



INFORME FINAL

Programa de Seguimiento Pesquerías
Bentónicas Bajo Régimen de Plan de Manejo,
Año 2020

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT

Septiembre 2021



INFORME FINAL

**Programa de Seguimiento Pesquerías
Bentónicas Bajo Régimen de Plan de Manejo, Año 2020
Septiembre 2021**

REQUIRENTE

**SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y
EMPRESAS DE MENOR TAMAÑO**

Subsecretario de Economía y EMT

Julio Alberto Pertuzé Salas

EJECUTOR

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP

Director Ejecutivo

Luis Parot Donoso

Jefe (I) División Investigación Pesquera

Sergio Lillo Vega

JEFE DE PROYECTO

Carlos Techeira Tapia

AUTORES

Objetivo Específico 4.2.1

Ex. Plan de Manejo Zonas Contiguas

Mauricio Mardones Inostroza

Agrupación zonas pesquería erizo

Carlos Cortes Segovia

Juan Carlos Saavedra

Carlos Techeira Tapia

Plan de Manejo Golfo de Arauco

Carlos Techeira Tapia

Carlos Cortes Segovia

Alejandro Roldán Heredia

Plan de Manejo de bahía Chasco

Carlos Techeira Tapia

Carlos Cortes Segovia

Plan de Manejo Macroalgas Región de Atacama

Alejandro Roldán Heredia

Plan de Manejo Pulpo Región de Los Lagos

Alejandro Roldán Heredia

Plan de Manejo Almeja Juliana Región de Los Lagos

Carlos Cortes Segovia

Carlos Techeira Tapia

Planes de Manejo de bahía Corral y Machas Región de Los Lagos

Carlos Techeira Tapia

Carlos Cortes Segovia

Plan de Manejo bahía Ancud

Carlos Techeira Tapia

Carlos Cortes Segovia

Objetivo específico 4.2.2

Andrea Araya Arriagada

Elizabeth Palta Vega

Objetivo específico 4.2.3

Carlos Cortes Segovia

Carlos Techeira Tapia

Alejandro Roldán Heredia

Objetivo específico 4.2.4

Carlos Techeira Tapia

Mauricio Mardones Inostroza



ÍNDICE GENERAL

	Página
1. RESUMEN EJECUTIVO	1
2. INTRODUCCIÓN	8
3. ANTECEDENTES	9
4. OBJETIVOS	13
4.1 Objetivo general	13
4.2 Objetivos específicos.....	13
5. METODOLOGÍA	14
5.1 Objetivo específico 4.2.1	14
5.1.1 Ex. Plan de Manejo de Zona Contigua, regiones de Los Lagos y Aysén	14
5.1.1.1 Recurso erizo (<i>Loxechinus albus</i>)	14
5.1.1.2 Agrupación en zonas para pesquería erizo.....	37
5.1.1.3 Recurso almeja común (<i>Venus antiqua</i>)	40
5.1.2 Plan de Manejo de bahía Corral	53
5.1.2.1 Recurso huego (<i>Ensis macha</i>) y navajuela (<i>Tagelus dombeii</i>).....	53
5.1.2.2 Evaluación indirecta del recurso navajuela (<i>Tagelus dombeii</i>).....	58
5.1.3 Plan de Manejo del Golfo de Arauco	62
5.1.3.1 Datos, estandarización de la CPUE y parametrización de los modelo de huego, navajuela y taquilla del Plan de Manejo del Golfo de Arauco.	59
5.1.3.2 Recurso huego (<i>Ensis macha</i>)	65
5.1.3.3 Recurso navajuela (<i>Tagelus dombeii</i>)	70
5.1.3.4 Recurso taquilla (<i>Mulinia edulis</i>)	74
5.1.3.5 Evaluación de estrategias de manejo en el Golfo de Arauco para apoyar la posible redefinición de objetivos del Plan de Manejo.....	77
5.1.4 Plan de Manejo de juliana, Región de Los Lagos	78
5.1.4.1 Evaluación directa de almeja juliana (<i>Tawera gayi</i>)	78
5.1.4.2 Evaluación indirecta de almeja juliana (<i>Tawera gayi</i>).....	85
5.1.5 Plan de Manejo de machas, Región de Los Lagos	85
5.1.5.1 Recurso macha (<i>Mesodesma donacium</i>)	86
5.1.5.2 Revisión de referencias de AMERB para el recurso	90
5.1.6 Plan de Manejo de Pulpo del Sur	90
5.1.6.1 Recurso pulpo del sur (<i>Enteroctopus megalocyathus</i>)	90
5.1.7 Plan de Manejo de bahía Chasco	93
5.1.7.1 Recurso huiro flotador (<i>Macrocistys pyrifera</i>)	93



5.1.7.2 Evaluación de estrategias de manejo para <i>Macrocystys pyrifera</i> en Plan de Manejo de bahía Chascos	97
5.1.8 Plan de Manejo de algas pardas de la Región de Atacama	97
5.1.8.1 Recurso huiro negro (<i>Lessonia berteroana</i>) y huiro palo (<i>Lessonia trabeculata</i>)	98
5.1.8.2 Taller de metodologías de evaluación indirecta de macroalgas	104
5.1.9 Plan de Manejo de bahía Ancud	104
5.1.9.1 Recurso luga roja (<i>Gigartina skottsbergii</i>) y luga negra (<i>Sarcotalia crispata</i>)	104
5.1.9.2 Evaluación directa e indirecta de ostra (<i>O. chilensis</i>)	111
5.2 Objetivo específico 4.2.2	115
5.2.1 Modelo bioeconómico pesquerías de huego y navajuela en el Golfo de Arauco	115
5.3 Objetivo específico 4.2.3	121
5.3.1 Revisión información de erizo disponible para evaluación en Región de Magallanes	121
5.3.1.1 Revisión de los datos del monitoreo de la pesquería	121
5.3.1.2 Revisión de antecedentes bibliográficos	121
5.4 Objetivo específico 4.2.4	122
5.4.1 Taller técnico para definición de Puntos Biológicos de Referencia empíricos para 2 recursos de Planes de Manejo Bentónicos.	122
5.4.2 Revisión metodológica de evaluación indirecta de erizo (evaluación por pares).	122
6. RESULTADOS	124
6.1 Objetivo específico 4.2.1	124
6.1.1 Ex -Plan de Manejo Zona Contigua, regiones de Los Lagos y Aysén	124
6.1.1.1 Recurso erizo (<i>Loxechinus albus</i>)	124
6.1.1.2 Revisión de agrupación espacial del recurso erizo en las regiones de Los Lagos y Aysén.	158
6.1.1.3 Recurso almeja común (<i>Venus antiqua</i>)	184
6.1.1.3.1 Evaluación de stock Almeja común de bahía Ancud	184
6.1.1.3.1 Evaluación de stock Almeja común zona X Sur	189
6.1.2 Plan de Manejo de bahía Corral	193
6.1.2.1 Evaluaciones directas	193
6.1.2.2 Evaluación indirecta de navajuela en bahía Corral	197
6.1.3 Plan de Manejo del Golfo de Arauco	203
6.1.3.1 Recurso huego (<i>Ensis macha</i>)	203
6.1.3.2 Recurso navajuela (<i>Tagelus dombeii</i>)	214
6.1.3.3 Evaluación de las estrategias de manejo en huego y navajuela	225



6.1.3.4 Recurso taquilla (<i>Mulinia edulis</i>)	230
6.1.4 Plan de Manejo de juliana, X Región	245
6.1.4.1 Evaluación directa de almeja juliana (<i>Tawera gayi</i>)	246
6.1.4.2 Evaluación indirecta de almeja juliana	263
6.1.5 Plan de Manejo de machas, X Región	273
6.1.5.1 Evaluaciones directas de macha (<i>Mesodesma donacium</i>)	274
6.1.5.2 Resultados de Monitoreo de reclutamiento	286
6.1.5.3 Situación reportada para (<i>M. donacium</i>) en AMERB de la Región de Los Lagos	288
6.1.6 Plan de Manejo de Pulpo del Sur	289
6.1.6.1 Recurso pulpo del sur (<i>Enteroctopus megalocyathus</i>)	289
6.1.7 Plan de Manejo de bahía Chasco	315
6.1.7.1 Recurso huiro flotador (<i>Macrocistys pyrifera</i>)	315
6.1.7.2 Complementación del Plan de Manejo	322
6.1.8 Plan de Manejo de algas pardas de la Región de Atacama	323
6.1.8.1 Evaluación indirecta de macroalgas de la Región de Atacama.	323
6.1.8.2 Taller metodologías de evaluación indirecta de macroalgas	357
6.1.9 Plan de Manejo de bahía Ancud	362
6.1.9.1 Evaluaciones directas y análisis de laboratorio, luga roja (<i>Gigartina skottsbergii</i>) y luga negra (<i>Sarcothalia crispata</i>).	362
6.1.9.2 Exploración de método de evaluación indirecta	382
6.1.9.3 Evaluación de ostra chilena (<i>O. chilensis</i>) en bahía Ancud.	384
6.2 Objetivo específico 4.4.2	396
6.2.1 Evaluación bioeconómica pesquería de huepo.	396
6.2.2 Evaluación bioeconómica pesquería de navajuela	400
6.2.3 Información de mercado principales recursos bentónicos a nivel país	405
6.3 Objetivo específico 4.2.3	420
6.3.1 Revisión información disponible para evaluación de erizo Región Magallanes	419
6.3.2 Revisión de antecedentes bibliográficos	428
6.4 Objetivo específico 4.2.4	433
6.4.1 Taller para definición de Puntos de Referencia empíricos para 2 recursos de Planes de Manejo Bentónicos.	433
6.4.2 Revisión metodológica de evaluación indirecta de erizo (evaluación por pares).	446
6.4.4 Participación en reuniones y presentaciones	447
7. DISCUSIÓN	450
8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	463



ANEXOS

ANEXO I: Informe Evaluación Directa de bahía Corral.

