a datos decimales. Los datos de hora de calado y virado fueron llevados a formato de hora decimal y la diferencia de éstos entregó el valor del TAE.

FIP N° 2005-09: La bitácora se encontraba en un archivo en la carpeta **FIP 2005-09/ARCHIV/lances.dbf**.

FIP N° 2006-04: La bitácora se encontraba en un archivo denominado **FIP 2006-04/lances.dbf** y la nave empleada en este estudio fue identificada con número y no con nombre.

4.7.3. Generación de una Base de Datos Estándar (BDE) para la evaluación de crustáceos demersales.

4.7.3.1. Variables Operativas.

Con la finalidad de conformar una base de datos estándar futura para los proyectos de evaluación directa de crustáceos demersales, se realizó una encuesta en formato Microsoft Excel a los principales evaluadores e instituciones relacionadas con las investigaciones pesqueras (Fig. 57).

LISTADO DE VARIABLES QUE PODRIAN CONFORMAR UNA BASE DE DATOS ESTANDAR PARA LOS PROYECTOS DE EVALUACION DIRECTA DE CRUSTACEOS DEMERSALES.

LAS CELDAS DE ESTA PLANILLA HAN SIDO BLOQUEADAS, UD. SOLO PODRA UTILIZAR LAS CELDAS DE COLOR AMARILLO. MARCAR SU RESPUESTA CON UNA "X"

NOMBRE	
INSTITUCIÓN	
EMAIL	

CODIGO	DESCRIPCION	UNIDAD	¿LO INCORPORARÍA?	
			SI	NO
PROY	Código del proyecto	texto		
IDP	Identificador lance	numérico		
FECHA	Fecha de realización del lance	numérico		
EMPRESA	Nombre de la empresa a la cual pertenece la embarcación	texto		
NAVE	Nombre de la embarcación que realiza el muestreo	texto		
TIPONAVE	Tipo de embarcación que realiza el muestreo (1=Industrial, 2=artesanal)	numérico		
SALIDA	Número de salida (correlativo)	numérico		
PTOZARP	Puerto de zarpe	texto		
PTOREC	Puerto de recalada	texto		
LANCE	Número de lance de la salida (correlativo)	numérico		
TIPOLANC	Tipo de lance (1=estudio, 2=complementario, 3=alternativo, 4=comercial)	numérico		
REGION	Región donde se realiza el lance	numérico		
ARPA	Área de Reserva Pesca Artesanal, indica si se realizó dentro o fuera (1=dentro, 2=fuera)	numérico		
MAREA	Nivel del mar al momento del lance	numérico		
RUMBINI	Rumbo inicial	numérico		
RUMFIN	Rumbo final	numérico		
RUMPROM	Rumbo promedio	numérico		
FZAVTO	Fuerza del viento	numérico		

Fig. 57. Planilla en formato Excel (XLS) realizada a los principales involucrados en el área de evaluación directa de crustáceos demersales.

Considerando la totalidad de las variables utilizadas en los proyectos de evaluación directa entre los años 1993 y 2005, se establecieron los códigos para los aspectos operativos en formato texto con la finalidad de evaluar el nivel de importancia del dato en la BDE (Tabla 17).

De acuerdo a los encuestados, de las 49 variables operacionales consideradas en los proyectos de evaluación directa, sólo 20 de estas variables deberían ser consideradas en la estructuración de la BDE (Tabla 18). En las 29 variables restantes se produjeron discrepancias entre los encuestados, incluso en datos considerados como importantes dentro de una planilla base (Fig. 58).

Tabla 17. Variables operativas, descripción y formato utilizado en una BDE para la evaluación de crustáceos demersales.

	CODIGO	DESCRIPCION	FORMATO
1	PROY	Código del proyecto	texto
2	IDP	Identificador lance	numérico
3	FECHA	Fecha de realización del lance	numérico
4	EMPRESA	Nombre de la empresa a la cual pertenece la embarcación	texto
5	NAVE	Nombre de la embarcación que realiza el muestreo	texto
6	TIPONAVE	Tipo de embarcación que realiza el muestreo (1=Industrial, 2=artesanal)	numérico
7	SALIDA	Número de salida (correlativo)	numérico
8	PTOZARP	Puerto de zarpe	texto
9	PTOREC	Puerto de recalada	texto
10	LANCE	Número de lance de la salida (correlativo)	numérico
11	TIPOLANC	Tipo de lance (1=estudio, 2=complementario, 3=alternativo, 4=comercial)	numérico
12	REGION	Región donde se realiza el lance	numérico
13	ARPA	Área de Reserva Pesca Artesanal, indica si se realizó dentro o fuera (1=dentro, 2=fuera)	numérico
14	MAREA	Nivel del mar al momento del lance	numérico
15	RUMBINI	Rumbo inicial	numérico
16	RUMFIN	Rumbo final	numérico
17	RUMPROM	Rumbo promedio	numérico
18	FZAVTO	Fuerza del viento	numérico
19	DIRVTO	Dirección del viento	numérico
20	ESTMAR	Estado del Mar (1=bueno, 2=regular, 3=malo)	numérico
21	PRESBAR	Presión barométrica	numérico
22	HRINI	Hora inicial del lance, indica la hora en que la red toca fondo	numérico
23	HRFIN	Hora final del lance, indica la hora en que la red se levanta	numérico
24	TAE	Tiempo de arrastre efectivo medido en hora decimal	numérico
25	LATINI	Latitud inicial del lance, medido en datum geográfico WGS84 (negativo)	numérico
26	LONGINI	Longitud inicial del lance, medido en datum geográfico WGS84 (negativo)	numérico
27	LATFIN	Latitud final del lance, medido en datum geográfico WGS84 (negativo)	numérico
28	LONGFIN	Longitud final del lance, medido en datum geográfico WGS84 (negativo)	numérico
29	LATPROM	Latitud promedio del lance, medido en datum geográfico WGS84 (negativo)	numérico
30	LONGPROM	Longitud promedio del lance, medido en datum geográfico WGS84 (negativo)	numérico
31	PROFINI	Profundidad inicial del lance, medido en metros	numérico
32	PROFFIN	Profundidad final del lance, medido en metros	numérico
33	PROFPROM	Profundidad promedio del lance, medido en metros	numérico
34	VEL	Velocidad de arrastre de la red, medido en nudos	numérico
35	LCC	Longitud del cable de cala, medido en metros	numérico
36	DR_MN	Distancia recorrida por la red, medida en millas náuticas	numérico
37	DR_KM	Distancia recorrida por la red, medida en kilómetros	numérico
38	APA	Abertura de punta de alas promedio, medido en metros	numérico
39	AB	Área barrida por la red, medida en kilómetros cuadrados	numérico
40	CAPT_LA	Captura de langostino amarillo, medido en kilogramos	numérico
41	CAPT_LC	Captura de langostino colorado, medido en kilogramos	numérico
42	CAPT_CA	Captura de camarón nailon, medido en kilogramos	numérico
43	CAPTOT	Captura total obtenida de los recursos objetivo, medido en kilogramos	numérico
44	CPUE_LA	Captura por unidad de esfuerzo de langostino amarillo (Ton/hora)	numérico
45	CPUE_LC	Captura por unidad de esfuerzo de langostino colorado (Ton/hora)	numérico
46	CPUE_CA	Captura por unidad de esfuerzo de camarón nailon (Ton/hora)	numérico
47	CPUA_LA	Captura por unidad de área de langostino amarillo (Ton/km2)	numérico
48	CPUA_LC	Captura por unidad de área de langostino colorado (Ton/km2)	numérico
49	CPUA_CA	Captura por unidad de área de camarón nailon (Ton/km2)	numérico

Tabla 18. Variables operativas consideradas como imprescindibles dentro de la estructuración de una BDE por los evaluadores consultados.

CODIGO	DESCRIPCION
PROY	Código del proyecto
IDP	Identificador lance
FECHA	Fecha del lance
NAVE	Nombre de la embarcación
TIPONAVE	Tipo de embarcación
TIPOLANC	Tipo de lance (1=estudio, 2=complementario, 3=alternativo, 4=comercial)
HRINI	Hora inicial del lance
HRFIN	Hora final del lance
TAE	Tiempo de Arrastre Efectivo
LATINI	Latitud inicial del lance
LONGINI	Longitud inicial del lance
LATFIN	Latitud final del lance
LONGFIN	Longitud final del lance
PROFINI	Profundidad inicial
PROFFIN	Profundidad final
VEL	Velocidad de Arrastre
APA	Abertura de Punta de Alas promedio
CAPT_LA	Captura de langostino amarillo
CAPT_LC	Captura de langostino colorado
CAPT_CA	Captura de camarón nailon

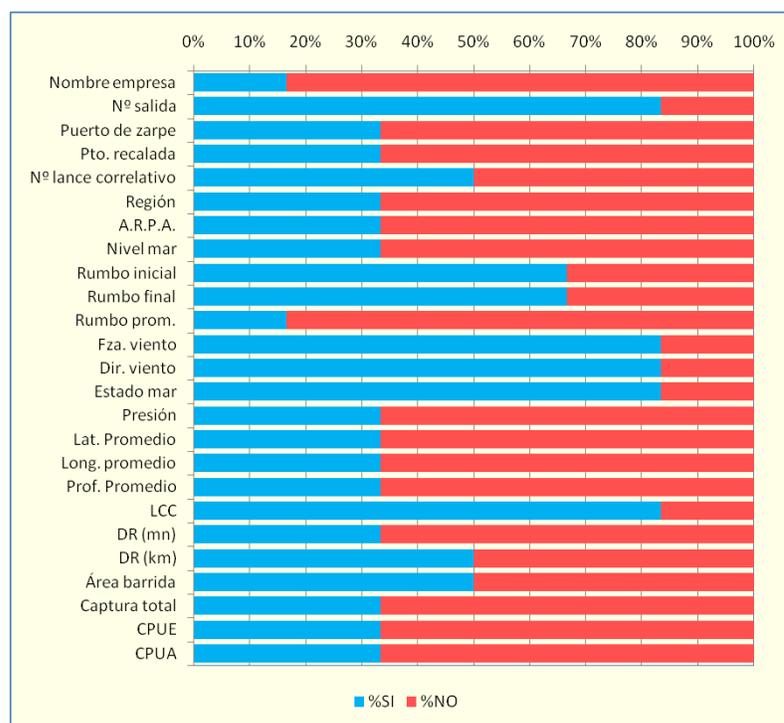


Fig. 58. Variables operativas consideradas como prescindibles en la estructuración de una BDE, por una fracción de los evaluadores encuestados, en porcentaje.

4.7.3.2. Fauna Acompañante.

Otras variables a considerar entre los encuestados era la cantidad de información necesaria a recopilar entre las especies consideradas Fauna Acompañante. En este aspecto, la revisión exhaustiva de las bases de datos proporcionadas por el Fondo de Investigación Pesquera y contrapuesta con la información obtenida por Acuña *et al.*, (2005b), permitieron identificar un total de 140 especies que se presentan separadas por Taxa mayor en la Tabla 19, destacando los peces óseos con un 49,3%.

Tabla 19. Porcentaje numérico de la fauna acompañante identificada en los cruceros de evaluación directa.

TAXA	N°	%
Crustáceos	20	14,3
Peces óseos	69	49,3
Condrictios	24	17,1
Moluscos	27	19,3
TOTAL	140	100,0

Para efectos prácticos, al igual que se realizó para las variables operativas, se han establecido códigos conformados por las 3 primeras letras del género y de la especie para identificar los componentes de la fauna acompañante (Tabla 20).

Considerando la totalidad de las especies, se les consultó a los investigadores que especies son de importancia para la conformación de la BDE, obteniendo una respuesta dividida entre los encuestados, en que el 50% consideró que sólo deben ser incorporadas 24 especies y el restante 50% señaló que debería incorporarse la totalidad de las especies de la fauna acompañante (Tabla 21).

Tabla 20. Códigos utilizados para la identificación de las especies de la fauna acompañante.

CODIGO	DESCRIPCION	FORMATO
PTEARM	Captura de <i>Pterygosquilla armata</i> , medido en kilogramos	numérico
HALDIO	Captura de <i>Haliporoides diomedeeae</i> , medido en kilogramos	numérico
PASACU	Captura de <i>Pasiphaea acutifrons</i> , medido en kilogramos	numérico
GLYALA	Captura de <i>Glyphograngon alata</i> , medido en kilogramos	numérico
STESUH	Captura de <i>Stereomastis suhmi</i> , medido en kilogramos	numérico
PROBAH	Captura de <i>Projasus bahamondei</i> , medido en kilogramos	numérico
LITWIR	Captura de <i>Lithodes wiracocha</i> , medido en kilogramos	numérico
GLYCRI	Captura de <i>Glyptolithodes cristatipes</i> , medido en kilogramos	numérico
PARDIM	Captura de <i>Parapagurus dimorphus</i> , medido en kilogramos	numérico
CHIMIL	Captura de <i>Chirostylus milneedwardsii</i> , medido en kilogramos	numérico
MUNSUB	Captura de <i>Munida subrugosa</i> , medido en kilogramos	numérico
MUNOPA	Captura de <i>Munidopsis opalescens</i> , medido en kilogramos	numérico
MUNBAR	Captura de <i>Munidopsis barrerai</i> , medido en kilogramos	numérico
HEPCHI	Captura de <i>Hepatus chiliensis</i> , medido en kilogramos	numérico
MURGAU	Captura de <i>Mursia gaudichaudii</i> , medido en kilogramos	numérico
LIBGRA	Captura de <i>Libidoclaea granaria</i> , medido en kilogramos	numérico
LIBSMI	Captura de <i>Libidoclaea smithi</i> , medido en kilogramos	numérico
LOPPAR	Captura de <i>Lophorochinia parabanchia</i> , medido en kilogramos	numérico
TRAHYS	Captura de <i>Trachycarcinus hystricosus</i> , medido en kilogramos	numérico
CANPOR	Captura de <i>Cancer porteri</i> , medido en kilogramos	numérico
ALDPHA	Captura de <i>Aldrovandia phalacra</i> , medido en kilogramos	numérico
NOTSEX	Captura de <i>Notacanthus seppinnis</i> , medido en kilogramos	numérico
OPHPAC	Captura de <i>Ophichthus pacifici</i> , medido en kilogramos	numérico
AVOBOW	Captura de <i>Avocettina bowersii</i> , medido en kilogramos	numérico
BASALB	Captura de <i>Bassanago albescens</i> , medido en kilogramos	numérico
XENATR	Captura de <i>Xenomystax atrarius</i> , medido en kilogramos	numérico
GALSPP	Captura de <i>Galeichthys</i> sp., medido en kilogramos	numérico
ALEMEL	Captura de <i>Alepocephalus melas</i> , medido en kilogramos	numérico
ALESP	Captura de <i>Alepocephalus</i> sp., medido en kilogramos	numérico
BAJBUR	Captura de <i>Bajacalifornia burragei</i> , medido en kilogramos	numérico
BINAPH	Captura de <i>Binghamichthys aphos</i> , medido en kilogramos	numérico
ARGAFF	Captura de <i>Argyropelecus affinis</i> , medido en kilogramos	numérico
ARGSLA	Captura de <i>Argyropelecus sladeni</i> , medido en kilogramos	numérico
STOBOA	Captura de <i>Stomias boa boa</i> , medido en kilogramos	numérico
CHASLO	Captura de <i>Chaudiolus sloani</i> , medido en kilogramos	numérico
MELBAR	Captura de <i>Melanostomias cf. bartonbeani</i> , medido en kilogramos	numérico
MELNIG	Captura de <i>Melanostomias cf. niger</i> , medido en kilogramos	numérico
PHOSPP	Captura de <i>Photonectes</i> sp., medido en kilogramos	numérico
IDIATL	Captura de <i>Idiacanthus atlanticus</i> , medido en kilogramos	numérico
BATPEC	Captura de <i>Bathypterois pectinatus</i> , medido en kilogramos	numérico
LAMDEA	Captura de <i>Lampadena dea</i> , medido en kilogramos	numérico
LAMISE	Captura de <i>Lampanyctus iselinoides</i> , medido en kilogramos	numérico
LAMPRO	Captura de <i>Lampichthys procerus</i> , medido en kilogramos	numérico
MYCNIT	Captura de <i>Myctophum nitidulum</i> , medido en kilogramos	numérico
TRIMEX	Captura de <i>Triphoturus mexicanus</i> , medido en kilogramos	numérico
GUTKON	Captura de <i>Guttigadus kongi</i> , medido en kilogramos	numérico
LEPSPP	Captura de <i>Lepidion</i> sp., medido en kilogramos	numérico
CHEEMM	Captura de <i>Cherublemma emmelas</i> , medido en kilogramos	numérico
GENBLA	Captura de <i>Genypterus blacodes</i> , medido en kilogramos	numérico
GENCHI	Captura de <i>Genypterus chilensis</i> , medido en kilogramos	numérico
GENMAC	Captura de <i>Genypterus maculatus</i> , medido en kilogramos	numérico
CATRUB	Captura de <i>Cataetx rubrirostris</i> , medido en kilogramos	numérico
TRAVIL	Captura de <i>Trachyrincus villegai</i> , medido en kilogramos	numérico
TRAHEL	Captura de <i>Trachyrincus helolepis</i> , medido en kilogramos	numérico
COEACO	Captura de <i>Coelorinchus aconcagua</i> , medido en kilogramos	numérico
COECHI	Captura de <i>Coelorinchus chilensis</i> , medido en kilogramos	numérico

Continuación...

COEFAS	Captura de <i>Coelorinchus fasciatus</i> , medido en kilogramos	numérico
CORDEL	Captura de <i>Coryphaenoides delsolari</i> , medido en kilogramos	numérico
NEZPUL	Captura de <i>Nezumia pulchella</i> , medido en kilogramos	numérico
LUCNIG	Captura de <i>Lucigadus nigromaculata</i> , medido en kilogramos	numérico
MACMAG	Captura de <i>Macruronus magellanicus</i> , medido en kilogramos	numérico
MERGAY	Captura de <i>Merluccius gayi</i> , medido en kilogramos	numérico
APHPOR	Captura de <i>Aphos porosus</i> , medido en kilogramos	numérico
DIBSPP	Captura de <i>Dibranchus</i> sp., medido en kilogramos	numérico
MELJOH	Captura de <i>Melanocetus johnsoni</i> , medido en kilogramos	numérico
HIMGRO	Captura de <i>Himantolophus groenlandicus</i> , medido en kilogramos	numérico
SCOSAU	Captura de <i>Scomberesox saurus</i> , medido en kilogramos	numérico
MELSPP	Captura de <i>Melamphaes</i> sp., medido en kilogramos	numérico
DIRARG	Captura de <i>Diretmus argenteus</i> , medido en kilogramos	numérico
TRAMEN	Captura de <i>Trachichthys mento</i> , medido en kilogramos	numérico
BERSPL	Captura de <i>Beryx splendens</i> , medido en kilogramos	numérico
HIPSPP	Captura de <i>Hippocampus</i> sp., medido en kilogramos	numérico
HELLEN	Captura de <i>Helicolenus lengerichi</i> , medido en kilogramos	numérico
SEBCAP	Captura de <i>Sebastes capensis</i> , medido en kilogramos	numérico
AGOCHI	Captura de <i>Agonopsis chiloensis</i> , medido en kilogramos	numérico
EPICRA	Captura de <i>Epigonus crassicaudus</i> , medido en kilogramos	numérico
TRASYM	Captura de <i>Trachurus murphyi</i> , medido en kilogramos	numérico
BRAAUS	Captura de <i>Brama australis</i> , medido en kilogramos	numérico
PROJUG	Captura de <i>Prolatilus jugularis</i> , medido en kilogramos	numérico
ISACON	Captura de <i>Isacia conceptionis</i> , medido en kilogramos	numérico
LYNSCA	Captura de <i>Lyncechelys scaurus</i> , medido en kilogramos	numérico
PACSPP	Captura de <i>Pachycara</i> sp., medido en kilogramos	numérico
CUBSPP	Captura de <i>Cubiceps</i> sp., medido en kilogramos	numérico
SCOJAP	Captura de <i>Scomber japonicus</i> , medido en kilogramos	numérico
THYATU	Captura de <i>Thyrsites atun</i> , medido en kilogramos	numérico
SERVIO	Captura de <i>Serirolella violacea</i> , medido en kilogramos	numérico
HIPMAC	Captura de <i>Hippoglossina macrops</i> , medido en kilogramos	numérico
PARADS	Captura de <i>Paralichthys adpersus</i> , medido en kilogramos	numérico
MOLRAM	Captura de <i>Mola ramsayi</i> , medido en kilogramos	numérico
EPTPOL	Captura de <i>Eptatretus polytremata</i> , medido en kilogramos	numérico
EPTNAN	Captura de <i>Eptatretus nanii</i> , medido en kilogramos	numérico
HYDMAC	Captura de <i>Hydrolagus macrophthalmus</i> , medido en kilogramos	numérico
HEXGRI	Captura de <i>Hexanchus griseus</i> , medido en kilogramos	numérico
ECHCOO	Captura de <i>Echinorhinus cookei</i> , medido en kilogramos	numérico
ACUNIG	Captura de <i>Aculeola nigra</i> , medido en kilogramos	numérico
CENGRA	Captura de <i>Centroscyllium granulatum</i> , medido en kilogramos	numérico
CENNIG	Captura de <i>Centroscyllium nigrum</i> , medido en kilogramos	numérico
CENOWS	Captura de <i>Centroscymnus owstoni</i> , medido en kilogramos	numérico
CENCRE	Captura de <i>Centroscymnus crepidater</i> , medido en kilogramos	numérico
DEACAL	Captura de <i>Deania calcea</i> , medido en kilogramos	numérico
ETMGRA	Captura de <i>Etmopterus granulosus</i> , medido en kilogramos	numérico
APINAS	Captura de <i>Apristurus nasutus</i> , medido en kilogramos	numérico
BYTCAN	Captura de <i>Bythaelurus canescens</i> , medido en kilogramos	numérico
SCHCHI	Captura de <i>Schroderichthys chilensis</i> , medido en kilogramos	numérico
MUSMEN	Captura de <i>Mustelus mento</i> , medido en kilogramos	numérico
BATPER	Captura de <i>Bathyraja peruana</i> , medido en kilogramos	numérico
PSASCO	Captura de <i>Psammobatis scobina</i> , medido en kilogramos	numérico
SYMLIM	Captura de <i>Sympterygia lima</i> , medido en kilogramos	numérico
SYMSP	Captura de <i>Sympterygia</i> sp., medido en kilogramos	numérico
GURFUR	Captura de <i>Gurgesiella furvescens</i> , medido en kilogramos	numérico
DIPCHI	Captura de <i>Dipturus chilensis</i> , medido en kilogramos	numérico
DISTSC	Captura de <i>Discopyge tschudii</i> , medido en kilogramos	numérico
TORTRE	Captura de <i>Torpedo tremens</i> , medido en kilogramos	numérico

Continuación...

AENLOI	Captura de <i>Aeneator loisae</i> , medido en kilogramos	numérico
AENFON	Captura de <i>Aeneator fontainei</i> , medido en kilogramos	numérico
AENCAS	Captura de <i>Aeneator castillai</i> , medido en kilogramos	numérico
BATHUM	Captura de <i>Bathybembix humboldti</i> , medido en kilogramos	numérico
BATMAC	Captura de <i>Bathybembix macdonaldi</i> , medido en kilogramos	numérico
CALBAH	Captura de <i>Calliostoma (Onukaia) chilena</i> , medido en kilogramos	numérico
CALCHI	Captura de <i>Trophon bahamondei</i> , medido en kilogramos	numérico
XANSPP	Captura de <i>Xanthochorus</i> sp., medido en kilogramos	numérico
COLTOM	Captura de <i>Columbarium tomicici</i> , medido en kilogramos	numérico
CAPUNG	Captura de <i>Capulus ungaricoides</i> , medido en kilogramos	numérico
FUSMAG	Captura de <i>Fusitriton magellanicus</i> , medido en kilogramos	numérico
MIOALA	Captura de <i>Miomelon alarconi</i> , medido en kilogramos	numérico
CANSTU	Captura de <i>Cancellaria (Crawfordina) stuardoi</i> , medido en kilogramos	numérico
PTYCHI	Captura de <i>Ptychosyrinx chilensis</i> , medido en kilogramos	numérico
NASSPP	Captura de <i>Nassarius</i> sp., medido en kilogramos	numérico
EUNGRA	Captura de <i>Eunucula grayi</i> , medido en kilogramos	numérico
LIMMAR	Captura de <i>Limopsis marionensis</i> , medido en kilogramos	numérico
DELSPP	Captura de <i>Delectopecten</i> sp., medido en kilogramos	numérico
ACEPAT	Captura de <i>Acesta patagonica</i> , medido en kilogramos	numérico
CUSSPP	Captura de <i>Cuspidaria</i> sp., medido en kilogramos	numérico
XILSPP	Captura de <i>Xilophaga</i> sp., medido en kilogramos	numérico
DENSPP	Captura de <i>Dentalium</i> sp., medido en kilogramos	numérico
NEOCAR	Captura de <i>Neorossia aff. caroli</i> , medido en kilogramos	numérico
GONANT	Captura de <i>Gonatus antarcticus</i> , medido en kilogramos	numérico
TODFIL	Captura de <i>Todarodes filippovae</i> , medido en kilogramos	numérico
OPISSP	Captura de <i>Opisthoteuthis</i> sp., medido en kilogramos	numérico
NEBSPP	Captura de <i>Benthoctopus</i> sp., medido en kilogramos	numérico

Tabla 21. Especies de la fauna acompañante que deben ser consideradas imprescindibles en la formación de la BDE.

ESPECIE	NOMBRE VERNACULAR
<i>Pterygosquilla armata</i>	Pateador
<i>Haliporoides diomedeeae</i>	Gamba
<i>Mursia gaudichaudi</i>	Jaiba paco
<i>Libidoclaea granaria</i>	Centolla falsa
<i>Lophorochinia parabanchia</i>	Jaiba mochilera
<i>Cancer porteri</i>	Jaiba limón
<i>Ophichthus pacifici</i>	Anguila común
<i>Genypterus blacodes</i>	Congrio dorado
<i>Genypterus chilensis</i>	Congrio colorado
<i>Genypterus maculatus</i>	Congrio negro
<i>Coelorhynchus aconcagua</i>	Pejerrata de profundidad
<i>Coelorhynchus chilensis</i>	Pejerrata azul
<i>Coelorhynchus fasciatus</i>	Pejerrata
<i>Coryphaenoides delsolari</i>	Pejerrata
<i>Merluccius gayi</i>	Merluza común
<i>Beryx splendens</i>	Alfonsino
<i>Epigonus crassicaudus</i>	Ojudo
<i>Hippoglossina macrops</i>	Lenguado de ojos grandes
<i>Aculeola nigra</i>	Tiburón gato
<i>Deania calcea</i>	Tollo pajarito
<i>Apristurus nasutus</i>	Tiburón negro narigón
<i>Mustelus mento</i>	Tollo
<i>Psammobatis scobina</i>	Raya escobina o pequén
<i>Torpedo tremens</i>	Raya torpedo

4.7.4. Sistema de recopilación de datos.

Para elaborar el sistema de recopilación de datos para las evaluaciones directas de crustáceos demersales, es importante considerar el conjunto de variables posibles para la definición del “*Tipo de Dato*” a recolectar. Se debe tener en cuenta, que una mala decisión en la elección del formato, estructura o característica podría traer consecuencias al no recopilar determinado tipo de dato.

Una vez tomada la decisión sobre el tipo de datos a recopilar, se deberá decidir cual o cuáles son fundamentales y cuáles son, simplemente deseables. Además, es importante evaluar el grado de precisión necesario en la medición de cada variable, a modo de ejemplo, en las capturas el registro de los pesos podrían registrarse en unidades de gramos, kilogramos, toneladas u otras unidades. Dado que con los indicadores se pueden hacer un sin número de análisis diferentes, se debe prestar particular atención al registro de los datos de manera tal que puedan utilizarse para diferentes fines.

4.7.4.1. Normalización

El establecimiento inicial de normas y clasificaciones del sistema de recopilación debe tener en cuenta no sólo las necesidades inmediatas de recopilación de datos, sino también la evolución que experimentará el sistema de recopilación de datos y las necesidades de datos lo largo del tiempo. El objetivo primordial de la normalización es facilitar la integración de los diferentes sistemas de recopilación de datos, un sistema de recopilación de datos que sirva sólo para un objetivo puede que deba integrarse en otros sistemas que tengan otro alcance y otras miras. Todos estos sistemas pueden compartir, en diferente grado, un determinado número de componentes estadísticos comunes, tales como la clasificación de las especies, embarcaciones, datos geográficos, etc.

Es preciso examinar las distintas necesidades a fin de evitar duplicaciones. Siempre se deberá recopilar la información en el nivel más detallado, ya que siempre será posible incorporar más datos, pero será imposible separarlos. Cuando se establecen clasificaciones de especies, embarcaciones u otros conceptos, conviene tener en cuenta otros sistemas estadísticos que puedan

utilizar categorías parecidas. Pueden establecerse vínculos lógicos y referencias cruzadas entre las diferentes clasificaciones, lo que permitirá las comparaciones directas.

4.7.4.2. Definición de datos propuestos

Dado los puntos anteriores, se definió un método de recopilación de datos que permitirá la digitación e ingreso mediante programas ampliamente utilizados a nivel de usuario de computadoras (IBM-MAC). Es por eso que se ha seleccionado la planilla electrónica Microsoft Excel[®] como método de registro inicial debido a su gran capacidad de importación y exportación de datos, lo que permite migrar dichos datos a cualquier plataforma posible o integrarla desde otros sistemas ya existentes de registro.

4.7.4.3. Gestión de los datos (procesamiento)

El diseño de un sistema de gestión de la información histórica y futura se ajustó a los principios básicos de la elaboración de una base de datos estándar. En la base de datos, se almacenan los datos originales en bruto, permitiendo la *importación directa* de las planillas de recopilación de datos propuesta.

Los datos registrados originalmente sobre los recursos de interés fueron almacenados en forma segura, pero su acceso con fines de análisis será sencillo. La introducción de datos integró funciones de importación y controles de validación, y la elaboración empleó funciones integradas para los procedimientos comunes, lo que permite la presentación de informes de manera flexible, incluyendo mecanismos de exportación. Sin embargo, la autoridad responsable de estas bases deberá destinar recursos financieros y de personal suficientes para el mantenimiento, la realización de archivos normales para proteger los datos y la reevaluación periódica del diseño con el fin de asegurarse que el sistema está logrando sus objetivos. Deberá controlarse el acceso para asegurar la integridad y confidencialidad, pero interfiriendo lo menos posible en el acceso legítimo.

4.7.4.4. Necesidades de la gestión de los datos.

Los datos iniciales deben interpretarse antes de poder ser utilizados. El volumen de datos primarios brutos a menudo es muy grande, y éstos sólo pueden ser aprovechados de manera efectiva en el marco de un sistema de gestión de bases de datos (SGBD). Las funciones de un sistema de este tipo deben asegurar que (1) los datos se ajustan a las clasificaciones estándar, (2) que estos datos sean válidos, (3) la integridad de los datos y su coherencia interna, (4) asegurar y mantener los datos originales, (5) permitir un fácil acceso a los datos originales, (6) elaborar los datos de forma eficiente según sea necesario y (7) permitir la integración de distintos conjuntos de datos, aumentando así su utilidad general.

4.7.4.5. Diseño de la base de datos

En la confección de la base de datos estándar, se debe cumplir la premisa de que quienes desarrollan esta base, deben participar no sólo en la gestión de los datos, sino que también en el sistema de muestreo. Aunque los expertos en el área de muestreo pueden estar familiarizados con la tecnología informática, no deberían ocuparse de la ejecución real del sistema de base de datos. Del mismo modo, los profesionales informáticos no deben participar en la elaboración de un sistema de muestreo. Sin embargo, cuando las dos actividades se producen a la vez, cada una puede complementar a la otra en beneficio mutuo, aumentando las posibilidades de éxito.

Se ha considerado que el acceso a los datos para su análisis, a través de una base de datos centralizada, deberá ser preferentemente mantenido en el servidor de una institución nacional. Al estudiar el enfoque que se debe adoptar para crear un nuevo sistema de recopilación y gestión de datos, se debe considerar varias alternativas, tales como: (1) tomar un programa informático disponible en el mercado y adaptarlo a nuevas necesidades, (2) crear un sistema a partir de distintos componentes de un programa informático o (3) crear un sistema personalizado partiendo de cero. Las ventajas y desventajas de cada uno de estos enfoques variarán y deberán sopesarse cuidadosamente antes de destinar los recursos necesarios para su creación.

Los sistemas de bases de datos personalizadas se basan en la presencia y la participación continua de los elaboradores de sistemas. Deben establecerse planes para imprevistos con objeto de minimizar el riesgo de que se produzca un fallo en el sistema en caso que los elaboradores no estén disponibles. En cualquier caso, el sistema deberá estar totalmente documentado. Sin embargo, los sistemas personalizados todavía suelen ser mejores que la adaptación *in situ* de un sistema disponible en el mercado, puesto que las modificaciones significativas de un sistema ya existente pueden en ocasiones comprometer la funcionalidad prevista. Si bien, adaptar un sistema tiene un costo inicial inferior, a veces resulta más caro al final debido a las mayores necesidades de mantenimiento.

Una ventaja importante en el desarrollo personalizado es que éste podrá ser configurado de forma tal que se ajuste estrechamente a la metodología de muestreo de datos, con lo que el sistema será más eficiente y fácilmente aceptado. Otra posible ventaja consiste en que el diseño de la base de datos puede emplearse también como instrumento para ayudar a elaborar el programa de recopilación de datos. Si las dos fases de elaboración se producen a la vez, la utilización de una terminología (por ejemplo, identificación de las especies, técnicas de muestreo) y de instrumentos (por ejemplo, diagramas de flujo de datos, análisis de tareas) comunes pueden resultar mutuamente beneficiosas para ambos sistemas.

4.7.4.6. Estándar de transferencia de datos para distintas plataformas

Para la comparación de datos entre terceros, hoy en día casi todas las aplicaciones nuevas han adoptado el estándar *XML* como sistema de almacenamiento de archivos, el cual responde a la cada vez mayor presencia de diferentes usuarios trabajando a distancia sobre un mismo proyecto a veces a través de Internet, siendo éste un estándar que se adoptará para la integración de la información requerida para este Proyecto.

XML, corresponde a la sigla en inglés de eXtensible Markup Language (lenguaje de marcas extensible), y es un metalenguaje extensible de etiquetas desarrollado por el World Wide Web Consortium (W3C). XML proviene de un lenguaje inventado por IBM en los años setenta, llamado GML (Generalized Markup Language), y surgió por la necesidad que tenía la empresa de

almacenar grandes cantidades de información. Este lenguaje gustó a la ISO, por lo que en 1986 trabajaron para normalizarlo, creando SGML (Standard Generalized Markup Language), capaz de adaptarse a un gran abanico de problemas. A partir de él se han creado otros sistemas para almacenar información. XML no ha nacido sólo para su aplicación en Internet, sino que se propone como un estándar para el intercambio de información estructurada entre diferentes plataformas. Se puede usar en bases de datos, editores de texto, hojas de cálculo, etc.

Las principales ventajas del formato XML en general es que es *extensible*, lo que significa que una vez diseñado un lenguaje y puesto en producción, igual es posible extenderlo con la adición de nuevas etiquetas de manera que los antiguos consumidores de la vieja versión todavía puedan entender el nuevo formato. El analizador es un componente estándar, y no es necesario crear un analizador específico para cada lenguaje. Esto posibilita el empleo de uno de los tantos disponibles, de esta manera se evitan *bugs* y se acelera el desarrollo de la aplicación. Además, si un tercero decide usar un documento creado en XML, se facilita el entendimiento de su estructura y su procesamiento, por lo tanto mejorará la compatibilidad entre aplicaciones.

4.7.4.7. Estructura de un documento XML

La tecnología XML busca dar solución al problema de expresar información estructurada de la manera más abstracta y reutilizable posible. Que la información sea estructurada quiere decir que se compone de partes bien definidas, y que éstas a su vez se componen de otros elementos, los cuales son señalados mediante “*etiquetas*”. Esta estructura determina que se genere un árbol de trozos de información. Un ejemplo de esto es un tema musical, que se compone de compases, que a su vez están formados por notas.

Una etiqueta consiste en una marca realizada en el documento, que identificará una porción de éste como un *elemento*, un trozo de información con un sentido claro y definido. Las etiquetas tienen la forma **<nombre>**, donde ésta corresponderá al nombre del elemento que se está señalando. En la Tabla 22 se muestra un ejemplo para entender la estructura de un documento XML.

Tabla 22. Estructura básica en código de programación de documento XML “*Edit_mensaje*”.

```

<?xml version="1.0" encoding="ISO-8859-1" ?>

<!DOCTYPE Edit_Mensaje SYSTEM "Lista_datos_mensaje.dtd"
    [<!ELEMENT Edit_Mensaje (Mensaje)*>]>

<Edit_Mensaje>
    <Mensaje>
        <Remitente>
            <Nombre>Nombre del remitente</Nombre>
            <Mail> Correo del remitente </Mail>
        </Remitente>

        <Destinatario>
            <Nombre>Nombre del destinatario</Nombre>
            <Mail>Correo del destinatario</Mail>
        </Destinatario>

        <Texto>
            <Asunto>
                Este es mi documento con una estructura muy sencilla no contiene atributos
                ni entidades
            </Asunto>
            <Parrafo>
                Este es mi documento con una estructura muy sencilla no contiene atributos
                ni entidades
            </Parrafo>
        </Texto>
    </Mensaje>
</Edit_Mensaje>

```

En la Tabla 23 se muestra el ejemplo de “*Código de Definición*” de “*Tipo de Documento*” del documento “*Edit_Mensaje*”.

Tabla 23. Estructura básica del “Código de Definición” de “Tipo de Documento” del documento “Edit_Mensaje”.

```
<?xml version="1.0" encoding="ISO-8859-1" ?>
<!-- Este es el DTD de Edit_Mensaje -->

<!ELEMENT Mensaje (Remitente, Destinatario, Asunto, Texto)*>
  <!ELEMENT Remitente (Nombre, Mail)>
    <!ELEMENT Nombre (#PCDATA)>
    <!ELEMENT Mail (#PCDATA)>

  <!ELEMENT Destinatario (Nombre, Mail)>
    <!ELEMENT Nombre (#PCDATA)>
    <!ELEMENT Mail (#PCDATA)>

  <!ELEMENT Asunto (#PCDATA)>
  <!ELEMENT Texto (Parrafo)>
    <!ELEMENT Parrafo (#PCDATA)>
```

Se propone como resultado final en la estandarización de la base de datos estándar el levantamiento de un sitio Web para el desarrollo de una interfase de comunicación con los distintos usuarios, para la recolección de datos futuros y su consulta, integrando el formato para importación de éstos como XML. Este sitio deberá estar basado en un servidor Web tipo *IIS*, con programación *ASP*, y un Manejador de Bases de Datos *MySQL*, en el cual se podrá realizar todas las pruebas necesarias para la implementación de un sistema que contenga la captura de datos y la consulta de la base de datos global o particular de cada proyecto, contemplando también filtros de búsquedas por diferentes conceptos. El desarrollo de este sitio se basará en las Herramientas ya nombradas anteriormente.

4.7.4.8. Interfaz de usuario

Un aspecto importante para la aceptabilidad general del sistema de gestión de la base de datos es la interfaz “usuario/computador” (*UC*). Los usuarios del sistema de gestión de bases de datos, tales como los encargados de codificar los datos, los científicos, los responsables de tomar las decisiones y de planificar políticas, deben participar en el desarrollo de la interfaz. Los principios básicos que deben ser utilizados para elaborar las interfaces *UC* eficientes deben ser:

1. Utilizar procedimientos automatizados para orientar a los usuarios sobre cómo proceder al utilizar el sistema.
2. Utilizar estructuras gráficas, como botones de comando en la interfaz, preferiblemente con iconos de aplicación común, para facilitar el acceso a funciones frecuentemente utilizadas.
3. Utilizar menús interactivos para indicar la lista de comandos.
4. Crear teclas de fácil acceso a la “Ayuda” o un botón de comando para acceder a mensajes de ayuda en línea.

4.7.4.9. Documentación informatizada

La ayuda en línea, la documentación, las ayudas guiadas y la formación son factores que contribuyen a la sostenibilidad de una base de datos. Debe prestarse especial atención al desarrollo de estos componentes dentro del sistema. Preferiblemente, el desarrollo de estos componentes se debe hacer en paralelo al desarrollo de las interfaces entre programas informáticos y los usuarios. Sin embargo, esto no elimina la necesidad de disponer con la documentación impresa.

4.7.4.10. Introducción de datos

Se contempla la existencia de una función de “*importación*” para incorporar datos en formato hojas de cálculo. Esta función deberá asegurar que se mantenga la integridad y la calidad de los datos. La validación de los mismos puede llevarse a cabo a varios niveles: la recopilación, compilación e introducción de datos en un sistema de gestión de bases de datos, la elaboración de los datos y su análisis. Las interfases de usuario para la introducción de datos deben estructurarse de forma que ejecuten conjuntos de normas aplicadas para validar las entradas.

4.7.4.11. Redes de comunicación

Los avances en la tecnología de la comunicación abren un nuevo abanico de posibilidades con respecto a la distribución de datos. Siempre que sea posible y apropiado, el sistema de gestión de bases de datos debe incluir estructuras que faciliten la distribución, o que permitan el acceso directo a los datos desde localizaciones remotas.

4.8. OBJETIVO ESPECÍFICO N° 6

Establecer los requerimientos de datos biológicos de los cruceros investigados para cumplir con los objetivos de las evaluaciones.

4.8.1. Datos biológicos requeridos

Los requerimientos de datos biológicos de los crustáceos bentodemersales, tomando en consideración lo que históricamente se ha realizado en los correspondientes proyectos de evaluación directa, considera dar respuesta a las siguientes preguntas: ¿Qué datos son necesarios...? ¿Cómo obtener tales datos...? ¿Cómo procesar dichos datos...? Estas preguntas están orientadas a la evaluación de la biomasa vulnerable por área barrida de los crustáceos demersales.

¿Qué datos son necesarios?

En términos generales, para la evaluación de la biomasa vulnerable por el método de área barrida bastaría con cuantificar la captura en cada lance estandarizado, determinar el área recorrida por la red en cada lance estándar y calcular la captura por unidad de área como estimador de la densidad local (ton/km^2), para posteriormente expandir el valor esperado al área de estudio.

No obstante, la situación de la biomasa presente es dependiente del tamaño de los individuos vulnerados, particularmente del peso promedio de éstos. En este contexto, la estimación de la abundancia (número de individuos) es un requerimiento usual en la evaluación por área barrida. En este contexto, con el objeto de estimar el número de individuos presentes, se requiere el peso promedio de los individuos capturados. Sin embargo, tal estimación depende de dos enfoques diferentes: a) estimación de la abundancia global, y b) estimación de la abundancia local.

El estimador de abundancia global se representa por:

$$\hat{N} = \frac{B}{\bar{w}}$$

donde B es la biomasa vulnerable, \bar{w} es el peso promedio, y N es el estimado del número de individuos. En cambio, para la abundancia local, la expresión sería:

$$\hat{z}_N(x, y) = \frac{\hat{z}(x, y)}{\hat{w}(x, y)}$$

donde, $\hat{z}(x, y)$ sería la densidad en el punto geográfico (x, y) , $\hat{w}(x, y)$ el peso promedio en dicho punto, y $\hat{z}_N(x, y)$ sería la densidad en número (e.g. individuos/km²) en dicha localidad.

En el caso de la estimación de la abundancia global, el diseño de muestreo es más simple en términos de los requerimientos biológicos ya sea para un estimador estratificado o global. En efecto, el estimador del peso promedio estaría basado en un número definido de muestras aleatorias asumiendo homogeneidad en la estructura de tallas que aparece en las capturas. Sin embargo, si el objetivo que se persigue es un estimado de la abundancia local entonces el diseño de muestreo tendría que considerar un tamaño de muestra por cada lance positivo logrado.

En el análisis histórico de los cruceros de evaluación que han sido licitados por el Fondo de Investigación Pesquera, se solicita expresamente como objetivo específico el determinar la biomasa vulnerable total en peso y la abundancia vulnerable según talla y sexo en el área de estudio, por región y focos de abundancia. En consecuencia, los requerimientos de datos biológicos están explícitamente solicitados, y demandan un enfoque de muestreo de datos biológicos orientados al foco de abundancia, que se entiende como la continuidad espacial de la densidad en un área geográfica dada.

Es muy recomendable cambiar la nomenclatura de foco de abundancia por la de caladero, particularmente por que éste constituye la unidad geográfica básica de muestreo en el contexto del diseño de muestreo que se propone para estandarizar el procedimiento de evaluación de los crustáceos bentodemersales con el método de área barrida.

En consecuencia, los datos biológicos básicos necesarios para la evaluación con área barrida son los siguientes:

- a) Mediciones de la longitud y peso de los individuos capturados
- b) Determinación del sexo

El procesamiento de estos datos, permite obtener la siguiente información:

- a) Relación longitud-peso
- b) Proporción sexual
- c) Estructura de tallas

¿Cómo obtener dichos datos?

Sobre la base del requerimiento de una estimación de la abundancia según talla, sexo por caladero, los datos deben ser obtenidos según un diseño de muestreo bi-etápico. En otras palabras, en cada caladero se ejecuta un número fijo de lances ($n= 1, 2, \dots$) como unidad de primera etapa, y se obtiene un número fijo de individuos ($m= 1, 2, \dots$). El número de lances queda definido según el tamaño del estrato (caladero), y la pregunta que subyace es ¿Cuántos individuos deben ser muestreados por lance? Esta pregunta implica buscar una solución para el número de individuos según el atributo que se desea de los mismos. Si el objetivo es estimar la longitud promedio y, por ende, el peso promedio, entonces seguramente el número de individuos por lance será mucho menor que los tamaños de muestra que se han utilizado históricamente. Sin embargo, si el objetivo es determinar la estructura de tallas entonces se demanda un tamaño de muestra mayor que para estimar la longitud promedio.

A modo de ejemplo, se utilizó datos del año 2000 para ilustrar estos puntos. Para ello, se utilizó el tamaño de muestra efectivo para el caso de la longitud media, y el número de individuos por clase de longitud para el caso de los datos de frecuencia de tallas.

a) Tamaño efectivo de muestra \hat{m}_{ef}

Según la metodología propuesta por Pennington *et al.* (2002), se reconoce que los individuos capturados en lances de pesca presentan menor variabilidad en sus atributos poblacionales (i.e.

longitud media) que la totalidad de los individuos de la población. En consecuencia, para estimar el tamaño efectivo de muestra es necesario conocer la longitud media y la varianza de los ejemplares capturados en los n lances (Pennington & Vølstad, 1994; Folmer & Pennington, 2000). Luego, considerando que tanto la longitud como el número de individuos en un lance son variables aleatorias, es adecuada la utilización de un estimador de razón (Cochran, 1977).

El estimador de razón, \hat{R} de la longitud media es:

$$\hat{R} = \frac{\sum_{i=1}^n M_i \hat{\mu}_i}{\sum_{i=1}^n M_i},$$

donde M_i = número de individuos capturados en el lance i , $\hat{\mu}_i$ = Longitud media de los individuos en el lance i .

La varianza de \hat{R} se define como,

$$\text{var}(\hat{R}) = \sum_{i=1}^n \frac{(M_i / \bar{M})^2 (\hat{\mu}_i - \hat{R})^2}{n(n-1)}$$

donde $\bar{M} = \sum_{i=1}^n M_i / n$ y n = número de lances.

Luego, la varianza para la distribución de tamaños (σ_x^2) de la población, si m_i individuos son seleccionados aleatoriamente en cada lance corresponde a,

$$\sigma_x^2 = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^{m_i} (M_i / m_i) (x_{i,j} - \hat{R})^2}{M - 1},$$

donde: $M = \sum_{i=1}^n M_i$ es el número total de individuos capturados y $x_{i,j}$ = La longitud del individuo j^{th} en el lance.

En nuestro análisis se consideró ($M_i = m_i$), ya que no se utilizó una submuestra. El tamaño de muestra efectivo \hat{m}_{ef} se define como el número de individuos necesarios de muestrear de manera aleatoria, de tal forma que la media de la muestra posea igual precisión que un estimado basado en una muestra de estaciones, y está dado por:

$$\frac{\hat{\sigma}_x^2}{\hat{m}_{ef}} = \text{var}(\hat{R})$$

La idea principal es determinar el número total de individuos a ser medidos con el objeto de contar con una estimación satisfactoria de la longitud promedio de la población, y por ende del peso promedio (por ejemplo utilizando la relación longitud-peso), reduciendo tiempo y costos en el proceso de generación de los datos e información biológica requerida.

Los resultados para el año 2000, se resumen en la Tabla 24 utilizando las regiones geopolíticas como estratos. En el caso del camarón nailon, se observa que el número de lances fluctuó entre 3 (V Región) y 33 (II Región), y el número de individuos medidos fluctuó entre 458 (VII Región) y 4.837 (IV Región). La longitud media (\hat{R}) fue relativamente homogénea entre regiones, con varianza del promedio más baja que la varianza de los datos. En este contexto, con el objeto de lograr un estimador de la longitud media habría bastado con medir entre 4 y 10 ejemplares por lance. En otras palabras, los requerimientos de muestra por lance para estimar la longitud promedio son bastante más bajos que el número de individuos medidos. Similar conclusión se puede extender al caso del langostino amarillo y colorado.

No obstante, el tamaño efectivo aquí obtenido está orientado a la longitud promedio de la población de cada crustáceo. Otros datos, como la estructura de talla necesitan una aproximación diferente, tal y como se describe en la sección siguiente.

Tabla 24. Resumen estadístico para la evaluación de la precisión de los estimados de distribución de longitud, para el camarón nailon (CN), langostino colorado (LC) y langostino amarillo (LA), año 2000. El tamaño de muestra efectivo es denotado por \hat{m}_{ef} , n es el número de lances en cada región (St).

Sp	Y	St	M	n	\bar{M}	\hat{R}	$\text{var}(\hat{R})$	$\hat{\sigma}_x^2$	\hat{m}_{ef}	\hat{m}_{ef}/n	$(m_{ef}/M) \times 100$
CN	2000	2	2345	33	71	25.7	0.15	11.1	75	2.3	3.2
		3	4308	74	58	22.8	0.04	10.3	281	3.8	6.5
		4	4837	81	60	22.0	0.04	12.3	274	3.4	5.7
		5	1455	3	485	22.5	0.98	9.6	10	3.3	0.7
		6	1505	27	56	23.9	0.03	7.7	276	10.2	18.4
		7	458	9	51	23.0	0.09	9.7	112	12.5	24.5
		8	629	19	33	23.7	0.13	11.7	88	4.6	14.0
		\bar{X}	2220	35						160	5.7
LC	2000	2	902	14	64	28.2	0.83	16.2	20	1.4	2.2
		3	613	18	34	32.5	2.05	46.3	23	1.3	3.7
		4	874	16	55	22.2	0.86	29.9	35	2.2	4.0
		5	304	3	101	21.2	2.79	25.0	9	3.0	2.9
		6	115	6	19	22.1	0.51	18.5	36	6.1	31.6
		7	432	15	29	35.1	0.16	13.2	82	5.5	19.0
		8	398	17	23	34.4	0.83	23.8	29	1.7	7.2
		\bar{X}	520	13						33	3.0
LA	2000	3	2120	52	41	31.6	0.47	50.0	107	2.0	5.0
		4	1720	27	64	27.0	0.20	36.1	183	6.8	10.6
		5	591	2	296	23.4	12.55	31.0	2	1.2	0.4
		6	636	13	49	23.2	1.74	48.1	28	2.1	4.4
		7	254	7	36	22.4	1.86	25.8	14	2.0	5.5
		8	1123	33	34	32.1	1.24	64.4	52	1.6	4.6
		\bar{X}	1074	22						64	2.6

b) Composición de longitudes

De acuerdo con la metodología propuesta por Gerritsen & McGrath (2007), la precisión del número de observaciones en cada clase de longitud de una muestra al azar puede estimarse asumiendo una distribución multinomial (Smith & Maguire, 1983). Si la precisión en cada clase de longitud es expresada en la forma de un coeficiente de variación (CV), una medida de precisión total puede ser obtenida ponderando cada CV por el número de individuos en cada clase de longitud. El CV ponderado promedio (MWCV) provee una descripción de la precisión sobre

el rango completo de clases de tallas en una distribución de frecuencia de longitudes. Bajo el supuesto de una distribución multinomial, la desviación estándar (σ_i) del número de individuos en una clase de longitud i puede ser estimado por:

$$\sigma_i = \sqrt{np_i(1-p_i)}$$

donde n = el número total de ejemplares en la muestra y p_i = la proporción de la longitud i en la muestra.

El coeficiente de variación (CV) del número de ejemplares a la longitud i , está dado por,

$$CV_i = \frac{\sigma_i}{np_i}$$

y el *Coefficiente de Variación promedio ponderado* (MWCV) está dado por:

$$MWCV = \sum p_i CV_i = \frac{\sum \sigma_i}{n}$$

El valor más alto de MWCV resulta de una distribución de frecuencia de longitudes que se distribuye uniformemente sobre un gran número de clases de tallas. El número de individuos de cada clase de longitud entonces se distribuye Poisson con una desviación estándar igual a la raíz cuadrada del número de longitudes (Zar, 1999). El máximo teórico MWCV es por lo tanto

$$MWCV = (n/c)^{-0.5}$$

donde c = es el número de clases de talla, y n es el número total de individuos.

El mínimo MWCV es cero y resultaría de una distribución donde todas las observaciones caen dentro de una sola categoría de longitud. Por lo tanto, las estimaciones de MWCV siempre se encuentran entre cero y la curva descrita por la última ecuación.

Los resultados para los tres crustáceos se resumen en las Tablas 25 (langostino colorado), 26 (langostino amarillo) y 27 (camarón nailon), indicándose el número de clase de talla de 1 mm para cada especie en cada una de las regiones muestreadas. El número de individuos muestreados (n) se correlaciona positiva y débilmente con el número de clases de longitud encontradas en cada región (Fig. 59). Esto quiere decir que al incrementar el número de individuos a medir se tiene una mayor chance de encontrar individuos en las colas de la distribución de tallas, y por ende se incrementa el número de clase de talla. Por otra parte, el MWCV es independiente de la longitud promedio contenida en los datos (Fig. 60).

Tabla 25. Resumen estadístico para la evaluación de la precisión de los estimados de la estructura de tallas de langostino colorado (LC). Y denota el año, St denota la región, n el número de individuos medidos, μ es la longitud promedio, c es el número clases de talla, n/c es el número de individuos por clases de talla medidos. $\Sigma\pi*CV = \Sigma\sigma/n$ es el MWCV obtenido para cada región, y $MWCV = (n/c)^{-0.5}$ es la medida máxima teórica.

ESPECIE	Y	St	n	Lc	c	n/c	MWCV		
							$\Sigma\pi*CV$	$\Sigma\sigma/n$	$(n/c)^{-0.5}$
LC	2000	2	902	28.2	23	39	0.134	0.134	0.160
		3	613	32.5	32	19	0.207	0.207	0.228
		4	874	22.2	33	26	0.153	0.153	0.194
		5	304	21.2	24	13	0.249	0.249	0.281
		6	115	22.1	12	10	0.267	0.267	0.323
		7	432	35.1	21	21	0.186	0.186	0.220
		8	398	34.4	26	15	0.223	0.223	0.256
LC	2002	2	1317	27.8	19	69	0.102	0.102	0.120
		4	689	26.3	21	33	0.146	0.146	0.175
		8	1713	25.9	39	44	0.133	0.133	0.151
LC	2003	2	888	28.2	26	34	0.153	0.153	0.171
		3	1791	28.0	37	48	0.117	0.117	0.144
		4	533	28.1	28	19	0.204	0.204	0.229
		7	38	21.6	15	3	0.571	0.571	0.628
		8	1174	23.1	31	38	0.131	0.131	0.162
LC	2004	2	2830	26.9	25	113	0.078	0.078	0.094
		3	5941	26.5	27	220	0.052	0.052	0.067
		4	8863	30.4	34	261	0.047	0.047	0.062
		7	2566	26.9	33	78	0.093	0.093	0.113
		8	26520	23.6	37	717	0.030	0.030	0.037

Tabla 26. Resumen estadístico para la evaluación de la precisión de los estimados de la estructura de tallas para el langostino amarillo (LA). Y denota el año, St denota la región, n el número de individuos medidos, μ es la longitud promedio, c es el número clases de talla, n/c es el número de individuos por clases de talla medidos. $\Sigma\pi*CV = \Sigma\sigma/n$ es el MWCV obtenido para cada región, y $MWCV = (n/c)^{-0.5}$ es la medida máxima teórica.

ESPECIE	Y	St	n	Lc	c	n/c	MWCV		
							$\Sigma\pi*CV$	$\Sigma\sigma/n$	$(n/c)^{-0.5}$
LA	2000	3	2120	31.6	34	62	0.116	0.116	0.127
		4	1719	27.0	34	51	0.121	0.121	0.141
		5	591	23.4	32	18	0.198	0.198	0.233
		6	636	23.2	34	19	0.200	0.200	0.231
		7	254	22.4	25	10	0.285	0.285	0.314
		8	1123	32.1	37	30	0.166	0.166	0.182
LA	2002	4	1266	27.9	32	40	0.139	0.139	0.159
LA	2003	2	26	29.7	14	2	0.680	0.680	0.734
		3	3253	29.8	38	86	0.090	0.090	0.108
		4	1557	28.6	36	43	0.131	0.131	0.152
		5	266	34.6	28	10	0.292	0.292	0.324
		6	524	35.6	36	15	0.231	0.231	0.262
		8	1392	34.2	35	40	0.135	0.135	0.159
LA	2004	2	157	26.3	20	8	0.282	0.282	0.357
		3	5711	27.7	38	150	0.066	0.066	0.082
		4	20768	30.2	41	507	0.035	0.035	0.044
		5	11442	33.9	38	301	0.045	0.045	0.058
		6	3852	34.7	40	96	0.083	0.083	0.102
		7	595	33.4	36	17	0.222	0.222	0.246
		8	1881	36.0	34	55	0.113	0.113	0.134

Tabla 27. Resumen estadístico para la evaluación de la precisión de los estimados de la estructura de tallas para el camarón nailon (CN). Y denota el año, St denota la región, n el número de individuos medidos, μ es la longitud promedio, c es el número clases de talla, n/c es el número de individuos por clases de talla medidos. $\Sigma\pi*CV = \Sigma\sigma/n$ es el MWCV obtenido para cada región, y $MWCV = (n/c)-0.5$ es la medida máxima teórica.

SP	Y	St	n	Lc	c	n/c	MWCV				
							$\Sigma\pi*CV$	$\Sigma\sigma/n$	(n/c)-0.5		
CN	2000	2	2345	25.7	27	87	0.081	0.081	0.107		
		3	4308	22.8	24	180	0.057	0.057	0.075		
		4	4837	22.0	27	179	0.057	0.057	0.075		
		5	1455	22.5	20	73	0.095	0.095	0.117		
		6	1505	23.9	21	72	0.091	0.091	0.118		
		7	458	23.0	21	22	0.172	0.172	0.214		
		8	629	23.7	24	26	0.172	0.172	0.195		
		CN	2001	2	4746	24.6	26	183	0.063	0.063	0.074
3	4951			23.3	25	198	0.057	0.057	0.071		
4	5940			23.8	29	205	0.053	0.053	0.070		
5	2775			24.9	23	121	0.070	0.070	0.091		
6	2796			25.8	24	117	0.074	0.074	0.093		
7	2728			25.3	29	94	0.079	0.079	0.103		
8	150			27.1	11	14	0.226	0.226	0.271		
CN	2002			4	4237	22.4	26	163	0.058	0.058	0.078
CN	2003	2	215	24.0	17	13	0.248	0.248	0.281		
		3	3239	22.3	21	154	0.059	0.059	0.081		
		4	783	24.7	23	34	0.140	0.140	0.171		
		6	142	27.0	12	12	0.231	0.231	0.291		
		7	125	25.6	12	10	0.251	0.251	0.310		
		8	124	24.3	14	9	0.291	0.291	0.336		
		CN	2004	2	473	26.7	25	19	0.186	0.186	0.230
				3	3778	26.3	24	157	0.060	0.060	0.080
4	2599			25.2	26	100	0.079	0.079	0.100		
5	2404			27.0	21	114	0.071	0.071	0.093		
6	475			23.8	25	19	0.200	0.200	0.229		
7	1070			23.1	24	45	0.131	0.131	0.150		
8	840			23.1	18	47	0.125	0.125	0.146		
CN	2005			2	1254	24.7	28	45	0.117	0.117	0.149
		3	6043	21.8	32	189	0.055	0.055	0.073		
		4	3792	22.1	31	122	0.067	0.067	0.090		
		5	905	23.0	20	45	0.127	0.127	0.149		
		6	1105	24.9	27	41	0.127	0.127	0.156		
		7	1413	24.5	22	64	0.095	0.095	0.125		
		8	1306	22.6	25	52	0.114	0.114	0.138		

En relación con la precisión, esto es el MWCV, se encuentra que las estimaciones caen por debajo del máximo teórico, siguiendo un modelo exponencial en los tres crustáceos (Fig. 61).

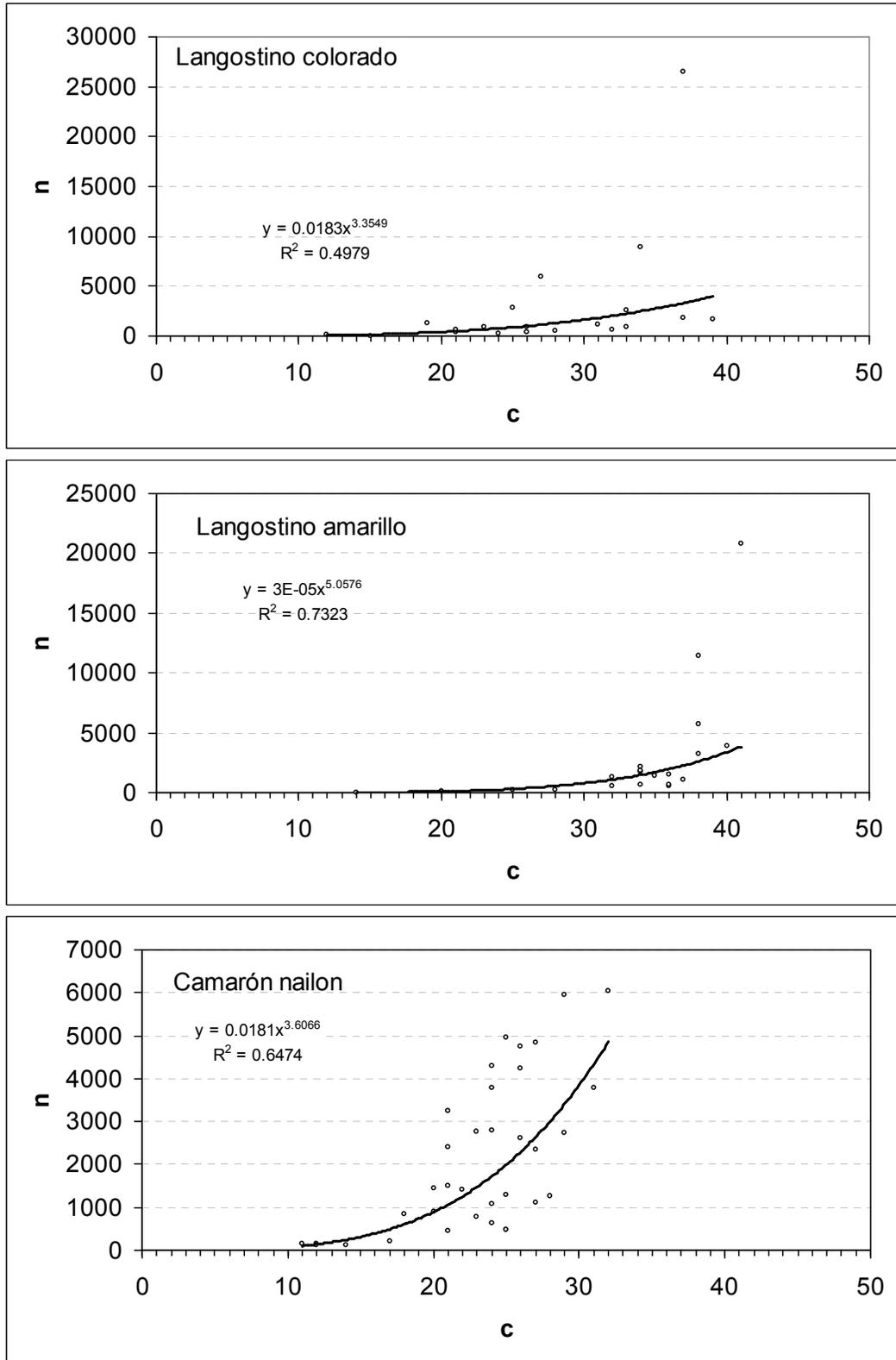


Fig. 59. Relación entre el número de individuos medidos (n) y el número de clases de talla (c) para las tres especies de crustáceos objeto de evaluaciones directas.

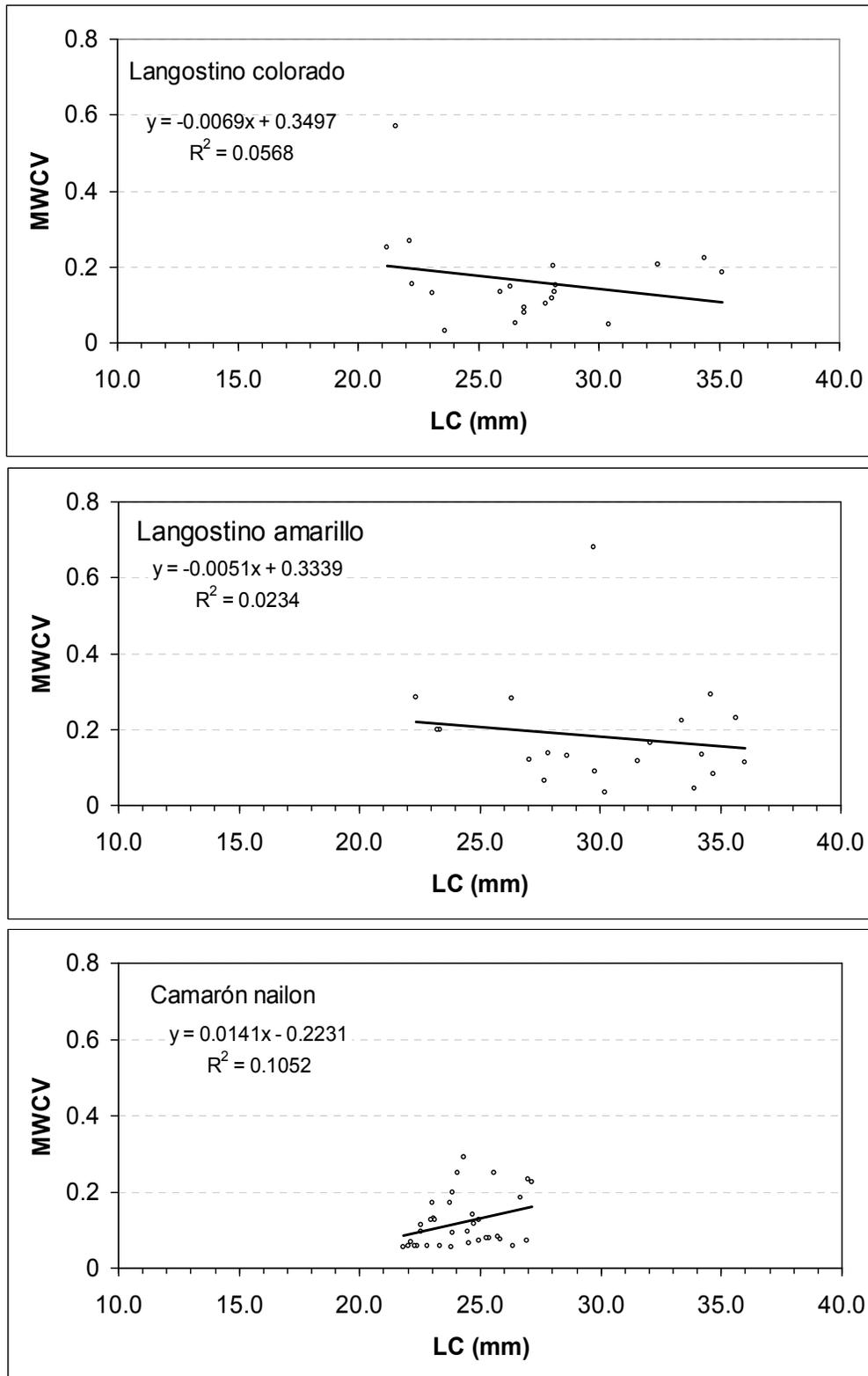


Fig. 60. Relación entre el Coeficiente de Variación promedio ponderado (MWCV) y la talla promedio (LC, mm).

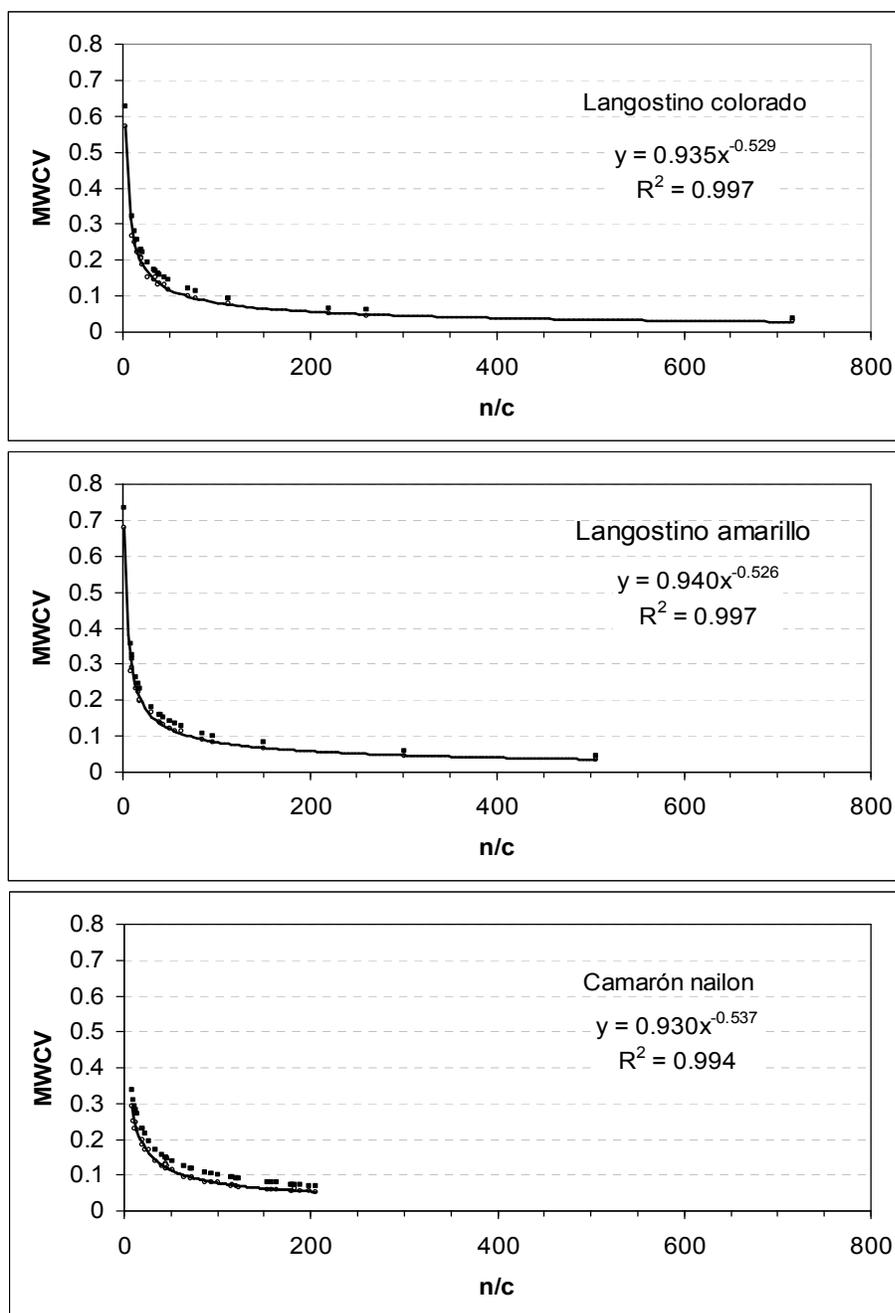


Fig. 61. Relación entre el Coeficiente de Variación promedio ponderado (MWCV) y el número de individuos por clase de talla (razón n/c).

Esto implica que para lograr un coeficiente de variación aceptable del orden del 20%, bastaría con muestrear entre 17 y 19 individuos por clase de talla asumiendo que la estructura de tallas del camarón nylon está representada por 30 clases de talla de 1 mm, 30 en el langostino colorado y 35 en el langostino amarillo. Esto implica que solamente serían necesarios 522 individuos de camarón nylon, 554 para el langostino colorado y 663 individuos para el langostino amarillo en

cada región o estrato geográfico contemplado. Se observa que dichos requerimientos mínimos han sido sobrepasados largamente en algunas regiones y en otras han sido insuficientes.

¿Cómo procesar los datos?

Se ha establecido que los requerimientos de datos biológicos básicamente consisten en la medición de los ejemplares, peso y sexo para determinar la longitud media (y peso promedio), proporción sexual, y estructura de tallas. En el contexto que la evaluación por el método de área barrida consiste en estimadores estratificados por caladeros o regiones (a requerimiento de los Términos Básicos de Referencia), la mejor forma de procesar dichos datos se basa en lo siguiente:

a) Longitud, peso, y proporción sexual promedio

Una vez obtenidos los datos, el estimador medio poblacional para este tipo de datos debe ser un estimado de razón (Cochran, 1977), i.e.

$$\bar{y} = \frac{\sum_{i=1}^n m_i \times y_i}{\sum_{i=1}^n m_i}$$

y el estimador de varianza por:

$$Var(\bar{y}) = \frac{\sum_{i=1}^n m_i^2 (\bar{y}_i - \bar{y})^2}{(\bar{m})^2 n(n-1)}$$

b) Estructura de tallas

Para la determinación de la composición de longitudes, se recomienda utilizar directamente la proporción del número de individuos por clase de talla, para una combinación de zonas. Si se define por n = número de individuos, m = número de muestras obtenidas en una zona o estrato geográfico dado, l = clase de talla, y z = zona o estrato, entonces, se define:

$$p_{mlz} = \frac{n_{mlz}}{n_{m+z}}$$

donde el signo “+” indica suma sobre ese índice. La varianza vendría dada por:

$$Var(p_{mz}) = \frac{1}{n_{m+z}} p_{mz} (1 - p_{mz})$$

con intervalos de confianza igual a:

$$P(p_{mz}) \in \left[p_{mz} \pm Z \sqrt{Var(p_{mz})} \right] = 1 - \alpha$$

i) Combinación de muestras obtenidas en una misma zona:

$$p_{lz} = \sum_{m=1}^M \left(\frac{Y_{mz}}{Y_{+z}} \right) p_{mz}$$

$$Var(p_{lz}) = \sum_{m=1}^M Var \left(\frac{Y_{mz}}{Y_{+z}} p_{mz} \right)$$

donde:

$$Var \left(\frac{Y_{mz}}{Y_{+z}} p_{mz} \right) = (Y_{mz}^2 Var(p_{mz}) + (p_{mz} - p_{lz})^2 Var(Y_{mz})) / Y_{+z}^2$$

Y representa ya sea la captura o captura por unidad de esfuerzo, en consecuencia la proporción en cada clase de talla se pondera por la importancia relativa de la magnitud de la captura (o CPUE) obtenidas, las cuales se asumen son conocidas sin error.

ii) Combinación de zonas distintas

$$p_l = \sum_{z=1}^Z \left(\frac{N_z}{N_+} \right) p_{lz}$$

$$Var(p_l) = \sum_{z=1}^Z Var \left(\frac{N_z}{N_+} p_{lz} \right)$$

donde:

$$Var \left(\frac{N_z}{N_+} p_{lz} \right) = (N_z^2 Var(p_{lz}) + (p_{lz} - p_l)^2 Var(N_z)) / N_+^2$$

$$N_z = \sum_{m=1}^M N_{mz}$$

$$Var(N_z) = \sum_{m=1}^M Var(N_{mz})$$

En este caso N representa la abundancia en el estrato o zona z, que bajo un esquema de estimadores estratificados se consideran independientes y por lo tanto sus varianzas se pueden sumar.

iii) Estimación de la abundancia por talla global

La abundancia por tallas global resulta de multiplicar la abundancia total (N) por la proporción a la talla l, i.e.

$$N_l = N \times p_l$$

con varianza igual a:

$$Var(N_l) = N^2 Var(p_l) + p_l^2 Var(N) - Var(p_l) Var(N)$$

La varianza de N consiste en la suma de las varianzas para N por zonas, ya que bajo el esquema de estimadores estratificados cada una de las estimaciones se asume cumple con la exigencia de independencia.