ANEXO II: Informe Evaluación Directa de Juliana.

ANEXO III: Informe Evaluación Directa Machas Región de Los Lagos.

ANEXO IV: Informe Evaluación Directa Macroalgas Región de Atacama.

ANEXO V: Informe Evaluación Directa Ostra en bahía Ancud.

ANEXO VI: Informe Final Revisión por Pares de Evaluación de Stock de Erizo, regiones de Los Lagos y Aysén.

BASES DE DATOS Y DOCUMENTOS COMPLEMENTARIOS EN ARCHIVOS ADJUNTOS



ÍNDICE DE FIGURAS.

Figura 1. Zonas de evaluación de erizo y polígonos propuestos por Molinet <i>et al.</i> (2011) contenidos en cada una de ellas.	16
Figura 2. Series temporales de las capturas corregidas de acuerdo a las capturas de IFOP y de acuerdo a las estadísticas oficiales para cada una de las unidades de evaluación de stock (Sernapesca, 2020).	19
Figura 3. Distribución y magnitud de las capturas en una escala espacial y temporal para la pesquería del erizo durante el año 2020. Cada cuadro representa los meses correlativos entre enero y octubre del presente año.	20
Figura 4. Distribución de frecuencia de tallas en las capturas erizo en las 3 zonas de evaluación a través de los años. La línea roja representa la TML de 65 mm (R. Ex. N 763-2018) de diámetro de testa. Período 1996-2020.	21
Figura 5. Estructuras de tallas históricas por polígono. La línea roja representa la TML de 65 mm (R. Ex. N 763-2018) de diámetro de testa. Período 1996-2020.	22
Figura 6. Diagrama de las tendencias de rendimientos de pesca de entrada al modelo. Se utilizan los datos entre (1996-2020).	24
Figura 7. Curva logística de madurez sexual de erizo en la macrozona evaluada. Fuente: Proyecto FIP 2014-08 “Actualización de la estimación de parámetros biológicos y de crecimiento de erizo en la X y XI Regiones” (Molinet <i>et al.</i> , 2016).	26
Figura 8. Áreas de aplicación de evaluación de stock del recurso almeja periodo 1996 - 2020 en el marco del Plan de Manejo de la Zona Contigua. Los cuadros indican Bahía de Ancud y Zona X Sur. El tamaño de los puntos indica la proporción de la captura acumulada por procedencia monitoreada (Fuente: IFOP).	41
Figura 9. Desembarque histórico de almeja registrado en la Bahía de Ancud (Fuente Sernapesca 2020).	48
Figura 10. Series de tiempo de las capturas corregidas de almeja en la zona X Sur de acuerdo a las capturas de IFOP y estadísticas oficiales (Sernapesca, 2020).	49
Figura 11. Distribución de frecuencia de tallas en las capturas, Almeja Zona Ancud. Las barras rojas representan individuos bajo TML. Período 2000-2020.	51
Figura 12. Distribución de frecuencia de tallas en las capturas, Almeja Zona X Sur. Las barras azules representan individuos bajo TML. Período 2000-2020.	52
Figura 13. Grilla de muestreo de evaluaciones directas en Plan de Manejo de bahía Corral, años 2017, 2018, 2020 y 2021.	54
Figura 14. Muestreo de individuos de huepo y navajuela en bahía Corra (Fotos archivo programa).	55
Figura 15. Muestreo biológico de individuos de especies objetivo para establecer relaciones de talla y peso (Fotos archivo programa).	56



Figura 16. Zona de estudio y procedencias consideradas para el levantamiento de las composiciones de tallas y datos de rendimiento de pesca navajuela en el Golfo de Arauco.	70
Figura 17. Golfo de Arauco en la Región del Biobío. Los puntos representan las procedencias reportadas en los desembarques de taquilla (<i>M. edulis</i>). En azul el puerto de Tubul y en rojo se muestran las procedencias seleccionadas para el presente informe.	74
Figura 18. Distribución de bancos de juliana evaluados año 2021.	79
Figura 19. Participación y capacitación pescadores artesanales en terreno (Foto archivo de proyecto).	79
Figura 20 Zonas de barridos hidroacústicos en bancos de juliana evaluados.	80
Figura 21. Proceso de evaluación directa de juliana, año 2021.	82
Figura 22. Playas con presencia de machas explotadas históricamente en la Comuna de Maullín, Región de Los Lagos.	86
Figura 23. Corer empleado para el muestreo de individuos reclutas de macha (<i>M. donacium</i>).	89
Figura 24. Procedencias (en rojo) de captura de pulpo del sur (<i>E. megalocyathus</i>) reportadas en la Región de Los Lagos de 1996 al 2020. Monitoreo Seguimiento Bentónico (IFOP).	90
Figura 25. Distribución de unidades muestrales (transectas de 200 m) en bahía Chasco. Otoño, invierno y primavera 2020, verano 2021 y otoño 2021.	91
Figura 26. Caletas (negro) y puertos (rojo) donde se han reportado desembarque de Huiro negro y huiro palo en la Región de Atacama.	99
Figura 27. Muestreo submareal con cuadrante de 1 m ² .	106
Figura 28. Izquierda fragmentos de frondas en tubos de ensayo. Derecha adición de Acetal – resorcinol a tubo de ensayo con trozo de fronda.	107
Figura 29. Reacción colorimétrica indicando fase reproductiva, la coloración roja indica fase gametofítica y la coloración amarilla transparente indica fase esporofítica.	108
Figura 30. Izquierda dibujo en papel Kraft para cálculo del área de la fronda. Derecha se observa orificio de la muestra de sacabocado y el trozo de fronda para la estimación del número de cistocarpos.	109
Figura 31: Área y distribución de unidades de muestreo del recurso <i>Ostrea chilensis</i> en el Golfo de Quetalmahue (Fuente: Fundación Chinquihue).	112
Figura 32: Proceso de determinación de sexo, y evaluación de estados.	113
Figura 33. Modelo conceptual de un modelo bioeconómico.	116
Figura 34. Distribución porcentual de las capturas anuales por tipo de viaje, en las pesquerías de huego (izquierda) y navajuela (derecha). Periodo 1996-2020.	117
Figura 35. Comportamiento del esfuerzo por viaje de pesca y la CPUE promedios, en las pesquerías de huego (izquierda) y navajuela (derecha). Periodo 1996-2020.	118
Figura 36. Modelo bioeconómico para huego y navajuela.	119



Figura 37. Ajuste del modelo a la información de CPUE, desembarque para el erizo de la zona X Norte. Los puntos representan a las observaciones junto a sus niveles de incertidumbre. La línea negra sólida muestra el valor estimado por el modelo.-----	125
Figura 38. Ajuste del modelo a la información de CPUE, desembarque para el erizo de la zona X Sur. Los puntos representan a las observaciones junto a sus niveles de incertidumbre. La línea negra sólida muestra el valor estimado por el modelo.-----	126
Figura 39. Ajuste del modelo a la información de CPUE, desembarque para el erizo de la zona X Sur. Los puntos representan a las observaciones junto a sus niveles de incertidumbre. La línea negra sólida muestra el valor estimado por el modelo.-----	127
Figura 40. Ajuste del modelo a las estructuras de talla de las capturas de erizo zona X Norte. Las barras representan las proporciones de capturas observadas y las líneas, el ajuste del modelo. El modelo no ajusta para datos previos al año 1996.-----	128
Figura 41. Ajustes de la proporción de tallas de erizo de la zona X Sur.-----	129
Figura 42. Ajustes de la proporción de tallas de erizo de la zona XI.-----	130
Figura 43. Residuos de la proporción de tallas de erizo de la zona X Norte.-----	131
Figura 44. Residuos de la proporción de tallas de erizo de la zona X Sur.-----	132
Figura 45. Residuos de la proporción de tallas de erizo de la zona XI.-----	133
Figura 46. Patrón retrospectivo estándar (panel izquierdo) y relativo (panel derecho) de los reclutamientos de erizo en la zona X Norte.-----	134
Figura 47. Patrón retrospectivo estándar (panel izquierdo) y relativo (panel derecho) de los reclutamientos.-----	135
Figura 48. Patrón retrospectivo estándar (panel izquierdo) y relativo (panel derecho) de los reclutamientos.-----	136
Figura 49. Perfil de verosimilitud erizo Zona X Norte.-----	137
Figura 50. Perfil de verosimilitud erizo zona X Sur.-----	138
Figura 51. Análisis de sensibilidad de la Mortalidad natural de erizo de la zona norte. La línea negra y zona sombreada corresponde al caso base ($L_{00} = 119,85$ mm y $M = 0,25$ año ⁻¹).-----	139
Figura 52. Análisis de sensibilidad de Mortalidad natural de erizo de la zona X sur. La línea negra y zona sombreada corresponde al caso base ($L_{00} = 119,85$ mm y $M = 0,282$ año ⁻¹).-----	140
Figura 53. Análisis de sensibilidad de la Mortalidad natural de erizo de la zona XI. La línea negra y zona sombreada corresponde al caso base ($L_{00} = 132,8$ mm y $M = 0,20$ año ⁻¹).-----	141
Figura 54. Análisis de sensibilidad del rango de L_{00} de erizo de la zona norte. La línea negra y zona sombreada corresponde al caso base ($L_{00} = 119,85$ mm y $M = 0,25$ año ⁻¹).-----	142
Figura 55. Análisis de sensibilidad del rango de L_{00} de erizo de la zona X sur. La línea negra y zona sombreada corresponde al caso base ($L_{00} = 119,85$ mm y $M = 0,282$ año ⁻¹).-----	143
Figura 56. Análisis de sensibilidad del rango de L_{00} de erizo de la zona XI. La línea negra y zona sombreada corresponde al caso base ($L_{00} = 132,8$ mm y $M = 0,20$ año ⁻¹).-----	144