4.8.2. Consideraciones generales

En el ámbito del presente proyecto, esto es el de estandarizar procedimientos metodológicos para la evaluación de los crustáceos bentodemersales, los aspectos aquí presentados son de notable importancia ya que de la revisión histórica de los proyectos se deduce que no existe o no se ha planteado un diseño de muestreo de datos biológicos que establezca requerimientos mínimos en términos de tamaño de muestra. En otras palabras, siempre se midió más individuos que los necesarios para establecer ya sea la longitud o el peso promedio. Tampoco se establecen procedimientos para estimar la composición por longitudes, siendo el aquí establecido uno de los

mejores en el contexto del esquema de estimadores estratificados. Por lo general, dado el gran volumen de mediciones que se han obtenido en cruceros previos, la estimación de la abundancia asume que los componentes de varianza asociados a la estructura de tallas y peso promedio son despreciables. En un contexto de requerimientos óptimos en términos de costo y tiempo, dichos componentes no pueden ser ignorados de tal manera que los aspectos aquí presentados constituyen una base de procedimiento estándar para tomarlos en cuenta. En este contexto, se requiere un protocolo que permita optimizar el muestreo biológico según los objetivos y evaluar si los componentes de varianza intra e inter lances son importantes.

En relación con otros datos biológicos requeridos, tales como los aspectos reproductivos, éstos dependerán principalmente de la época del año en que se desarrolle el crucero de evaluación. Es preferible que si es necesaria la ojiva de madurez sexual, ésta sea determinada en un buen estudio de análisis de la dinámica reproductiva más que en el ámbito de un proyecto orientado a la evaluación del stock. No obstante, un dato fácil de registrar es la fracción de hembras ovígeras que están participando en el potencial reproductivo.

Los criterios de muestreo biológicos, en términos de requerimientos mínimos, deben quedar claramente establecidos en un protocolo y manual de muestreo tal que el personal técnico pueda consultar qué debe hacer cuando se enfrenta a un lance de pesca. Asimismo, se deben estandarizar los formularios y la forma de almacenar la información en bases de datos.

4.8.3. Información sobre la fauna acompañante

En el marco de la cada vez más importante aproximación multiespecífica para el análisis de las pesquerías, es imprescindible contar con información adecuada sobre las especies concurrentes con las tres especies de crustáceos bentodemersales de interés: el langostino amarillo, el langostino colorado y el camarón nailon. Desde este punto de vista no se debe soslayar el hecho que independiente de la actual forma de administración monoespecífica a la que están sometidas estas tres especies, ellas en conjunto con más de 60 otras entidades taxonómicas diferentes constituyen una misma comunidad, en la cual hay incluso otros recursos objeto de pesquería como la merluza común, la gamba, el alfonsino, el besugo, etc. por nombrar algunos.

El análisis de la fauna acompañante en las evaluaciones de crustáceos (*Heterocarpus reedi*, *Pleuroncodes monodon* y *Cervimunida johni*) se ha efectuado en dos líneas distintas. Una de ellas ha consistido en el cálculo de índices de diversidad en función de la profundidad y latitud, y un análisis multivariado de clasificación u ordenación para identificar comunidades (Arana *et al.*, 2002, 2003a, b; Bahamonde *et al.*, 2002, 2003). La segunda línea se ha enfocado en un análisis comunitario más acabado, donde se ha probado la significancia de los ensambles de especies identificados (Acuña *et al.*, 2002a, 2004; 2005a,b; Arana *et al.*, 2004), identificando, también las especies de mayor importancia en la determinación de estas asociaciones específicas (Acuña *et al.*, 2004; 2005). Además, en esta segunda línea, se ha incorporado análisis particulares para *Merluccius gayi*, por ser este recurso pesquero uno de los más importantes desde la IV región al sur. Entre estos análisis se incluye una descripción de la distribución espacial de la producción de este pez (Acuña *et al.*, 2004) y una descripción de los cambios espaciales en el tiempo de la abundancia relativa de *M. gayi* (Acuña *et al.*, 2005a,b).

El análisis de la fauna acompañante en las capturas de langostinos, año tras año con una misma metodología (Acuña *et al.*, 2002a, 2004; 2005a,b), ha permitido sugerir que la estructura comunitaria no ha presentado cambios, sobre la base que año a año las especies dominantes son las mismas y se detecta el mismo número de ensambles específicos (Acuña *et al.*, 2006). Sin embargo, se trata de resultados independientes que no han sido contrastados entre sí de manera cuantitativa y no se ha establecido si se trata de los mismos ensambles o comunidades.

4.8.3.1. Metodología

Se realizó una revisión de los informes de proyectos FIP de evaluación directa e indirecta de camarón nailon y langostinos amarillo y colorado, efectuados desde el año 1993 a 2006 en las zonas centro norte, centro sur y ambas en conjunto (Tabla 1 y 2). En cada caso se revisó la metodología de muestreo empleada para registrar la abundancia relativa de las especies de la fauna acompañante. Del mismo modo se examinó los procedimientos cuantitativos aplicados a estos datos y se indagó en los objetivos perseguidos con ello.

Junto con la revisión de informes, se examinó las respectivas bases de datos con el propósito de rescatar, en cada caso, los registros de abundancia relativa de la fauna acompañante. Se estableció como condición contar con datos de tres proyectos, efectuados en distintos años, para un mismo recurso objetivo y en una misma zona geográfica. También se estableció como requisito que los procedimientos de muestreo fueran los mismos para cada base de dato seleccionada.

4.8.3.2. Fuente de la información

La fuente de información estuvo constituida por 32 proyectos de evaluación directa e indirecta de camarón nailon y los langostinos amarillo y colorado, correspondientes a los años 1993 a 2006. Siete de ellos fueron de evaluación indirecta y análisis de la pesquería (FIP N° 94-08, N° 95-06, N° 95-13, N° 96-08, N° 96-20, N° 97-22 y N° 97-24), los que fueron descartados, ya que no contaban con muestreos de la fauna acompañante y ésta fue descrita a partir de los registros existentes en las bitácoras de pesca. En los resultados presentados en aquellos proyectos se identifica a dos o tres especies acompañantes como *Merluccius gayi*, *Hippoglossina macrops* y *Genypterus maculatus*, las restantes aparecen agrupadas como otras especies.

Los 25 proyectos restantes, correspondieron a evaluaciones directas, de los cuales 16 fueron descartados por deficiencias en sus bases de datos. Cinco de ellos no presentaron registro de los lances con ausencia de fauna acompañante (FIP N° 2002-05, N° 2002-06, N° 2003-05, N° 2003-31 y N° 2004-10). El problema de esto es que no fue posible establecer la correspondencia con la bitácora donde está el registro de las coordenadas de ubicación del lance y los datos de esfuerzo. Por tanto, no fue posible estandarizar las capturas de fauna acompañante, lo que impide realizar comparaciones y sin las coordenadas geográficas tampoco fue posible realizar representaciones geográficas. Del mismo modo, otros 9 proyectos de evaluación directa fueron descartados por no presentar en sus bases de datos el esfuerzo de pesca ni los valores necesarios para su cálculo, consecuentemente no se pudo estandarizar las capturas de fauna acompañante de los proyectos FIP N° 96-09, N° 99-08, N° 99-09, N° 99-30, N° 2001-05, N° 2001-06, N° 2003-03 y N° 2005-08). Dos proyectos presentaron la fauna acompañante, en su base de datos codificada, pero no se encontró presente el nombre de la especie correspondiente a cada código (FIP N° 93-06 y N° 2000-05). Finalmente, un proyecto de evaluación directa no tenía como parte de sus objetivos el

registro de las capturas de especies acompañantes (FIP N° 94-25). En consecuencia de los 25 proyectos de evaluación directa de camarón y los langostinos sólo 9 presentaron bases de datos susceptibles de ser trabajadas.

De esos 9 proyectos preseleccionados, dos correspondieron a evaluaciones de camarón nailon entre la II y VIII Regiones (FIP N° 98-03 y N° 2006-11), dos a evaluación directa independiente del langostino amarillo en la zona centro norte (FIP N° 97-25) y otro en la zona centro sur (FIP N° 97-23). Dos proyectos correspondieron a evaluaciones independientes de langostino colorado en la zona centro sur (FIP N° 93-05 y N° 99-07). Finalmente, tres de estos proyectos preseleccionados fueron de evaluación directa en forma conjunta de ambos langostinos, desde la II a VIII regiones en los años 2004 a 2006 (FIP N° 2004-11, N° 2005-09 y N° 2006-04).

4.8.3.3. Información de la Fauna Acompañante

4.8.3.3.1. Introducción

El análisis de la fauna acompañante en las evaluaciones de crustáceos (*Heterocarpus reedi*, *Pleuroncodes monodon* y *Cervimunida johni*) se ha efectuado en dos líneas distintas. Una de ellas ha consistido en el cálculo de índices de diversidad en función de la profundidad y latitud, y un análisis multivariado de clasificación u ordenación para identificar comunidades (Arana *et al.*, 2002, 2003a,b; Bahamonde *et al.*, 2002, 2003). La segunda línea se ha enfocado en un análisis comunitario más acabado, donde se ha probado la significancia de los ensambles de especies identificados (Acuña *et al.*, 2002a, 2004; 2005a,b; Arana *et al.*, 2004), identificando, también las especies de mayor importancia en la determinación estas asociaciones específicas (Acuña *et al.*, 2004; 2005). Además, en esta segunda línea, se ha incorporado análisis particulares para *Merluccius gayi*, por ser este recurso pesquero uno de los más importantes a partir de la IV región al sur. Entre estos análisis se incluye una descripción de la distribución espacial de la producción de este pez (Acuña *et al.*, 2004) y una descripción de los cambios espaciales en el tiempo de la abundancia relativa de *M. gayi* (Acuña *et al.*, 2005a,b).

El análisis de la fauna acompañante en las capturas de langostinos, año tras año con una misma metodología (Acuña *et al.*, 2002a, 2004; 2005a,b), ha permitido sugerir que la estructura comunitaria no ha presentado cambios, sobre la base de que año a año son las mismas especies dominantes y se detecta el mismo número de ensambles específicos (Acuña *et al.*, 2006). Sin embargo, se trata de resultados independientes que no ha sido contrastados entre si de manera cuantitativa y no se ha establecido si se trata de los mismos ensambles o comunidades.

4.8.3.3.2. Metodología

Se realizó una revisión a los informes de proyectos FIP de evaluación directa e indirecta de camarón nailon y langostinos amarillo y colorado, efectuados desde el año 1993 a 2006 en las zonas centro norte, centro sur y ambas en conjunto (Tablas 1 y 2). En cada caso se revisó la metodología de muestreo empleada para registrar la abundancia relativa de las especies de la fauna acompañante. Del mismo modo se examinó los procedimientos cuantitativos aplicados a estos datos y los objetivos perseguidos con ello.

Junto con la revisión de los informes, se examinó las respectivas Bases de Datos con el propósito de rescatar, en cada caso, los registros de abundancia relativa de la fauna acompañante. Se estableció como condición contar con datos de tres proyectos, efectuados en distintos años, para un mismo recurso objetivo y en una misma zona geográfica. También se estableció como requisito que los procedimientos de muestreo fueran los mismos para cada base de dato seleccionada.

4.8.3.3.2.1. Descripción general de la fauna acompañante

Se efectuó un análisis exploratorio del los datos seleccionados con el objeto de contar con una descripción general de eventuales tendencias, patrones, relaciones, etcétera existente en y entre las especies que conforman la fauna acompañante. Además, con esto se buscó contar con una idea de las características de los datos, su distribución, presencia de datos atípicos, extremos, etcétera. Esto entrega una orientación de los análisis futuros que pueden o no ser aplicados y las transformaciones necesarias.

4.8.3.3.2.2. Determinación de la Estructura Comunitaria

4.8.3.3.2.2.1. Identificación de Ensamblajes de Especies

Para cada año en estudio, 2004 a 2006 se determinó la estructura comunitaria por medio de la identificación de las asociaciones específicas o ensambles, por medio de los métodos de Clasificación (Análisis de Cluster) y ordenación (MDS) (Clifford & Stephenson, 1975). Para ambos métodos es necesario construir una matriz de similitud, la que surge de comparar de pares todos los lances de pesca, en función de la cpua de cada especie, utilizando el Índice de Similitud de Bray-Curtis (*IBC*, Bray & Curtis, 1957), cuya expresión es la siguiente:

$$IBC = \frac{\sum_{i=1}^p |x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_{i=1}^p (x_{ij} + x_{ik})}$$

donde, p : número de puntos de muestreo (lances); X_{ij} : es la cpua de la especie i en el punto de muestreo j , X_{ik} : es la cpua de la especie i en el punto de muestreo k .

En la Fig. 62 se resume este procedimiento. Para balancear los valores atípicos (especies raras) con los valores comunes (especies comunes), se transforma los datos originales de abundancia relativa (cpua) aplicando raíz cuarta ($\sqrt[4]{}$), según el criterio propuesto por Clarke & Warwick (1994).

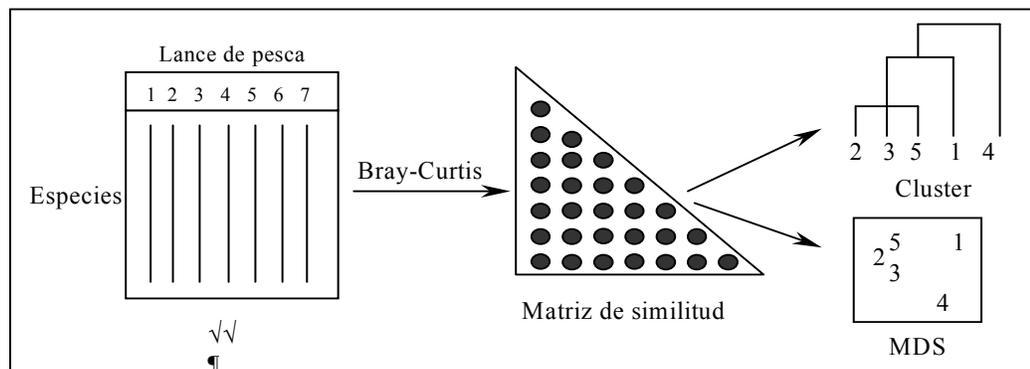


Fig. 62. Esquema de pasos en un análisis multivariado basado en Índice de Similitud para identificar asociaciones específicas (Clarke & Warwick, 1994).

4.8.3.3.2.2.2. Contribución de cada Especie en la Similitud dentro de los Grupos y en la Disimilitud entre Grupos

Para determinar la contribución de cada especie a la similitud entre las muestras (lances) de un mismo grupo, se calculó para cada una de ellas su proporción de similitud. Para esto, se pareó cada muestra dentro de un mismo grupo, calculando el porcentaje de similitud especie por especie mediante el índice Bray & Curtis, de tal forma que la contribución a la similitud de la i -ésima especie entre dos muestras, j y k , de un mismo grupo está dada por:

$$s_{jk}(i) = 100 \cdot \left(1 - \frac{|x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_{i=1}^p (x_{ij} + x_{ik})} \right)$$

donde p : número de muestras; X_{ij} : es la abundancia de la especie i en la muestra j , X_{ik} : es la abundancia de la especie i en la muestra k .

Para la determinación de la contribución de cada especie a la disimilitud entre grupos se siguió un procedimiento análogo al anterior. Se pareó cada muestra (lance) entre un grupo y otro, contrastándolos todos, para calcular el porcentaje de disimilitud especie por especie mediante el índice Bray & Curtis, de tal forma que la contribución a la disimilitud de la i -ésima especie entre dos muestras, de distintos grupos, j y k , está dada por:

$$\delta_{jk}(i) = 100 \cdot \frac{|x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_{i=1}^p (x_{ij} + x_{ik})}$$

donde p : número de muestras; X_{ij} : es la abundancia de la especie i en la muestra j , X_{ik} : es la abundancia de la especie i en la muestra k .

4.8.3.3.2.2.3. Determinación de diferencias en la Estructura Comunitaria en el tiempo

Para verificar si la estructura comunitaria cambia de año a año se efectuó un contraste por medio un método análogo al análisis de varianza múltiple (MANOVA), denominado ANOSIM (*Analysis of Similarities*) (Clarke & Green, 1988), el que consiste en una permutación no paramétrica de rangos de similitud. Este método consiste en calcular y contrastar el rango de

similitud promedio correspondiente a las observaciones de un año de estudio con el rango de similitud promedio entre dos años de estudio en contraste. Con ello se calcula el coeficiente R definido por la siguiente ecuación:

$$R = \frac{(\overline{r_B} - \overline{r_w})}{n(n-1)/4}$$

donde, r_B : es el promedio de los rangos de similitud entre años contrastados; r_w es el promedio de los rangos de similitud dentro de uno de los años en contraste (cualquiera de los dos indistintamente).

El valor R se encuentra ente 0 y +1. Un valor igual o aproximado a cero señala que el rango de similitud promedio entre los dos años contrastados y dentro de uno de los dos años en contraste, es aproximadamente la misma, es decir, la estructura comunitaria no cambia en el tiempo. Un valor igual o próximo a 1 ocurre cuando la similitud entre los dos años en contraste es baja y es alta en uno de los dos años en contraste, es decir, existe diferencia en la estructura comunitaria de un año a otro.

4.8.3.3.2.2.4. Metodología de Muestreo y Análisis de Datos

La revisión de la metodología de cuantificación de la fauna acompañante permitió detectar dos formas principales de muestreo. Una de ellas consiste en encajonar la totalidad de la fauna acompañante, en forma separada cada especie. La captura total por lance se obtiene del producto del número total de cajas de cada especie y su peso promedio. Este último se obtiene de una muestra de tres a seis cajas por especie. Este procedimiento de muestreo es utilizado por la Universidad Católica de Valparaíso y el Instituto de Fomento Pesquero.

Una segunda forma de muestreo de la fauna acompañante consiste en encajonar la totalidad de la fauna acompañante sin separar por especies. Luego, se obtiene el peso promedio de cada especie por caja, pesándolas por separado, en una muestra de tres cajas. Las especies poco frecuentes, pero con alto aporte individual en peso son pesadas en forma independiente. En este caso se toma en consideración la eventual estratificación que puede ocurrir en el copo, que en caso de ocurrir, la muestra de tres cajas para el cálculo del peso promedio de cada especie, se toma para cada

estrato. Este procedimiento es aplicado en proyectos ejecutados por la Universidad Católica del Norte en forma independiente y asociada con la Universidad de Concepción.

El análisis de los datos de CPUE de la fauna acompañante es más diverso y presenta un incremento en la sofisticación desde el año 1993 a 2006. En efecto, en los primeros años el análisis se reducía a una descripción de la importancia relativa de cada especie, resumida en tablas y una descripción de su distribución espacial, latitudinal y batimétrica, resumida en mapas. Gradualmente, año a año, se fueron incorporando otros indicadores y análisis con un enfoque ecológico. De este modo se incorporó el cálculo de índices de diversidad, para estratos latitudinales y batimétricos. Luego, la aplicación del análisis factorial marcó la pauta de un enfoque en que se trata de encontrar una estructura comunitaria y que presenta mayor sofisticación desde el año 2004 en adelante.

4.8.3.3.2.2.5. Superposición espacial de *Merluccius gayi* con los recursos objetivos

Se realizó un análisis de la sobreposición espacial de *Merluccius gayi* con los recursos objetivo *Cervimunida johni* y *Pleuroncodes monodon*. Para esto se utilizó los datos de CPUA georreferenciados de los proyectos de evaluación directa FIP N° 2004-11, N° 2005-09 y N° 2006-04. Para cada año de muestreo considerado y para los tres recursos se construyó un mapa que muestra los focos de abundancia, de acuerdo a los procedimientos expuestos más adelante. De este modo, para cada año, se construyó mapas que muestran la superficie de cada recurso y la superficie que comparte con cada uno de los recursos restantes.

Adicionalmente, también para cada año, se calculó un Índice de Superposición Espacial (*ISE*) que entrega una visión cuantitativa de la evolución de la coincidencia geográfica de los recursos. Este índice es análogo al índice de superposición de nicho de Pianka (1977) y adopta un valor 0 en el caso en que ésta no exista y un valor 1 cuando es total. Su expresión matemática es:

$$ISE = \frac{\sum_{i=1}^n P_{ij} \cdot P_{ik}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n P_{ij}^2 \sum_{i=1}^n P_{ik}^2}}$$

donde p_{ij} y p_{ik} son la proporción del i -ésimo parche de superposición respecto a la superficie total del recurso j y k , respectivamente. Para la obtención de la varianza de este índice se utiliza el procedimiento Jackknife (Efron & Tibshirani, 1993).

4.8.3.3.2.2.6. Mapeo de incertidumbre local

Con el análisis de incertidumbre local, expuesto más adelante, se construyeron mapas de probabilidades de ocurrencias de valores mayores un límite umbral de CPUA, con lo que se clasificó en función de una probabilidad de 80% de ocurrencia de un umbral mínimo establecido para considerar la presencia de cada recurso. Los valores umbrales fueron 1,5 ton/km² para *C. johni*, 2,0 ton/km² para *P. monodon* y 0,15 ton/km² para *M. gayi*. Estos valores correspondieron aproximadamente al segundo decil de la distribución de frecuencias de los datos de CPUA de cada especie. Para ilustrar esto se presenta un ejemplo con los datos de CPUA (ton/ km²) de *Merluccisu gayi*, del proyecto de evaluación directa de los langostinos amarillo y colorado FIP N° 2004-11 (Acuña *et al.*, 2005a). Este análisis fue efectuado para determinar los patrones espaciales de los recursos camarón nailon, langostinos (colorado y amarillo) y merluza común, en el marco del proyecto FIP N° 2004-43 (Arancibia *et al.*, 2005). La Fig. 63A presenta un mapa de probabilidades de ocurrencia de valores superiores a 1,2 ton/km². Este valor fue considerado umbral para definir la presencia de foco de abundancia. Luego, se clasificó la zona en función de presencia y ausencia de focos, de acuerdo a la probabilidad límite de 0,8 (Fig. 63B). A partir del mapa de clasificación, con técnicas SIG, se delineó los focos de abundancia de *M. gayi* (Fig. 63C). Aquí también se presenta los focos de abundancia de *Pleurondon monodon*. De este modo se pudo determinar la superficie que ocupara cada recurso y aquella que comparten.

4.8.3.3.2.2.7. Enfoque del Método

El problema consiste en estimar el valor de CPUE (z) que excedan un valor crítico z_c (umbral mínimo para considerar la existencia de banco), en un punto no muestreado (u_0 , $u =$ vector de coordenadas (x, y)). La información disponible consiste en valores de la variable z en N puntos u_j , $j=1, 2, \dots, N$.

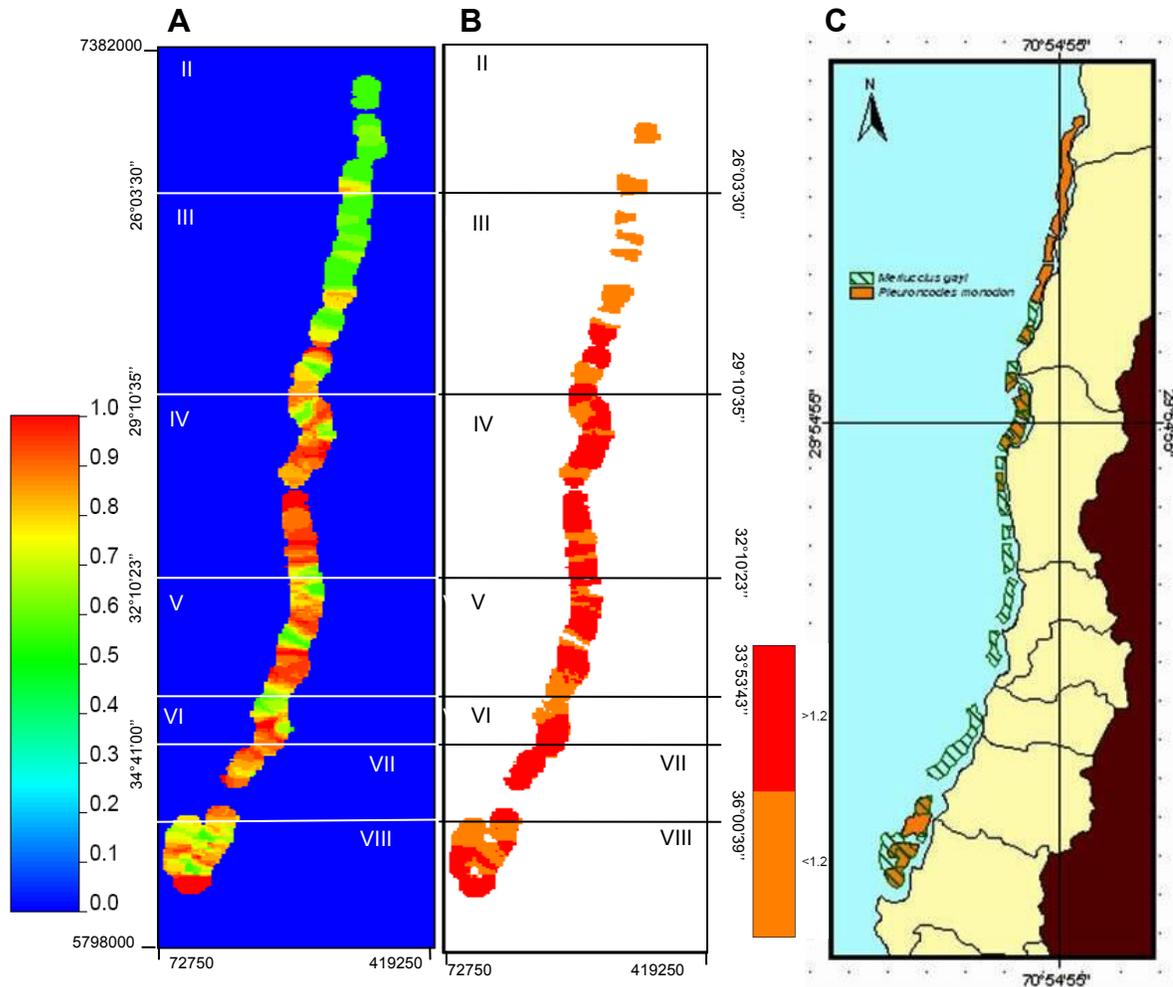


Fig. 63. (A) Mapa de probabilidad de exceder el valor umbral de 1,2 ton/km² de *Merluccius gayi*, (B) clasificación de zonas con valores mayores y menores al nivel umbral, de acuerdo a una probabilidad de 0,80 y (C) focos de abundancia de *M. gayi* y *Pleuroncodes monodon*. Datos tomados del proyecto FIP 2004-11 (Acuña *et al.*, 2005a).

En geoestadística el valor $z(u)$ para cualquier punto u es visto como una realización particular de la variable aleatoria $Z(u)$ en los lugares u . Los valores desconocidos $z(u_0)$ son entonces una realización de la variable $Z(u_0)$ y el problema entonces se transforma en estimar la probabilidad condicional que $Z(u_0)$ exceda el valor crítico z_c , dado los datos $z(u_j)$.

$$\Pr\{Z(u_0) > z_c | z(u_j), j = 1, 2, \dots, N\} = 1 - \Pr\{Z(u_0) \leq z_c | z(u_j), j = 1, 2, \dots, N\}$$

$$= 1 - F(u_0; z_c | N)$$

donde $F(u_0; z_c | \mathcal{N})$ la probabilidad condicional o “posterior” de los valores verdaderos menores que el límite z_c , y \mathcal{N} es la información condicionante (datos observados).

Las variables continuas como CPUE pueden ser clasificadas dentro de dos clases en función de un nivel crítico z_c . Una clase contiene los valores menores o iguales a z_c y la otra todos los valores mayores. Con esto se crea una nueva variable, binaria y también aleatoria, o *Indicador* $I(u; z_c)$, el que se define como:

$$I(u; z_c) = \begin{cases} 1 & \text{si } Z(u) \leq z_c \\ 0 & \text{si en otro caso} \end{cases}$$

Entonces, el enfoque de Indicadores (Journel, 1983), se basa en la probabilidad condicional definida como la esperanza (esperanza matemática) de la variable indicadora en el punto no muestreado u_o , dada la información existente para la variable Z en los N puntos de muestreo:

$$F(u_o; z_c | \mathcal{N}) = E\{I(u_o; z_c | \mathcal{N})\}$$

con

$$I(u_o; z_c) = \begin{cases} 1 & \text{si } Z(u_o) \leq z_c \\ 0 & \text{si en otro caso} \end{cases}$$

Que es la variable indicadora en los puntos no muestreado, cuya observación $i(u_o; z_c)$ está dada por la observación de la variable original en el punto muestreado j ($z(u_j)$) y que se define como:

$$i(u_o; z_c) = \begin{cases} 1 & \text{si } z(u_j) \leq z_c \\ 0 & \text{si en otro caso} \end{cases}$$

La codificación binaria asume que el error es despreciable.

4.8.3.3.2.2.8. Variograma para Indicadores y Kriging con Indicadores

Luego de la codificación se caracteriza la distribución espacial del indicador por medio de su semivarianza, la que toma la forma:

$$\hat{\gamma}_I(h; z_c) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{j=1}^{N(h)} \{i(u_j; z_c) - i(u_j + h; z_c)\}^2$$

donde $i(u_j; z_c)$ y $i(u_j + h; z_c)$ son los indicadores de u_j y u_j+h separados por la distancia h .

$N(h)$ es el número de pares de comparación a cada lag (distancia h). El significado de $\hat{\gamma}_I(h; z_c)$ corresponde a la medida de la frecuencia con que cambia el indicador de 0 a 1. Dicho de otro modo, es la frecuencia de transición entre las dos clases de Z , en función de h .

De acuerdo al teorema de proyección (Luenberger, 1969) el estimador mínimos cuadrados (kriging) de $I(u_o; z_c)$ es el estimador mínimos cuadrados de la esperanza condicional. De esta forma la probabilidad $F(u_o; z_c | \mathcal{N})$ puede ser estimada por kriging, usando la transformación de indicadores de la variable original Z . De este modo el kriging pasa a llamarse kriging de indicadores y el que se usará en este estudio es el kriging ordinario de indicadores.

4.8.3.3.3. Resultados

4.8.3.3.3.1. Especies registradas en proyectos de evaluación directa de crustáceos demersales

El listado de todas las especies que han sido identificadas como integrantes de la fauna acompañante en las capturas de crustáceos demersales durante los cruceros de evaluación directa se presenta en la Tabla 28. El listado está compuesto por 133 identificaciones a nivel de especie y 6 a nivel de género. Los peces óseos son el grupo más numeroso, con 60 especies, seguido por los peces cartilagosos, con 28 registros. Los crustáceos son también un grupo importante con 25 registros. Los grupos restantes presentan una frecuencia de ocurrencia menor, 5 cefalópodos, 2 equinodermos y 1 antozoo.

Del análisis taxonómico se pueden visualizar dos problemas principales, uno con respecto a los nombres científicos de las especies identificadas y otro con respecto a los nombres vernaculares. A continuación se realiza un análisis del primer aspecto, en el cual se incluyen varios grupos y especies, en particular los agnatos, algunos peces óseos, principalmente los pejerratas y los

condrictios, tanto tiburones como rayas. Sin embargo, independiente de los cambios que se generan con la revisión que se hace a continuación se ha decidido mantener el listado original, dejando las identificaciones descartadas sin dato de frecuencia de ocurrencia en la Tabla 28.

Agnatos

Según el listado exhaustivo entregado en la Tabla 28, existirían capturas de cuatro especies de lampreas o babosas, *Polystotrema polytrema*, *Geotria australis*, *Eptatretus nanii* y *Eptatretus politrema*. De estas cuatro especies *Geotria australis* corresponde a una lamprea de agua dulce de la familia Petromyzonidae (Pequeño, 1989) y, por lo tanto, sólo *Polystotrema* y *Eptatretus* corresponderían a especies marinas que pueden ser capturadas a las profundidades donde se pescan los langostinos y camarón nailon. Sin embargo, *Polystotrema* no aparece en el listado de este autor, siendo en consecuencia sólo dos las especies válidas de myxínidos citados en la Tabla 28: *Eptatretus nanii* Wisner & McMillan, 1988 y *Eptatretus polytrema* (Girard, 1855). Esto debe ser confirmado en forma definitiva dado que Pequeño (1989) incluye varias otras especies de myxínidos en su listado.

Batoideos

Sin duda que uno de los grupos donde aún existen problemas corresponde al de los batoideos o rayas. Bajo esa denominación general en el listado se entregan 12 nombres científicos diferentes: *Raja* sp., *Sympterygia brevicaudata*, *Raja brevicaudata*, *Bathyraja multispinis*, *Psammobatis scobina*, *Raja trachyderma*, *Raja chilensis*, *Torpedo tremens*, *Dipturus flavirostris*, *Dipturus trachyderma*, *Myliobatis* sp. *Raja flavirostris*. De éstas, *Torpedo tremens* De Buen, 1959 es válida, aunque debe considerarse que la raya eléctrica *Discopyge tschudii* Haeckel, 1845 también pudiera aparecer como integrante de la fauna acompañante de las tres especies de crustáceos. La especie señalada como *Myliobatis* sp., debe ser aclarada ya que Pequeño (1989) reconoce la presencia de dos especies en el área en que se realizan las capturas de crustáceos: *M. chilensis* (Philippi, 1842) y *M. peruvianus* Garman, 1913, las que pueden ser separadas adecuadamente mediante las características de sus placas dentarias (Lamilla y Bustamante, 2005).

En general, el resto de las especies pueden ser divididas por su tamaño, en rayas chicas, donde se debieran incluir *Sympterygia brevicaudata*, *Raja brevicaudata* y *Psammobatis scobina* (Philippi, 1857), considerándose la segunda como sinónimo de la primera, aunque este nombre no corresponde a una especie válida; y rayas grandes donde se incluyen las restantes especies: *Bathyraja multispinis*, *Raja trachyderma*, *Raja chilensis*, *Dipturus flavirostris*, *Dipturus trachyderma* y *Raja flavirostris*. Estos nombres corresponden en realidad sólo a tres especies válidas presentes en Chile, *Rhinoraja multispinis* (Norman, 1937) (nombre actual de *Bathyraja multispinis*), *Dipturus chilensis* (Guichenot, 1848) y *Dipturus trachyderma* Krefft y Stehmann, 1975. En el segundo caso *Raja chilensis* es un sinónimo válido de *D. chilensis*, de hecho la primera era la combinación original de nombres de la especie. En tanto que *Dipturus flavirostris* y *Raja flavirostris* a pesar de corresponder a especies válidas y estar citadas para Chile según la Base de Datos Fishbase (www.fishbase.org), no son consideradas en los listados de Pequeño (1989, 1997) y Lamilla y Bustamante (2005) aunque han sido registradas como nombres para *D. chilensis*.

Tiburones

Entre los tiburones de profundidad registrados en la Tabla 28 se encuentra *Centroscyllium fabricii*, especie que no es registrada ni por Pequeño (1989, 1997) ni por Lamilla y Bustamante (2005), más aún según Compagno (1984) es una especie propia del Océano Atlántico, la que podría haber sido confundido con alguna de las otras dos especies del género *C. nigrum* o *C. granulatum*.

Peces óseos

En el listado aparece la especie *Pseudocyttus maculatus* con el nombre común de Brama, éste nombre científico corresponde a un pez de la familia Oreosomatidae del Orden Zeiformes, sin embargo el nombre vernacular corresponde a un género de la familia Bramidae, de la reineta *Brama australis* Valenciennes, 1837, también incluida en el listado. Existe la posibilidad que se trate de una mala identificación ya que superficialmente ambas especies son similares, en particular en el tamaño del ojo y forma general.

Bajo la denominación de cabrillas aparecen en el listado cuatro especies: *Serranus cabrilla*, *Paralabrax humeralis*, *Sebastes oculatus* y *Sebastes capensis*. Las dos primeras especies corresponden a la familia Serranidae, la primera de ellas no está incorporada en los listados de Pequeño (1989, 1997) y según la Base de Datos Fishbase corresponde a una especie del Atlántico y Mediterráneo. Probablemente se trate de una mala identificación ya que superficialmente ambas especies son similares, en particular en su coloración y forma general. Las otras dos especies corresponden a la familia Scorpaenidae (Pequeño, 1989) en la cual sólo aparece *Sebastes capensis* (Gmelin, 1788), la que incluye a *S. oculatus* según lo que señala este autor basándose en el trabajo de Kong (1985). Sin embargo, posteriormente Rocha-Olivares et al. (1999) basándose en información de secuencia genética demostró que la especie de la costa Pacífica sudamericana era *Sebastes oculatus* Cuvier 1833.

Bajo la denominación de lenguados se incluye en la Tabla 28 a tres especies *Paralichthys microps*, *Hippoglossina macrops* y *Mancopsetta milfordi*. La primera es reconocida con el nombre vernacular de lenguado de ojo chico, sin embargo existe una especie congénérica muy difícil de separar de *P. microps*, y que coexiste con ella en prácticamente toda el área entre la II y VIII regiones: *Paralichthys adpersus*. En consecuencia, para dar cuenta de esta posibilidad esta debiera considerarse como *Paralichthys* spp. Por otra parte la combinación en uso para *M. milfordi* es *Neoachirosetta milfordi* (Penrith, 1965).

En el listado de la Tabla 28 también aparece la especie de nombre vernacular sardina con el nombre de *Clupea bentincki*, en realidad ésta corresponde a la sardina común y el nombre válido de la misma es *Strangomera bentincki* (Norman, 1936).

Macrúridos o Pejerratas

En las evaluaciones directas de langostino colorado (*P. monodon*) realizadas en la zona centro-sur de Chile, Arana et al. (1994) informaron haber registrado dos macrúridos, *Coelorhynchus* sp. y *Trachirhynchus* sp., mientras que Roa et al. (1997) señala la presencia de tres especies de pejerratas: *C. aconcagua*, *C. chilensis* y *C. fasciatus*; y Barbieri et al. (2000) también registraron

dos especies, que identificaron como *Coelorhynchus* sp. a las cuales asignaron los nombres vernaculares de pejerratas azul y negro. Sin embargo, en los tres casos señalados, los autores consideraron todas las especies en conjunto en su análisis de la importancia de los macrúridos. Barbieri *et al.* (2001) observaron la presencia de dos pejerratas en su evaluación directa de *P. monodon* en el norte de Chile, los que identificaron como *Coryphaenoides chilensis* en el área entre los 18°25'S y 32°10'S y *Coryphaenoides subserrulatus* en el área entre los 18°25'S y los 26°00'S. El primero no es una especie válida y la segunda no está presente en aguas chilenas de acuerdo a Cohen *et al.* (1990) y lo más probable que la especie corresponda a *Coryphaenoides delsolari*.

En sus evaluaciones de langostino amarillo (*C. johni*) en la zona centro – norte de Chile, Canales *et al.* (2002) registraron la presencia de *C. aconcagua* y *C. chilensis*, mientras que Canales *et al.* (2003) sólo reportan un *Coelorhynchus* sp. y Bahamonde *et al.* (2004) informaron la presencia de *C. aconcagua* y *Coelorhynchus* sp.

En las evaluaciones directas de camarón nailon de los años 2002 y 2003, Arana *et al.* (2003a, 2003b) registraron la presencia de *C. aconcagua* y *C. chilensis* y Arana *et al.* (2004) sólo reportaron a *C. aconcagua* la evaluación 2004 de esa especie de crustáceo. Monardes (1996) había señalado la presencia de tres especies de macrúridos en su estudio de la fauna acompañante del camarón nailon de 1966: *C. fasciatus*, *Coryphaenoides holotracy*s y un *Coelorhynchus* sp. y Roa *et al.* (1999) sólo señalan a *Coelorhynchus* sp. en su evaluación directa de camarón nailon de 1998, aunque en el texto se refieren a *Coelorhynchus* spp., lo que podría sugerir la presencia de otra especie. En todo caso, es difícil utilizar la información entregada por los autores antes señalados, ya que existe la posibilidad que se trate de varias especies de macrúridos agrupadas en el nombre genérico de *Coelorhynchus* o de las otras especies, o que algunas de ellas no estén identificadas correctamente.

De acuerdo a los hallazgos del equipo de trabajo *C. fasciatus* ha sido capturado muy ocasionalmente en las pesquerías de crustáceos del centro – norte de Chile, probablemente debido a que ocurre a profundidades mayores, como ha sido comprobado por Lillo *et al.* (1999) en la pesquería del orange roughy *Hoplostethus atlanticus* en el sur de Chile y la Isla Juan Fernández,

donde está presente en el 35% de los lances y representa un 0,36 de la captura total. Sin embargo, Roa et al. (1997) señalan haber encontrado estas especies en la pesquería del langostino colorado, la de menor profundidad de los tres crustáceos explotados comercialmente. En forma similar, Monardes (1996) registró esta especie y *Coryphaenoides holotracy*s como los únicos macrúridos capturados durante la evaluación del camarón nailon, pero es difícil de aceptar la identificación de estas dos especies en la misma área donde al menos cinco o seis especies han sido encontradas abundantemente y *C. holotracy*s ha sido capturado a profundidades mayores, en la pesquería del bacalao de profundidad (Oyarzún et al., 2003).

De acuerdo a los antecedentes recopilados por Acuña et al. (2008), existen ocho especies de pejerratas en las pesquerías de los langostinos y camarón nailon de la zona entre la II y VIII regiones: *Coelorinchus aconcagua* Iwamoto, 1978; *C. chilensis* Gilbert and Thompson, 1916; *C. fasciatus* (Günther, 1878); *Coryphaenoides delsolari* Chirichigno and Iwamoto, 1977; *Lucigadus nigromaculatus* (McCulloch, 1907), *Nezumia pulchella* (Pequeño, 1971); *Trachyrincus helolepis* Gilbert, 1892 y *Trachyrincus villegai* Pequeño, 1971.

Cefalópodos

En el listado de la Tabla 28 también aparecen tres especies de pulpos: *Octopus* sp., *Octopus mimus* y *Octopus vulgaris*. De acuerdo a Warnke et al. (2000, 2004) las dos especies citadas son válidas, y diferentes. Además, Olivares et al. (1996) y Rocha y Vega (2003) señalan que la especie presente en aguas chilenas es *Octopus mimus* Gould 1852, en consecuencia esta es la única especie a incluir en el listado.

Crustáceos

En el listado de la Tabla 28 también aparecen tres especies de centollas: *Lithodes antarcticus*, *Lithodes* sp. y *Lithodes centolla*. Según Retamal (1981) *L. antarcticus* se encuentra entre Chiloé y el extremo sur de Sudamérica y habría una segunda especie *L. murrayi* Henderson 1888 que se encontraría entre el Estrecho de Magallanes y Los Vilos, lo que habían señalado previamente

Revuelta y Andrade (1978). Posteriormente, Vinuesa *et al.* (1999) señalan que el nombre correcto de *L. antacticus* Jacquinot 1844 es *Lithodes santolla* (Molina, 1782).

Finalmente la especie señalada como *Pleuroncodes* sp., corresponde a *Pleuroncodes monodon*, de acuerdo a lo determinado mediante análisis genéticos basados en genes mitocondriales por Acuña *et al.* (2005a).

Tabla 28. Listado y frecuencia de ocurrencia de especies identificadas en los cruceros de evaluación de crustáceos demersales (n= 29).

Nombre venacular	Nombre científico	Acrónimo	Frec. Ocurrencia (%)
Agnatos			
Lamprea negra	<i>Eptatretus polytrema</i>	EPTPOL	72,4
Anguila babosa	<i>Polystotrema polytrema</i>	POLPOL	-
Lamprea (bicolor)	<i>Geotria australis</i>	GEOAUS	10,3
Lamprea bicolor	<i>Eptatretus nanii</i>	EPTNAN	6,9
Peces óseos			
Alepocefálico	<i>Alepocephalus tenebrosus</i>	ALETEN	10,3
Alfonsino	<i>Beryx splendens</i>	BERSPL	48,3
Anguila morena	<i>Gymnothorax porphyreus</i>	GYMPOR	17,2
Anguila café	<i>Ophichthus pacifici</i>	OPHPAC	72,4
Bacalao	<i>Dissostichus eleginoides</i>	DISELE	3,4
Bagre	<i>Aphos porosus</i>	APHPOR	41,4
Bathitido	<i>Cataetyx rubrirostris</i>	CATRUB	3,4
Besugo (ojudo)	<i>Epigonus crassicaudus</i>	EPICRA	69
Blanquillo	<i>Prolatilus jugularis</i>	PROJUG	72,4
Brama	<i>Pseudocyttus maculatus</i>	PSEMAC	3,4
Brótula	<i>Austrophycis marginatus</i>	AUSMAR	24,1
Brótula negra	<i>Cherublemma emmelas</i>	CHEEMM	6,9
Cabinza	<i>Isacia conceptionis</i>	ISACON	10,3
Cabrilla (común)	<i>Paralabrax humeralis</i>	PARHUM	20,7
Cabrilla	<i>Cerranus cabrilla</i>	CERCAB	-
Cabrilla	<i>Sebastes oculatus</i>	SEBOCU	31,0
Cascajo (cabrilla sebastes , chancharro)	<i>Sebastes capensis</i>	SEBCAP	-
Cauque	<i>Odontesthes</i> sp.	ODOSP	6,9
Chancharro	<i>Helicolenus lengerichi</i>	HELLEN	34,5
Chanchito (Torito)	<i>Congiopodus peruvianus</i>	CONPER	10,3
Cojinoba	<i>Seriotelella violacea</i>	SERVIO	17,2
Congrio colorado	<i>Genypterus chilensis</i>	GENCHI	72,4
Congrio de profundidad (anguila hocicona)	<i>Xenomystax atrarius</i>	XENATR	24,1
Congrio dorado	<i>Genypterus blacodes</i>	GENBLA	82,8
Congrio negro	<i>Genypterus maculatus</i>	GENMAC	93,1
Congrio plateado (Anguila congrio)	<i>Bassanago albescens</i>	BASALB	13,8
Corvinilla	<i>Micropogon furnieri</i>	MICFUR	6,9
Corvinilla deliciosa	<i>Sciaena deliciosa</i>	SCIDEL	3,4
Hachita	<i>Argyropelecus affinis</i>	ARGAFF	3,4
Hachita	<i>Argyropelecus sladeni</i>	ARGSLA	3,4
Jurel	<i>Trachurus murphyi</i>	TRAMUR	24,1
Lenguado de ojos chicos	<i>Paralichthys microps</i>	PARMIC	27,6
Lenguado de ojos grandes	<i>Hippoglossina macrops</i>	HIPMAC	86,2
Lenguado de profundidad	<i>Mancopsetta milfordi</i>	MANMIL	3,4
Luciato	<i>Pseudoxenomystax albescens</i>	PSEALB	3,4
Merluza austral	<i>Merluccius australis</i>	MERAUS	3,4

Merluza común	<i>Merluccius gayi</i>	MERCOM	96,6
Merluza de cola	<i>Macruronus magellanicus</i>	MACMAG	51,7
Orange roughy	<i>Hoplostethus atlanticus</i>	HOPATL	3,4
Pampanito	<i>Stromateus stellatus</i>	STRSTE	27,6
Pejerrata	<i>Nezumia pulchella</i>	NEZPUL	34,5
Pejerrata	<i>Trachyrinchus helolepis</i>	TRAHEL	13,8
Pejerrata (azul)	<i>Coelorinchus aconcagua</i>	COEACO	79,3
Pejerrata (plomo)	<i>Trachyrinchus villegai</i>	TRAVIL	27,6
Pejerrata (plomo, negro, azul)	<i>Coelorinchus chilensis</i>	COECHI	62,1
Pejerrata	<i>Coryphaenoides delsolari</i>	CORDEL	3,4
Pejerrata chato	<i>Coryphaenoides subserrulatus</i>	CORSUB	-
Pejerrata narigón	<i>Coryphaenoides chilensis</i>	CORCHI	-
Pez acorazado	<i>Agonopsis chiloensis</i>	AGOCHI	3,4
Pez de profundidad (espinudo)	<i>Notacanthus sixpinnis</i>	NOTSIX	24,1
Pez hacha (hachita)	<i>Argyropelecus</i> sp.	ARGSP	10,3
Pez negro de profundidad	<i>Binghamichthys aphos</i>	BINAPH	6,9
Reineta	<i>Brama australis</i>	BRAAUS	3,4
Sardina	<i>Clupea bentincki</i>	STRBEN	3,4
Sierra	<i>Thyrsites atun</i>	THYATU	3,4
Torito	<i>Bovichthys chilensis</i>	BOVCHI	3,4
Zoarcido	<i>Pachycara suspectum</i>	PACSUS	3,4
	<i>Agonostomus sansutus</i>	AGOSAN	3,4

Peces cartilagosos

Azulejo	<i>Prionacea glauca</i>	PRIGLA	6,9
Pejegallo	<i>Callorhynchus callorhynchus</i>	CALCAL	65,5
Pejehumo (fume, tollo fume)	<i>Hexanchus griseus</i>	HEXGRI	37,9
Pintarroja	<i>Schroederichthys chilensis</i>	SCHCHI	31
Quimera, pejegallo negro o de profundidad	<i>Hydrolagus macrophthalmus</i>	HYDMAC	20,7
Raya	<i>Raja</i> sp.	RAJASP	34,5
Raya	<i>Sympterygia brevicaudata</i>	SYMBRE	6,9
Raya chica	<i>Raja brevicaudata</i>	RAJBRE	-
Raya chica sp 1	<i>Bathyraja multispinis</i>	BATMUL	27,6
Raya chica sp2 (escobina, lima)	<i>Psammobatis scobina</i>	PSASCO	55,2
Raya volantín	<i>Dipturus trachyderma</i>	DIPTRA	20,7
Raya espinosa	<i>Raja trachyderma</i>	RAJTRA	-
Raya Torpedo (torpedo)	<i>Torpedo tremens</i>	TORTRE	27,6
	<i>Dipturus chilensis</i>	DIPCHI	58,6
Raya redonda chilena (raya volantín)	<i>Raja chilensis</i>	RAJCHI	-
Raya volantín	<i>Dipturus flavirostris</i>	DIPFLA	-
Raya volantín	<i>Raja flavirostris</i>	RAJFLA	-
Raya diablo u hocico de pato	<i>Myliobatis</i> sp.	MYLSP	3,4
Tiburón gato	<i>Aculeola nigra</i>	ACUNIG	48,3
Tiburón negro	<i>Centroscyllium fabricii</i>	CENFAB	6,9
Tiburón negro (narigón)	<i>Apristurus nasutus</i>	APRNAS	41,4
Tollo (fino)	<i>Mustelus mento</i>	MUSMEN	17,2
Tollo con espina	<i>Squalus acanthias</i>	SQUACA	3,4
Tollo de profundidad	<i>Centroscyllium nigrum</i>	CENNIG	27,6
Tollo de profundidad	<i>Centroscymnus owstonii</i>	CENOWS	3,4
Tollo granla	<i>Centroscyllium granulatum</i>	CENGRA	13,8
Tollo luminoso (Pejegato, bagre)	<i>Halaelurus canescens</i>	HALCAN	48,3
Tollo negro narigón	<i>Etmopterus granulosus</i>	ETMGRA	6,9
Tollo pajarito	<i>Deania calcea</i>	DEACAL	41,4
Tollo pinocho (crepidater, tiburón narigón)	<i>Centroscymnus crepidater</i>	CENCRE	48,3
Torpedo (raya templadera)	<i>Discopyge tschudii</i>	DISTSC	48,3

Cefalópodos

Calamar	<i>Loligo gahi</i>	LOLGAH	48,3
Jibia	<i>Dosidicus gigas</i>	DOSGIG	55,2
Pulpo común	<i>Octopus mimus</i>	OCTMIM	58,6
Pulpo	<i>Octopus</i> sp.	OCTSP	-
Pulpo común	<i>Octopus vulgaris</i>	OCTVUL	-

Otros Moluscos			
Bivalvo	<i>Limopsis marionensis</i>	LIMMAR	3,4
Caracol	<i>Acesta patagonica</i>	ACEPAT	6,9
Caracol	<i>Aeneator</i> sp.	AENSP	10,3
Caracol	<i>Aeneator castillai</i>	AENCAS	3,4
Caracol	<i>Aeneator fontainei</i>	AENFON	3,4
Caracol	<i>Aeneator loisae</i>	AENLOI	3,4
Caracol	<i>Astrotoma agassisi</i>	ASTAGA	3,4
Caracol	<i>Bathybembix humboldtii</i>	BATHUM	3,4
Equinodermos			
Erizo blanco	<i>Loxechinus albus</i>	LOXALB	3,4
Pepino de mar	<i>Athionidium chilensis</i>	ATHCHI	6,9
Crustáceos			
Camarón acorazado	<i>Glyphocrangon alata</i>	GLYALA	62,1
Camarón armado (plano)	<i>Stereomastis suhmi</i>	STESUH	17,2
Camarón langosta	<i>Thymops bersteini</i>	THYBER	3,4
Camarón navaja	<i>Campylonotus semistriatus</i>	CAMSEM	6,9
Camarón plano	<i>Stereomastis sculpta</i>	STESCU	3,4
Camarón rojo	<i>Acantephyra pelagica</i>	ACAPEL	3,4
Cangrejo sp	<i>Paralomis granulata</i>	PARGRA	3,4
Centolla	<i>Lithodes murrayi</i>	LITMUR	31,0
Centolla	<i>Lithodes antarticus</i>	LITANT	-
Centolla	<i>Lithodes</i> sp.	LITSP	-
Centolla	<i>Lithodes centolla</i>	LITCEN	-
Centolla zona centro-norte	<i>Paralomis longipes</i>	PARLON	3,4
Centollín (centolla falsa, centollón)	<i>Glyptolithodes cristatipes</i>	GLYCRI	34,5
Gamba de profundidad	<i>Haliporoides diomedae</i>	HALDIO	72,4
Jaiba araña (centolla falsa)	<i>Libidoclea granaria</i>	LIBGRA	72,4
Jaiba limón	<i>Cancer porteri</i>	CANPOR	75,9
Jaiba Marmola	<i>Cancer edwardsi</i>	CANEDW	31
Jaiba mochilera	<i>Lophorochinia parabranchia</i>	LOPPAR	44,8
Jaiba Mora	<i>Homalaspis plana</i>	HOMPLA	20,7
Jaiba paco	<i>Mursia gaudichaudii</i>	MURGAU	79,3
Jaiba puñete	<i>Hepatus chiliensis</i>	HEPCHI	24,1
Langosta enana	<i>Projasus bahamondei</i>	PROBAH	27,6
Langostino de los canales	<i>Munida subrugosa</i>	MUNSUB	3,4
Langostino de profundidad	<i>Munida propinqua</i>	MUNPRO	24,1
Langostino del Norte	<i>Pleuroncodes</i> sp.	PLESP	6,9
Pasífea	<i>Pasiphaea acutifrons</i>	PASACU	6,9
Zapateador	<i>Pterygosquilla armata</i>	PTEARM	72,4
Antozoo			
Actinia	<i>Actinia</i> sp.	ACTSP	10,3

Nota: Las especies que no presentan valor en la columna de frecuencia de ocurrencia (%), corresponden a aquellas que fueron agrupadas dentro de la especie que se encuentra en la fila inmediatamente de más arriba.

4.8.3.3.4. Descripción General de la Fauna Acompañante

La fuente de información fueron 26 proyectos de evaluación directa e indirecta de camarón nailon y los langostinos amarillo y colorado, correspondientes a los años 1993 a 2006. Siete de ellos fueron de evaluación indirecta y análisis de la pesquería (FIP N° 94-08, N° 95-06, N° 95-13, N° 96-08, N° 96-20, N° 97-22 y N° 97-24), los que fueron descartados, ya que no contaban con muestreos de la fauna acompañante y ésta fue descrita a partir de los registros existentes en las

bitácoras de pesca. En los resultados presentados en aquellos proyectos se identifica a dos a tres especies acompañantes como *Merluccius gayi*, *Hippoglossina macrops* y *Genypterus maculatus*, y las restantes son agrupadas como “Otras especies”.

Los 23 proyectos restantes, fuente de información, correspondieron a evaluaciones directas, de los cuales 8 fueron descartados por deficiencias en sus bases de datos. Cinco de ellos no presentaron registro de los lances con ausencia de fauna acompañante (FIP N° 02-05, N° 02-06, N° 03-05, N° 03-31 y N° 04-10). El problema de esto es que no fue posible hacer la correspondencia con la bitácora donde está el registro de las coordenadas de ubicación del lance y los datos de esfuerzo. Por tanto, no fue posible estandarizar las capturas de fauna acompañante, lo que impide realizar comparaciones y sin las coordenadas geográficas no fue posible realizar representaciones en esos términos. Del mismo modo, otros seis proyectos de evaluación directa fueron descartados por no presentar en su Base de Datos el esfuerzo de pesca ni los valores necesarios para su cálculo, consecuentemente no se pudo estandarizar las capturas de fauna acompañante (FIP N° 96-09). Otro de los proyectos, en su base de datos, presentó la fauna acompañante codificada, pero no se encontró presente el nombre de la especie correspondiente a cada código (FIP N° 93-06). Finalmente, un proyecto de evaluación directa no tenía como parte de sus objetivos el registro de las capturas de especies acompañantes (FIP N° 94-25). En consecuencia de los 23 proyectos de evaluación directa de camarón y los langostinos sólo 11 presentaron base de datos susceptibles de ser trabajadas.

De aquellos 11 proyectos preseleccionados, dos correspondieron a evaluaciones de camarón nailon entre la II y VIII Regiones (FIP N° 98-03 y N° 2006-11). El langostino amarillo fue evaluado en forma independiente en tres oportunidades, en la zona centro norte (FIP N° 93-06, N° 96-08 y N° 97-25) y una vez la zona centro sur (FIP N° 97-23). El langostino colorado fue evaluado independientemente en dos oportunidades en la zona centro sur (FIP N° 93-05 y N° 99-07). Finalmente, ambos langostinos fueron evaluados en forma conjunta desde la II a VIII regiones en los años 2004 a 2006 (FIP N° 2004-11, N° 2005-09 y N° 2006-04).

La distribución de frecuencia de la CPUA de la fauna acompañante, en términos generales, muestra una distribución aproximadamente lognormal. En la Fig. 64, a modo de ejemplo, se

muestra la distribución de frecuencias de algunas especies, las que fueron tomadas de la Base de Datos del proyecto FIP N° 2006-04 (Acuña *et al.*, 2007a). Se observa que sólo dos especies, *Merluccius gayi* e *Hippoglossina macrops*, poseen una clara distribución lognormal, en las restantes ésta es aproximada.

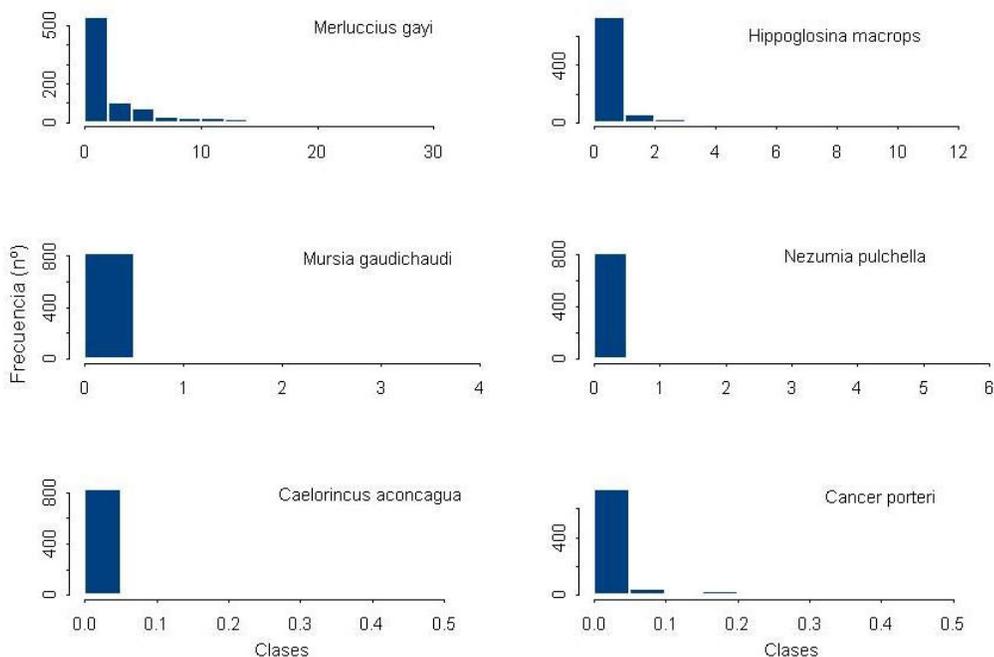


Fig. 64. Distribución de frecuencias de seis especies de la fauna acompañante. Datos tomados de la base perteneciente al proyecto FIP N° 2006-04.

De acuerdo a las Bases de Datos revisadas, la fauna acompañante año a año está compuesta por 30 especies aproximadamente, las que presentan una frecuencia de ocurrencia baja en los lances de pesca. Menos de 50 lances acumulan el 80% de la frecuencia de ocurrencia de las especies presentes en cada uno de ellos y el 20 % restante de ocurrencia acumulada se distribuye en 400 a 500 lances. Este patrón se repite en los tres años analizados (Figs. 65 A, C y E). La mayoría de estas especies poseen, además, una baja contribución en peso, ya que es necesario acumular el 90% de las especies para alcanzar el 50% de la CPUA promedio máxima, patrón que también se repite en los tres años analizados (Figs. 65 B, D y F).

El número de especies por lance acumulado muestra una saturación gradual, la que no logra llegar al número total de especies presentes en la totalidad de la fauna acompañante, aproximadamente 30 cada año (Figs. 65 A, C y E). Esto indica que no todas las especies están presentes en todo los lances, lo que, a su vez, es coincidente con la baja ocurrencia que presenta la mayoría de las especies. Por su parte la CPUA por lance, acumulada, también muestra que es necesario, al menos, el 80% de los lances para acumular el 50% de la CPUA, lo que corrobora el escaso aporte en peso de la mayoría de las especies (Figs. 66 B, D y F).

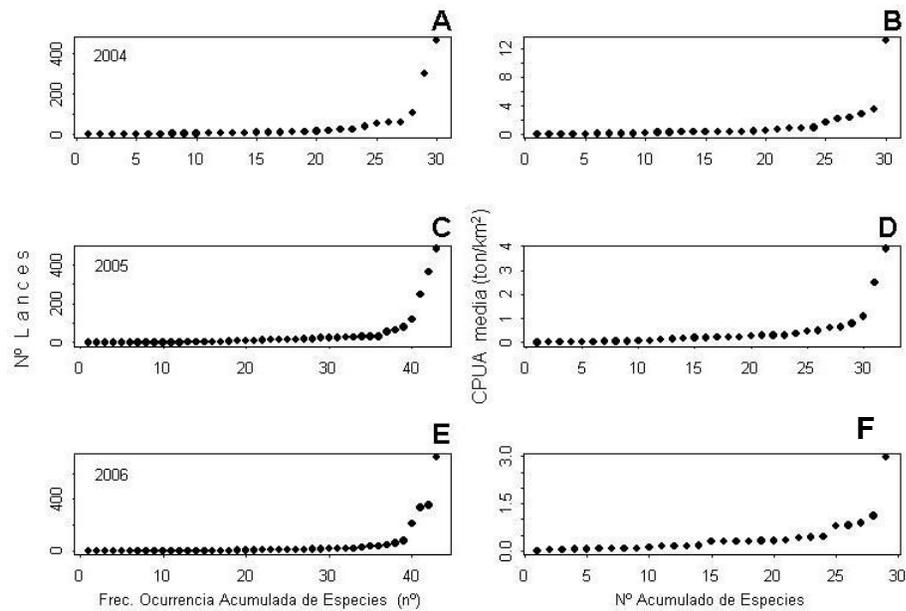


Fig. 65. Distribución de la frecuencia de ocurrencia de las especies de la fauna acompañante, respecto al número de lances (A, B y C) y distribución del número de especies respecto a su abundancia relativa promedio (CPUA) (B, D y E). Años 2004 a 2006 (FIP N° 2004-11, N° 2005-09 y N° 2006-04, respectivamente).

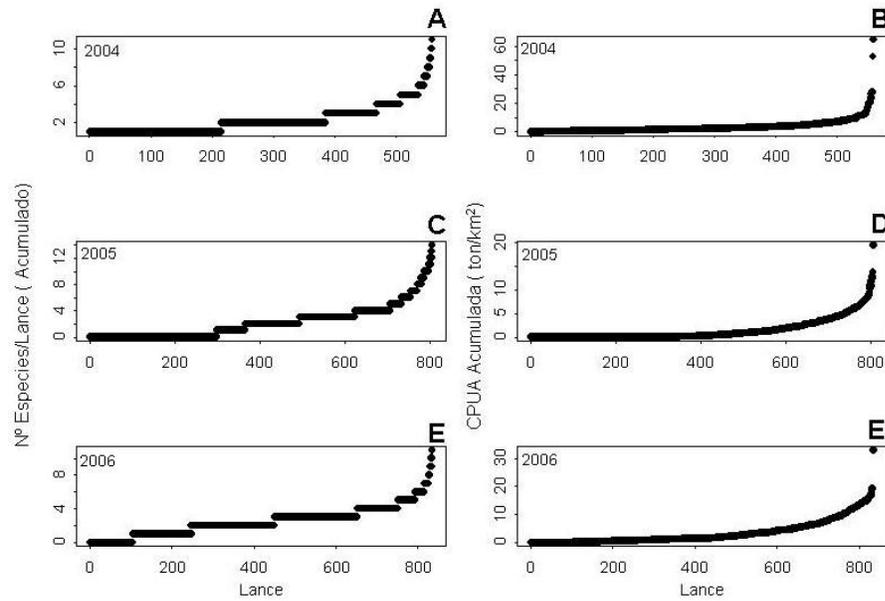


Fig. 66. Distribución del número de especies por lance acumulado (A, C y E) y distribución de abundancia relativa promedio (CPUA) de las especies de la fauna acompañante (B, D y E) respecto al número de lances. Años 2004 a 2006 (FIP 2004-11, 2005-09 y 2006-04, respectivamente).

Las especies con mayor importancia relativa, tanto respecto a la CPUA total de la fauna acompañante así como respecto a la CPUA total de las especies objetivo (camarón nailon y langostinos), son sólo dos o tres (Fig. 67). En todos los años analizados las especies con mayor importancia relativa fueron la merluza común (*Merluccius gayi*) y el lenguado de ojos grandes (*Hippoglossina macrops*) (Fig. 67). Existen otras especies, que aunque presentan baja importancia relativa, si adquieren relevancia por presentar una frecuencia de ocurrencia levemente superior al resto; *Mursia gaudichaudii*, en el año 2004 y *Cancer porteri*, en el año 2005 y 2006.

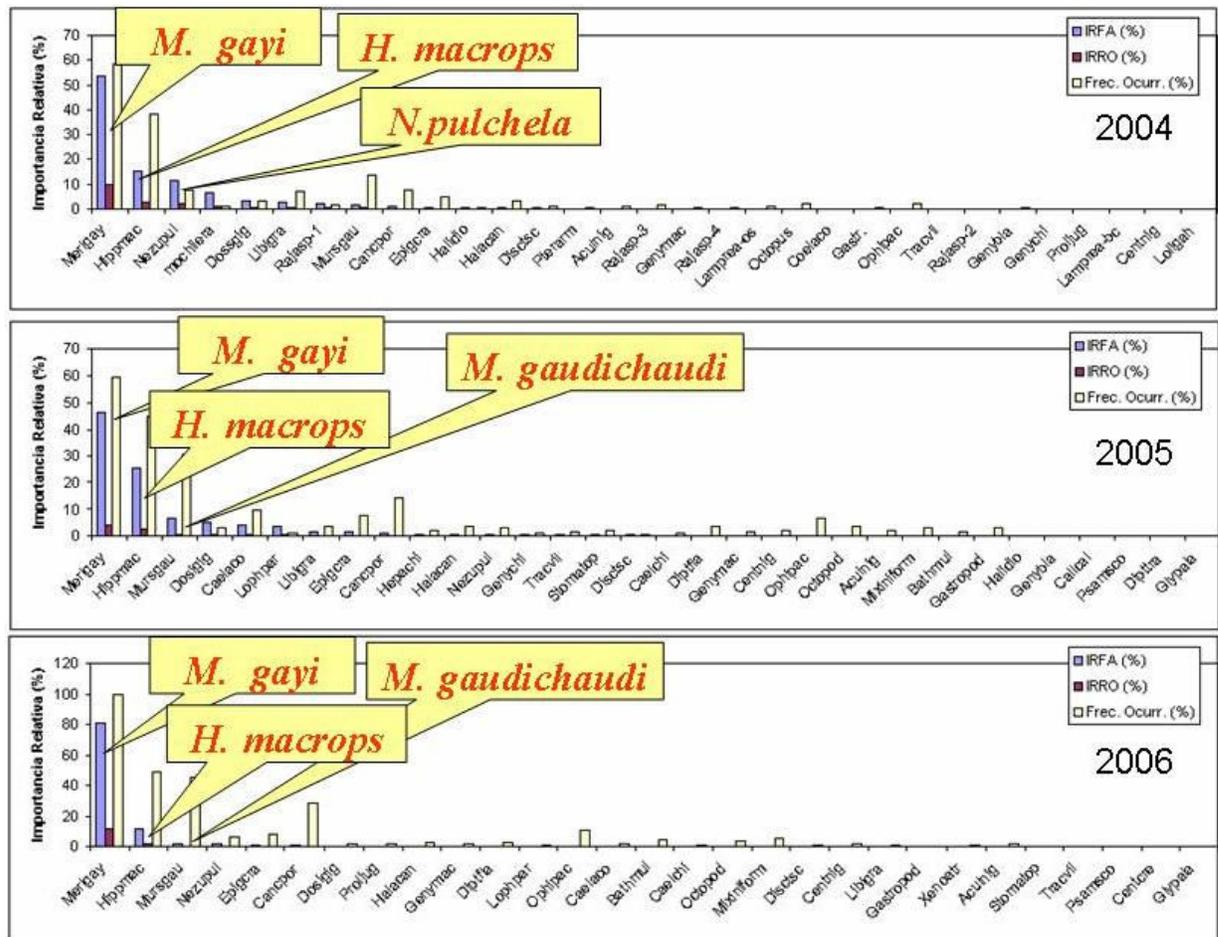


Fig. 67. Importancia relativa de las especies de la fauna acompañante en los años 2004 a 2006 (FIP 2004-11, 2005-09 y 2006-04, respectivamente). IRFA=Importancia Relativa respecto a la Fauna Acompañante, IRRO= Importancia Relativa respecto a Recursos Objetivo.

4.8.3.3.5. Determinación de la Estructura Comunitaria

4.8.3.3.5.1. Identificación de Ensamblajes de Especies

En los tres años analizados las técnicas de clustering y escalamiento multidimensional no métrico (MDS) permitieron encontrar cuatro a cinco grupos de lances similares entre si (Fig. 68). Dado que la similitud entre lances está dada por los valores de CPUA de las especies presentes en ellos, en estos casos se asume que aquellos lances pertenecientes a un grupo dan cuenta de la estructura de una misma comunidad o tipo de comunidad. Por tanto, considerando además que la zona de estudio es la misma los tres años, se espera que cada comunidad sea detectada en las tres oportunidades. Es decir, que haya una correspondencia geográfica de los grupos de lances año tras año.

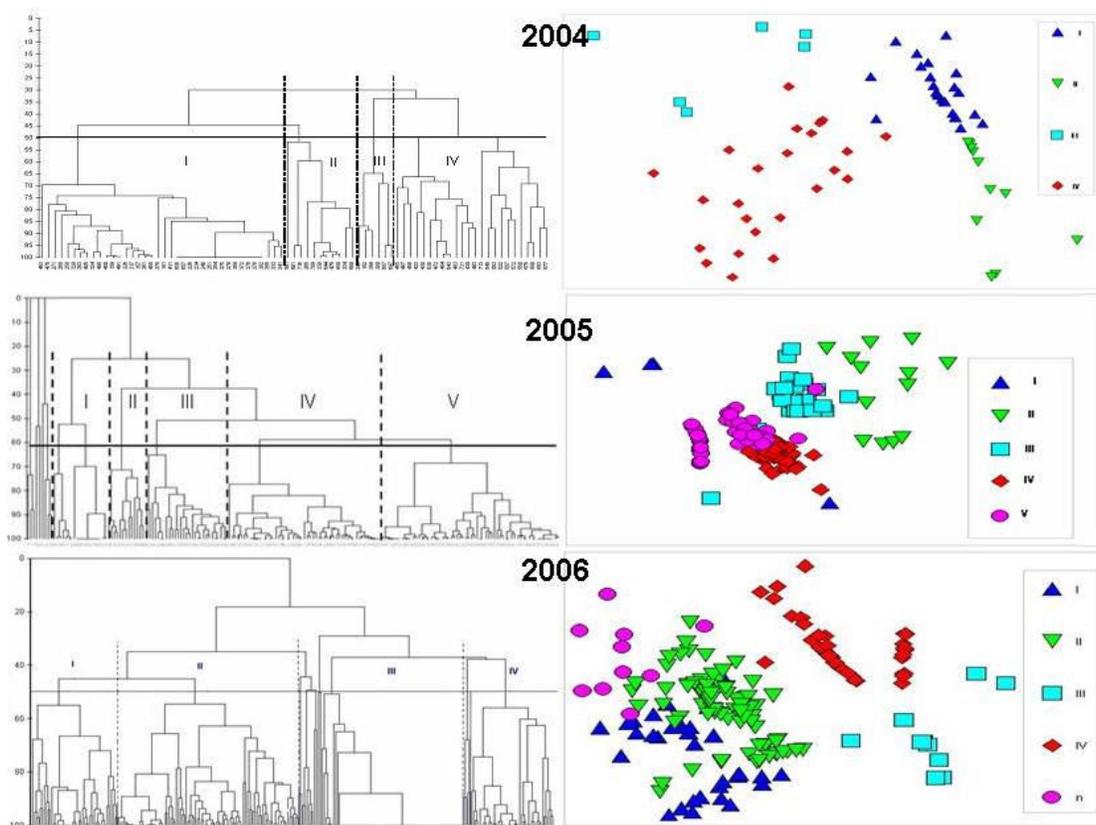


Fig. 68. Resultados del análisis de clasificación (clustering) y ordenación (escalamiento multidimensional no métrico, MDS) de la abundancia relativa (CPUA) de la fauna acompañante en los años 2004 a 2006 (FIP N° 2004-11, N° 2005-09 y N° 2006-04, respectivamente). Stress: 0,07 (2004); 0,01 (2005) y 0,08 (2006)

La correspondencia geográfica entre grupos esperada no ocurrió, más aún, en cada uno de los años analizados los lances que conforman cada grupo no se encuentran necesariamente contiguos en una misma zona geográfica. Como ejemplo se presenta la distribución espacial de los grupos identificados en el año 2006 (FIP N° 2006-04, Fig. 69). En este caso, además, no se observa ningún patrón espacial, todos los grupos se distribuyen en todo el gradiente latitudinal y batimétrico.