Figura 57. Variables de biomاسas totales, desovantes, reclutamientos y desvíos estimadas por el modelo para el erizo de la zona X Norte período 1960 - 2019.	145
Figura 58. Variables poblacionales de erizo zona X Sur.	146
Figura 59. Variables poblacionales de erizo zona XI.	147
Figura 60. Puntos Biológicos de referencia de erizo zona X Norte.	148
Figura 61. Puntos Biológicos de referencia de erizo zona X Sur.	149
Figura 62. Puntos Biológicos de referencia de erizo zona XI.	150
Figura 63. Diagrama de fase propuesto para erizo zona X Norte. En el eje Y se presenta la razón entre el nivel de reducción de la biomasa desovante (BD) estimada en la evaluación de stock respecto de la biomasa objetivo (BD_{RMS}), la cual define el estatus de sub-explotación, plena explotación, sobreexplotación y colapso. El eje X representa la razón entre la mortalidad por pesca proveniente de la evaluación respecto del F40% considerado objetivo para alcanzar el RMS (proxy), sobre la línea continua ($F/F_{RMS} > 1$), se define la condición de sobrepesca.	151
Figura 64. Diagrama de fase erizo zona X Sur. Año 2020.	152
Figura 65. Diagrama de fase erizo zona XI. Año 2020.	153
Figura 66. Biomاسas Totales y Desovantes.	154
Figura 67. Distribución de las AMERB ubicadas en los espacios del Plan de Manejo de Zona Contigua de erizo. Cada línea roja representa la ubicación geográfica de cada AMERB.	155
Figura 68. Densidades medias promedio de los últimos 10 años por AMERB ubicadas en los espacios del Plan de Manejo de Zona Contigua de erizo. Cada línea roja representa los límites de cada AMERB y los números los polígonos identificados por Molinet <i>et al.</i> , 2011.	156
Figura 69. Trayectorias de densidades medias de AMERB agrupadas por polígonos del Plan de Manejo de Zona Contigua de erizo entre los años 2000 y 2019.	157
Figura 70. Distribución de frecuencia de tallas del monitoreo de AMERB de erizo en las 3 zonas de evaluación a través de los años. La línea roja representa la TML de 65 mm (R. Ex. N 763-2018) de diámetro de testa. Período 2000-2019.	158
Figura 71. Desembarque monitoreado por funciones de las embarcaciones en las regiones de Los Lagos y Aysén. 2010 – 2019.	159
Figura 72. Desembarque anual monitoreado por tipo de embarcación y viajes de pesca identificados por función de tipo de embarcación. 2010 – 2019.	160
Figura 73. Registro de procedencias de pesca por tipo de viaje (mono o multirecurso), desembarque monitoreado y función de embarcación registrada.	160
Figura 74. Agrupaciones de pesquería de erizo identificadas para el presente estudio: a) regiones de Los Lagos y Aysén b) Zonas de asignación de cuotas y evaluación c) polígonos propuestos por Molinet <i>et al.</i> , 2011 y d) macrozona de operación de la pesquería.	163
Figura 75. Procedencias de pesca de erizo monitoreadas por año en las regiones de Los Lagos y Aysén. 2010-2019.	164



Figura 76. Centros de masas de captura de erizo en macrozona regiones Los Lagos y Aysén por año. 2010-2019.	165
Figura 77. Centro de masas de captura en macrozona por semestre y año. 2010 – 2019.	166
Figura 78. Centro de masa de captura para cada uno de los 12 polígonos (Molinet <i>et al</i> , 2011) por año. 2010 – 2019.	167
Figura 79. Centro de masa de capturas por zona de asignación cuota y evaluación de stock de IFOP. 2010-2019.	167
Figura 80. Registro de procedencias de pesca con valores de CPUE para la pesquería del erizo, por Puertos de monitoreo. Regiones de Los Lagos y Aysén. 2010-2019.	168
Figura 81. Centro de masas de la CPUE para la pesquería del erizo, para las procedencias con viajes de pesca monitoreados en la Base de Datos para la macrozona de las regiones de Los Lagos y Aysén. 2010-2019.	169
Figura 82. Centro de masas de la CPUE en escala temporal trimestral, para la pesquería del erizo, para las procedencias con viajes de pesca monitoreados en la Base de Datos para la macrozona de las regiones de Los Lagos y Aysén. 2010-2019.	170
Figura 83. Centro de masas de la CPUE para la pesquería del erizo, para las procedencias con viajes de pesca monitoreados en la Base de Datos, para la escala geográfica polígonos. 2010-2019.	171
Figura 84. Centro de masas de la CPUE para la pesquería del erizo, para las procedencias con viajes de pesca monitoreados en la Base de Datos, para la escala geográfica zonas de asignación de cuota y evaluación de stock. 2010-2019.	172
Figura 85. Hotspot (10 km) para las capturas, generado para las embarcaciones extractivas, acumulado para 5 años (2015 – 2019).	173
Figura 86. Hotspot (5 km) para la CPUE generado para las embarcaciones extractivas, acumulado para 5 años (2015 – 2019).	174
Figura 87. Agrupación de procedencias en las 6 zonas propuestas en el presente estudio para evaluar su desempeño versus las zonificaciones preexistentes.	175
Figura 88. Tablas de contingencia de registro de viajes de pesca para las agrupaciones evaluadas, años 2015 a 2019.	175
Figura 89. Tablas de contingencia con registros de talla totales para agrupaciones evaluadas, años 2015 a 2019.	176
Figura 90. Distribución de registros de CPUE en Kg/hr buceo para erizo en la Región de Los Lagos y Región de Aysén. 2015 – 2019.	176
Figura 91. QQ plot de transformaciones de series de CPUE.	177
Figura 92. Distribución en percentiles de los registros de CPUE en Kg/hr buceo para las agrupaciones evaluadas.	178
Figura 93. Distribución de registros de tallas para erizo en la macrozona Región de Los Lagos y Región de Aysén. 2015 – 2019.	178



Figura 94. Distribución en percentiles de los registros de tallas para las agrupaciones evaluadas.-----	177
Figuras 95. Gráficos Q-Q para la comparación de las distribuciones de probabilidad y las distintas distribuciones evaluadas para CPUE y tallas.-----	179
Figura 96. Ajuste del modelo a las estructuras de talla de las capturas de almeja Bahía de Ancud entre los años 1996 y 2020. Las barras representan las proporciones de capturas observadas y las líneas, el ajuste del modelo.-----	185
Figura 97. Ajuste del modelo a las tallas medias de almeja en la bahía Ancud entre los años 1965 y 2019.-----	186
Figura 98. Modelo de relación stock-recluta de almeja de la bahía Ancud.-----	186
Figura 99. Biomاسas totales y desovantes estimadas por el modelo para almeja de Bahía de Ancud período 1965 - 2020.-----	187
Figura 100. Trayectoria de la mortalidad por pesca estimada por el modelo para almeja en la Bahía de Ancud entre los años 1965 y 2020.-----	188
Figura 101. Trayectoria de la razón de la biomasa desovante anual y la biomasa desovante en equilibrio. Línea roja representa el punto de referencia de la razón de la Biomasa Desovante Virginal.-----	188
Figura 102. Ajuste del modelo a las estructuras de talla de las capturas de almeja Zona X Sur. La zona gris representa las proporciones de capturas observadas y las líneas, el ajuste del modelo.-----	189
Figura 103. Ajuste del modelo a las tallas medias de almeja en la Zona X Sur entre los años 1965 y 2020.-----	190
Figura 104. Relación stock-recluta de almeja de la Zona X Sur.-----	190
Figura 105. Biomasa total estimadas por el modelo para almeja de Zona X Sur período 1967 - 2020.-	191
Figura 106. Trayectoria de la mortalidad por pesca estimada por el modelo para almeja en la Zona X Sur entre los años 1967 y 2020.-----	192
Figura 107. Trayectoria de la razón de la biomasa desovante anual y la biomasa desovante en equilibrio de la almeja en la Zona X Sur. Línea roja representa el punto de referencia de la razón de la Biomasa Desovante Virginal.-----	192
Figura 108. Concentraciones de huego observadas en la grilla de muestreo en bahía Corral.-----	194
Figura 109. Concentraciones de navajuela observadas en la grilla de muestreo en bahía Corral.---	195
Figura 110. Distribuciones de frecuencia de tallas de huego y navajuela en bahía Corral. Barras oscuras señalan las tallas de individuos bajo TML, año 2021.-----	196
Figura 111. Graficas de relaciones longitud – peso de huego y navajuela en bahía Corral, año 2021.-	196



Figura 112. Distribución de frecuencias de densidades observadas de huego y navajuela en bahía Corral.	196
Figura 113. Curvas de selectividad de la pesquería, crecimiento en peso, ojiva de madurez y crecimiento en talla para el recurso navajuela en bahía Corral.	199
Figura 114. Estructura de tamaños de <i>T. dombeii</i> observada en las evaluaciones directas realizadas en bahía Corral.	200
Figura 115. Selectividad obtenida desde las estructuras de tallas versus ojiva de madurez para <i>T. dombeii</i> en bahía Corral. 2021.	201
Figura 116. Resultados de estatus para la población de <i>T. dombeii</i> en bahía Corral.	202
Figura 117. Estructura de tallas objetivo versus la observada con método LBSPR.	203
Figura 118. Agrupación de valores nominales de CPUE por trimestre para las procedencias seleccionadas en el presente estudio.	204
Figura 119. Agrupación de valores nominales de CPUE por las profundidades seleccionadas para el presente estudio.	204
Figura 120. Comportamiento de CPUE nominal con respecto a la procedencia, para los años de la serie.	205
Figura 121. Valores de CPUE nominal y estandarizados con distribuciones Gauss y Gamma para la serie histórica del recurso huego en bahía Corral.	206
Figura 122. Análisis de los residuales del ajuste de los valores de la serie de CPUE estandarizada.	207
Figura 123. Desembarque de huego en Golfo de Arauco, observado y predicho por el modelo, 1989.	208
Figura 124. CPUE para serie temporal de huego en el Golfo de Arauco observada y predicha por el modelo, 1996 – 2020.	208
Figura 125. Talla media de huego del Golfo de Arauco observada y predicha por el modelo. 1989 – 2020.	209
Figura 126. Mortalidad por pesca para huego determinada para el Golfo de Arauco. 1989-2020.	210
Figura 127. Selectividad para huego en edades para el Golfo de Arauco. No se establecieron diferencias entre los años de la serie analizada.	210
Figura 128. Reclutamiento observado y predicho para huego del Golfo de Arauco sobre la serie temporal analizada.	211
Figura 129. Reclutamientos y desvíos de los reclutamientos predichos para huego.	212
Figura 130. Serie temporal de Biomasa Desovante, Biomasa Total y Biomasa Explotable simulada para huego del Golfo de Arauco para la serie temporal analizada.	213
Figura 131. Serie temporal de Biomasa Total y Biomasa Desovante, con sus respectivos desvíos, simulada para huego del Golfo de Arauco para la serie temporal analizada.	213