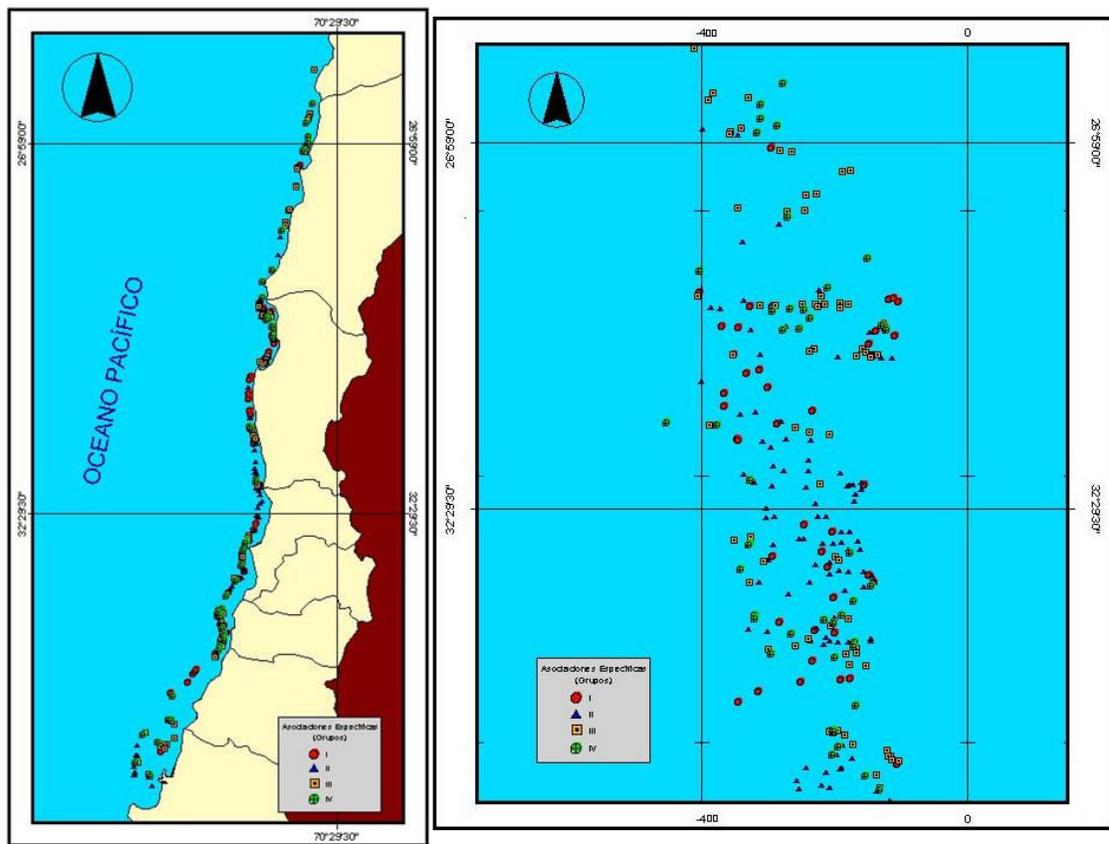


Fig. 69. Distribución latitudinal y batimétrica de los grupos de lances con composición de especies de fauna acompañante similar entre si. Base de datos pertenecientes al proyecto FIP 2006-04.

4.8.3.3.5.2. Contribución de cada especie en la similitud dentro de los grupos y en la disimilitud entre grupos

La similitud interna de los lances pertenecientes a un mismo grupo se debe a la influencia de una a dos especies, lográndose con ellas sobre el 80% de similitud al interior de cada grupo (Tabla 29 A-C).

Tabla 29. Resultados del análisis para identificar la(s) especie(s) que determina(n) la similitud interna de cada grupo de lances, para los años (A) 2004 (B) 2005 y (C) 2006 (FIP N° 2004-11, N° 2005-09 y N° 2006-04, respectivamente).

A

Grupo	Especie	Simil. Prom. (%)	D.E. Similitud	Contribución (%)	Cont. Acum. (%)
I	<i>Merlgay</i>	67.24	4.22	87.62	87.62
	<i>Hippmac</i>	8.72	0.62	11.36	98.98
II	<i>Hippmac</i>	49.72	11.72	69.73	69.73
	<i>Merlgay</i>	19.35	0.97	27.14	96.87
III	<i>Dossgig</i>	46.94	8.42	65.24	65.24
	<i>Merlgay</i>	19.83	1.28	27.56	92.8
IV	<i>Nezupul</i>	33.65	5.85	54.99	54.99
	<i>Merlgay</i>	16.09	1.16	26.29	81.27
	<i>Libigra</i>	5.95	0.71	9.72	90.99

B

Grupo	Especie	Simil. Prom. (%)	D.E. Similitud	Contribución (%)	Cont. Acum. (%)
I	<i>Merlgay</i>	72.56	4.2	99.98	99.98
II	<i>Dosigig</i>	46.18	3.79	69.21	69.21
	<i>Merlgay</i>	10.3	1.25	15.44	84.65
	<i>Hippmac</i>	7.22	1.4	10.83	95.48
III	<i>Merlgay</i>	37	2.13	57.64	57.64
	<i>Hippmac</i>	15.19	1.87	23.67	81.31
	<i>Caelaco</i>	9.33	1.46	14.53	95.84
IV	<i>Hippmac</i>	33.1	2.58	48.72	48.72
	<i>Merlgay</i>	25.81	2.59	37.99	86.72
	<i>Mursgau</i>	9.02	1.53	13.28	100
V	<i>Merlgay</i>	44.62	2.96	64.65	64.65
	<i>Hippmac</i>	23.34	2	33.82	98.47

C

Grupo	Especie	Simil. Prom. (%)	D.E. Similitud	Contribución (%)	Cont. Acum. (%)
I	<i>Hippmac</i>	37.89	2.66	47.97	47.97
	<i>Merlgay</i>	36.55	4.91	46.27	94.24
II	<i>Merlgay</i>	42.79	4.71	53.09	53.09
	<i>Hippmac</i>	28.45	3.25	35.3	88.39
III	<i>Merlgay</i>	93.03	7.36	99.86	99.86
IV	<i>Merlgay</i>	58.44	6.26	73.95	73.95
	<i>Mursgau</i>	14.18	1.06	17.95	91.9

Las especies que generan la similitud interna en los grupos se repiten año tras año, siendo las principales *Merluccius gayi* y *Hippoglossina macrops* (Tabla 30 A-C). Además, son las que presentan mayor importancia relativa y frecuencia de ocurrencia en la fauna acompañante (Fig. 68).

Tabla 30. Resultados del análisis para identificar la(s) especie(s) que determina(n) la disimilitud entre grupo de lances (Base de datos FIP N° 2004-11).

Grupos	Especie	DisimilProm.	D.E. Disimil.	Contribución (%)	Cont. Acum. (%)
I-II	<i>Hippmac</i>	19.05	1.59	40.36	40.36
	<i>Merlgay</i>	13.75	1.27	29.13	69.49
	<i>Libigra</i>	5.59	0.62	11.85	81.34
	<i>Mursgau</i>	3.79	0.56	8.04	89.38
	<i>Cancpor</i>	3.65	0.53	7.73	97.11
I-III	<i>Dossgig</i>	27.66	5.16	43.21	43.21
	<i>Merlgay</i>	13	1.22	20.31	63.52
	<i>Nezupul</i>	9.26	0.98	14.46	77.99
	<i>Hippmac</i>	9.06	1.1	14.16	92.14
I-IV	<i>Nezupul</i>	21.73	3.85	34.06	34.06
	<i>Merlgay</i>	11.08	1.29	17.36	51.42
	<i>Hippmac</i>	8.23	1.13	12.9	64.32
	<i>Libigra</i>	7.8	1.13	12.22	76.54
	<i>Rajasp-1</i>	5.07	0.66	7.95	84.49
	<i>Epigra</i>	3.01	0.54	4.72	89.22
	<i>Dossgig</i>	2.73	0.43	4.27	93.49
II-III	<i>Dossgig</i>	25.03	6.86	33.05	33.05
	<i>Hippmac</i>	23.1	4.22	30.5	63.56
	<i>Merlgay</i>	9.18	1.06	12.12	75.68
	<i>Nezupul</i>	8.34	0.96	11.02	86.69
	<i>Libigra</i>	4.75	0.59	6.27	92.96
II-IV	<i>Nezupul</i>	20.52	5.8	29.79	29.79
	<i>Hippmac</i>	17.56	2.52	25.49	55.28
	<i>Merlgay</i>	8.47	1.12	12.29	67.58
	<i>Libigra</i>	7.66	1.19	11.12	78.69
	<i>Rajasp-1</i>	4.68	0.66	6.79	85.48
	<i>Cancpor</i>	3.35	0.63	4.87	90.34
III-IV	<i>Dossgig</i>	19.15	2.73	31.54	31.54
	<i>Nezupul</i>	12.96	1.56	21.35	52.9
	<i>Merlgay</i>	7.73	1.08	12.73	65.63
	<i>Libigra</i>	7.06	1.13	11.62	77.25
	<i>Hippmac</i>	4.85	0.84	7.98	85.24
	<i>Rajasp-1</i>	4.58	0.66	7.54	92.78

Las especies que determinan la disimilitud entre los grupos de lances, también, son un grupo reducido y en los tres años analizados, dos a tres son las responsables de al menos el 80% de la disimilitud (Tablas 30, 31 y 32). En el caso de la disimilitud, también, son relevantes *M. gayi* e *H.*

macrops, en conjunto con especies como *Nezumia pulchella* y *Dosidicus gigas* (Tabla 30). Estas, aunque no poseen una importancia relativa muy alta, si se encuentran dentro de las cinco principales (Fig. 68). También son relevantes en la disimilitud especies como *Mursia gaudichaudii* y *Cancer porteri* (Tabla 32), las poseen una frecuencia de ocurrencia levemente superior a las especies restantes (Fig. 68).

Tabla 31. Resultados del análisis para identificar la(s) especie(s) que determina(n) la disimilitud entre grupo de lances (Base de datos FIP N° 2005-09).

Grupos	Especie	DisimilProm.	D.E. Disimil.	Contribución (%)	Cont. Acum. (%)
I-II	<i>Dosigig</i>	37.47	3.04	49.38	49.38
	<i>Merigay</i>	22.82	1.51	30.07	79.45
	<i>Hippmac</i>	9.49	1.31	12.5	91.96
I-III	<i>Merigay</i>	25.96	1.38	52.19	52.19
	<i>Hippmac</i>	12.76	1.43	25.66	77.85
	<i>Caelaco</i>	7.73	1.17	15.54	93.39
I-IV	<i>Merigay</i>	31.61	1.72	49.7	49.7
	<i>Hippmac</i>	24.63	2.3	38.72	88.42
	<i>Mursgau</i>	7.36	1.27	11.58	100
I-V	<i>Merigay</i>	23.6	1.4	53.83	53.83
	<i>Hippmac</i>	17.68	2	40.33	94.16
II-III	<i>Dosigig</i>	37	3.09	56.98	56.98
	<i>Merigay</i>	13.27	1.4	20.43	77.41
	<i>Hippmac</i>	7.95	1.14	12.23	89.64
	<i>Caelaco</i>	4.67	0.84	7.19	96.83
II-IV	<i>Dosigig</i>	37.25	3.03	55.05	55.05
	<i>Hippmac</i>	12	1.41	17.74	72.79
	<i>Merigay</i>	10.42	1.54	15.4	88.19
	<i>Mursgau</i>	4.08	1.05	6.03	94.22
II-V	<i>Dosigig</i>	36.19	3.03	54.79	54.79
	<i>Merigay</i>	15.29	1.42	23.15	77.94
	<i>Hippmac</i>	8.83	1.32	13.38	91.32
III-IV	<i>Merigay</i>	16.25	1.49	35.64	35.64
	<i>Hippmac</i>	15.93	1.46	34.95	70.59
	<i>Caelaco</i>	7.66	1.18	16.81	87.4
	<i>Mursgau</i>	5.73	1.01	12.58	99.99
III-V	<i>Merigay</i>	17.81	1.35	45.72	45.72
	<i>Hippmac</i>	11.22	1.35	28.8	74.52
	<i>Caelaco</i>	7.45	1.19	19.13	93.65
IV-V	<i>Merigay</i>	18.91	1.43	48.76	48.76
	<i>Hippmac</i>	13.53	1.38	34.88	83.64
	<i>Mursgau</i>	6.01	1.06	15.49	99.13

Tabla 32. Resultados del análisis para identificar la(s) especie(s) que determina(n) la disimilitud entre grupo de lances (Base de datos FIP N° 2006-04).

Grupos	Especie	Disimil.Prom.	D.E. Disimil.	Contribución (%)	Cont. Acum. (%)
I-II	<i>Mursgau</i>	7.25	1.22	28.68	28.68
	<i>Hippmac</i>	6.34	1.04	25.09	53.77
	<i>Merlgay</i>	4.24	1.44	16.8	70.57
	<i>Cancpor</i>	4.15	0.83	16.42	86.98
I-III	<i>Hippmac</i>	27.27	3.38	57.04	57.04
	<i>Merlgay</i>	7.81	1.82	16.33	73.37
	<i>Mursgau</i>	6.82	0.87	14.26	87.64
I-IV	<i>Hippmac</i>	22.87	3.35	47.26	47.26
	<i>Mursgau</i>	8.73	1.31	18.05	65.31
	<i>Cancpor</i>	7.34	0.99	15.17	80.48
	<i>Merlgay</i>	5.9	1.68	12.2	92.68
II-III	<i>Hippmac</i>	20.93	3.9	50.92	50.92
	<i>Mursgau</i>	8.97	1.19	21.83	72.75
	<i>Cancpor</i>	4.99	0.78	12.13	84.88
II-IV	<i>Hippmac</i>	17.65	3.78	48.08	48.08
	<i>Mursgau</i>	7.75	1.22	21.12	69.2
	<i>Cancpor</i>	7.49	1.11	20.41	89.61
III-IV	<i>Mursgau</i>	13.43	1.57	47.66	47.66
	<i>Cancpor</i>	9.5	0.95	33.71	81.37

4.8.3.3.5.3. Determinación de diferencias en la Estructura Comunitaria en el tiempo

El análisis de ordenación (MDS) efectuado a los datos de fauna acompañante de los tres años en estudio, no revelan una segregación que refleje una estructura comunitaria distinta entre años (Fig. 70). Se observa más bien una sobreposición de los lances, lo que implica que la composición de especies y estructura numérica en ellos (valores de CPUA) no cambó con el tiempo.

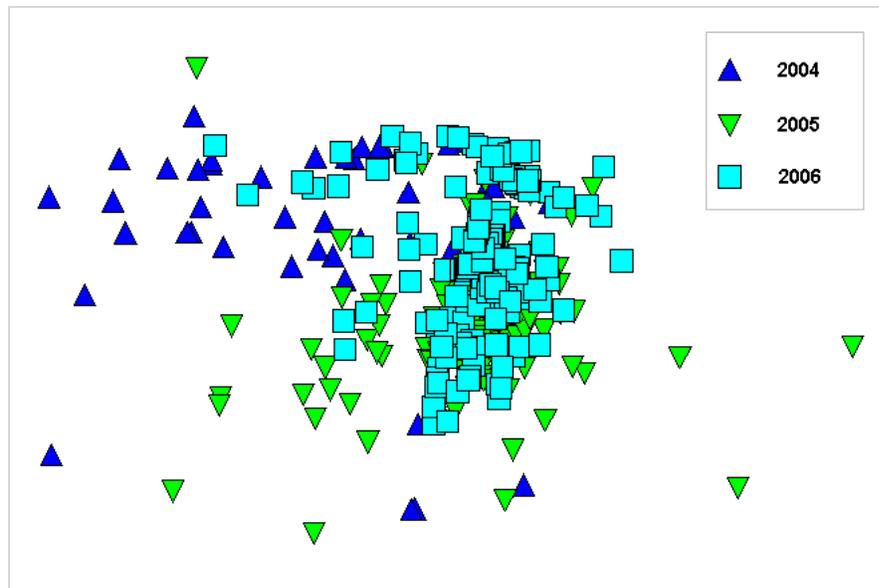


Fig. 70. Resultados del análisis de ordenación escalamiento multidimensional no métrico (MDS) de la abundancia relativa (CPUA) de la fauna acompañante en los años 2004 a 2006 (FIP N° 2004-11, N° 2005-09 y N° 2006-04, respectivamente). Símbolos corresponden a lances de los años en estudio. Stress: 0,01.

El resultado anterior es corroborado por el análisis de similitud (ANOSIM), el que indica diferencia escasa, con valores bajos del estadístico R (Tabla 33). Entre los años 2005 y 2006 la diferencia es mínima ($R= 0,177$; $p= 0,01$) y es en estos años que se presenta una mayor superposición en el análisis de ordenación MDS (Fig. 70).

Tabla 33. Resultados del análisis de similitud (ANOSIM) para determinar diferencias en la estructura de los valores de CPUA de la fauna acompañante en los años 2004 a 2006 (FIP N° 2004-11, N° 2005-09 y N° 2006-04, respectivamente).

Contraste Años	R	v-p
2004 - 2005	0,318	0,001
2004 - 2006	0,244	0,001
2005 - 2006	0,177	0,001

Desde el inicio de las evaluaciones directas de los crustáceos demersales hasta la fecha, el análisis de los datos de la fauna acompañante ha incrementado en sofisticación y se ha tratado de

obtener conclusiones con un enfoque ecológico. Considerando las características de estos datos, los resultados y conclusiones de este enfoque no necesariamente son correctos. Esto, porque aparentemente existe un submuestreo de la mayoría de las especies. La implicancia de esto es que la cuantificación de la fauna acompañante no captura la estructura comunitaria real existente en la zona de estudio. El submuestreo se infiere de la distribución de frecuencias de la CPUA, que en casi la totalidad de las especies está incompleta, y del hecho que solo dos especies concentren más del 90% de la CPUA total en cada crucero. Este submuestreo puede deberse a las dificultades que implica la cuantificación a bordo de una embarcación de una gran cantidad de especies, en un tiempo reducido y con escasa cooperación de parte de la tripulación.

Sólo dos especies presentan una distribución de probabilidades clara. Una de ellas posee importancia comercial, *Merluccius gayi*, por tanto, existe interés por parte de la tripulación por encajonar los ejemplares capturados, lo que facilita su cuantificación. Esto corrobora la idea de un submuestreo por las dificultades operativa en la embarcación. Un segundo factor que eventualmente influye en la cuantificación de la fauna acompañante es la propia selectividad de arte de pesca y una eventual capacidad de escape que pueden tener algunas especies. Consecuentemente, estos antecedentes sugieren que el muestreo de abundancia relativa (CPUA) no es tal, sino que más bien corresponde a un registro de presencia-ausencia de las especies acompañantes.

Considerando lo expuesto anteriormente, las conclusiones referentes a la estructura comunitaria no son correctas, ya que están hechas en función de información incompleta. En efecto, aun cuando se ha logrado detectar estructura en los datos de CPUA de la fauna acompañante, ésta no puede ser interpretada como estructura comunitaria. Esta estructura es sólo el reflejo de la variabilidad que presentan en los diferentes lances las dos especies que son muestreadas de mejor manera, *M. gayi* e *Hippoglossina macrops*. Coincidentemente, ambas especies son las responsables de, al menos, el 80% de la similitud interna de los grupos identificados año a año. Incluso, en algunos casos también son responsables de la disimilitud existente entre grupos, en conjunto con una o dos especies más, que destacan por presentar una frecuencia de ocurrencia levemente mayor a las restantes especies (*Cancer porteri* y *Dosidicus gigas*).

4.8.3.3.5.4. Superposición espacial de *Merluccius gayi* con crustáceos demersales

En las Figs. 71 a 79 se presenta los variogramas empíricos y sus respectivos modelos, construidos a partir de variables indicadoras definidas en función de cuatro niveles de corte para las CPUA de *C. johni*, *P. monodon* y *M. gayi*. Los parámetros de los modelos señalados se presentan en la Tabla 34.

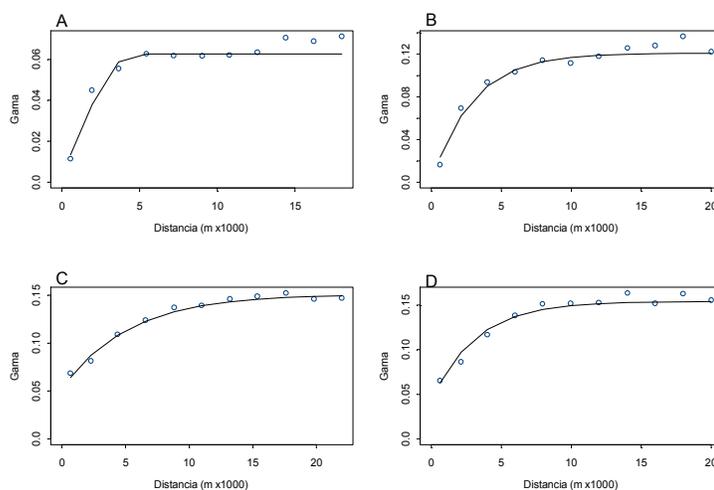


Fig. 71. Variograma empírico (○) y modelo correspondiente (—) construidos con las variables indicadoras creadas de acuerdo a los niveles umbral de CPUA (A) 1,5, (B) 7,2, (C) 16,7 y (D) 32,8 de *C. johni*. Datos provenientes del proyecto FIP N° 2004-11.

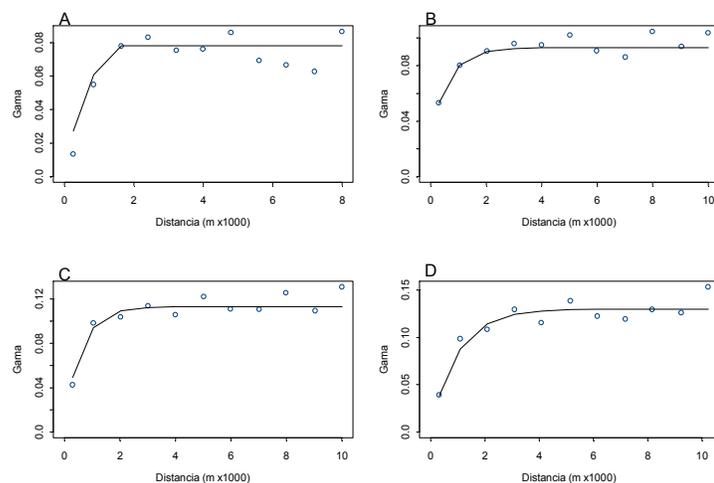


Fig. 72. Variograma empírico (○) y modelo correspondiente (—) construidos con las variables indicadoras creadas de acuerdo a los niveles umbral de CPUA (A) 2,0; (B) 5,5; (C) 10,1 y (D) 19,6 de *P. monodon*. Datos provenientes del proyecto FIP N° 2004-11.

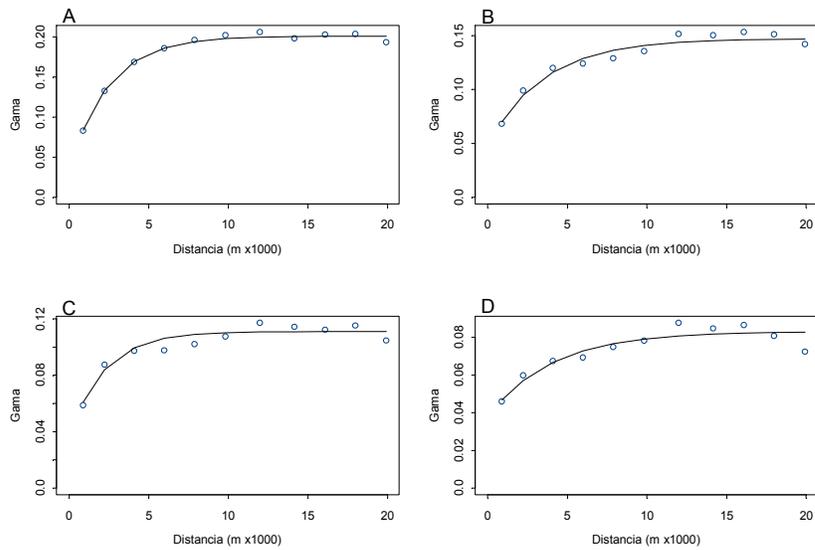


Fig. 73. Variograma empírico (○) y modelo correspondiente (—) construidos con las variables indicadoras creadas de acuerdo a los niveles umbral de CPUA (A) 0.15, (B) 0.60, (C) 1.20 y (D) 4.50 de *M. gayi*. Datos provenientes del proyecto N° 2004-11.

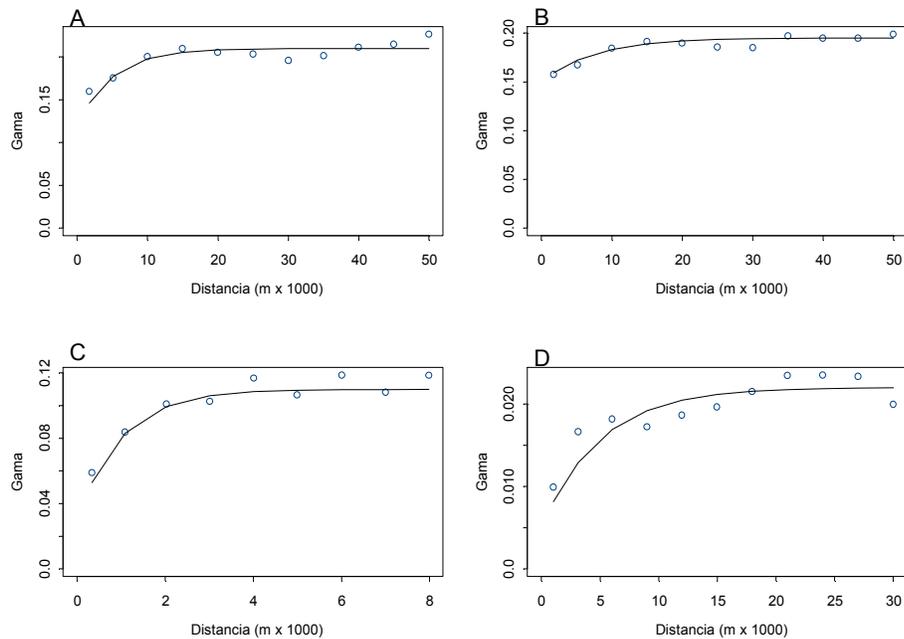


Fig. 74. Variograma empírico (○) y modelo correspondiente (—) construidos con las variables indicadoras creadas de acuerdo a los niveles umbral de CPUA (A) 1.5, (B) 7.2, (C) 16.7 y (D) 32.8 de *C. johni*. Datos provenientes del proyecto FIP N° 2005-09.

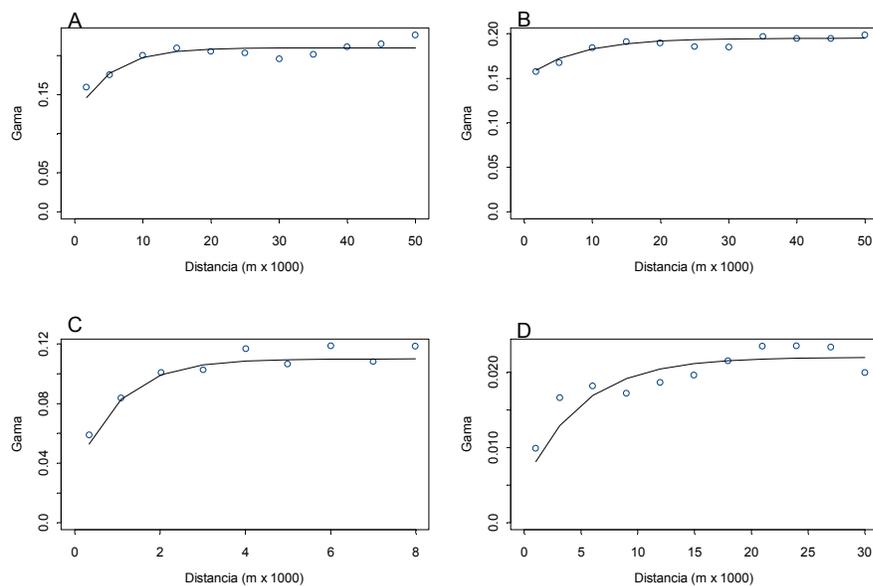


Fig. 75. Variograma empírico (◦) y modelo correspondiente (—) construidos con las variables indicadoras creadas de acuerdo a los niveles umbral de CPUA (A) 2.0, (B) 5.5, (C) 10.1 y (D) 19.6 de *Pleuronectes monodon*. Datos provenientes del proyecto FIP N° 2005-09.

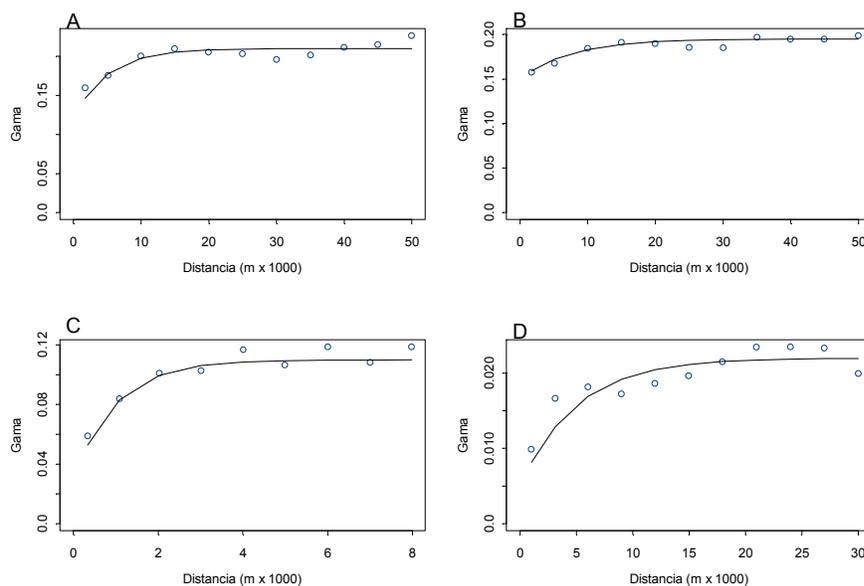


Fig. 76. Variograma empírico (◦) y modelo correspondiente (—) construidos con las variables indicadoras creadas de acuerdo a los niveles umbral de CPUA (A) 0,15; (B) 0,60; (C) 1,20 y (D) 4,50 de *M. gayi*. Datos provenientes del proyecto N° 2005-09.

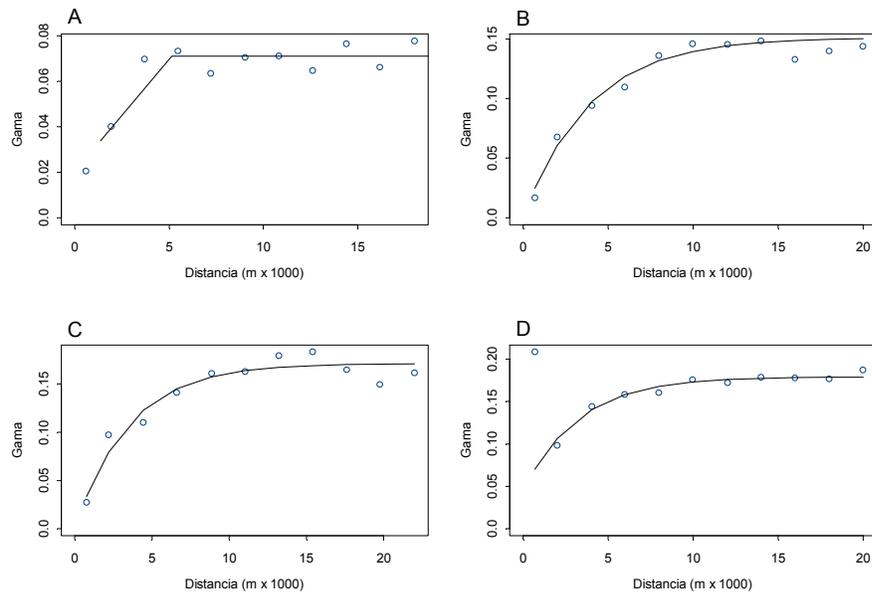


Fig. 77. Variograma empírico (°) y modelo correspondiente (—) construidos con las variables indicadoras creadas de acuerdo a los niveles umbral de CPUA (A) 1,5; (B) 7,2; (C) 16,7 y (D) 32,8 de *C. johni*. Datos provenientes del proyecto FIP N° 2006-04.

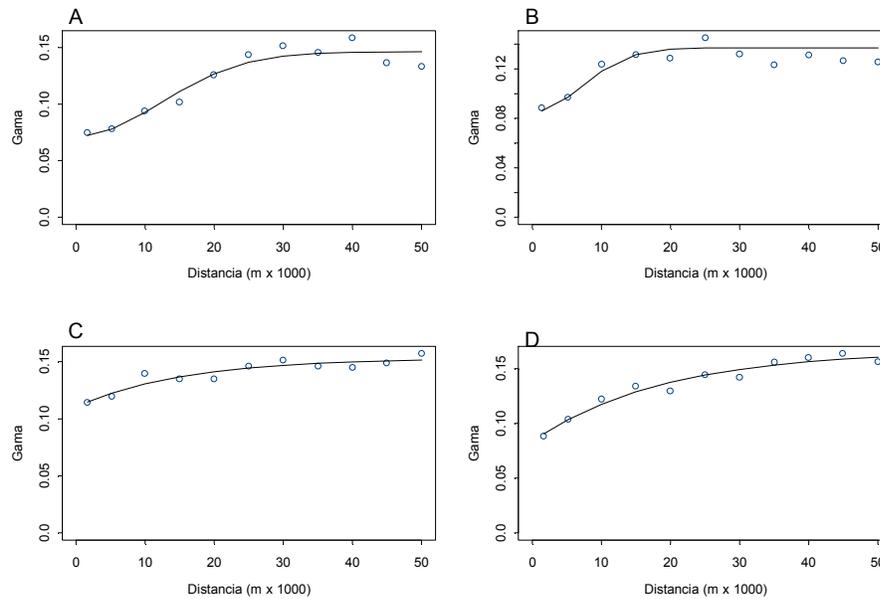


Fig. 78. Variograma empírico (°) y modelo correspondiente (—) construidos con las variables indicadoras creadas de acuerdo a los niveles umbral de CPUA (A) 2,0; (B) 5,5; (C) 10,1 y (D) 19,6 de *P. monodon*. Datos provenientes del proyecto FIP N° 2006-04.

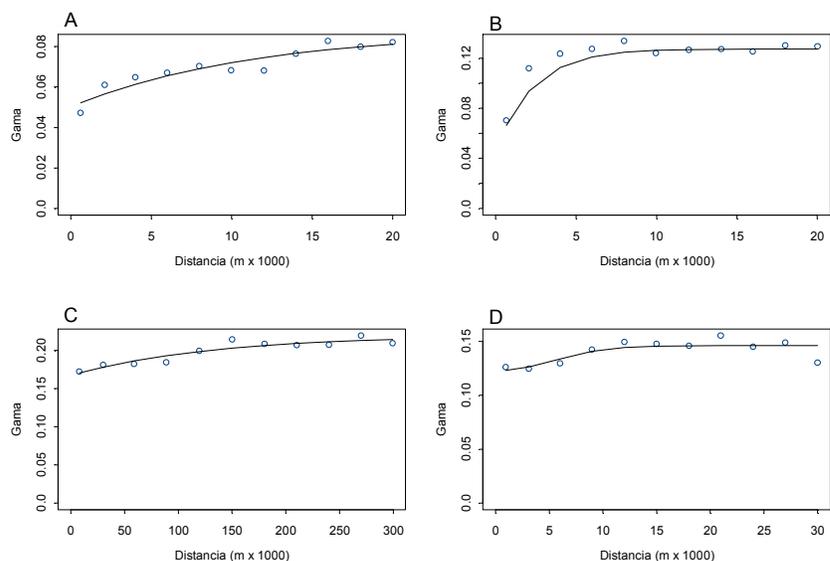


Fig. 79. Variograma empírico (°) y modelo correspondiente (—) construidos con las variables indicadoras creadas de acuerdo a los niveles umbral de CPUA (A) 0.15, (B) 0.60, (C) 1.20 y (D) 4.50 de *Merluccius gayi*. Datos provenientes del proyecto FIP N° 2006-04.

La distribución espacial de *C. johni* y *P. monodon* presentaron un comportamiento aproximadamente estable en el período analizado (2004 - 2006), en cambio *M. gayi* mostró una mayor variabilidad (Figs. 80 - 82). En efecto, el año 2005 *M. gayi* presentó una menor cobertura, observándose la pérdida de algunos focos de abundancia en el área de estudio (Fig. 81). Esto se tradujo en que la superposición de este pez con ambos crustáceos fuera menor, reflejándose en un Índice de Superposición Espacial (ISE) más bajo, comparado con el año 2004 (Tabla 35). En el año 2006 *M. gayi* aumentó su cobertura espacial al punto que el índice de superposición con ambos crustáceos llegó a casi el mismo nivel del año 2004 (Tabla 35). Esto sugiere que, aparentemente, la baja en la cobertura de *M. gayi* del año 2005 fue variabilidad, como la propia del recurso por su movilidad y la del muestreo. La comparación de la superposición espacial de ambos crustáceos con *M. gayi*, mostró que ésta es mayor con *C. johni* que con *P. monodon*, lo que se debe a que este último se distribuye focalizadamente al norte y al sur de la zona de estudio, entonces la superficie que comparte con *M. gayi* es menor. La distribución espacial de *C. johni* y *P. monodon* se reveló estable en el tiempo, sólo con variaciones como parches que un año aparecen completos y en otro fraccionados, pero cubriendo aproximadamente la misma zona (Figs. 80 - 82). Esta estabilidad se vió reflejada en los valores del ISE, los cuales se mantuvieron en torno al 80%, durante los tres años analizados (Tabla 35).

Tabla 34. Parámetros de los modelos ajustados para los variogramas empíricos construidos con variables indicadoras de acuerdo a cuatro niveles umbral de CPUA.

Año	Especie	Umbral (\leq)	Modelo	Rangox1000	Sill	Nugget
2004	<i>C. johni</i>	1.50	Esférico	4.7	0.060	0.0026
		7.20	Exponencial	2.9	0.120	0.0010
		16.70	Exponencial	5.2	0.099	0.0520
		32.80	Exponencial	3.2	0.110	0.0440
	<i>P. monodon</i>	2.00	Esférico	1.5	0.068	0.0100
		5.50	Exponencial	0.6	0.063	0.0300
		10.10	Exponencial	0.6	0.103	0.0100
		19.60	Exponencial	1.0	0.125	0.0049
	<i>M. gayi</i>	0.15	Exponencial	2.4	0.168	0.0330
		0.60	Exponencial	3.5	0.099	0.0480
		1.20	Exponencial	2.2	0.075	0.0360
		4.50	Exponencial	4.1	0.045	0.0380
2005	<i>C. johni</i>	1.50	Exponencial	1	0.060	0.0900
		7.20	Esférico	3.8	0.067	0.0900
		16.70	Esférico	3.3	0.080	0.0400
		32.80	Exponencial	1.8	0.065	0.0100
	<i>P. monodon</i>	2.00	Exponencial	1.6	0.080	0.0400
		5.50	Gausiano	7.5	0.055	0.0800
		10.10	Exponencial	3.3	0.090	0.0300
		19.60	Exponencial	6	0.034	0.0500
	<i>M. gayi</i>	0.15	Exponencial	5	0.090	0.1200
		0.60	Exponencial	7.5	0.045	0.1500
		1.20	Exponencial	1	0.080	0.0300
		4.50	Exponencial	5	0.002	0.0050
2006	<i>C. johni</i>	1.50	Esférico	4.7	0.064	0.0002
		7.20	Exponencial	3.9	0.151	0.0001
		16.70	Exponencial	3.5	0.171	0.0001
		32.80	Exponencial	3.2	0.135	0.0440
	<i>P. monodon</i>	2.00	Gausiano	17.2	0.074	0.0006
		5.50	Gausiano	7.9	0.045	0.8520
		10.10	Exponencial	15.6	0.043	0.1104
		19.60	Exponencial	19.1	0.083	0.0837
	<i>M. gayi</i>	0.15	Exponencial	11.4	0.037	0.0503
		0.60	Esférico	2.4	0.081	0.0465
		1.20	Exponencial	135.9	0.053	0.1677
		4.50	Gausiano	7.4	0.024	0.1226

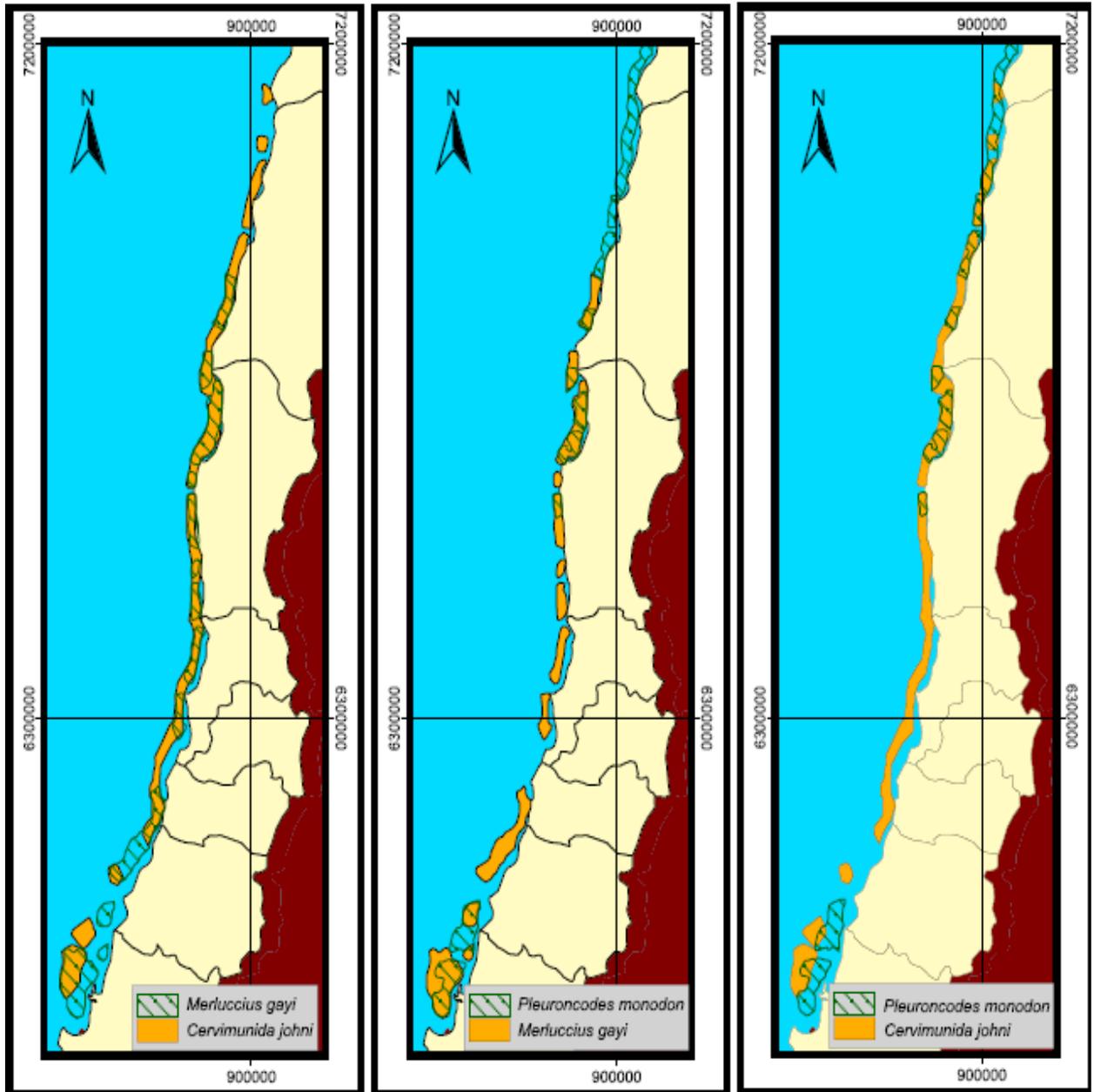


Fig. 80. Parches de distribución y sobreposición espacial de los recursos *Cervimunida johni*, *Pleuroncodes monodon* y *Merluccius gayi*. Datos provenientes del proyecto FIP N° 2004-11.

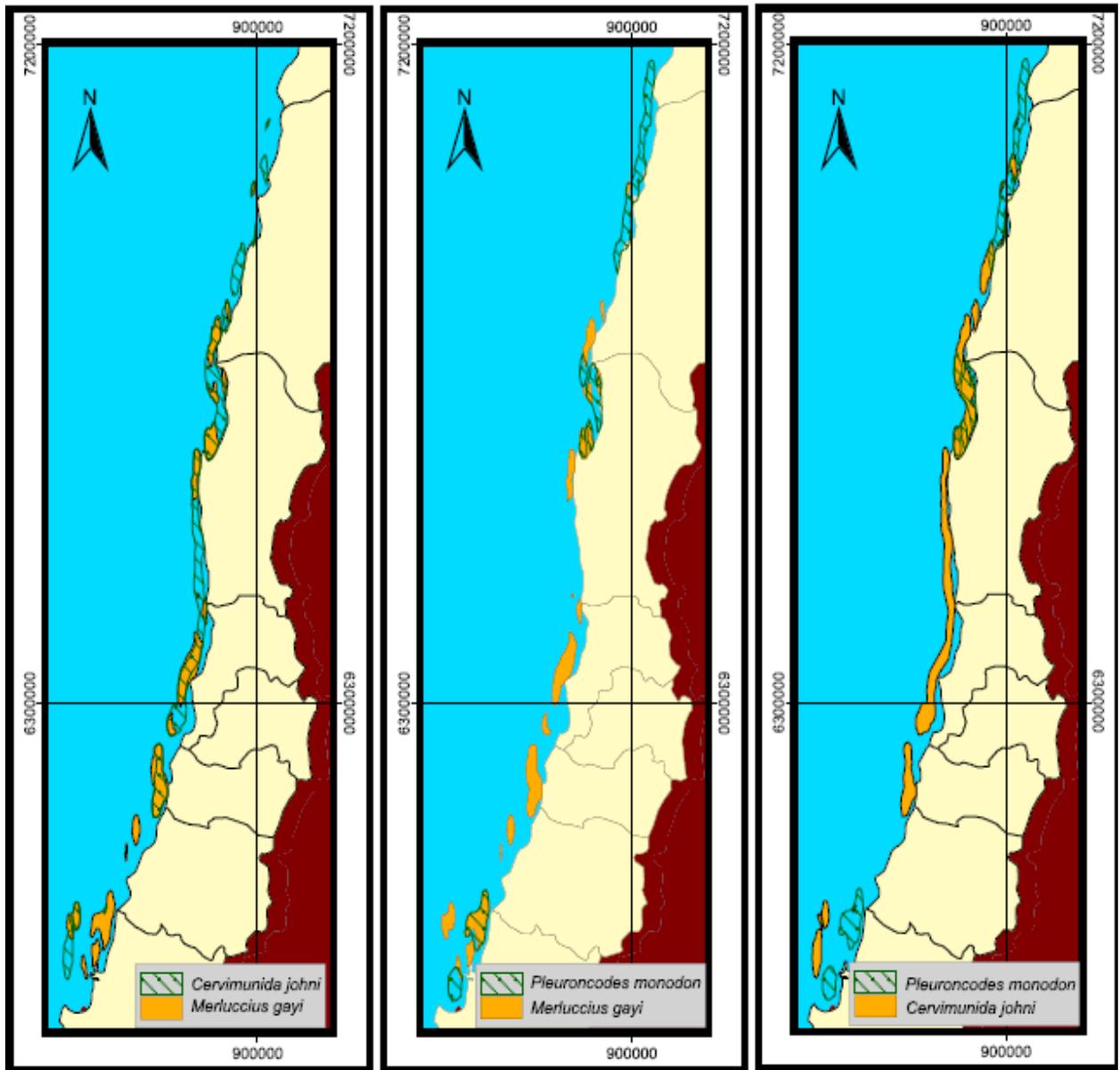


Fig. 81. Parches de distribución y sobreposición espacial de los recursos *Cervimunida johni*, *Pleuroncodes monodon* y *Merluccius gayi*. Datos provenientes del proyecto FIP N° 2005-09.

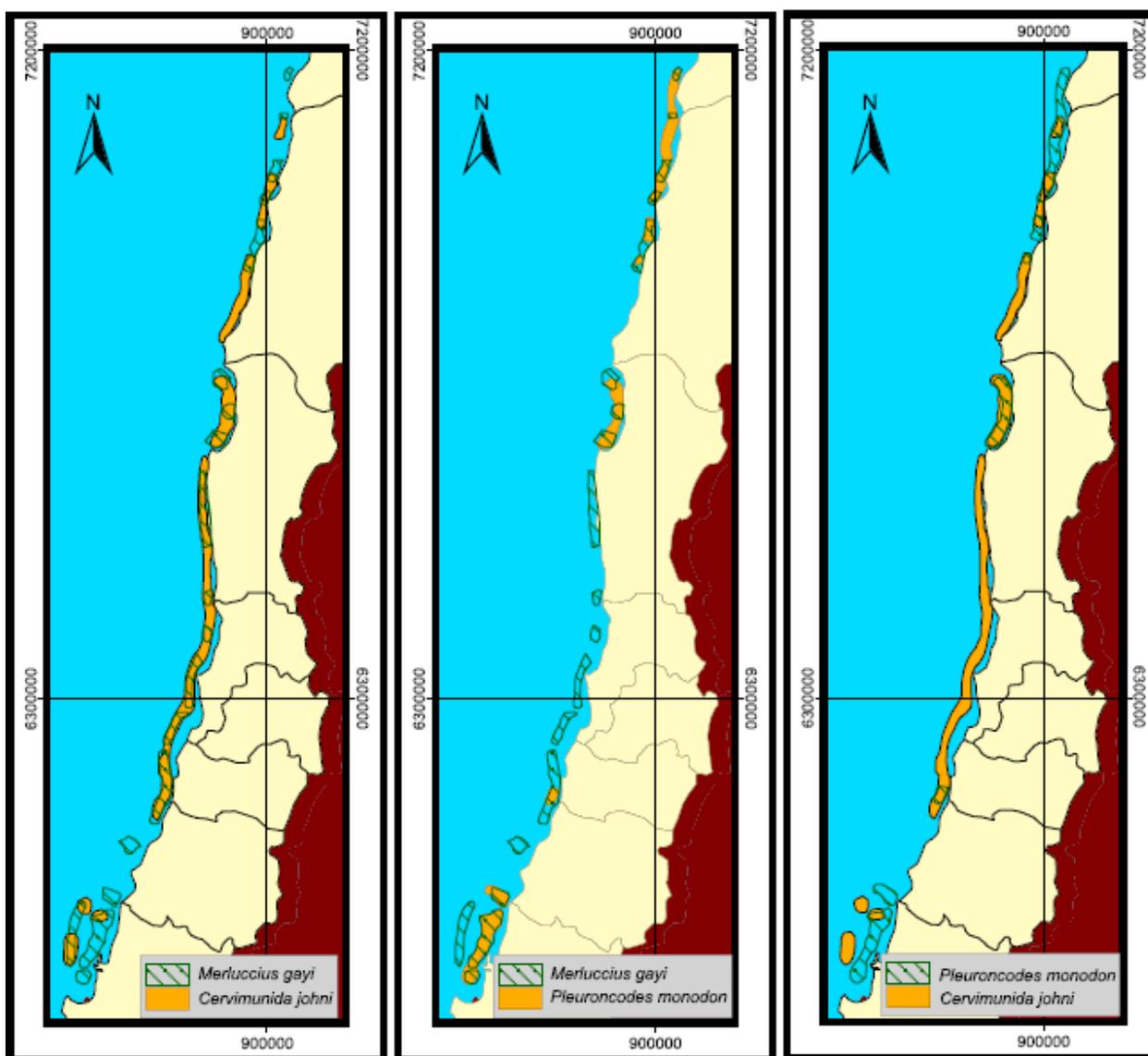


Fig. 82. Parches de distribución y sobreposición espacial de los recursos *Cervimunida johni*, *Pleuroncodes monodon* y *Merluccius gayi*. Datos provenientes del proyecto FIP N° 2006-04.

Tabla 35. Índice de superposición espacial (ISE) entre *Cervimunida johni*, *Pleuroncodes monodon* y *Merluccius gayi*.

Año	Estadístico	<i>M. gayi</i>-<i>C. johni</i>	<i>M. gayi</i>-<i>P. monodon</i>	<i>C. johni</i>-<i>P. monodon</i>
2004	Promedio	0,95	0,26	0,74
	Desv. Est.	0,07	0,17	0,32
2005	Promedio	0,16	0,18	0,70
	Desv. Est.	0,06	0,21	0,13
2006	Promedio	0,91	0,23	0,72
	Desv. Est.	0,06	0,13	0,22

5. DISCUSION

Independiente que en cada Objetivo Específico ya se ha realizado una extensa discusión específica, es necesario incorporar una breve discusión de algunos de los temas más relevantes involucrados en este estudio.

Las evaluaciones directas de crustáceos realizadas en Chile mediante el método de área barrida han tenido una permanente evolución en los últimos años. En efecto se pueden observar importantes avances en particular en algunos temas específicos como el muestreo, la medición de la abertura de punta de alas (APA) y su uso posterior, la duración de los lances y su medición, la forma de delimitar los caladeros o focos de abundancia, los métodos de estimación de la CPUA o densidad y la biomasa-abundancia de los recursos, por señalar los más relevantes. Es importante destacar que muchos de los procesos de mejoramiento metodológico en estos temas están directamente relacionados, en la mayoría de los casos, por una constante búsqueda y perfeccionamiento o modificación de los Términos Básicos de Referencia (TBR) con los que el Fondo de Investigación Pesquera (FIP) ha realizado sus licitaciones para realizar estos estudios. Como respuesta a estos requerimientos explícitos se han generado adaptaciones y discusiones en las que ha sido importante la participación de varias Instituciones que realizan este tipo de investigación, tanto Institutos (Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Instituto de Investigación Pesquera de la Octava Región (INPESCA), como Universidades (Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Universidad de Concepción, Universidad Católica del Norte) y sus académicos e investigadores.

El estudio de los antecedentes disponibles sobre este tema en el ámbito internacional ha permitido determinar que existe un interesante y significativo paralelo en la evolución de estos estudios entre Chile y otros países del Hemisferio Norte, en particular el proceso llevado a cabo en Groenlandia en la pesquería del camarón del Norte *Pandalus borealis* y que se encuentra extensamente detallado en la tesis de doctorado de Hvingel (2006) y los trabajos complementarios de Hvingel (2003, 2004a, b), Hvingel y Savard (1997), Hvingel y Kingsley (2000), Kingsley (2001) y Kingsley *et al.* (2004), entre otros.

Con respecto al muestreo, las estrategias utilizadas originalmente fueron relativamente independientes de las características distribucionales de las especies de interés y tuvieron un enfoque más bien de prospección, en particular en el caso de langostinos, utilizando transectas equiespaciadas geográficamente (Arana *et al.*, 1994; Bahamonde *et al.*, 2002, 2003, 2004; Barbieri *et al.*, 2000, 2001; Canales *et al.*, 2002, 2003; Escuela de Ciencias del Mar, 2000a, b). Posteriormente, y en la medida que se incorporó el conocimiento sobre la distribución de los recursos, esto es, que el langostino amarillo (*Cervimunida johni*) y el langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*) se distribuyen en núcleos de abundancia o caladeros relativamente independientes entre la II y VIII regiones, se ha hecho uso de otros diseños de muestreo más adecuados, hasta llegar al muestreo estratificado, adoptado finalmente en las últimas evaluaciones directas (Acuña *et al.*, 2004, 2005a, 2006, 2007a, 2008) y se ha avanzado en el camarón nailon en criterios de estratificación que permitan distribuir los esfuerzos muestrales en función de los tamaños de los estratos (Acuña *et al.*, 2007b, FIP N° 2006-11). A nivel internacional la norma es la de usar el muestreo estratificado, con diferentes criterios de estratificación (Harbitz, 2000; Kingsley *et al.*, 2002, 2004), lo que permite mejorar la eficiencia de los estimadores para un mismo tamaño muestral.

La unidad muestral clásica en todos los estudio ha sido la cuadrícula de 1x1 mn al interior de la cual se realiza un lance. Sin embargo, no se han hecho estudios para evaluar el soporte muestral asociado con dicha metodología, la que a partir del año 2006 se aborda mediante diseños experimentales de análisis de componentes de varianza (Acuña *et al.*, 2007b, FIP N° 2006-11). Es necesario entonces, en el futuro incluir en cada estudio las réplicas necesarias que permitan evaluar el soporte muestral, como elemento esencial de validación de los resultados obtenidos.

Otro tema que debe ser abordado en el futuro es el de los tamaños muestrales, los que aunque condicionados por factores temporales y de costos, son también determinantes en la precisión de los estimadores. En efecto, la mayor parte de los estimadores de biomasa son consistentes; es decir, convergen al verdadero valor de la media poblacional en la medida que se aumenta los tamaños muestrales, por lo que se debe investigar el número mínimo de muestras necesario para lograr una calidad mínima de los estimadores, tanto respecto de la precisión mínima deseada, como de sus varianzas, las que, como en el caso de la media, están condicionadas a los tamaños

muestrales. No obstante lo anterior, como ya se señalara los tamaños muestrales están condicionados a la disponibilidad de recursos y costos de operación, lo que implica que es imprescindible adecuar los recursos presupuestarios disponibles para las evaluaciones a las exigencias de precisión y confianza requeridos por las investigaciones.

Un tema que tuvo relevancia durante varios años y ocupó la atención del FIP, los ejecutores de las evaluaciones directas y los evaluadores de dichos estudios se refiere a la medición de la abertura de punta de alas (APA). En efecto, en este tema también se registra una evolución desde los métodos empíricos, pasando por aquellos “geométricos” indirectos (Koyama, 1974) hasta llegar al uso de sensores inalámbricos. Sin duda que estos últimos, al ser un método directo, son en estos momentos método de elección para obtener los APA de las redes utilizadas. Sin embargo, persiste el tema de cómo se utilizan los resultados posteriormente ya que del análisis realizado se desprende que el APA sólo se ha determinado durante una marea o pocos lances y posteriormente se aplica al resto de aquellos realizados por la embarcación (Canales *et al.*, 2002; Arana *et al.*, 2003a), lo que no queda claro de la revisión de los Informes, versus el uso del equipo en una fracción importante de los lances realizada por Acuña *et al.* (2005a, 2006, 2007a,b) lo que permite utilizar el dato de APA medido en ese lance (ver Fig. 12). A pesar de lo anterior en diversos estudios se determinó que la influencia del dato del APA tiene un impacto bastante bajo, del orden del 3%, en los cálculos posteriores.

El uso del equipamiento electrónico en la medición del APA, permitió detectar otro problema que había sido ignorado hasta ese momento, la medición de la duración del lance de evaluación (Acuña *et al.*, 2004). En efecto, hasta ese estudio se definía el comienzo del lance como el momento en que el capitán informaba que la red estaba en el fondo, mientras que un sensor de ángulo adosado a la red demostró que existía un tiempo variable, relacionado con la profundidad de muestreo, que en la práctica significaba que la red demoraba más en llegar al fondo y por lo tanto la duración efectiva del lance era menor, lo que se tradujo en subestimaciones de la densidad de langostinos o camarón nailon presente en el fondo. Este tema fue abordado por los autores citados, los que denominaron al tiempo transcurrido entre el momento que la red toca el fondo y el fin del lance “tiempo efectivo de arrastre”, situación que fue publicada posteriormente Melo *et al.*, 2004) y también analizado por Somerton *et al.* (2002). En consecuencia este un tema

que está asumido e internalizado en todos los potenciales ejecutores de las evaluaciones directas, y que teniéndolo en consideración permite explicar algunas diferencias producidas en las biomásas determinadas.

Este tema anterior lleva a otro que no ha estado presente aún en las evaluaciones directas realizadas en Chile y que se refiere a todas las variables relacionadas directamente con las características de la operación de la red, como por ej. las características del fondo, la velocidad de las corrientes, la dirección de la embarcación, que acumulan una gran cantidad de bibliografía internacional y que no han sido tema en los estudios chilenos. Cabe señalar que recién en los últimos dos años el tema de la red está en investigación y se cuenta en la actualidad con un estudio en desarrollo por la PUCV sobre una red que debería utilizarse en las pesquerías chilenas de crustáceos.³ En todo caso, todas las evaluaciones directas siempre se ha utilizado la misma red que emplean las Empresas Pesqueras y embarcaciones para sus faenas de pesca. Lo propio ha ocurrido con las naves y capitanes en las últimas cinco evaluaciones directas realizadas por la UCN-UdeC (Acuña *et al.*, 2004, 2005a, 2006, 2007, b, 2008).

El análisis realizado con respecto a la delimitación del área de distribución de las dos especies de langostinos, mostró que el uso de la *teoría geoestadística transitiva* permite definir los límites de ésta más objetivamente y es independiente del valor de densidad poblacional de los puntos de muestreo incluidos en la definición del polígono de distribución o de los focos de abundancia. Además del enfoque antes señalado, se ha propuesto el uso de kriging de indicadores para determinar el área de distribución de ambos langostinos.

El análisis de los distintos estimadores utilizados para determinar la densidad media, que se utiliza en el cálculo de la biomasa vulnerable de los langostinos, determinó que el estimador geoestadístico es el mejor de los que se han usado recientemente.

³ FIP N°2006-20. Rediseño de redes de arrastre de Crustáceos. Ejecutor: Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.

El estudio de las necesidades de datos biológicos que se utilizan en forma complementaria a aquellos pesqueros, demostró que en general se ha estado desarrollando esfuerzos de muestreo superiores a lo necesario.

Con respecto al estudio de la fauna acompañante, de acuerdo a los datos de CPUA de la fauna acompañante, éstos presentan una distribución de frecuencias incompleta, lo que aparentemente es reflejo de submuestreo, el que a su vez, es producto de las dificultades en la cuantificación a bordo de la embarcación. El submuestreo también puede deberse a la selectividad del arte de pesca y por la eventual capacidad de escape que puedan tener algunas especies. Además se pudo detectar que existen algunas confusiones en las identificaciones tanto en los nombres científicos como vernaculares. Es necesario por lo tanto generar un listado definitivo de las especies presentes, y en lo posible un catálogo de terreno que permita asegurar la correcta identificación de las especies presentes.

6. CONCLUSIONES

- En la literatura internacional existe una abundante disponibilidad de información sobre el uso del método de área barrida para la evaluación de recursos marinos, aunque se debe precisar que muchos de ellos recogen experiencias relativas a la evaluación de poblaciones de peces, las que no siempre se pueden o deben transferir directamente a las investigaciones que involucran a poblaciones de crustáceos bentónicos. Sin embargo, es destacable la existencia de una cantidad apreciable protocolos o manuales de procedimientos, desarrollados por los principales organismos multilaterales de investigación pesquera de Europa, como también de los organismos norteamericanos.

- Durante los últimos años se ha utilizado una gran variedad de estrategias muestrales, muchas veces independientemente de la distribución de los recursos, lo que ha significado un uso poco eficiente del esfuerzo de muestreo. Por este motivo, y considerando que en general se exige intensificar la frecuencia de muestreo en las áreas de mayor abundancia, se concluye que el muestreo debe realizarse mediante una estratificación de las zonas de abundancia, la que se debe realizar sobre la base de los antecedentes históricos de captura recopilados hasta la fecha, identificando caladeros en el caso de los langostinos y definiendo áreas de mayor densidad en el caso del camarón nailon. Adicionalmente, es recomendable un monitoreo al menos anual de las zonas de captura, que permita medir la evolución espacio-temporal de las pesquerías.

- Para la elaboración de un protocolo estandarizado de cruceros de investigación se debe tener en consideración los siguientes elementos:
 - a) incorporar el conocimiento sobre la distribución espacial del recurso objetivo.
 - b) efecto específico de la duración del lance de pesca determinado independientemente al crucero de evaluación, pudiéndose implementar lances de pesca de menor duración si se encuentran mejoras en la precisión de los estimadores de densidad y varianza de estimación.
 - c) utilizar covariables disponibles que proporcionen una mejora de la precisión de los estimadores poblacionales de abundancia y biomasa, las que deben presentar una

buena relación con las variables respuesta (densidad) y deben estar disponibles para todo el rango de estudio, no sólo el área prospectada.

- d) evaluar el tamaño de muestra efectivo para la determinación de parámetros biológicos asociados a las estimaciones de biomasa.
 - e) incorporar elementos asociados al hábitat del recurso prospectado, tanto desde el punto ecológico, por ejemplo, la fauna asociada al hábitat del recurso objetivo, como de las características orográficas del fondo, principalmente orientados a la delimitación de zonas no arrastrables (en el caso del área barrida).
- Las principales fuentes de sesgo en las evaluaciones directas de crustáceos demersales, determinadas a partir de los resultados del proyecto son:
- 1.- El cálculo del área barrida por la red (arte de muestreo)
 - 2.- La estimación de la apertura de punta de alas (APA)
 - 3.- La duración del lance de pesca de investigación
 - 4.- El diseño de muestreo del área de estudio
 5. La delimitación del área de distribución del recurso estudiado
 - 6.- El cálculo de la densidad poblacional o cpua (captura por unidad de área)

En el caso de la duración del lance de pesca de investigación, se concluye primero que ésta debiese corresponder al tiempo de arrastre efectivo. La duración del lance recomendada alcanza a 15 minutos de arrastre efectivo. Lo anterior basado en abundante literatura que demuestra las ventajas del uso de dicha duración del lance. Es así que desde el punto de vista de la geoestadística, un lance corto (15 minutos) se acerca más a una observación puntual en el espacio de estudio. Por otro lado, se debe preferir los lances cortos respecto de los lances largos debido a que los primeros recogen de mejor manera la variabilidad espacial de la composición de tamaños del (los) recurso(s) estudiado(s).

Respecto de la apertura de punta de alas (APA), se concluye que su determinación debe ser realizada mediante la utilización de sensores electrónicos en la red, de manera de obtener un valor de APA por lance de pesca. Cuando no es posible contar con observaciones de APA mediante equipos electrónicos, se debería utilizar un modelo funcional del APA, construido

con variables propias de la operación de pesca como velocidad de arrastre, profundidad del lance (Prof), longitud de cable de cala (LCC), relación LCC/Prof, dirección y velocidad del viento, entre otras, y obtenido a través de modelo de regresión múltiple, o modelos lineales generalizados (GLMs).

- A partir de simulaciones de la proporción de lances de pesca cero (lances negativos) se concluye que el “*mejor estimador de densidad media*” para el cálculo de la biomasa vulnerable de langostino amarillo y langostino colorado corresponde al estimador geoestadístico. Al respecto, no obstante las simulaciones se realizaron con datos de langostino amarillo y colorado, la conclusión también es aplicable en el caso del camarón nailon debido a que dicho estimador no sólo considera el valor puntual de densidad, sino también la distancia entre observaciones. El estimador geoestadístico se considera un estimador espacialmente-explicito, a diferencia de los otros mencionados en este estudio.

- El análisis del muestreo biológico realizado en cruceros previos revela que no ha habido un diseño apropiado en términos de los requerimientos mínimos para el levantamiento de la información para establecer la estructura de tallas, la relación longitud-peso y la proporción sexual.

- Para el caso de la estructura de tallas se recomienda utilizar la relación empírica dada por $MWCV = (n/c)-0.5$, que permite calcular el coeficiente de variación promedio ponderado en función del número de ejemplares (n) y el número de clases de tamaños (c) que se espera obtener. Así, para lograr un coeficiente de variación aceptable del orden de 20%, bastaría con muestrear entre 17 y 19 individuos por clase de talla asumiendo que la estructura de tallas del camarón está representada por 30 clases de talla de 1 mm, 30 en el langostino colorado y 35 en el langostino amarillo. Esto conlleva a que solamente serían necesarios 522 individuos de camarón nailon, 554 para el langostino colorado, y 663 individuos para el langostino amarillo en cada región o estrato geográfico contemplado.

- Se debe aplicar un estimador de razón para la longitud promedio, peso promedio y proporción sexual, mientras que para la estructura de tallas se establece un procedimiento que se considera

de los mejores en el contexto del esquema de estimadores estratificados de la abundancia y biomasa de crustáceos.

- Los datos de CPUA de la fauna acompañante presentan una distribución de frecuencias incompleta, lo que aparentemente es reflejo de submuestreo, el que a su vez, es producto de las dificultades en la cuantificación a bordo de la embarcación. El submuestreo, también, puede deberse a la selectividad del arte de pesca y por la eventual capacidad de escape que puedan tener algunas especies.
- La estructura detectada a través de los datos de CPUA de fauna acompañante no corresponde a la estructura comunitaria, ya que (1) la información capturada por éstos es incompleta, (2) sólo reflejan la variabilidad de las dos especies mejor muestreadas (*M. gayi* e *H. macrops*), cuya CPUA en los diferentes lances determina la similitud y disimilitud entre grupos.
- La distribución espacial de los recursos *C. johni* y *P. monodon* se mantuvo estable en el tiempo analizado, lo que determinó que el Índice de Superposición Espacial (ISE) también fuera aproximadamente constante. La superposición espacial de *M. gayi* con *C. johni* es mayor que con *P. monodon*, ya que el langostino colorado posee una menor cobertura, por tanto, comparte menos espacio con *M. gayi*.
- El arte de pesca utilizado en los crustáceos demersales, permite capturar suficiente información como para poder describir la distribución de frecuencias de *M. gayi*. Este recurso, a su vez, es muestreado de mejor manera a bordo de las embarcaciones, ya que es encajonada por su importancia comercial. Esto implica que la descripción de la superposición de este pez con los crustáceos demersales y el seguimiento que se pueda realizar de ésta, es confiable. De este modo, la superposición espacial se constituye como una medida relativa que puede ser usada como un indicador general de la ocurrencia de cambios comunitarios.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abelló, P., J.A. Bertrand, L. Gil de Sola, C. Papaconstantinou, G. Relini and A. Souplet. 2002. Mediterranean marine demersal resources: the Medits international trawl survey (1994-1999). *Sci. Mar.* 66(Suppl.2). 280 pp.
- Acuña, E., H. Arancibia, A. Mujica, K. Brokordt & C. Gaymer. 1995. Estudio biológico-pesquero del langostino amarillo (*Cervimunida johni*) en la III y IV Región, mediante el uso de la flota arrastrera con base en Coquimbo. Informe Final Proyecto U. C. del Norte-Sede Coquimbo/Instituto de Investigación Pesquera VIII Región/Empresas Pesqueras de Coquimbo, 107 págs. + 2 anexos.
- Acuña, E & H. Arancibia, 1996. Evaluación directa del stock de camarón nailon (*Heterocarpus reedi*) por el método de área barrida, en la zona de operación de la flota arrastrera de la Regiones II y IV. Informe final Proyecto UCN, INPESCA, Empresas Pesqueras Coquimbo y Caldera. 75 pp.
- Acuña, E., H. Arancibia, A. Mujica, L. Cid & R. Roa. 1997a. Análisis de la pesquería y Evaluación indirecta del stock de langostino amarillo en la III y IV Regiones. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 96-08, 153 p.
- Acuña, E., H. Arancibia, A. Mujica, L. Cid, R. Roa & F. Winkler 1997b. Análisis de la pesquería y evaluación indirecta del stock de camarón nailon (III y VIII Regiones). Informes Técnicos FIP, FIP/IT N° 95-06, 211 p.
- Acuña, E., M. Berríos, L. Cid, C. Díaz, J. Moraga, A. Mujica, J. Olivares & R. Roa. 1998. Evaluación directa del stock de langostino amarillo en la III y IV Regiones. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 97- 25, 140 p.
- Acuña, E., E. Pérez & M.T. González. 1999. Monitoreo de la pesquería de crustáceos realizada por la flota de la IV región. Informe Final, Proyecto de Investigación. Depto. Biología Marina, U. Católica del Norte y Asociación de Industriales y Armadores Pesqueros A.G. IV Región. 104 pp.
- Acuña, E., M. Berríos, L. Cid, J. Moraga, A. Mujica, E. Pérez & R. Alarcón. 2000a. Evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII Regiones, 1999. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 99-08, 208 p.
- Acuña, E., E. Pérez & M.T. González. 2000b. Monitoreo de la Pesquería de Crustáceos realizada por la flota de la IV Región, 1999. Informe final, 76 pp.
- Acuña, E., H. Arancibia, L. Cid, R. Alarcón, L. Cubillos, A. Sepúlveda & A. Bodini. 2002a. Evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII Regiones, año 2001. Informes Técnicos FIP, FIP/IT N° 2001-05. 230 pp.

- Acuña, E., M. Andrade, A. Bodini y X. Bennett. 2002b. Monitoreo de la pesca de langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*) en la IV Región. Informe Final Pesca de Investigación Resoluciones N° 850, 1.022 y 1.795. Depto. Biología Marina. Universidad Católica del Norte – Sede Coquimbo, 32 p.
- Acuña, E., H. Arancibia y R. Alarcón. 2002c. Monitoreo y Evaluación de la pesquería de langostino amarillo *Cervimunida johni* Porter, 1903, en la III y IV Región; Noviembre-diciembre 2001. Informe Final, Convenio ARPESCA - Depto. Biología Marina. Universidad Católica del Norte – Sede Coquimbo, 48 p.
- Acuña, E., L. Cid, S. Zúñiga, K. Soria y A. Cortés. 2002d. Pesca experimental de crustáceos con trampas entre la II y IV Regiones. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2001-22, 169 p.
- Acuña, E., A. Cortés y S. Zúñiga. 2002e. Exploración de áreas de pesca de crustáceos con trampas en la III región. Informe Final. Depto. de Biología Marina, Universidad Católica del Norte, 69 p.
- Acuña, E., G. Conan, L. Cid, R. Alarcón & L. Cubillos. 2004. Evaluación directa de langostino colorado entre la III y IV Regiones, año 2003. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2003-03, 141 pp.
- Acuña, E., R. Alarcón, H. Arancibia, L. Cid, A. Cortés, L. Cubillos, P. Haye, R. León y S. Neira. 2005a. Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII regiones, año 2004. Informes Técnicos FIP, FIP/IT N° 2004-11, 398 pp.
- Acuña, E., J.C. Villarroel, A. Cortes y M. Andrade. 2005b. Capítulo 11. Fauna Acompañante en Pesquerías de Arrastre de Crustáceos de Chile: Implicancias y Desafíos desde la perspectiva de la Biodiversidad, 395-425 *En*: Figueroa, E. (Ed.). Biodiversidad Marina: Valoración, Usos y Perspectivas ¿Hacia donde va Chile?, Editorial Universitaria.
- Acuña, E., R. Alarcón, L. Cid, H. Arancibia, L. Cubillos y A. Cortés. 2006. Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2005. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2005-09, 348 pp.
- Acuña, E., R. Alarcón, H. Arancibia, L. Cid, A. Cortés, L. Cubillos, R. León y S. Neira. 2007a. Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII regiones, año 2006. Informes Técnicos FIP, FIP/IT N° 2006-04, 424 pp.
- Acuña, E., R. Alarcón, H. Arancibia, L. Cid, A. Cortés, L. Cubillos, R. León y S. Neira. 2007b. Evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII regiones, año 2006. Informes Técnicos FIP, FIP/IT N° 2006-11, 275 pp.
- Acuña, E., R. Alarcón, L. Cid, H. Arancibia, L. Cubillos y A. Cortés. 2008. Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2007. Pre-Informe Final FIP N° 2007-19, 408 pp.