Figura 132. Reducción de la Biomasa Desovante Virginal de huego. La línea roja representa la situación no deseada y la línea verde el objetivo de manejo propuesto en este estudio.-----	214
Figura 133. Comportamiento de CPUE nominal con respecto a las procedencias, expresada en trimestres, para los años de la serie.-----	215
Figura 134. Comportamiento de CPUE nominal con respecto a la profundidad, en niveles de 5, 10, 15 20 y 25 m, para los años de la serie.-----	215
Figura 135. Comportamiento de CPUE nominal con respecto a la estacionalidad, expresada en trimestres, para los años de la serie.-----	216
Figura 136. Distribución de los datos de profundidad a través de los años por procedencia de pesca empleada en la evaluación.-----	217
Figura 137. Serie de valores de CPUE nominales versus series de CPUE estandarizadas seleccionadas con tipos de distribución gamma y gaussiana. Recurso navajuela, Golgo de Arauco, 2020.-----	218
Figura 138. Análisis de los residuales del modelo de estandarización de CPUE seleccionado.-----	219
Figura 139. Desembarques oficiales de navajuela en el Golfo de Arauco versus proyecciones de desembarque realizadas por el proyecto de monitoreo de IFOP.-----	220
Figura 140. Desembarque de navajuela en Golfo de Arauco, observado y predicho por el modelo.-----	220
Figura 141. CPUE para serie temporal de navajuela en el Golfo de Arauco observada y predicha por el modelo.-----	221
Figura 142. Talla media de navajuela del Golfo de Arauco observada y predicha por el modelo.-----	221
Figura 143. Mortalidad por pesca para navajuela modelada para el Golfo de Arauco.-----	222
Figura 144. Selectividad para navajuela en edades para el Golfo de Arauco. No se establecieron diferencias entre los años analizados.-----	223
Figura 145. Reclutamiento observado y predicho para navajuela del Golfo de Arauco sobre la serie temporal analizada.-----	223
Figura 146. Desvíos de los reclutamientos predichos para la historia de la pesquería.-----	224
Figura 147. Recorrido de las biomásas de navajuela en la serie desde 1996, cuando se cuenta con datos del monitoreo bentónico.-----	225
Figura 148. Capturas de huego del Golfo de Arauco simuladas para 20 años en dos escenarios: F=0 y LER 1200 t (captura constante, HCR1).-----	226
Figura 149. Evaluación y simulación de biomasa desovante a 20 años, del recurso huego en el Golfo de Arauco con dos estartegias de manejo: F=0 y LER de 1200 t. (HCR1).-----	227
Figura 150. Representación del la evaluación y proyecciones del agotamiento del stock parenta de huego en el Golfo de Arauco con dos estrategias de manejo: F=0 y LER de 1200 t. (HCR1).-----	227
Figura 151. Capturas de huego del Golfo de Arauco simuladas para 20 años en dos escenarios: F=0 y LER 1200 t (captura constante, HCR1).-----	228



Figura 152. Evaluación y simulación de biomasa desovante a 20 años, del recurso huepo en el Golfo de Arauco con dos estrategias de manejo: F=0 y LER de 1200 t. (HCR1).-----229

Figura 153. Representación de la evaluación y proyecciones del agotamiento del stock parental de huepo en el Golfo de Arauco con dos estrategias de manejo: F=0 y LER de 1200 t. (HCR1).-----229

Figura 154. Desembarques totales por año de almeja taquilla (*M. edulis*) de 1998 al 2020. Tomado de los anuarios estadísticos de pesca de SERNAPESCA.-----230

Figura 155. Desembarque de almeja taquilla (*M. edulis*) por procedencia seleccionada del Golfo de Arauco. En negro (línea continua) se muestra el total del desembarque monitoreado, Los Alamos (línea negra punteada), Arauco (línea gris continua) y Los Liles (línea gris punteada).-----231

Figura 156. Relación longitud-peso de almeja taquilla (*M. edulis*) de 2002 al 2019 en el Golfo de Arauco. n= 234.-----232

Figura 157. Relación longitud-peso de almeja taquilla (*M. edulis*) total de 2002 al 2019 en el Golfo de Arauco. n= 32000.-----233

Figura 158. Histograma de frecuencia de tallas anual de almeja taquilla (*M. edulis*) en el Golfo de Arauco a) 2002 al 2010 y b) 2011 al 2020). La línea roja representa la actual talla mínima de captura que es de 55 mm de longitud, vigente desde noviembre 2015.-----235

Figura 159. Ojiva de madurez sexual de taquilla en el Golfo de Arauco. Punto negro señala L50= 35,84 mm y punto gris, L100= 38,28 mm.-----236

Figura 160. CPUE observada (nominal, puntos rojos) y estandarizada mediante GLMs. CPUE_1 (Gaussian, link= identity), CPUE_2 (Gaussian, link= log), CPUE_3 (Gamma, link= log).-----237

Figura 161. Ajuste del GLM seleccionado (línea roja) a la CPUE observada (línea negra).-----238

Figura 162. Ajuste del modelo Modbento a la serie temporal del desembarque de taquilla en el golfo de Arauco. Los círculos indican el desembarque observado (Desemb_obs) y la línea la línea negra lo estimado por el modelo (Desemb_est).-----239

Figura 163. Ajuste del modelo Modbento a los datos de CPUE observados de taquilla en el Golfo de Arauco. Los círculos indican la CPUE observada (CPUE_obs), mientras que la línea negra indica lo estimado por el modelo (CPUE_est). -----239

Figura 164. Ajuste del modelo Modbento a los datos observados de tallas medias de taquilla en el Golfo de Arauco. Los círculos indican las tallas median observada (Lmed_obs), mientras que la línea punteada indica el ajuste del modelo (Lmed_est). -----240

Figura 165. Mortalidad por pesca para taquilla en el Golfo de Arauco.-----240

Figura 166. Selectividad determinada para taquilla en el Golfo de Arauco.-----241

Figura 167. Reclutamiento para taquilla en el Golfo de Arauco.-----241

Figura 168. Desarrollo de la biomasa total (Biom_tot) línea negra y la desovante (Biom_Desov) línea gris determinada para taquilla en el Golfo de Arauco.-----242

Figura 169. Reducción de la biomasa desovante virginal de taquilla (*M. edulis*) en el Golfo de Arauco. La línea naranja representa el posible objetivo de manejo. La línea roja limite que califica al stock como de alto riesgo.-----243



Figura 170. Biomasa desovante proyectada para el periodo 2021-2030 para diferentes escenarios de disminución y aumento de la mortalidad por pesca observados en 2020. $F_0 = F_{2020 \times 0}$; $F_{0,5} = F_{2020/2}$; $F_1 = F_{2020}$ y $F_{1,5} = F_{2020 \times 1,5}$ -----	244
Figura 171. Desembarque proyectado para el periodo 2021-2030 en los escenarios de disminución y aumento de mortalidad por pesca (F) observada en el año 2020.-----	244
Figura 172. Bancos de juliana evaluados, Región de Los Lagos 2021.-----	245
Figura 173. Extracción de individuos en una de las estaciones de la grilla de muestreo de almeja juliana en la Región de Los Lagos.-----	246
Figura 174. Actividad de muestreo a bordo de los individuos extraídos en muestreo de almeja juliana.-----	246
Figura 175. Mapa de zona de Alao, en azul. Puntos negros corresponden a la grilla de muestreo.-----	247
Figura 176. Distribución de frecuencia de tallas de los individuos del banco Alao. Color azul señala individuos bajo la TML.-----	248
Figura 177. Distribución de frecuencia de densidades de individuos de almeja juliana contabilizados en banco Alao.-----	248
Figura 178. Mapa de zona de Alao, en azul. Puntos negros corresponden a la grilla de muestreo.-----	249
Figura 179. Distribución de frecuencia de tallas de los individuos del banco Apiao. Color azul señala individuos bajo la TML.-----	249
Figura 180. Distribución de frecuencia de densidades de individuos de almeja juliana contabilizados en banco Apiao.-----	250
Figura 181. Mapa de zona de Alao, en azul. Puntos negros corresponden a la grilla de muestreo.-----	251
Figura 182. Distribución de frecuencia de tallas de los individuos del banco Nihuel. Color azul señala individuos bajo la TML.-----	251
Figura 183. Distribución de frecuencia de densidades de individuos de almeja juliana contabilizados en banco Nihuel.-----	252
Figura 184. Mapa de zona de Alao, en azul. Puntos negros corresponden a la grilla de muestreo.-----	253
Figura 185. Distribución de frecuencia de tallas de los individuos del banco Caguach. Color azul señala individuos bajo la TML.-----	253
Figura 186. Distribución de frecuencia de densidades de individuos de almeja juliana contabilizados en banco Caguach.-----	254
Figura 187. Mapa de zona de Chuit, en azul. Puntos negros corresponden a la grilla de muestreo.-----	255



Figura 188. Distribución de frecuencia de tallas de los individuos del banco Chuit. Color azul señala individuos bajo la TML.-----	255
Figura 189. Distribución de frecuencia de densidades de individuos de almeja juliana contabilizados en banco Chuit.-----	256
Figura 190. Mapa de zona de Alao, en azul. Puntos negros corresponden a la grilla de muestreo.-----	257
Figura 191. Distribución de frecuencia de tallas de los individuos del banco Naranjo. Color azul señala individuos bajo la TML.-----	257
Figura 192. Distribución de frecuencia de densidades de individuos de almeja juliana contabilizados en banco Naranjo.-----	258
Figura 193. Mapa de zona de Alao, en azul. Puntos negros corresponden a la grilla de muestreo.-----	259
Figura 194. Distribución de frecuencia de tallas de los individuos del banco Quenac. Color azul señala individuos bajo la TML.-----	259
Figura 195. Distribución de frecuencia de densidades de individuos de almeja juliana contabilizados en banco Quenac.-----	260
Figura 196. Mapa de zona de Alao, en azul. Puntos negros corresponden a la grilla de muestreo.-----	261
Figura 197. Distribución de frecuencia de tallas de los individuos del banco Tirúa. Color azul señala individuos bajo la TML.-----	261
Figura 198. Distribución de frecuencia de densidades de individuos de almeja juliana contabilizados en banco Tirúa.-----	262
Figura 199. Función potencial de la relación alométrica de almeja juliana en los bancos evaluados en la Región de Los Lagos.-----	262
Figura 200. Monitoreo de la pesquería de almeja juliana expresado en días e operación por tipo de embarcación. A= lanchas de acarreo, E= lanchas extractivas.-----	264
Figura 201. Rendimientos de pesca de almeja juliana, medidos en Kg por hora de buceo.-----	264
Figura 202. Rendimientos de pesca de almeja juliana, medidos en Kg por viaje de pesca.-----	265
Figura 203. Captura en procedencias de pesca de juliana monitoreadas en aguas interiores de la Región de Los Lagos.-----	266
Figura 204. CPUE en procedencias de pesca de juliana monitoreadas en aguas interiores de la Región de Los Lagos.-----	267
Figura 205. Funciones de selectividad a la pesquería, crecimiento en peso, ojiva de madurez (tipo filo de cuchillo) y crecimiento en talla descritos para la almeja juliana en la Región de Los Lagos.-----	269
Figura 206. Representación de los ajustes del modelo a las observaciones de tallas históricas para juliana en la Región de Los Lagos.-----	270



Figura 207. Ojiva de madurez tipo filo de cuchillo y selectividad históricas monitoreadas para almeja juliana en la Región de Los Lagos.-----	271
Figura 208. Estructura de tamaños objetivo al 60% del potencial reproductivo para almeja juliana (target) y estructura de tallas observada en el último periodo (sample).-----	272
Figura 209. Representación de selectividad de la pesquería (50% y 95%), razón F/M y niveles de SPR históricos para la almeja juliana en la Región de Los Lagos.-----	273
Figura 210. Disposición de transectos en Playa Corcovado, Comuna de Chaitén.-----	274
Figura 211. Distribución de frecuencia de tamaños de individuos de <i>M. donacium</i> en playa Corcovado, Comuna de Chaitén.-----	275
Figura 212. Distribución de frecuencia de densidades de individuos de macha en playa Corcovado, Comuna de Chaitén.-----	275
Figura 213. Disposición de transectos en Playa Pucaihuen, Comuna de Chaitén.-----	276
Figura 214. Distribución de frecuencia de tamaños de individuos de <i>M. donacium</i> en playa Pucaihuén, Comuna de Chaitén.-----	277
Figura 215. Distribución de frecuencia de densidades de <i>M. donacium</i> en playa Pucaihuen, en la Comuna de Chaitén.-----	277
Figura 216. Distribución de unidades de muestreo en playa Godoy, Comuna de Maullín.-----	278
Figura 217. Distribución de frecuencias de tallas de macha para Godoy. La línea roja representa la talla mínima de extracción legal (TML; 60 mm) (D. Ex.832 – 18).-----	280
Figura 218. Distribución de frecuencia de tamaños de individuos de <i>M. donacium</i> en playa Godoy, Comuna de Maullín.-----	281
Figura 219. Frecuencia de densidades de <i>M. donacium</i> en playa Godoy, Comuna de Maullín.-----	281
Figura 220. Distribución de unidades de muestreo en Playa Pangal, Comuna de Maullín.-----	282
Figura 221. Distribución de frecuencias de tallas de macha para playa Pangal. La línea roja representa la talla mínima de extracción legal (TML; 50 mm) (R. Ex. 832 – 18).-----	283
Figura 222. Distribución de frecuencia de densidades en playa Pangal, Comuna de Maullín.-----	284
Figura 223. Relación potencial de longitud y peso para el recurso <i>M. donacium</i> en la Región de Los Lagos, 2021.-----	285
Figura 224. Desarrollo de los desembarques totales del de pulpo del sur (<i>E. megalocyathus</i>) en la Región de Los Lagos. Fase 1: desembarques menores a 30 t; fase 2: desembarques que fluctúan entre 80 y 350 t; fase 3: continuo aumento del desembarque y fase 4: expansión del desembarque.---	290
Figura 225. Procedencias seleccionadas para las evaluaciones (en rojo) y puertos asociados (en verde).-----	292
Figura 226. Desarrollo de las capturas por puertos seleccionados de viajes de pesca mono específicos para pulpo del sur en la Región de Los Lagos de 1996 a 2019.-----	293
Figura 227. Temperatura superficial del mar (TSM) de la Región de Los Lagos de 1996 al 2020.--	294



Figura 228. Frecuencia de capturas por profundidad (m) y año de pulpo del sur en la Región de Los Lagos. En verde y amarillo se muestran el mayor número de capturas de pulpo de sur por profundidad.-	295
Figura 229. Ajuste de los GLMs a los datos de CPUE nominal (a) y ajuste del GLM seleccionado con el factor anual extraído (en rojo) a la CPUE nominal (b).-----	296
Figura 230. Ajuste del modelo de a) Schaefer y b) Pella-Tomlinson a los datos de CPUE estandarizados.-----	298
Figura 231. Frecuencia de capturas por profundidad (m) y año de pulpo del sur en Ancud. En verde y amarillo se muestran el mayor número de capturas de pulpo del sur a cierta profundidad.-----	300
Figura 232. Ajuste de los GLMs a los datos de CPUE nominal (a) y ajuste de la CPUE estandarizada, con factor anual extraído (en rojo) a la CPUE nominal (b).-----	301
Figura 233. Ajuste del modelo de a) Schaefer y b) Pella-Tomlinson a los datos de CPUE estandarizados.-----	302
Figura 234. Frecuencia de capturas por profundidad (m) y año de pulpo del sur en Dalcahue. En verde y amarillo se muestran el mayor número de capturas de pulpo del sur a cierta profundidad.-----	304
Figura 235. Ajuste de los GLMs a los datos de CPUE nominal (a) y ajuste de la CPUE estandarizada, con factor anual extraído (en rojo) a la CPUE nominal (b).-----	305
Figura 236. Ajuste del modelo de a) Schaefer y b) Pella-Tomlinson a los datos de CPUE estandarizados.-----	306
Figura 237. Frecuencia de capturas por profundidad (m) y año de pulpo del sur en Queilen. En verde y amarillo se muestran el mayor número de capturas de pulpo del sur a cierta profundidad.-----	308
Figura 238. Ajuste de los GLMs a los datos de CPUE nominal (a) y ajuste de la CPUE estandarizada, con factor anual extraído (en rojo) a la CPUE nominal (b).-----	309
Figura 239. Ajuste del modelo de a) Schaefer y b) Pella-Tomlinson a los datos de CPUE estandarizados.-----	310
Figura 240. Frecuencia de capturas por profundidad (m) y año de pulpo del sur en Quellón. En verde y amarillo se muestran el mayor número de capturas de pulpo del sur a cierta profundidad.-----	312
Figura 241. Ajuste de los GLMs a los datos de CPUE nominal (a) y ajuste de la CPUE estandarizada, con factor anual extraído (en rojo) a la CPUE nominal (b).-----	313
Figura 242. Ajuste del modelo de a) Schaefer y b) Pella-Tomlinson a los datos de CPUE estandarizados.-----	314
Figura 243. Densidades registradas de <i>Macrocystis</i> sp. Estaciones de otoño 2020 a verano 2021.----	316
Figura 244. Longitudes medias de <i>Macrocystis</i> sp. en muestreos de otoño 2020 a verano 2021.---	317
Figura 245. Representación histórica estacional de densidades de <i>M. pyrifera</i> en bahía Chascos.----	318