- Aedo, G. and H. Arancibia. 2003. Estimating attraction areas and effective fishing areas for Chilean lemon crab (*Cancer porteri*) using traps. *Fisheries Research* 60: 267–272.
- Arana, P. y S. Ziller. 1990. Distribución y abundancia del langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*) entre Constitución e Isla Mocha. (Chile). Estudios y Documentos. Informe Final N° 690. Universidad Católica de Valparaíso. Facultad de Recursos Naturales, Escuela de Ciencias del Mar, 89 p.
- Arana, P., M. Arredondo, N. Silva y V. Venturini. 1994. Evaluación directa del stock de langostino colorado en la zona centro-sur. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 93-05, 150 pp.
- Arana, P., M. Ahumada y A. Guerrero. 2002. Evaluación directa de langostino colorado (*Pleuroncodes monodon*) en la IV Región. Estad. Doc., Univ. Católica de Valparaíso, 5/2002: 59 p.
- Arana, P., M. Ahumada & A. Guerrero. 2003a. Evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII Regiones, año 2002. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2002-05, 318 pp.
- Arana, P., M. Ahumada, A. Guerrero, S. Palma, P. Rosenberg, T. Melo, D. Queirolo, R. Bahamonde, M.A. Barbieri & C. Canales. 2003b. Evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII Regiones, año 2003. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2003-05, 297 pp.
- Arana, P., M. Ahumada, S. Palma, T. Melo, D. Queirolo, A. Guerrero, R. Bahamonde, M.A. Barbieri, J. Cortés, J.C. Quiroz & B. Leiva. 2004. Evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII Regiones, año 2004. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2004-10, 263 pp.
- Arana, P., M. Ahumada, A. Guerrero, T. Melo, D. Queirolo, M.A. Barbieri, R. Bahamonde & J.C. Quiroz. 2006. Evaluación directa de camarón nailon y gamba entre la II y VIII Regiones, año 2005. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2005-08, 343 pp.
- Arancibia, H., Milessi A., Neira S., Cubillos L., León R., Aedo G., Barros M. y Acuña E. 2005. Evaluación de la mortalidad por predación de la merluza común sobre el langostino colorado y langostino amarillo, y canibalismo. Fase metodológica. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2004-43, 299 págs. + anexos.
- Arena, G., L. Barea y O. Defeo. 1994. Theoretical evaluation of trap capture for stock assessment. *Fish. Res.* 19: 349-362.
- Auriolles-Gamboa, D. 1995. Distribución y Abundancia de la Langostilla Bentónica (*Pleuroncodes planipes*) en la Plataforma Continental de la Costa Oeste de Baja California, 59-78. *En: Auriolles Gamboa, D. & E.F. Balart (Eds), La Langostilla:*

Biología, Ecología y Aprovechamiento. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. S.C.

- Aurioles Gamboa, D. and E.F. Balart. 1995. La Langostilla: Biología, Ecología y Aprovechamiento. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. S.C. 234 p.
- Bahamonde, R., B. Leiva, J. M. Donoso, M. Rojas, Z. Young, A. Irrarrazabal, M. I. Ortega y C. Toledo. 1996. Pre-factibilidad de pesca artesanal de crustáceos con trampas en la V Región. Informes Técnicos FIP. FIP/IT/ 94-15, 139 p. Figuras, Tablas y 4 Anexos.
- Bahamonde, R., C. Canales, M.A. Barbieri, B. Leiva, P. Arana, S. Palma y T. Melo. 2002. Informe Final Proyecto FIP 2001/06. Evaluación directa de langostino colorado y langostino Amarillo entre la II y VIII Regiones, 2001. Informe Técnico. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), 190 pp.
- Bahamonde, R., C. Canales, M.A. Barbieri, B. Leiva, P. Arana, S. Palma, T. Melo, J. Cortes, E. Molina y D. Queirolo. 2003. Evaluación directa de langostino colorado y langostino Amarillo entre la II y VIII Regiones, 2002. Informes Técnicos FIP, FIP/IT N° 2002-06, 217 p. + Figuras y Anexos.
- Bahamonde, R., B. Leiva, C. Canales, M.A. Barbieri, J. Cortes, J.C. Quiroz, P. Arana, A. Guerrero, M. Ahumada, T. Melo, D. Queirolo, C. Hurtado, P. Gálvez y E. Molina. 2004. Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2002. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2003-31, 325 pp.
- Barbieri, M.A., C. Canales, R. Bahamonde, T. Peñailillo, P. Gálvez, C. Montenegro, H. Pool, M. Gálvez, S. Núñez, H. Rebolledo, L. Cubillos, A. Hernández y N. Silva. 2000. Evaluación directa de langostino colorado de la V a VIII Región, 1999. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 99-07, 215 pp.
- Barbieri, M.A., C. Canales, B. Leiva, R. Bahamonde, T. Peñailillo, H. Pool y C. Montenegro, 2001. Evaluación directa de langostino colorado de la I a IV Regiones, 1999. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 99-30, 170 pp.
- Barea, L. and Defeo, O., 1985. Primeros ensayos de captura del crustaceo batial *Geryon quinquedens* Smith, en el Area Comun de Pesca Argentino-Uruguaya. Contrib. Dep. Oceanogr. (F.H.C.) Montevideo, 2(8): 189-203.
- Barea, L. and Defeo, O., 1986. Aspectos de la pesquería del cangrejo rojo (*Geryon quinquedens*) en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. Publ. Com. Tec. Mix. Fr. Mar., I (I): 38-46.
- Bez, N. & J. Rivoirard. 2001. Transitive geostatistics to characterize spatial aggregations with diffuse limits: an application on mackerel ichthyoplankton. Fish. Res. 50: 41–58.
- Bez, N., 2002. Global fish abundance estimation from regular sampling: the geostatistical transitive method. Canadian Journal Fisheries and Aquatic Science. 59: 1921-1931.

- Bray, J. R. & J. T. Curtis, 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecol Monogr.*, 27: 325-349.
- Breen, P.A., Carolsfeld, W. & Narver, D., 1985. Crab gear selectivity studies in Departure Bay. *Can. Manage. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, 1048: 2 1-39.
- Canales, C., C. Montenegro, H. Pool, T. Peñailillo & C. Díaz. 1997. Análisis y evaluación indirecta de la pesquería de langostino colorado en la zona centro-sur. *Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 97-20*, 49 pp.
- Canales, C., C. Montenegro, T. Peñailillo, H. Pool, & C. Vicencio. 1998. Evaluación indirecta del stock de langostino colorado de la zona centro-sur. *Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 97-22*, 165 pp.
- Canales, C., Montenegro, C., Peñailillo, T., Pool, H. & Vicencio, C. 1999. Evaluación indirecta del stock de camarón nailon en el litoral de la II a VIII Regiones. *Informes Técnicos FIP, FIP – IT /97-24*, 138 p.+anexos.
- Canales, C. M.A. Barbieri, R. Bahamonde, B. Leiva, P. Arana, S. Palma and T. Melo. 2002. Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2001. *Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2001-06*, 269 pp.
- Canales, C. M.A. Barbieri, R. Bahamonde, B. Leiva, P. Arana, A. Guerrero, M. Ahumada, T. Melo, D. Queirolo, C. Hurtado, P. Gálvez, S. Palma, E. Molina y N. Silva. 2003. Evaluación directa de langostino colorado y langostino amarillo entre la II y VIII Regiones, año 2002. *Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 2002-06*, 410 pp.
- Canales, C., J.C. Quiroz, y C. Montenegro. 2003. Investigación y evaluación captura total permisible camarón nailon, 2003. *Informe Final, Subsecretaría de Pesca, Instituto de Fomento Pesquero*, 25 p. + Anexos.
- Clarke, K. R. & R.H. Green, 1988. Statistical design and analysis for a biological effects study. *Mar Ecol. Prog. Ser.*, 92: 205-219.
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick, 1994. Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 144 pp.
- Clifford H. & Stephenson W. 1975. An introduction to numerical classification. Academic Press. London.
- Cochran, W.G. 1977. Sampling techniques, 3er ed. John Wiley and Sons. NY, 428 p.
- Cohen, D. M., T. Inada, T. Iwamoto & N. Scialabba. 1990. Gadiform fishes of the world (Order Gadiformes): An annotated and illustrated catalogue of cods, hakes, grenadiers and

other gadiform fishes known to date. FAO Fisheries Synopsis No. 125, Volume 10. 442 pp.

Compagno, L.J.V. 1984. FAO species catalogue. Vol. 4. Sharks of the world. An annotated and illustrated catalogue of shark species known to date. Part 1. Hexanchiformes to Lamniformes. FAO Fish. Synop., 125(4): 1-249.

Cressie, N.A.C. 1993. Statistics for spatial data. Wiley, New York.

Del Solar, E. 1981. Lithodidae, nueva familia de cangrejos gigantes en el Perú. Boletín de Lima N° 14: 68-81.

Del Solar, E. 1987. Recursos marinos de la zona arquibentónica peruana. Boletín de Lima N° 50: 77-79.

Deutsch, C.V. & A.G. Journel. 1998. GSLIB: Geostatistical Software Library and User's Guide. 2nd Ed. Oxford University Press, New York. 369 p.

Efron, B. 1982. The jackknife, the bootstrap and other resampling plans. SIAM Monograph N° 38.

Efron B. & R. Tibshirani, 1993. An introduction to the bootstrap. Monographs on Statistics and Applied probability 57, Chapman & Hall, 436 pp.

Escobar, H.L. 1985. Una estimación del poder de pesca funcional en redes de arrastre, 61-65. En: Melo, T. (Ed.) Estudios en Pesquería Chilenas. Escuela de Ciencias del Mar. Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, Chile, 154 p.

Escuela de Ciencias del Mar. (2000a). Evaluación directa de langostino amarillo entre la III y VIII Regiones, 1999. Informes Técnicos FIP, FIP/IT N° 99-09, 288 p.

Escuela de Ciencias del Mar. (2000b). Evaluación directa de camarón nailon, langostino amarillo y langostino colorado, año 2000. Informes Técnicos FIP, FIP/IT N° 2000-05, 315 p.

Finney, D.J. 1941. On the distribution of a variate whose logarithm is normally distributed. Journal of the Royal Statistical Society, Supplement, 7: 155–161.

Fogarty, M.J., Addison, J.T., 1997. Modelling capture processes in individual traps: entry, escapement, and soak time. ICES J. Mar. Sci. 54: 193–205.

Folmer O. y M. Pennington, 2000. A statistical evaluation of the design and precision of the shrimp trawl survey off West Greenland. Fisheries Research 49, 165-178.

Fonseca, P., A. Campos, et al. 2007. Codend selection in the deep-water crustacean trawl fishery in Portuguese southern waters. Fisheries Research 85: 49-60.

- Frèchet, A. 1996. Intercalibration of eight otter-trawlers participating in the sentinel fisheries in the northern Gulf of St. Lawrence (3Pn, 4RS) in 1995 through the use of Scanmar sensors. DFO Canadian Stock Assessment Secretariat Research Document 96/67.
- Frèchet, A. 1997. Standardization of Otter Trawlers Participating in the Sentinel Fisheries in the Northern Gulf of St. Lawrence in 1996. DFO Canadian Stock Assessment Secretariat Research Document- 97/72.
- Folmer, O. and M. Pennington. 2000. A statistical evaluation of the design and precision of the shrimp survey off West Greenland. Fisheries Research 45:165-178.
- Francis, R.I.C.C., 1984. An adaptive strategy for stratified random trawl surveys. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 18:59-71.
- Gerritsen, H.D. and D. McGrath, 2007. Precision estimates and suggested samples sizes for length-frequency data. Fishery Bulletin 106:116-120.
- Godø, O. R, M. Pennington & J. H. Vølstad. 1990. Effect of tow duration on length composition of trawl catches. Fisheries Research, 9: 165-179.
- Grosslein, M.D. 1971. Some observations on accuracy of abundance indices derived from research vessel surveys. International Commission for the Northwest Atlantic Fisheries Redbook, Part III: 249–266.
- Harbitz, A. 2000. Use of subjective prediction in optimal stratified sampling with application to shrimp surveys in the Barents Sea. J. Northw. Atl. Fish. Sci., 27: 139-150.
- Hendrickx, M.E., A. M. van Der Heiden, B. A. y T. Granados. 1984. Resultados de las Campañas SIPCO (Sur de Sinaloa, México a Bordo del B/O "El Puma". Hidrología y composición de las capturas efectuadas en los arrastres. An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Auton. México, 11(1): 107-122.
- Hinton, M.G. & M.N. Maunder, 2003. Methods for standardizing CPUE and how to select among them. Inter American Tropical Tuna Commission. SCRS/2003/034: 11 pp.
- Hvingel, C. 2003. Correction of Reported Past Catches of Northern Shrimp within the Greenland EEZ to conform to a Revision of reporting Practices NAFO SCR Doc. 03/74, 3 p.
- Hvingel, C. 2004a. The fishery for northern shrimp (*Pandalus borealis*) off West Greenland, 1970-2004. NAFO SCR Doc. 04/75, 24 p.
- Hvingel, C. 2004b. An assessment of the shrimp stock off west Greenland, 1970-2004. NAFO SCR Doc. 04/76, 15 p.
- Hvingel, C. 2006. Construction of biological advice for the management of a northern shrimp fishery / the West Greenland example. Thesis, Dr. Scient. Norwegian College of Fishery Science. University of Tromsø, Norway. 72 pp.

- Hvingel, C. and L. Savard. 1997. Northern Shrimp research in the North Atlantic / state of the art and future research strategy. Tema Nord 592, 64 p.
- Hvingel, C. and M. Kingsley. 2000. The uncertainty of an Assessment procedure for the West Greenland Stock of northern shrimp, *Pandalus borealis* (Kroyer). Northw. Atl. Fish. Sci. 27: 183-192.
- ICES, 2005. Report of the Workshop on Survey Design and Data Analysis (WKSAD), Sète, France. 9-13 May 2005. 170 p.
- Isaaks, E.H. & R.M. Srivastava. 1989. An Introduction to Applied Geostatistics. Oxford University Press, New York. 561 p.
- Journel, A.G., 1983. Non-parametric estimation of spatial distribution. Mathematical Geology, 15:445-468.
- Journel, A.G. & C.J. Huijbregts. 1978. Mining geostatistics. Academic Press, London.
- Kameya, A., R. Castillo, L. Escudero, E. Tello, V. Blaskovic, J. Córdova, Y. Hooker, M. Gutierrez y S. Mayor. 1997. Localización, distribución y concentración de langostinos rojos de profundidad. Crucero BIC Humboldt 9607-08. Informe Especial, mayo 1997.
- Kameya, A., V. Moscoso y M. Llellish. 1998. Los crustáceos Decápodos y Estomatópodos del Perú. Inf. Inst. Mar Perú 136: 80-109.
- Kingsley M. 2001. Effect in 2001 of recent modifications to the design of the West Greenland Shrimp Survey. NAFO SCR Doc. 1/176, 4 p.
- Kingsley M. C. S., Carlsson, D. M., Kannevorf, P. & M. Pennington. 2002. Spatial structure of the resource *Pandalus borealis* and some implications for trawl survey. Fisheries Research, 58: 171-183.
- Kingsley M. C. S., Kannevorf P., D. M. Carlsson. 2004. Buffered random sampling: A sequential inhibited spatial point process applied to sampling in trawl survey for northern shrimp *Pandalus borealis* in West Greenland waters. ICES Journal of Marine Sciences, 61: 12-24.
- Kong I. 1985. Revisión de las especies chilenas de Sebastes (Osteichthyes, Scorpaeniformes, Scorpaenidae). Estudios Oceanológicos 4:21-75.
- Koyama T. 1974. Study of the stern trawl. Bull. Tokai. Reg. Fish. Res. Lab. 77: 171-247.
- Lamilla, J. & C. Bustamante. 2005. Guía para el reconocimiento de tiburones, rayas y quimeras de Chile. Oceana (Santiago), 17: 1-80.

- Land, C.E. 1975. Tables of confidence limits for linear functions of the normal mean and variance. *Sel. Tables Math. Stat.* 3:385-419.
- Lee, D. T. & B. J. Schacter. 1980. Two algorithms for constructing a Delaunay triangulation, *International Journal of Computer and Information Sciences*, Plenum Press, New York, London, Vol. 9, No. 3: 219-42
- Lillo S, R Bahamonde, B Leiva, M Rojas, MA Barbieri, M Donoso & R Gili. 1999. Prospección del recurso orange roughy (*Hoplostethus* spp.) y su fauna acompañante entre la I la X Región. Proyecto FIP N°98-05. Instituto de Fomento Pesquero., 47 p.
- Lohr, Sh. L., 1999. *Sampling: Design and Analysis*. Duxbury Press.
- Longhurst, A.R. 1968. Distribution of the larvae of *Pleuroncodes planiceps* in the California Current. *Limnology and Oceanography* 13(1): 143-155.
- Lovrich, G.A., M.A. Casalinuovo, S.I. Molina, C. Cárcamo y R. Pierotti. 1998. Las Langostillas *Munida subrugosa* y *M. gregaria* (Decapoda, Anomura) como potencial recurso económico patagónico. *Naturalia Patagónica, Ciencias Biológicas* 6: 89-92.
- Luenberger, D. 1969. *Optimization by vector space method*. Wiley, New York, 269p.
- Matheron, G. 1971. *La théorie des variables regionalices et ses applications*. Fasc. 5 Ecole Nat. Sup. des Mines. Paris
- McConnaughey, R.A. & P.A. Conquest. 1993. Trawl survey estimation using a comparative approach based on lognormal theory. *Fish. Bull. (U.S.)* 91:107-118.
- McQuinn, I. H., L. Gendron & J. H. Himmelman. 1988. Area of attraction and effective area fished by a whelk (*Buccinum undatum*) trap under variable conditions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45:2054-2060.
- Melo, T. & C. Hurtado. 1995. Determinación de la abertura de punta de alas de redes de arrastre de fondo en pesca de investigación sobre el langostino amarillo (*Cervimunida johni*). *Estudios y Documentos N°48/95*, Universidad Católica de Valparaíso :202-230.
- Melo, T., D. Queirolo, C. Hurtado & E. Gaete 2004. Determinación *in situ* del contacto de redes de arrastre de fondo. *Invest. Mar., Valparaíso*, 32(2): 91-97.
- Melville-Smith, R. 1986. Red crab (*Geryon maritae*) density in 1985 by the technique of effective area fished per trap on the northern fishing grounds of South West Africa. *S. Afr. J. Mar. Sci.*, 4: 257-263.
- Moffitt, B. M., and F. A. Parrish. 1992. An assessment of the exploitable biomass of *Heterocarpus laevigatus* in the main Hawaiian Islands Part 2: Observations from a submersible. *Fish. Bull.* 90(3):476-482.

- Monardes, V. 1996. Composición, distribución e importancia relativa de la fauna acompañante del camarón nailon (*Heterocarpus reedi*), extraído entre la II y VIII región. Mayo-agosto de 1996. En Pavez, P., C. Falcón, V. Espejo, y C. González. 1996. Evaluación directa del stock de camarón nailon en la zona centro-norte de Chile. Crecimiento, mortalidad, selectividad y análisis del stock de camarón nailon (*Heterocarpus reedi*) entre la II y la VIII Región. Informes Técnicos FIP, FIP/IT /96-09, 293 p.
- Myers, R.A. & N.G. Cadigan. 1995. Was an increase in natural mortality responsible for the collapse of northern cod? Can. J. Fish. Aquat. Sci., 52: 1274-1285.
- Neter J., M. Kutner, C. Nachtsheim & W. Wasserman. 1996. Applied Linear Statistical Models. McGraw Hill. Boston.
- Olivares, A., O. Zuñiga, G. Castro, C. Segura y J. Sanchez. 1996. Bases biológicas para el manejo de *Octopus mimus*: Reproducción y crecimiento. Estud. Oceanol. 15: 61-74.
- Oyarzún C, S Gacitúa, M Araya, L Cubillos, R Galleguillos, C Pino, G Aedo, M Salamanca, M Pedraza & J Lamilla. 2003. Monitoreo de la pesquería artesanal de bacalao de profundidad entre la VIII y IX Regiones. Informes Técnicos FIP-IT/2001-16: 1-98.
- Owen, S.J. 1993. Subsurface characterization with three-dimensional natural neighbor interpolation. Department of Civil and Environmental Engineering, Brigham Young University, UTA. Unpublished papers (www.andrew.cmu.edu/user/sowen/natneigh/)
- Pavez, P., C. Falcón, V. Espejo, y C. González. 1994. Evaluación directa del stock de langostino amarillo en la zona centro-norte de Chile. Informes Técnicos FIP, FIP/IT N°93-06, 293 p.
- Pavez, P., C. Falcón, V. Espejo, y C. González. 1996. Evaluación directa del stock de camarón nailon en la zona centro-norte de Chile. Crecimiento, mortalidad, selectividad y análisis del stock de camarón nailon (*Heterocarpus reedi*) entre la II y la VIII Región. Informes Técnicos FIP, FIP/IT /96-09, 293 p.
- Páramo, J. & R. Roa, 2003. Acoustic-geostatistical assessment and habitat-abundante relations of small pelagic fish from the Colombian Caribbean. Fisheries Research, 60: 309–319.
- Pelletier, D. 1998. Intercalibration of research survey vessels in fisheries: a review and an application. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 2672-2690 pp
- Pennington, M. 1996. Estimating the mean and variance from highly skewed marine data. Fishery Bulletin, US, 47: 1623–1624.
- Pennington, M. and J.H. Vølstad. 1994. Assessing the effect of intra-haul correlation and variable density on estimates of population characteristics from marine surveys. Biometrics 50:725-732.
- Pennington, M., L.M. Burmesiter and V. Hjellvik. 2002. Assessing the precision of frequency distributions estimated from trawl-survey samples. Fishery Bulletin 100:74-80.

- Pequeño, G. 1989. Peces de Chile. Lista sistemática revisada y comentada. Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 24(2): 1-132.
- Pequeño, G. 1997. Peces de Chile. Lista sistemática revisada y comentada: addendum. Rev. Biol. Mar., Valparaíso, 32(2): 77-94.
- Pérez E. P., C. González, A. Karstegl & J. Chávez. 2000. Análisis dinámico de corto plazo de la pesquería de arrastre de *Heterocarpus reedi* en Chile Centro-Norte. Libro de Resúmenes XX Congreso de Ciencias del Mar, Concepción, Chile. Mayo de 2000.
- Pérez-Barros, P., F. Tapella, M.C. Romero, J.A. Calcagno and G.A. Lovrich. 2004. Benthic decapod crustaceans associated with captures of *Munida* spp. (Decapoda: Anomura) in the Beagle Channel, Argentina. SCI. MAR., 68 (2): 237-246.
- Petitgas, P., 1993. Geostatistics for fish stock assessments: a review and an acoustic application. ICES Journal Marine Science, 50: 258-298.
- Petitgas, P., 1994. Spatial strategies of fish populations. ICES CM 1994/D:14, 7 pp.
- Petitgas, P. & T. Lafont. 1997. EVA2: Estimation variance. Version 2. A geostatistical software on Windows 95 for the precision of fish stock assessment surveys. ICES CM 97/Y:22. 22 pp.
- Pianka, E., 1977. The structure of lizard communities. An. Rev. Ecol. Sys. 4: 53-74.
- Pikitch, E.K., J.R. Wallace, E.A. Babcock, D.L. Erickson, M. Saelens and G. Odsson, 1998. Pacific Halibut bycatch in the Washington, Oregon, and California groundfish and shrimp trawl fisheries. North American Journal of Fisheries Management 18: 569-586pp.
- Polovina, J. J. 1993. The lobster and shrimp fisheries in Hawaii. Mar. Fish. Rev 55(2): 28-33.
- Pool, H., C. Canales y C. Montenegro. 1996. Evaluación del recurso langostino amarillo en la zona centro-norte. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N°94-25, 59 pp.
- Ralston, S., and D. T. Tagami. 1992, An assessment of the exploitable biomass of *Heterocarpus laevigatus* in the main Hawaiian Islands. Part 1: trapping surveys, depletion experiment, and length structure. Fish. Bull. 90(3):494-504.
- Retamal, M. 1981. Catálogo ilustrado de los crustáceos decápodos de Chile. Gayana Zoología (Chile) 44: 1-110.
- Revuelta G & H Andrade. 1978. Nueva localidad para *Lithodes murrayi* Henderson en el Pacífico suroriental (Crustacea, Decapoda, Anomura, Lithodidae) Noticiario Mensual Museo Nacional Historia Natural 22 (261): 3-4.

- Ribeiro, Jr., P.J. & P.J. Diggle, 2001. geoR: A package for geostatistical análisis. R-NEWS, Vol. 1, Nº 2, 15-18.
- Rivoirard, J., Simmonds, J., Foote, K., Fernandes, P., & Bez, N. 2000. Geostatistics for estimating fish abundance. Blackwell Sciences, Oxford.
- Roa, R., R. Ugarte & A. Rivera. 1995. Evaluación de la pesquería y del stock del langostino colorado en la zona centro-sur. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N°94-08, 60 pp.
- Roa, R., F. Tapia, L. Cid, R. Quiñones, B. Ernst, D. Figueroa, H. Arancibia, R. Galleguillos y M. Retamal. 1997a. Evaluación directa del stock de langostino colorado en la zona centro-sur. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 96-23, 155 pp.
- Roa, R., R. Quiñones, V.A. Gallardo, B. Ernst, I. Payá, I. Campodónico & V. Alegría, 1997b. "Distribución espacial de la estructura poblacional del langostino colorado *Pleuroncodes monodon* en la zona del cañon del Bio-Bío". Informe Final Proyecto FONDECYT-1950090.
- Roa, R. & F. Tapia. 1998. Spatial differences in growth and sexual maturity between branches of a large population of the squat lobster *Pleuroncodes monodon*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 167, 185-196.
- Roa, R., L. Cid, F. Tapia, R. Quiñones, H. Arancibia, D. Figueroa & I. López, 1998. Evaluación directa del stock de langostino amarillo en el litoral de la V a VIII Regiones. Informes Técnicos FIP, FIP/IT N  97-23, 123 pp.
- Roa, R., F. Tapia, L. Cid, I. López, C. Diaz & H. Arancibia. 1999. Evaluación directa de camarón nailon entre la II y VIII Regiones. Informes Técnicos FIP, FIP/IT N  98-03, 138 p.
- Rocha, F. & M. Vega. 2003. Overview of cephalopod fisheries in Chilean waters. Fisheries Research 60: 151-159.
- Rocha-Olivares, A., C. A. Kimbrell, B. J. Eitner & R. D. Vetter. 1999. Evolution of a Mitochondrial Cytochrome b Gene Sequence in the Species-Rich Genus *Sebastes* (Teleostei, Scorpaenidae) and Its Utility in Testing the Monophyly of the Subgenus *Sebastomus*. Molecular Phylogenetics and Evolution. 11(3):426-440.
- Rodríguez, L. G. Grago, S. Gantier, C. Leyton, M. Pino, P. Rodríguez S. Ziller. 2000. Pesca experimental de langostino amarillo con trampas en la V y VI regiones. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N  99-19. 184pp.
- Salomon, J. 1981. Contribución al studio de la evaluación geométrica de una red de arrastre de fondo de dos paneles. Tesis, Escuela de Ciencias del Mar, Universidad Católica de Valparaíso, 167 p.

- Sardà, F. 1998. *Nephrops norvegicus*: Comparative biology and fishery in the Mediterranean Sea. *Sci. Mar.* 62(Suppl.1). 143 pp.
- Sibson, R. 1981. A brief description of natural neighbor interpolation, *Interpreting Multivariate Data*, pp. 21-36.
- Smith, S. J., and J. J. Maguire. 1983. Estimating the variance of length composition samples. In *Sampling commercial catches of marine fish and invertebrates* (W. G. Doubleday and D. Rivard, eds.), p. 165–170. *Can Spec. Pub. Fish. Aquat. Sci.* 66, Ottawa, Canada.
- Sokal, R. R. & F. J. Rohlf. 1981. *Biometry*. W. H. Freeman and Co., San Francisco, California, 859 pp.
- Somerton, D.A., R.S. Otto & S.E. Syrjala. 2002. Can changes in tow duration on bottom trawl surveys lead to changes in CPUE and mean size? *Fisheries Research* 55: 63-70.
- Sukumar, N. 1997. A note on natural neighbour interpolation and the Natural Element Method (NEM). *Geophysical Journal International*, 128: 1-8.
- Syrjala, S. E. 2000. Critique on the use of the delta distribution for the analysis of trawl survey data. – *ICES Journal of Marine Science*, 57: 831–842.
- Thompson, S.K., 1990. Adaptive cluster sampling. *Journal of the American Statistical Association*, 85:1050-1059.
- Thompson, S.K., 1991a. Adaptive cluster sampling. Designs with primary and secondary units. *Biometrics*, 47:1103-1115.
- Thompson, S.K., 1991b. Stratified adaptive cluster sampling. *Biometrika*, 78:389-397.
- Thompson, S.K., 1992 *Sampling*. Wiley and Sons Inc. New York.
- Thompson, S.K., F. Ramsey and G.A.F. Seber, 1992. An adaptive procedure for sampling populations. *Biometrics*, 48: 1195-1199.
- Thompson, S.K. 1996. Adaptive cluster sampling based on order statistics. *Environmetrics*, 7:123-133.
- Vinuesa, J.H., G. A. Lovrich and F. Tapella. 1999. New localities for Crustacea Decapoda in the Magellan region, southern South America. *Sci. Mar.*, 63 (Supl. 1): 321-323.
- Voronoi, G.M. 1908. Nouvelles applications des paramètres continus a la théorie des formes quadratiques. Deuxième Mémoire. Recherches sur les paralléloèdres primitifs. *J. Reine Angew. Math.* 134: 198-287

- Warnke, K., R. Söller, D. Blohm, U. Saint-Paul. 2000. Rapid differentiation between *Octopus vulgaris* Cuvier (1797) and *Octopus mimus* Gould (1852), using randomly amplified polymorphic DNA. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 38 (2):119–122.
- Warnke, K., R. Söller, D. Blohm and U. Saint-Paul. (2004) A new look at geographic and phylogenetic relationships within the species group surrounding *Octopus vulgaris* (Mollusca, Cephalopoda): indications of very wide distribution from mitochondrial DNA sequences. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 42:4, 306–312.
- Wassenberg, T.J., C.Y. Burrige, M. Connell & N. Gribble. 1998. A validation of short-duration scientific tows as a representation of long commercial-length tows: comparing the catch rates, size composition and species composition of prawn trawler by-catch in the far northern Great Barrier Reef, Australia. *Fisheries Research* 36: 35–46.
- Wieland, K. & M. Storr-Paulsen. 2006. Effect of tow duration on catch rate and size composition of Northern shrimp (*Pandalus borealis*) and Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) in the West Greenland bottom trawl survey. *Fisheries Research* (In press).
- Wilderbuer, T.K. & R.F. Kappenman, 1998. Analysis of fishing power correction factor estimates from a trawl comparison experiment. *North American Journal of Fisheries Management* 18: 11-18 pp
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Upper Saddle River, New Jersey, USA: Prentice Hall.

6. PLAN DETALLADO DE ASIGNACIÓN DEL PERSONAL PROFESIONAL Y TÉCNICO

7.1. Total de Horas asignadas

7.1.1. Objetivo específico 1. Identificar principales aspectos que deben ser incluidos en un protocolo de estandarización de métodos empleados en proyectos de evaluación directa mediante área barrida.

UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL NORTE

NOMBRE	MUESTREO	PROCESAMIENTO	ANALISIS	INFORMES	TALLER	TOTAL
Enzo Acuña	0	10	10	12	10	42
Eduardo Pérez	10	5	10	8	10	43
Alex Cortés	10	10	10	8	10	48
Patricio Rodríguez	0	0	0	0	0	0
TOTAL	20	25	30	28	30	133

CONSULTORES INDEPENDIENTES

NOMBRE	MUESTREO	PROCESAMIENTO	ANALISIS	INFORMES	TALLER	TOTAL
Luis Cid	10	10	5	8	10	43
Rubén Alarcón	10	10	10	4	10	44
Luis Cubillos	10	10	10	4	10	44
Olav Reene Godø	20	15	10	4	10	59
Rafael León	10	10	10	4	10	44
TOTAL	60	55	45	24	50	234

7.1.2. Objetivo específico 2. Determinar las principales fuentes de sesgo producidas por el uso de una u otra metodología en las evaluaciones directas mediante el uso de área barrida.

UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL NORTE

NOMBRE	MUESTREO	PROCESAMIENTO	ANALISIS	INFORMES	TALLER	TOTAL
Enzo Acuña	0	10	10	12	10	42
Eduardo Pérez	10	10	10	8	10	48
Alex Cortés	10	5	5	4	10	34
Patricio Rodríguez	0	0	0	0	0	0
TOTAL	20	25	25	24	30	124

CONSULTORES INDEPENDIENTES

NOMBRE	MUESTREO	PROCESAMIENTO	ANALISIS	INFORMES	TALLER	TOTAL
Luis Cid	5	10	5	8	10	38
Rubén Alarcón	5	5	5	4	10	29
Luis Cubillos	5	5	5	4	10	29
Olav Reene Godø	5	5	5	4	10	29
Rafael León	5	5	5	4	10	29
TOTAL	25	30	25	24	50	154

7.1.3. Objetivo específico 3. Determinar el o los métodos más robustos en la determinación de la CPUA, de acuerdo a las características de cada recurso objetivo.

UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL NORTE

NOMBRE	MUESTREO	PROCESAMIENTO	ANALISIS	INFORMES	TALLER	TOTAL
Enzo Acuña	0	10	10	11	0	31
Eduardo Pérez	10	10	10	8	0	38
Alex Cortés	10	10	10	8	0	38
Patricio Rodríguez	0	0	0	0	0	0
TOTAL	20	30	30	27	0	107

CONSULTORES INDEPENDIENTES

NOMBRE	MUESTREO	PROCESAMIENTO	ANALISIS	INFORMES	TALLER	TOTAL
Luis Cid	5	10	5	8	0	28
Rubén Alarcón	5	5	5	4	0	19
Luis Cubillos	5	5	5	4	0	19
Olav Reene Godø	5	5	5	4	0	19
Rafael León	5	5	5	4	0	19
TOTAL	25	30	25	24	0	104

7.1.4. Objetivo específico 4. Establecer un protocolo estandarizado de cruceros de pesca de investigación en evaluación directa mediante el método de área barrida.

UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL NORTE

NOMBRE	MUESTREO	PROCESAMIENTO	ANALISIS	INFORMES	TALLER	TOTAL
Enzo Acuña	0	10	10	10	0	30
Eduardo Pérez	10	10	10	4	0	34
Alex Cortés	10	5	10	4	0	29
Patricio Rodríguez	0	0	0	0	0	0
TOTAL	20	25	30	18	0	93

CONSULTORES INDEPENDIENTES

NOMBRE	MUESTREO	PROCESAMIENTO	ANALISIS	INFORMES	TALLER	TOTAL
Luis Cid	0	5	5	8	0	18
Rubén Alarcón	0	5	5	4	0	14
Luis Cubillos	0	5	5	4	0	14
Olav Reene Godø	0	5	5	4	0	14
Rafael León	0	4	4	4	0	12
TOTAL	0	24	24	24	0	72

7.1.5. Objetivo específico 5. Definir un sistema de almacenamiento estándar para los registros obtenidos en cruceros de evaluación de crustáceos bentodemersales.

UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL NORTE

NOMBRE	MUESTREO	PROCESAMIENTO	ANALISIS	INFORMES	TALLER	TOTAL
Enzo Acuña	0	0	10	10	0	20
Eduardo Pérez	0	0	0	0	0	0
Alex Cortés	0	10	10	4	0	24
Patricio Rodríguez	50	50	50	0	0	150
TOTAL	50	60	70	14	0	194

CONSULTORES INDEPENDIENTES

NOMBRE	MUESTREO	PROCESAMIENTO	ANALISIS	INFORMES	TALLER	TOTAL
Luis Cid	0	0	5	4	0	9
Rubén Alarcón	0	5	5	4	0	14
Luis Cubillos	0	5	5	4	0	14
Olav Reene Godø	0	5	5	4	0	14
Rafael León	0	3	3	4	0	10
TOTAL	0	18	23	20	0	61

7.1.6. Objetivo específico 6. Establecer los requerimientos de datos biológicos de los cruceros investigados para cumplir con los objetivos de las evaluaciones.

UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL NORTE

NOMBRE	MUESTREO	PROCESAMIENTO	ANALISIS	INFORMES	TALLER	TOTAL
Enzo Acuña	0	0	10	10	0	20
Eduardo Pérez	0	5	10	4	0	19
Alex Cortés	0	0	5	4	0	9
Patricio Rodríguez	0	0	0	0	0	0
TOTAL	0	5	25	18	0	48

CONSULTORES INDEPENDIENTES

NOMBRE	MUESTREO	PROCESAMIENTO	ANALISIS	INFORMES	TALLER	TOTAL
Luis Cid	0	5	5	4	0	14
Rubén Alarcón	0	5	5	4	0	14
Luis Cubillos	0	5	5	4	0	14
Olav Reene Godø	0	5	5	4	0	14
Rafael León	0	3	3	4	0	10
TOTAL	0	23	23	20	0	66

ANEXOS

Anexo 1. Estadía de Investigación

La estadía de investigación comprometida en el desarrollo del proyecto se llevó a cabo entre el 16 y el 27 de abril de 2007, en las ciudades de Bergen y Tromsø, Noruega. El programa y las actividades comprometidas en la Oferta Técnica y efectivamente desarrolladas se detallan a continuación:

Día Lunes 16 de abril de 2007. Reunión con el Dr. Olav Rune Godø, Jefe del Grupo de Investigación “Observation Methodology” del Institute of Marine Research (IMR) de Noruega, en sus oficinas en Bergen (ver Organigrama, Fig. 2) Durante esta reunión se discutieron los antecedentes sobre la ejecución de las evaluaciones directas de crustáceos y se identificaron en conjunto los temas o factores de relevancia en su desarrollo. Se analizaron temas como la duración del lance y como se determina el inicio y fin del mismo; capturabilidad; antecedentes del arte de pesca; comportamiento de las especies en términos de distribución horizontal - vertical, agregación, densidades, etc.; características relacionadas con la embarcación y la operación durante los muestreos (velocidad, dirección, GPS, etc.), características de las zonas de pesca (relieve submarino, sedimentos, etc.), diseño de muestreo; métodos de análisis de la evaluación (geoestadística, otros métodos, etc.). Con estos antecedentes se programó el resto del trabajo para el resto de la estadía.