Figura 246. Densidad histórica de plantas de <i>M. pyrifera</i> ., estacional en parches evaluados de bahía Chasco.-----	319
Figura 247. Longitudes máximas de estipe estacionales de <i>M. pyrifera</i> evaluadas en bahía Chasco. Línea roja indica talla de madurez sexual.-----	319
Figura 248. Relaciones potenciales de longitud – peso de <i>Macrocystis sp.</i> de bahía Chasco.-----	320
Figura 249. Estimaciones históricas de abundancia en biomasa y número de <i>M. pyrifera</i> en bahía Chasco.-----	322
Figura 250. Estructura de tallas de individuos reproductivos y no reproductivos de <i>M. pyrifera</i> en bahía Chasco, junio 2021.-----	323
Figura 251. Desarrollo de la pesquería y desembarque total (suma) de huiro negro (<i>Lessonia berteroana/spicata</i>) y huiro palo (<i>Lessonia trabeculata</i>) en la Región de Atacama.-----	324
Figura 252. Desarrollo del desembarque total de huiro negro (HN) y huiro palo (HP) en la Región de Atacama de 1980 al 2020.-----	325
Figura 253. Sitios de evaluación para el recurso huiro negro en la provincia de Chañaral sugeridos por HPMAR (en verde) y sitios muestreados en el FIP 2017-53 (amarillo).-----	326
Figura 254. Sitios de evaluación para el recurso huiro negro en la provincia de Copiapó sugeridos por HPMAR (en verde) y sitios muestreados en el FIP 2017-53 (amarillo).-----	326
Figura 255. Sitios de evaluación para el recurso huiro negro en la provincia de Huasco sugeridos por HPMAR (en verde) y sitios muestreados en el FIP 2017-53 (amarillo).-----	327
Figura 256. Sitios de evaluación para el recurso huiro palo en la provincia de Chañaral (en verde) y sitios muestreados en el FIP 2017-53 (amarillo).-----	327
Figura 257. Sitios de evaluación para el recurso huiro palo en la provincia de Copiapó (en verde) y sitios muestreados en el FIP 2017-53 (amarillo).-----	328
Figura 258. Sitios de evaluación para el recurso huiro palo en la provincia de Huasco sugeridos por HPMAR (en verde) y sitios muestreados en el FIP 2017-53 (amarillo).-----	328
Figura 259. Caletas y puertos considerados para la evaluación indirecta de huiro negro (en negro) y huiro palo (en rojo) en la Región de Atacama.-----	329
Figura 260. Desarrollo de los desembarques de Huiro negro (a) y huiro palo (b) por las caletas tomadas en cuenta para la evaluación indirecta.-----	330
Figura 261. Gráfica de escenario en Tabla 57. Huiro negro (<i>L. berteroana/spicata</i>).-----	336
Figura 262. Fotografía de la zona evaluado en Mutrico.-----	363
Figura 263. Georreferenciación de los transectos y cuadrantes en las praderas de luga roja en Mutrico: julio 2020 y febrero 2021; izquierda Mutrico 1; derecha Mutrico 2.-----	364
Figura 264. Borde costero de Cerro Hueihuen, Ancud.-----	365
Figura 265. Georreferenciación de los cuadrantes y transectos de los muestreos de julio 2020 y febrero 2021 en la pradera de luga negra en el sector de Cerro Hueihuen, Ancud.-----	366



Figura 266. Densidad promedio (ind/m) \pm error estándar en las praderas de luga roja de Mutrico, en julio del 2020 y febrero del año 2021.-----	367
Figura 267. Foto submarina de la pradera de luga roja en Mutrico. a) Muestreo de Julio 2020; b) Muestreo de Febrero 2021. Nótese la presencia en ambos muestreos del alga roja <i>Callophyllis sp.</i> ----	368
Figura 268. Densidad promedio (ind/m ²) \pm error estándar en las praderas de luga negra en Cerro Hueihuén durante julio del 2020 y febrero del año 2021 (naranja pálido muestreo Julio 2020; naranja oscuro muestreo febrero 2021).-----	369
Figura 269. Foto submarina de la pradera de luga negra en Cerro Hueihuen. A) Muestreo de julio 2020; B) Muestreo de febrero 2021.-----	369
Figura 270. Morfología de las frondas de luga roja colectadas en Mutrico en julio de 2020.-----	370
Figura 271. Morfología de las frondas de luga roja colectadas colectadas en Mutrico en enero 2021.-	371
Figura 272. Fronda de <i>Gigartina skottsbergii</i> , con papilas y cistocarpos maduros de julio 2020.----	371
Figura 273. Fronda de <i>Gigartina skottsbergii</i> , con papilas de febrero 2021.-----	372
Figura 274. Morfología de las frondas de luga.-----	373
Figura 275. Morfología de las frondas de luga negra en Punta Hueihuen, muestreo febrero 2021. negra en Punta Hueihuen, muestreo julio 2020.-----	373
Figura 276. Fronda cistocárpica de <i>Sarcothalia crispata</i> madura de la estación de invierno, con cistocarpos. Notar la pérdida de tejido desde la zona apical hacia la zona media, producto del proceso reproductivo donde se liberan los cistocarpos completos y se pierde parte de la fronda.-----	374
Figura 277. Fronda cistocárpica madura de <i>Sarcothalia crispata</i> , estación de verano.-----	374
Figura 278. Proporción de fases de luga roja contabilizadas en el muestreo de julio 2020, que incluye las fases con frondas con estructuras reproductivas (C.E.R) y sin estructuras reproductivas (S.E.R). -	375
Figura 279. Proporción de fases de luga roja contabilizadas en el muestreo de febrero 20210, que incluye las fases con frondas con estructuras reproductivas (C.E.R.) y sin estructuras reproductivas (S.E.R.).-----	375
Figura 280. Proporción de fases de luga negra en el muestreo de julio 2020, incluye fases con estructuras reproductivas (C.E.R) y sin estructuras reproductivas (S.E.R).-----	376
Figura 281. Proporción de fases de luga negra en el muestreo de febrero 2021, incluye fases con estructuras reproductivas (C.E.R) y sin estructuras reproductivas (S.E.R).-----	376
Figura 282. Número promedio de cistocarpos (\pm error estándar) por transecto, por sección de la fronda (apical, media y basal) y número total de cistocarpos por fronda de luga roja, en julio de 2020. ----	377
Figura 283. Número promedio de cistocarpos (\pm error estándar) por transecto, por sección de la fronda (apical, media y basal) y número total de cistocarpos por fronda de luga roja, en febrero 2021.-----	378



Figura 284. Relación entre número de cistocarpos y el área de las frondas, encontrados en Luga roja, para el muestreo de julio de 2020 para la localidad de Mutrico. -----	378
Figura 285. Relación entre número de cistocarpos y el área de las frondas, encontrados en Luga roja, para el muestreo de febrero de 2021 para la localidad de Mutrico. -----	379
Figura 286. Número promedio de cistocarpos en luga negra en fracción basal media y apical de la fronda ($\pm ee$), muestreo de julio 2020. -----	380
Figura 287. Número promedio de cistocarpos en luga negra, muestreo verano (febrero), en fracción basal, media y apical de la fronda ($\pm ee$), muestreo de febrero de 2021. -----	380
Figura 288. Relación entre el número de cistocarpos- área de las frondas encontrados en luga negra en invierno de 2020. -----	381
Figura 289. Relación entre el número de cistocarpos-área de la fronda encontrados en luga negra en verano del 2021. -----	381
Figura 290. Crecimiento proyectado de luga roja con abundancias iniciales obtenidas <i>in situ</i> en periodo de 2020-2021. -----	383
Figura 291. Cartografía de bahía Ancud y los múltiples usos espaciales (Ex. Informe consultoría Fundación Chiquihue). -----	384
Figura 292. Distribución de unidades de muestreo (en rojo) en evaluación directa de bahía Ancud y Reserva de Pullinque (azul). Se indica la coexistencia de los Planes de Manejo de la Reserva Marina y del Plan de Manejo Bentónico de la bahía de Ancud. -----	385
Figura 293. Estructura de tallas de <i>O. chilensis</i> en bahía Ancud. Color azul oscuro undica individuos bajo Talla Mínima Legal (TML). -----	385
Figura 294. Función potencial de la relación alométrica de talla y peso para el recurso <i>O. chilensis</i> en bahía Ancud. -----	386
Figura 295. Distribución de frecuencia de densidades de <i>O. chilensis</i> en bahía Ancud y reserva de Pullinque. -----	386
Figura 296: Proceso de determinación de estados sexuales (Ex. Informe Consultoría Fundación Chiquihue). -----	388
Figura 297. Participación de estados de sexo para <i>O. chilensis</i> según temporalidad de muestreos. ----	389
Figura 298. Tallas promedio de los distintos estados de asignación sexual para <i>O. chilensis</i> en bahía Ancud. -----	390
Figura 299. Tallas mínimas observadas para los distintos estados de sexo por periodo de muestreo de <i>O. chilensis</i> en bahía Ancud. -----	390
Figura 300. Representación de funciones de selectividad, crecimiento en peso, ojiva de madurez y crecimiento en longitud de <i>O. chilensis</i> en bahía Ancud. -----	392
Figura 301. Distribución de frecuencia de tallas de <i>O. chilensis</i> en bahía Ancud. Evaluación directa 2020. -----	393



Figura 302. Distribuciones de frecuencia de tallas de <i>O. chilensis</i> . Monitoreo bentónico en bahía Ancud.	393
Figura 303. Ojivas de madurez versus curva de selectividad. a) tallas obtenidas de la evaluación directa. b) tallas obtenidas del monitoreo de la pesquería en bahía Ancud.	394
Figura 304. Resultados de estatus de la población para <i>O. chilensis</i> con la estructura de tamaños de la evaluación directa, para el escenario de $M=0,1$ (a) y el escenario de $M=0,2$ (b).	395
Figura 305. Resultados de estatus de la población para <i>O. chilensis</i> con la estructura de tamaños del monitoreo bentónico, para el escenario de $M=0,1$ (a) y el escenario de $M=0,2$ (b).	395
Figura 306. Estructura de tamaños objetivo versus la obtenida en el año 2020, para el objetivo de manejo de un 60% de SPR.	396
Figura 307. Capturas y viajes de pesca estimados de huepo, 1996-2020.	397
Figura 308. A la izquierda, los precios de playa y costos por tonelada, según tipo de viaje. A la derecha, la relación porcentual entre el costo por tonelada y el precio de playa, según tipo de viaje. 1996-2020.	397
Figura 309. Costo operacional (combustible) e ingreso bruto de la pesquería, diferenciado por tipo de viaje, 1996-2020.	398
Figura 310. Beneficio por viaje de pesca, diferenciado por tipo de viaje: total y por función. 1996-2020.	399
Figura 311. A la izquierda, el beneficio por viaje de pesca diferenciado por tipo de viaje. A la derecha, el beneficio estandarizado por las horas de buceo de cada tipo de viaje. 2020.	399
Figura 312. Distribución del beneficio por viaje de pesca, según tipo de viaje y función. 2020	400
Figura 313. Captura y viajes de pesca estimados de navajuela, 1996-2020.	401
Figura 314. A la izquierda, los precios de venta de navajuela y costos por tonelada, según tipo de viaje. A la derecha, la relación porcentual entre el costo por tonelada y el precio promedio ponderado, según tipo de viaje. 1996-2020.	401
Figura 315. Ingreso total de la pesquería, diferenciado por tipo de viaje, y costo del combustible. 1996-2020.	402
Figura 316. Beneficio por viaje de pesca, diferenciado por tipo de viaje: total y por función. 1996-2020.	403
Figura 317. A la izquierda, el beneficio por viaje de pesca diferenciado por tipo de viaje. A la derecha, el beneficio estandarizado por las horas de buceo de cada tipo de viaje. 2020.	404
Figura 318. Distribución del beneficio por viaje de pesca, según tipo de viaje y función. 2020.	404
Figura 319. Capturas anuales (izquierda) y número total de viajes estimados (derecha), de huepo y navajuela en el Golfo de Arauco. 1996-2020.	405
Figura 320. Ingreso total para las pesquerías de huepo y navajuela, y costo total del combustible. 1996-2020.	406



Figura 321. Cantidad exportada y precio promedio de exportación de huepo, formato conservas, 2010-2020.	407
Figura 322. Precio de primera transacción y precio promedio de exportación, de huepo, valores reales, 2010-2020.	408
Figura 323. Cantidad exportada y precio promedio de exportación de huiro en formato de alga seca, 2010-2020.	409
Figura 324. Cantidad exportada y precio promedio de exportación de productos derivados de huiro, 2010-2020.	409
Figura 325. Precio de primera transacción y precio promedio de exportación, de huiros en formato alga seca, valores reales, 2010-2020.	410
Figura 326. Cantidad exportada y precio promedio de exportación de navajuela en conservas, 2010-2020.	411
Figura 327. Precio de primera transacción y precio promedio de exportación, de navajuela en conservas, valores reales, 2010-2020.	411
Figura 328. Cantidad exportada y precio promedio de exportación de luga roja, en formato alga seca, 2010-2020.	412
Figura 329. Precio de primera transacción y precio promedio de exportación, de luga roja, en formato de alga seca, valores reales, 2010-2020.	413
Figura 330. Cantidad exportada y precio promedio de exportación de erizo congelado, 2010-2020.	413
Figura 331. Precio de primera transacción y precio promedio de exportación, de erizo congelado, valores reales, 2010-2020.	414
Figura 332. Cantidad exportada y precio promedio de exportación de pulpo congelado, 2010-2020.	415
Figura 333. Precio de primera transacción y precio promedio de exportación, de pulpo congelado, valores reales, 2010-2020.	415
Figura 334. Cantidad exportada y precio promedio de exportación de juliana congelado, 2010-2020.	416
Figura 335. Precio de primera transacción y precio promedio de exportación, de juliana congelada, valores reales, 2010-2020.	417
Figura 336. Cantidad exportada y precio promedio de exportación de conservas de almeja, 2010-2020.	417
Figura 337. Precio de primera transacción y precio promedio de exportación, de almeja en conserva, valores reales, 2010-2020.	418
Figura 338. Desembarque y precio de playa de choro, 2010-2020.	419
Figura 339. Cantidad exportada y precio promedio de exportación de conservas de macha, 2010-2020.	419



Figura 340. Proporción de registros de desembarques y viajes de pesca según tipo de embarcación en BD de monitoreo de pesquería de erizo (<i>L. albus</i>) en la Región de Magallanes. Años 2000 – 2018.-	420
Figura 341. Distribución temporal de los registros de captura y viajes de la pesquería del recurso erizo (<i>L. albus</i>) en la Región de Magallanes. Años 2000 – 2018.	421
Figura 342. Proporción de registros con dato de horas de buceo en la BD del recurso erizo (<i>L. albus</i>) en la Región de Magallanes. Años 2000 – 2018.	421
Figura 343. Distribución de registros de desembarque y viajes de pesca don datos de horas de buceo en la extracción del recurso erizo (<i>L. albus</i>) en la Región de Magallanes. Años 2000 – 2018.	422
Figura 344. Proporción de registros de viajes monorecurso y multirecurso en la BD para la pesquería del recurso erizo (<i>L. albus</i>) en la Región de Magallanes. Años 2000 – 2018.	422
Figura 345. Proporción de registros de capturas y viajes georreferenciados en la BD para el recurso erizo (<i>L. albus</i>) en la Región de Magallanes. Años 2000 – 2018.	423
Figura 346. Series temporales de CPUE (Kg/hr. de buceo) generados para el recurso erizo (<i>L. albus</i>) en la Región de Magallanes. Años 2000 – 2018.	423
Figura 347. Distribución en cuartiles de los datos de CPUE por año, para el recurso erizo (<i>L. albus</i>) en la Región de Magallanes. Años 2000 – 2018	424
Figura 348. Posición de las procedencias de pesca con captura asociada registradas en la BD del recurso erizo (<i>L. albus</i>) en la Región de Magallanes. Años 2000 – 2018.	425
Figura 349. Distribución geográfica de las procedencias de pesca asociadas a los puertos de desembarque registrados en la BD del recurso erizo (<i>L. albus</i>) en la Región de Magallanes. Años 2000 – 2018.	426
Figura 350. Distribución geográfica de las procedencias de pesca asociadas a los puertos de desembarque registrados en la BD del recurso erizo (<i>L. albus</i>) en la Región de Magallanes. Años 2000 – 2018.	426
Figura 351. Disposición espacio temporal de las procedencias de pesca de la BD del recurso erizo (<i>L. albus</i>) en la Región de Magallanes. Años 2000 – 2018.	427
Figura 352: Ubicación de estudios reproductivos de erizo en la Región de Magallanes (Extraído FIPA 2014-08).	431
Figura 353. Mapa de distribución de los principales bancos de ostión del sur y las magnitudes de las capturas asociadas.	437
Figura 354. Registros de capturas monitoreadas a través de los años 2000 al 2018 en los principales bancos de extracción de ostión del sur en la Región de Magallanes.	438
Figura 355. Trayectoria de los rendimientos nominales de pesca (CPUE) de ostión del sur para la Región de Magallanes.	439
Figura 356. Trayectoria de los rendimientos nominales de pesca (CPUE) de ostión del sur por banco.-	439



Figura 357. Rendimientos nominales de pesquería de ostión del sur con los tres escenarios de manejo propuesto. La línea segmentada roja representa una CPUE de 126 kg/hr. La línea negra de 119 kg/hr y la línea verde de 43 kg/hr.-----441

Figura 358. Rendimientos nominales de pesquería de ostión del sur con los tres escenarios de manejo propuesto para cada banco. La línea segmentada roja representa una CPUE de 126 kg/hr. La línea negra de 119 kg/hr y la línea verde de 43 kg/hr.-----442

Figura 359. Distribución de longitudes estacionales de *M. pyrifera* por parche y talla de madurez sexual en pradera de bahía Chasco.-----444

Figura 360. Longitudes de estipe estacional para la pradera de *M. pyrifera* e incrementos estacionales de biomasa (invierno-otoño-verano), que explican el sentido del punto de referencia empírico propuesto.-----445



ÍNDICE DE TABLAS.

Tabla 1. Delimitación de las macrozonas de evaluación de stock de erizo en función de los polígonos de captura.	15
Tabla 2. Proporciones de capturas monitoreadas por IFOP en los últimos 6 años para cada zona y sus respectivas correcciones.	18
Tabla 3. Parámetros de escenarios bases utilizados en la evaluación para cada zona.	25
Tabla 4. Escenarios de sensibilidad para los parámetros de Mortalidad Natural y Longitud asintótica en el modelo de evaluación de stock de erizo.	26
Tabla 5. Bloques de selectividad considerados en la evaluación de stock de erizo.	31
Tabla 6. Bloques de capturabilidad de la CPUE considerados en la evaluación de stock de erizo.	33
Tabla 7. Factores de ponderación y tamaños de muestra empleados para la información de entrada al modelo de evaluación de erizo por zona de evaluación.	35
Tabla 8. Parámetros y supuestos utilizados para la evaluación de stock de almeja de Ancud y Zona X Sur.	45
Tabla 9. Bloques de selectividad usados en el modelo.	46
Tabla 10. Bloques de capturabilidad usadas en el modelo.	46
Tabla 11. Vértices que limitan la zona geográfica cubierta por el Plan de Manejo de Bahía Corral.	53
Tabla 12. Detalles del modelo MODBENTO empleado para la evaluación del stock de recursos bentónicos en Planes de Manejo.	62
Tabla 13. Parámetros de crecimiento del recurso huepo.	65
Tabla 14. Descripción de ciclo reproductivo del recurso huepo por distintos autores (Fuente: Modificado de Subsecretaría de Pesca, 2010, <i>vide</i> Barahona <i>et al.</i> , 2013).	66
Tabla 15. Compilación de estimaciones de tamaño de primera madurez sexual individual y poblacional.	66
Tabla 16. Resultado de exploración de parámetros de crecimiento con modelo MCCT (Canales & Arana, 2009).	68
Tabla 17. Serie de valores anuales de captura y CPUE estandarizada empleados en el modelo (cv corresponden a valores fijos).	69
Tabla 18. Capturas, CPUE, coeficientes de variación y tamaños de muestra de navajuela del Golfo de Arauco.	72
Tabla 19. Parámetros de crecimiento de almeja taquilla (<i>Mulinia edulis</i>) en la Región del Bío-bío.	77
Tabla 20. Escenarios para la evaluación de huiro negro (<i>L. berteroana</i>) y huiro palo (<i>L. trabeculata</i>) para el modelo de evaluación CMSY.	104
Tabla 21. Detalle de coordenadas de los muestreos efectuados en praderas de luga negra y luga roja en la localidad de Ancud.	105