Posteriormente se visitó la Biblioteca del Instituto, con el objeto de facilitar el acceso a la literatura de interés, en particular a los Documentos de las reuniones del ICES disponibles en papel y entrenamiento para transformarlas a formato pdf y revisión de otras publicaciones relacionadas con los temas de interés detectados y analizados.

Día martes 17 de abril de 2007.

Reunión con el Dr. Michael Pennington, miembro del Grupo del Dr. Godø. La especialidad del Dr. Pennington dentro de las evaluaciones directas es el diseño de muestreo y se tuvo la oportunidad de discutir con él este tema y otros que se muestran en citas de algunos de sus trabajos:

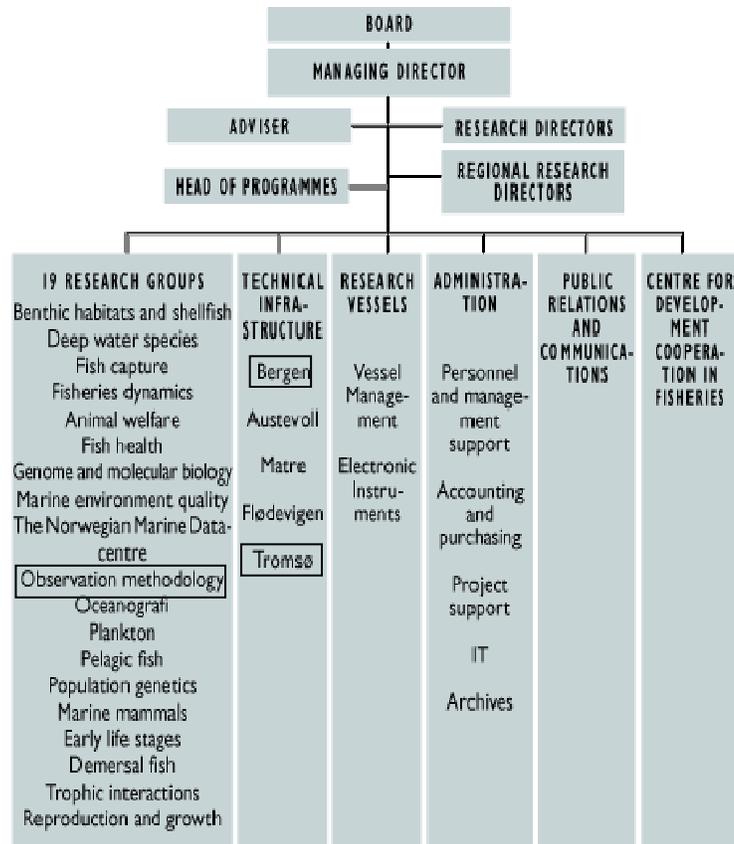


Fig. 83. Organigrama del Institute of Marine Research de Noruega.

Pennington, M. 1983. Efficient estimators of abundance, for fish and plankton surveys. *Biometrics*. 39: 281-286.

Pennington, M. 1985. Estimating the Relative Abundance of Fish from a Series of Trawl Surveys. *Biometrics*. 41: 192-202.

Pennington, M. 1991. On testing the Robustness of Lognormal-based Estimators. *Biometrics*. 47: 1623-1624.

Pennington, M., 1986. Some statistical techniques for estimating abundance indices from trawl surveys. *Fish. Bull.*, 84(3): 519-525.

Pennington, M. 1996. Estimating the mean and variance from highly skewed marine data. *Fish Bull.* 94: 498-505.

Pennington, M.R. and Grosslein M.D., 1978. Accuracy of abundance indices based on stratified random trawl surveys. *Cons. Intern. Explor. Mer, Star. Comm.*, CM 1978/D: 13, 34 p.

Pennington, M. and Brown, B.E., 1981. Abundance estimates based on stratified random trawl surveys. *Can. Spec. Publ. Aquat. Sci.*, 58: 149-153.

Pennington, M., and J.H. Vølstad. 1991. Optimum size of sampling unit for estimating the density of marine populations. *Biometrics*, 47: 717–723.

Pennington, M., and J.H. Vølstad. 1994. Assessing the effect of intra-haul correlation and variable density on estimates of population characteristics from marine surveys. *Biometrics* 50: 725-732.

Pennington, M., and Godø, O.R. 1995. Measuring the effect of changes in catchability on the variance of marine survey abundance. *Fish. Res.* 23: 301–310.

Pennington, M., and Strømme, T. 1998. Surveys as a research tool for managing dynamic stocks. *Fish. Res.* 37: 97–106.

Pennington, M., L.M. Burmeister and V. Hjellvik. 2000. Assessing Trawl-Survey Estimates of Frequency Distributions. *ICES CM 2000/K*: 23, 14 p.

Pennington, M., L.M. Burmeister and V. Hjellvik. 2001. Assessing the precision of frequency distributions estimated from trawl-survey samples. *Fish. Bull.* 100:74-80.

Viaje Bergen - Tromsø.

Este viaje fue incorporado en las actividades de la estadía de investigación por dos razones:

1. En dicha ciudad se encuentra el principal grupo de investigadores que participan en los estudios de pesquerías de crustáceos, principalmente el camarón del Norte *Pandalus borealis*, jaivas y centolla.
2. Se ofreció en esos días un curso titulado “Workshop BayFish 2007, Introduction to Bayesian methods in Fisheries Biology”. Tromsø, 18-20 April 2007, Institute of Marine Research, Norway. Los instructores de este Workshop fueron los Drs. Carsten Hvingel del IMR de Noruega y Michael Kingsley Greenland Institute of Natural Resources de Groenlandia, quienes realizan sus actividades de investigación en la Pesquería de *Pandalus borealis* en el mar de Barents y Groenlandia, respectivamente.

Además participaron en este curso los Investigadores del IMR de Noruega, Michaela Aschan, Anne Kirstine Frie y Alf Harbitz, con los cuales se tuvo también reuniones de intercambio de

experiencias con respecto a las investigaciones en evaluaciones de crustáceos demersales. Algunos trabajos de estos investigadores son:

Aschan, M., B. Berenboim and S. Mukhin. 1996. Results of Norwegian and Russian investigations of shrimp (*Pandalus borealis*) in the Barents Sea and in the Svalbard area 1995. ICES CM K: 6, 18 p.

Aschan, M. and Sunnanå, K. 1997. Evaluation of the Norwegian Shrimp Surveys conducted in the Barents Sea and the Svalbard area 1980-1997. ICES CM 1997/Y: 7, 24 pp.

Aschan, M. and O. R. Godø. 1999. Evaluation of the Shrimp (*Pandalus borealis*) Stock at Flemish Cap (NAFO Div. 3M) Based on an Area Comparison. NAFO Sci. Coun. Studies, 32: 37-43.

Aschan, M., B. Adlansvik and S. Tjelmeland. 2000. Spatial and temporal patterns in recruitment of shrimp *Pandalus borealis* in the Barents Sea. ICES CM 2000/N: 32, 19 p.

Aschan, M. 2000. Spatial variability in length frequency distribution and growth of shrimp (*Pandalus borealis* Krøyer 1838) in the Barents Sea. Journal of Northwest Atlantic Fishery Science, 27: 93-105.

Harbitz, A., M. Aschan and K. Sunnana. 1998. Optimal effort allocation in stratified, large area trawl surveys, with application to shrimp surveys in the Barents Sea. Fisheries Research, 37: 107-113.

Harbitz, A. 2000. Use of subjective prediction in optimal stratified sampling with application to shrimp surveys in the Barents Sea. J. Northw. Atl. Fish. Sci., 27: 139-150.

Harbitz, A. and M. Aschan. 2003. A two-dimensional geostatistic method to simulate the precision of abundance estimates. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 60: 1539-1551.

Harbitz, A. and M. Pennington. 2004. Comparison of shortest sailing distance through random and regular sampling points. ICES Journal of Marine Science, 61: 140-147.

Miércoles 18 a viernes 20 de abril.

Participación en el “Workshop BayFish 2007, Introduction to Bayesian methods in Fisheries Biology”.

Durante las pausas de las actividades académicas del Workshop se tuvo la oportunidad de discutir y compartir experiencias con los instructores Drs. Carsten Hvingel y Michael Kingsley, ya individualizados. Algunas publicaciones de estos investigadores son:

Hvingel, C., H. Lassen and D.G. Parsons. 2000. A biomass Index for Northern Shrimp (*Pandalus borealis*) in Davis Strait based on multiplicative modeling of Commercial Catch-per-unit-effort Data (1976-97). J. Northw. Atl. Fish. Sci., 26: 25-36. (E)

Hvingel, C., and M. C. S. Kingsley. 2000. The uncertainty of an assessment procedure for the West Greenland stock of Northern Shrimp *Pandalus borealis* (Kroyer). J. Northw. Atl. Fish. Sci., 27: 183-192.

Hvingel, C. 2006. Construction of biological advice for the management of a northern shrimp fishery – the west Greenland example. Doctoral Thesis, Institute of Natural Resources Nuuk, Greenland and Norwegian College of Fishery Sciences, University of Tromsø, 72 p.

Hvingel, C. and M. C. S. Kingsley. 2006. A framework to model shrimp (*Pandalus borealis*) stock dynamics and to quantify the risk associated with alternative management options, using Bayesian methods. ICES Journal of Marine Science, 63: 68-82.

Kingsley, M. C. S. and G. E. J. Smith. 1981. Analysis of data arising from systematic transect surveys. In Proceedings, Symposium on Census and Inventory Methods for Populations and Habitats, Banff, April 1980, pp. 40-48. Ed. by F. L. Miller, and A. Gunn. Contribution #217, Forest, Wildlife Range Experiment Station, University of Idaho.

Kingsley, M. C. S., D. M. Carlsson, P. Kanneworff and M. Pennington. 2002. Spatial structure of the resource of *Pandalus borealis* and its implications for trawl survey design. Fisheries Research, 58: 171-183.

Kingsley, M.C.S., P. Kanneworff, and D.M. Carlsson. 2004. Buffered random sampling: a sequential inhibited spatial point process applied to sampling in a trawl survey for northern shrimp *Pandalus borealis* in West Greenland waters. ICES Journal of Marine Science, 61: 12-24.

Además el Dr. Kingsley hace entrega de un documento en Power Point titulado "Developments in the West Greenland trawl survey" donde se describe la evolución que han tenido las evaluaciones directas en Groenlandia, se abordan varias de las fuentes de variabilidad y se describe una trayectoria bastante similar a la seguida por los estudios en Chile, donde se han introducido cambios en las estrategias de muestreo, duración de los lances, etc., los que serán analizados donde corresponda en el presente Informe.

Lunes 23 de abril.

Reunión de evaluación de las actividades desarrolladas en Tromsø con el Dr. O.R. Godø en oficinas IMR en Bergen. Además de esta evaluación se programan las actividades de la semana que incluyen continuar el trabajo de recopilación en la biblioteca del Instituto, entrevistas con otros colegas del equipo del Dr. Godø, realizar una presentación ante todo el grupo de trabajo sobre el proyecto y los avances sobre nuestros estudios en Chile y preparar la presentación del Dr. O.R. Godø en el futuro Taller a realizarse en Chile durante el mes de mayo de 2007.

Durante la tarde se continuó con la revisión bibliográfica en la biblioteca del Instituto de Investigaciones Marinas de Noruega, en Bergen.

Martes 24 de abril.

Reunión con el Dr. Vidar Hjellvik, miembro del equipo de investigación del Dr. O.R. Godø. Se discuten diversas materias, entre ellas la influencia de la variación diaria en las estimaciones de biomasa y el error de medición en las capturas de investigación, análisis de comportamiento del arte de pesca (altura) y explicación de la variabilidad en los datos de las evaluaciones con red de arrastre. Algunos de sus trabajos son:

Hjellvik, V. and D. Tjøstheim. 1995. Nonparametric tests of linearity for time series. *Biometrika*, 82: 351–368.

Hjellvik, V., O.R. Godø and D. Tjøstheim. 1999. Modelling diurnal variation in bottom trawl catches and potential application in surveys. *ICES CM 1999/J*: 06.

Hjellvik, V., Godø, O.R., and Tjøstheim, D. 2001. Modelling diurnal variation of marine populations. *Biometrics*, 57: 189–196.

Hjellvik, V., Godø, O. R., and Tjøstheim, D. 2002. Diurnal variation in bottom-trawl survey catches: does it pay to adjust? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59: 33-48.

Hjellvik, V., Godø, O. R., and Tjøstheim, D. 2002. The measurement error in marine survey catches; the bottom trawl case. *Fisheries Bulletin*, 100: 720-726.

Hjellvik, V., Michalsen, K., Aglen, A., and Nakken, O. 2003. An attempt at estimating the effective fishing height of the bottom trawl using acoustic-survey recordings. ICES Journal of Marine Science, 60: 967-979.

Hjellvik, V., Godø, O. R., and Tjøstheim, D. 2004. Decomposing and explaining the variability of bottom trawl survey data from the Barents Sea. Sarsia 89: 196-210.

Hjellvik, V., Godø, O. R., and Tjøstheim, D. 2004. Diurnal variation in acoustic densities: why do we see less in the dark? Can.J. Fish. Aquat. Sci. 61: 2237-2254.

Miércoles 25 de abril.

Durante la mañana se continuó con la revisión bibliográfica y la lectura de papers entregados por los colegas, en la biblioteca del Instituto de Investigaciones Marinas de Noruega, en Bergen.

Además se preparó la presentación comprometida con el Dr. Godø, para ser discutida al día siguiente.

Jueves 26 de abril.

Se realiza la presentación comprometida, la que fue titulada “*Crustacean Assessment Surveys off Northern - Central Chile*” y se discute su contenido con todos los investigadores del Grupo de Trabajo del Dr. O.R. Godø.

Luego de la discusión se analiza la posibilidad de enviar un Abstract para que este tema sea llevado a discusión a alguna de las sesiones de la futura Conferencia Anual de ICES, que se realizará en Helsinki, Finlandia, durante el mes de septiembre de 2007, como una buena opción de ampliar el ámbito de discusión de la temática, ya que en ese evento estarán presentes todos los investigadores que participan en este tipo de estudios en esa Organización Internacional. La evaluación del tema y lo que ello puede significar para darle mayor peso al contenido de este estudio FIP, recomiendan preparar el documento para presentarlo en esa instancia.

A continuación se entrega copia de dicho Abstract, que ya ha sido aceptado por el Comité Organizador del Evento, que se desarrollará entre el 17 y el 22 de septiembre en Helsinki, Finlandia, donde será presentado en la sesión Q: “**Science Underpinning Stock Abundance Survey Practice**”.

ICES CM 2007/Q

Chilean Crustacean Assessment Surveys: A review.

Enzo Acuña, R. Alarcón, L. Cid, L. Cubillos and R. León.

Three species of crustaceans are subject to fisheries in the lower shelf and upper slope (150 to 500 m) off the Northern-Central Chilean coast: two galatheid squat lobsters (*Cervimunida johni* and *Pleuroncodes monodon*) and a pandalid shrimp (*Heterocarpus reedi*). Their fisheries are managed through a Quota system. For the purposes of assessment, swept area surveys are conducted every year to provide tuning information for the VPA analysis and Quota calculation.

The different sampling designs that have been applied during the fourteen years of direct assessments, ranging from systematic transects to randomly stratified designs for the three resources, are critically analyzed. Methodological approaches in relation to tow duration, determination of tow beginning and end, geographic and bathymetric distribution of the three species, analysis of the by-catch caught with the three species are also addressed.

Keywords: Squat lobsters, Shrimp, Fisheries, Assessment surveys, Chile.

Contact author: Enzo Acuña: Area de Pesquerías, Departamento Biología Marina, Universidad católica del Norte – Sede Coquimbo. Casilla 117- Coquimbo, Chile. [tel: +56 51 209814, fax +56 51 209814, email: eacuna@ucn.cl]

Viernes 27de abril.

Se hace envío del Abstract antes mencionado y se recopila el último material bibliográfico que el personal de la biblioteca del IMR ayudó a traspasar a formato pdf.

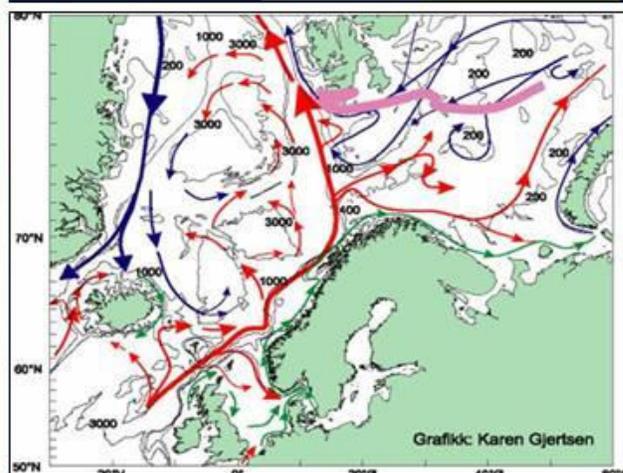
Anexo 2. Presentación del Dr. Olav Rune GODØ en el Primer Taller de Discusión realizado en Valparaíso

International experience in crustacean swept area surveys: the Norwegian case
 Olav Rune Godø



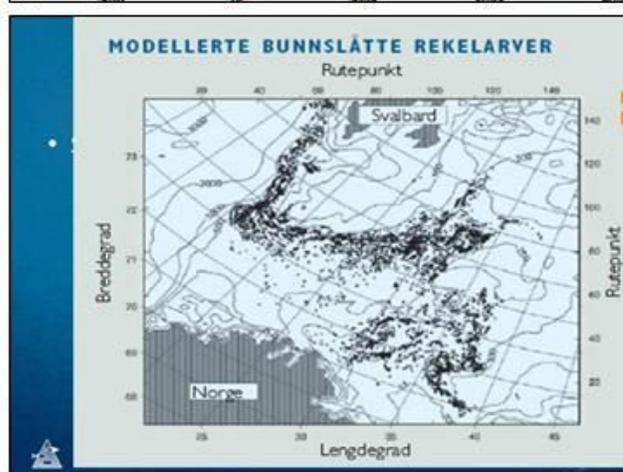

Most important stocks

• Barents Sea cod	800 000t	50%
• NSS Herring	1 mill t	57%
• Mackerel	650 000t	31%
• Blue whiting	600 000t	~50%
• Haddock	100 000t	50%
• Capelin	ecosystem dependent	
• Shrimp	ecosystem dependent	

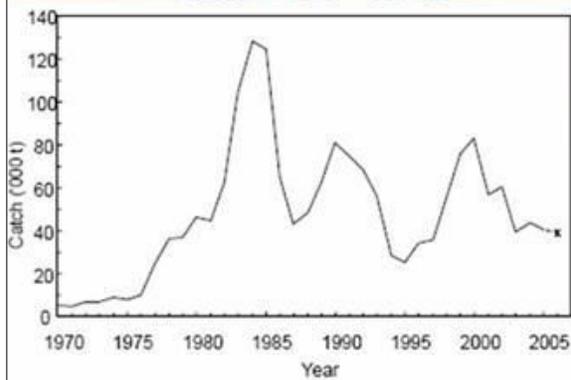



Some major crustaceans in Norwegian waters

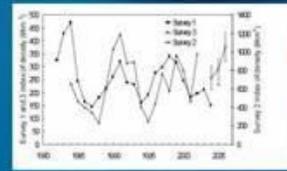
- *Pandalus borealis* 
- *Munida/Galathea* 
- *Lithodes/Paralithodes* 
- *Nephrops norvegicus* 

Catch Barents Sea



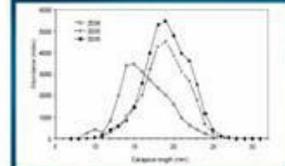
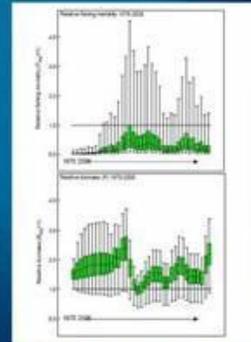
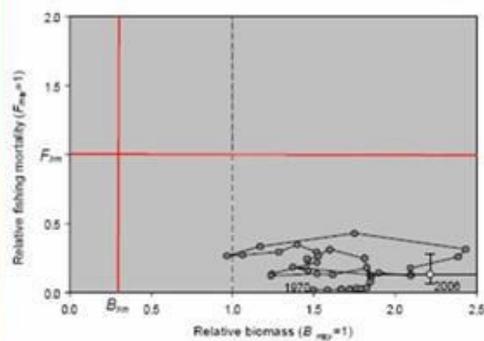
Data for assessment



Survey info
 1. Nor 1980-2004
 2. Rus 1984-2002
 3. Joint ecosystem surv.



Assessment approach



Size information from joint surv.

Relative biomass (B/B_{msy}) and fishing mortality (F/F_{msy})

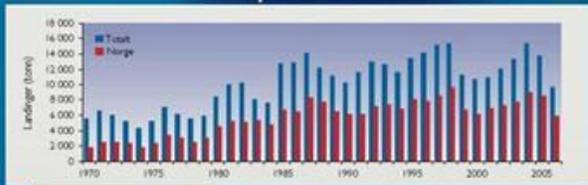
Research recommendation

- NIPAG recommends that, for the shrimp stock in ICES Div. I and II:
 - the existing ecosystem survey should be calibrated to the discontinued shrimp surveys
 - improve estimates of shrimp consumption
 - a recruitment index and its link to subsequent fishable biomass should be considered
 - work on developing assessment methods
 - classifying, and defining the fishing power of the different shrimp fishing gears

Management Norway

- Closed areas
- Closed seasons
- Mesh regulation
- Sorting grid
- Closure based on
 - By-catch of small fish (recruiting year classes)
 - By-catch of noncommercial shrimp

Shrimp North Sea



Commercially exploited

- Norway lobster - *Nephrops norvegicus*
 - Distribution: Northeast Atlantic, Morocco-Barents Sea
 - Spawning area: North Sea
 - Area of Norwegian interest: North Sea.
 - May reach an age of 15 years and 25 cm.



Catch

- One of the most valuable species in the North Sea
- During 2005 landings 4 032 tonnes from Skagerrak og Kattegat, from a quota of 5 170 tonnes.



Commercially exploited

- Red king crab - *Paralithodes camtschaticus*
- Introduced species in the 1960s by Russia
- Expanded and become commercially available in the 1990s
- Biology still not fully established
- Still expanding



Still migrating – but how far?

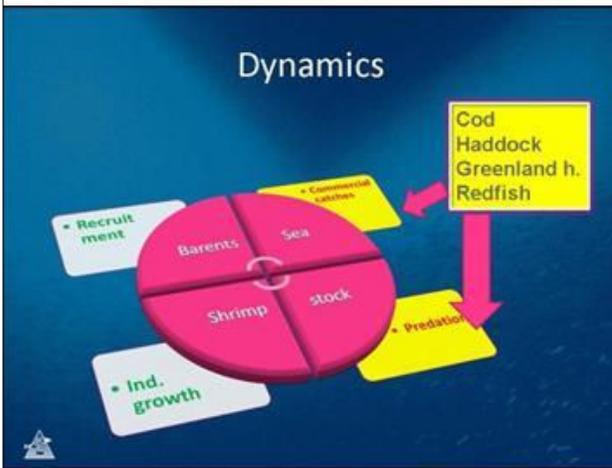
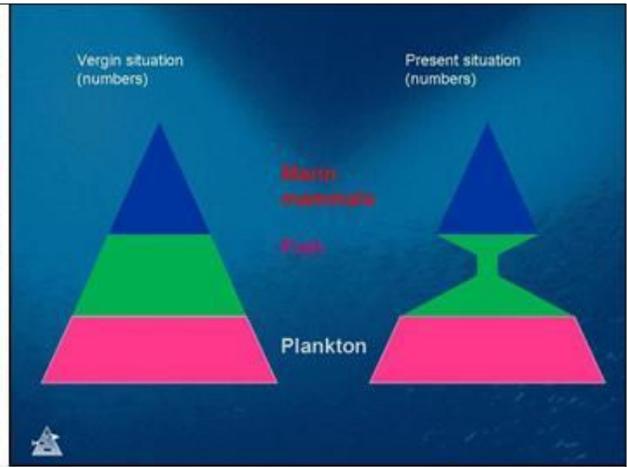


Survey methods

- Crab - pot
- Want to develop video and acoustics
- Swept area with trawls

Complex ecosystem

- Why are things apparently OK?
- Shrimp is a key species that enable production at higher trophic levels at recruitment success of main commercial species



Thank you for your attention

- Acknowledgement
 - Michaela Aschan
 - Dag Furevik
 - Roar Skeide
 - Jan Sundet

Anexo 3. Experiencia internacional en evaluaciones de crustáceos mediante área barrida.

International experience in crustacean swept area surveys: the Norwegian case.

Olav Rune Godø, Institute of Marine Research, Bergen, Norway

Introduction

Norway exploits northern shrimp in the Barents and the North Seas as well as in the North Sea and Norwegian fjord areas. By far the catch from the Barents Sea is the highest and represents the highest revenue for the industry. The fjord and North Sea catches gives the southern and most populated part of the country access fresh shrimps. The dominant species is *Pandalus borealis*, but normally other species are also represented. The Barents Sea fisheries were developed in the 1970s by Norway, and several other countries are now involved with Russia as the major shareholder. Later discussion of scientific survey swept area methodology will refer to experience from the Barents Sea. It should be mentioned that the use of commercial CPUE has become increasingly difficult due to abrupt changes in trawl technology of major importance for efficiency; e.g. introduction of double and triple trawls.

Rich year classes of cod, haddock, redfish and Greenland halibut appear on the shrimp fishing ground during the recruitment phase in large quantities. All stages of shrimp are important food for these fishes and to prevent depletion of the fish recruitment and reduce the risk of a combined predation and fishing depletion of the shrimp strict are closure regulation has been implemented. Both closure and opening is based on controlled test fishery. Since the sorting grid was introduced the problem has been reduced but never the less still exists during the first months after settlement, normally May through June.

Russia transplanted red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) from the Pacific to the Atlantic during the 1960s. Not until the recent two decades has the stock expanded and a fishery developed in Norwegian areas. The stock is harvested under an agreement with Russia and a certain number of males can be landed each year. The invasion of crab to traditional fishing ground at the Norwegian coast has caused large problem for gillnetters and other that gets the crab as by catch. Due to the high value of the crab only licence fishermen are allowed to land

them. Thus traditional fishermen end up with a lot of extra work without payment. Studies to reduce the by-catch problem have shown promising results.

Shrimp in the Barents Sea is assessed on the basis of catch information (amount and size composition) and survey data. The assessment is now done by the *Pandalus* Working Group (<http://www.ices.dk/iceswork/wgdetailacfm.asp?wg=WGPAND>) under ICES (International Council for Exploration of the Sea). The scientific advice for future catches is based on a surplus model and uses Bayesian statistics. The final advice is given by the advisory committee of ICES (<http://www.ices.dk/committe/acfm/comwork/report/2006/oct/pand-sub12.pdf>).

The red king crab is surveyed with pots but video counting using a bottom towed sledge is being tested. No assessment is done and exploitation has been gradually increases while development is followed by the development of the CPUE over time.

In addition Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) is exploited. This is a very valuable species mostly caught in the North Sea. Norway has a limited share of the catches. See <http://www.ices.dk/iceswork/wgdetailacfm.asp?wg=WKNEPH>.

Swept area surveys

The swept area approach applies for all the surveys. To illustrate the sensitivity of these surveys to different errors I will use the simplest appraisal approach. That assumes a constant sampling unit (a). For trawl and video sledge surveys it implies that the distance travelled (l) and width (w) of the trawl or the camera coverage is maintained under various conditions. For pot surveys the area from which crabs are accumulated is assumed the same in all surveys. In its simplest form thus the density D is calculated from the catch c

$$D = \frac{c}{a}, \text{ where } a = l * w \text{ for the moving gears and a fixed radius for pots.}$$

Total biomass follows from:

$B = D * A$, where A is total survey area represented by the sampling.

So, in essence the question is how we can secure reliable data collection with the proper control of our assumptions. In that respect the Norwegian experience demonstrate the pitfalls and problems. Also, it emphasizes the question whether and when should a detected problem end up in a change of procedures of the survey.

Control of the trawl performance and geometry became possible through acoustic trawl instrumentation (Engås and West 1987). Through this development it became evitable that trawls were not always behaving as believed (Engås and Godø 1986) and a way of quantifying the effects of varying trawl geometry and performance was obtained (Godø and Engås 1989). Trawl spread vary with warp length, which normally is determined by the fishing depth. Following these findings there was a discussion in the international community whether swept width (w) should be adjusted according to measurements of trawl or door spread, or action should be taken to maintain target spread at all hauls (see ICES report on the issue <http://www.ices.dk/reports/FTC/2005/SGSTS05.pdf>). It is well known that trawls perform best at a certain width. An overspread trawl will have a tight ground rope and not fish optimal close to the bottom. This creates avenues for escape and might lead to additional size and species selection (Engås and Godø 1989a). Further, as trawl wing spread follows door spread a major selection effect for fishes will often take place between doors and trawls (sweep selection) (Engås and Godø 1989b). Accepting variation in spread between tows means not only variation in swept area but also changes in selectivity. Engås and Ona (1993) found out that the spread problem could be solved by using a constriction rope. This has been adopted in both fish surveys (Jakobsen *et al.* 1997) and shrimp survey (Aschan and Sunnanå 1997) as standard procedure.

Setting a “constant and correct” tow distance (l) was originally done by towing the trawl for an hour or another given time at target speed as determined by the captain. With the arrival of GPS it became clear that this could be a source of variability due to a lot of environmental factors like wind and current. Now distance and speed is determined by GPS. This gives the true distance travelled over ground but does not necessarily represent a constant volume of water filtered. In most cases it would probably be more correct to assess tow distance according to the speed of

trawl through water and the towing time. There are speed sensors available for this purpose but not many studies are available to validate the improvements by such an approach in surveys. One of the problems is that these sensors measure speed at headrope of the trawl, which might not be representative for the filtered water masses.

Vessel time is expensive and due to intra-haul correlation in the biological properties of the catch (Pennington and Vølstad 1994), the quality of the overall result is dependent of the number of hauls. This number can be increased through shorter tow duration. Studies of the effects of tow duration on catching efficiency by species and size indicate that shorter tows are as efficient as longer (Godø *et al.* 1992) and survey efficiency will improve by reducing tow duration and increase number of tow (Pennington and Vølstad 1991). The limiting factor for this approach is the ability to precisely set the time of start and stop of tow. Recently new trawl sensors have been developed that solve this problem (see e.g. www.scanmar.no, www.simrad.no). Probably there is a potential for substantial improvement in crustacean surveys by reducing tow duration as there are no problem with time dependent avoidance behaviour. An additional aspect of shortening tow duration is less damage to the trawl and possibility to represent smaller locations. This might improve the representativity of the sampling and thus the quality of the results. So, short tow distance (l), ideally measured as speed through water and tow time, may improve quality as long as time of bottom contact is precisely determined with trawl instrumentation.

The final stock biomass estimate (B) is arrived through integration of densities over the total survey area. The literature is ample of discussion on randomisation of marine surveys. The advantage of randomisation versus fixed or systematic is limited as long as there is evidence of some kind of systematic but unquantified spatial distribution of the target animals that might affect the sampling. It is thus important to be pragmatic and take practical considerations when designing a survey. For example large expenses in gear and time might emerge from a pure randomisation changing from survey to survey. This approach lacks flexibility hinder learning from earlier experience. In a learning approach you may choose station randomly but over time exclude those where the trawl hook on bottom or is torn during the tow. After some surveys you will end up operating a net of stations with fixed start and end points that is repeated during all surveys without unexpected delays or expenses due to a torn gear.

Just as important for biomass estimation (B) is correct distribution and reliable stratification. In crustaceans survey this is particularly important due to the close association between bottom substrate and the target species. Often we use available maps to set areas of different strata but this information is of variable quality. Acoustic methods are becoming more reliable in discriminating between substrates although it is not always easy to tell exactly the type of substrate. Thus a detailed acoustic mapping of the survey area may give valuable and quantifiable information to set up an efficient stratification.

See also Engås (1994) and Godø (1994) for more information on survey methodology in Norway.

Quality of survey data

Marine data are often very variable and sometimes noise shadows the important trends. It is always a challenge to put emphasis on the important issues and leave the marginal. The problem is that sometimes there is no overlap between what is scientifically interesting and simultaneous important for survey quality. Standardised design is implemented to minimize variability. However, sometimes unintended variability is introduced; e.g. if fixed warp to depth ratio is used over all depths you will introduce a variable swept area with depth (Godø and Engås 1989).

In the following some elements associated with data quality are summarized:

- Control all elements
- Keep swept width constant – constraint rope might be an advantage if survey area spans several 100 m of depth.
- Keep distance constant – in some cases distance should take into account speed of water current as filtered volume of water may reflect better animal density than the distance travelled over ground.
- Establish an adequate total area and secure a reliable stratification – depending on the homogeneity of the survey area, stratification may be of utmost importance for the finale estimate. Particularly when the stock occupies different strata during

various life stages, the reliability of the stratification regime might become decisive for trustworthy analysis of time series of data.

- Cover all relevant areas equally representative (rocky obstacles and clay digging) - this is a challenge that might in some cases be unrealistic, particularly when only one gear is available. In such cases additional information about distribution pattern should be collected to assist interpretation of the survey data.
- Selection – Selection depends on the chosen sampling gear and the properties of the target species.
- Trawl characteristics – a trawl designed for the target species gives the best results. Mesh sizes should match size of organisms at the same time as securing proper filtering capacity with the applied towing speed (see e.g. Engås 1994). Thus, overall size and cutting need cautious attention.
- Availability - Vertical distribution of target species often gives variable availability during day and night and during different seasons. According to Norwegian experience this also affects to some extent shrimp surveys when carried out around the clock (see Godø 1994, Larsen *et al.* 1993).
- Size selection – Vertical distribution and migration is normally size dependent and will thus affect size selection of the survey (Larsen *et al.* 1993).
- Bottom contact – This is a difficult issue that needs serious attention and modification to cope with the specificities of each individual survey. The clue is to find the right balance between minimizing escape of animals under the trawl and frequent and serious trawl damage.

Pot surveys

Norway has not yet started regular pot surveys. Tests are being made and so far the results are promising. More information will be made available when more tests are done.

The ecosystem aspects

Shrimps are important forage species in demersal communities in Norwegian areas. Particularly young fish feed heavily on shrimp. Thus, the overlap in distribution results in large by-catch of

undersized commercial fish like cod, haddock, redfish and Greenland halibut in the shrimp fishery. To avoid negative affects on fish recruitment and overexploitation of shrimps during period of heavy predation on northern shrimps, a closed area regulation is implemented when by-catch exceed certain species dependent limits.

Presently, fuel prices seem to become an increasingly important regulator of the fishing effort, particularly during periods of low shrimp prices on the world market.

Literature cited

Aschan, M. and K. Sunnanå. 1997. Evaluation of the Norwegian Shrimp Surveys conducted in the Barents Sea and the Svalbard area 1980-1997. ICES CM 1997/Y: 7, 24 pp.

Engås, A. 1994. The effects of trawl performance and fish behaviour on the catching efficiency of demersal sampling trawls. In: A. Fernø and S. Olsen (Eds.) Marine fish behaviour in capture and abundance estimation. Fishing News Books, Oxford, 221 p.

Engås, A. and O.R. Godø. 1986. Influence of trawl geometry and vertical distribution of fish on sampling with bottom trawl. *Journal Northwest Atlantic Fisheries Science*, 7: 35-42.

Engås, A. and O.R. Godø. 1989a. The effect of different sweep lengths on the length composition of bottom-sampling trawl catches. *J. Cons. Int. Explor. Mer*, 45: 263-268.

Engås, A. and O.R. Godø. 1989b. Escape of fish under the fishing line of a Norwegian sampling trawl and its influence on survey results. *J. Cons. Int. Explor. Mer*, 45: 269-276.

Engås, A. and E. Ona 1993. Experiences using the constraint technique on bottom trawl doors. *ICES C.M. B*: 18, 1-6.

Engås, A. and CW. West 1987. Trawl performance during the Barents Sea cod and haddock survey – potential sources for gear-related sampling bias. *Fisheries Research* 5: 279-286.

Godø, O.R. 1994. Factors affecting reliability of groundfish abundance estimates from bottom trawl surveys. pp. 166–199. In: A. Fernø and S. Olsen (Eds.). Marine fish behaviour in capture and abundance estimation. Fishing News Books, Oxford.

Godø, O.R. and A. Engås. 1989. Swept area variation with depth and its influence on abundance indices of groundfish from trawl surveys. *Journal Northwest Atlantic Fisheries Science*, 9: 133-139.

Godø, O. R., M. Pennington and J. H. Vølstad. 1990. Effect of tow duration on length composition trawl catches. *Fisheries Research* 9: 165-179.

Jakobsen, T., K. Korsbrekke, S. Mehl and O. Nakken. 1997. Norwegian combined acoustic and bottom-trawl surveys for demersal fish in the Barents Sea during winter. ICES CM 1997/Y: 17: 26 pp.

Larsen, R.B., J. Kristjansson and J.E. Marteinson. 1993. Vertical size distribution of shrimps (*Pandalus borealis*) in the water column of 0 to 8 m off seabed. ICES Marine Science Symposia 196: 207-210.

Pennington, M. and J.H. Vølstad 1991. Optimum size of sampling unit for estimating the density of marine populations. Biometrics 47, 717-723.

Pennington, M. and J.H. Vølstad. 1994. Assessing the effect of intra-haul correlation and variable density on estimates of population characteristics from marine surveys. Biometrics 50: 725-732.