Tabla 22. Resumen de las fuentes de datos utilizados para la modelación bioeconómica.-----	120
Tabla 23. Salidas de GLM para el modelo con la agrupación en zonas de asignación de cuota y evaluación.-----	180
Tabla 24. Resultados de GLM para el modelo con la agrupación en regiones (Los Lagos y Aysén).----	181
Tabla 25. Resultados de GLM para el modelo con la agrupación en 12 polígonos (según Molinet <i>et al.</i> , 2011).-----	182
Tabla 26. Resultados de GLM para el modelo con la agrupación en 6 zonas propuestas en este estudio.-----	183
Tabla 27. Criterios de selección de modelo de CPUE y Log (DT) para las agrupaciones evaluadas.---	184
Tabla 28. Estimaciones de abundancia de huego y navajuela en bahía Corral, evaluación año 2021.-	197
Tabla 29. Parámetros empleados en la evaluación del recurso navajuela en el método LBSPR.---	198
Tabla 30. Valores de Índice AKAIKE y Devianza de los resultados de los modelos GLM aplicados a los escenarios de ajuste de interacción de los factores de estandarización.-----	206
Tabla 31. Valores de Índice AKAIKE y Devianza de los resultados de los modelos GLM aplicados a los escenarios de ajuste de interacción de los factores de estandarización.-----	218
Tabla 32. Valores de los parámetros de la relación longitud - peso de taquilla en el Golfo de Arauco.-	233
Tabla 33. Resultado de la exploración de parámetros de crecimiento modelo MCCT.-----	236
Tabla 34. Criterios de selección para la estandarización de CPUE de taquilla en el Golfo de Arauco.--	237
Tabla 35. Estimaciones de densidad, superficie de distribución efectiva y biomasa para cada banco evaluado para almeja juliana.-----	263
Tabla 36. Parámetros empleados en método LBSPR para el recurso almeja juliana.-----	268
Tabla 37. Estadígrafos relativos a la relación Longitud Peso playa Godoy, Comuna de Maullín.----	279
Tabla 38. Estadígrafos resumen del muestreo de tallas, relativos a las densidades y observaciones Pungal.-----	283
Tabla 39. Estadígrafos relativos a las densidades y observaciones Colo Colo.-----	284
Tabla 40. Estadígrafos relativos a las densidades y observaciones Mar Brava.-----	285
Tabla 41. Estimaciones de abundancia de <i>M. donacium</i> para 4 playas de la Región de Los Lagos, 2020 – 2021.-----	286
Tabla 42. Ubicación de los reclutas y sus densidades en el banco de Playa Blanca, comuna de Maullín.-----	287
Tabla 43. Densidades de <i>M. donacium</i> en AMERB de la Región de Los Lagos.-----	288



Tabla 44. Abundancia de <i>M. donacium</i> en AMERB de la Región de Los Lagos.	288
Tabla 45. Procedencias de pesca de pulpo del sur seleccionadas.	291
Tabla 46. Distribuciones y funciones de enlace utilizados en los GLMs de la estandarización de CPUE de pulpo del sur en la Región de Los Lagos.	294
Tabla 47. Valores de variables empleadas en modelo de producción para pulpo del sur por unidad espacial.	297
Tabla 48. Resultados de los parámetros del modelo de Schaefer y Pella-Tomlinson y puntos de referencia de interés para el manejo.	299
Tabla 49. Resultados de los parámetros del modelo de Schaefer y Pella-Tomlinson y puntos de referencia para el manejo.	303
Tabla 50. Resultados de los parámetros del modelo de Schaefer y Pella-Tomlinson y puntos de referencia para el manejo.	307
Tabla 51. Resultados de los parámetros del modelo de Schaefer y Pella-Tomlinson y puntos de referencia para el manejo.	311
Tabla 52. Resultados de los parámetros del modelo de Schaefer y Pella-Tomlinson y puntos de referencia para el manejo.	315
Tabla 53. Abundancia estacional histórica en biomasa y número de <i>M. pyrifera</i> en bahía Chascos.	321
Tabla 54. Valores de desembarques y biomásas empleadas por lugar de evaluación en la Región de Antofagasta para el recurso huiro negro.	331
Tabla 55. Valores de desembarques y biomásas empleadas por lugar de evaluación en la Región de Antofagasta para el recurso huiro negro.	332
Tabla 56. Resultados de la evaluación indirecta de huiro negro (<i>L. berteroana/spicata</i>) y huiro palo (<i>L. trabeculata</i>) por escenario, sitio y recurso en la Región de Atacama.	333
Tabla 57. Área de las praderas de luga roja evaluadas en Mutrico, Ancud.	363
Tabla 58. Matriz de transición estacional para estados del ciclo de vida del recurso luga roja (<i>G. scottbergii</i>) de la bahía Ancud en el año 2020-2021.	382
Tabla 59. Parámetros y resultados de evaluación directa de <i>O. chilensis</i> en bahía Ancud.	387
Tabla 60. Parámetros empleados en el método LBSPR para pronunciamiento del estatus del recurso <i>O. chilensis</i> en bahía Ancud.	391
Tabla 61. Recopilación de parámetros del ciclo de vida de erizo (<i>L. albus</i>) para la Región de Magallanes.	429
Tabla 62. Modelos y parámetros de crecimiento estimados para <i>Loxechinus albus</i> en varios estudios (Extraído FIPA 2014-08).	430
Tabla 63. Parámetros reproductivos: Talla media de madurez L_{50} (TMMSL50), L_{100} (TMML100), Inicio madurez sexual individual (IMSI), talla mínima de diferenciación sexual (TMDS) obtenidos desde la literatura revisada (Extraído FIPA 2014-08).	432



1. RESUMEN EJECUTIVO

El presente Reporte corresponde al Informe Final del proyecto “Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas Bajo Planes de Manejo, año 2020”, considerado en el Convenio ASIPA 2020, entre el Ministerio de Economía y Empresas de Menor Tamaño – Instituto de Fomento Pesquero, Resolución Exenta N° 589/2020.

Este contiene los resultados de las actividades realizadas en el marco de la ejecución de los Términos Técnicos del Convenio, elaborados por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, orientados a una asesoría para la evaluación del estado de los recursos bentónicos considerados en Planes de Manejo Bentónicos particulares y asesoría transversal dentro del contexto de las brechas identificadas en etapas previas de este estudio; así, la asesoría varía entre Planes de Manejo Bentónicos específicos y recursos.

En las evaluaciones del estatus de los recursos, ante la inexistencia de puntos de referencia determinados por el Comité Científico Técnico Bentónico, se consideraron aproximaciones genéricas según los estándares aplicados en otros recursos pesqueros nacionales. La brecha producida por la ausencia de estos puntos de referencia limita la vinculación de los resultados obtenidos en el ámbito del estatus de los recursos con en el proceso de la gestión y la toma de decisiones. La situaciones de orden y salud pública presentes en el país durante la ejecución del proyecto, repercutió en atrasos de actividades de campo, asociadas al levantamiento de datos, tanto por la gestión de las pescas de investigación como por las condiciones restrictivas a traslados, pero a pesar de aquello, esta etapa del programa de investigación da cuenta de la totalidad de las actividades comprometidas, trasladándose a la presente etapa en ejecución del programa (2020-2021) la entrega de los pendientes, ya excluidos de la versión modificada del Convenio 2019-2020.

El resultado esperado: Evaluación de stock de loco (*C. concholepas*) en AMERB, fue presentado en el Informe Final del proyecto “Programa de seguimiento de pesquerías bentónicas bajo régimen de áreas de manejo, año 2020”, parte de este mismo Convenio ASIPA.

Los principales resultados presentados, por objetivo específico, se resumen en:

Objetivo específico 4.2.1

En términos generales, para los recurso huepo, navajuela y taquilla del Golfo de Arauco, almeja juliana de la Región de Los Lagos, almeja común y erizo rojo de la Ex – Zona Contigua y pulpo del sur del Plan de Manejo de la Región de Los Lagos, se obtuvieron los vectores de CPUE, empleadas como señales de abundancia, desde la Base de Datos histórica del programa de Monitoreo de Pesquerías Bentónicas que ejecuta IFOP, actualmente como parte del Convenio ASIPA, así como la estandarización de la CPUE fue realizada con los factores registrados en terreno por el mismo programa. La ponderación de las estructuras de tallas fue realizada para cada recurso en forma particular, desde la proyección de las capturas por las procedencias de pesca que geográficamente están ubicadas en los límites de cada Plan de Manejo. Se consideraron los desembarques del Servicio Nacional de Pesca, construidos por puerto y caleta en las zonas geográficas que comprende cada Plan de Manejo. En cuanto a los modelos de evaluación, estos son seleccionados como resultado de la evaluación de suficiencia de datos, parámetros e información, además del cumplimiento de los



supuestos o hipótesis que los sustentan. Resultado de lo anterior, se emplearon para los recursos invertebrados en este estudio: un modelo estructurado en edades tipo (de programación *ad hoc*) llamado Modbento, Stock Synthesys, métodos de datos limitados para modelos de producción basados en capturas propuesto por Froese (2017), y tallas (LBSPR). Para los recursos luga roja y negra de la bahía de Ancud, en forma exploratoria, se exploró un modelo estructurado en estados del ciclo de vida, a través de una matriz de proyecciones (transición) y datos de abundancia obtenidos *in situ* en una matriz de Lefkovitch (1965).

En forma complementaria, se ejecutaron evaluaciones directas y muestreos poblaciones para generar información que sirviera como input en casos de recursos para los cuales no es posible rescatarla desde el monitoreo, o no existe monitoreo o el recurso está en veda o se requieren antecedentes para disminuir la incertidumbre en los modelos aplicados. Estos levantamientos de datos, licitados a terceros bajo supervisión metodológica de IFOP, fueron realizados para los recursos macha de la Región de Los Lagos, huepo y navajuela de bahía Corral, recursos huiro negro y huiro palo de la Región de Atacama, luga roja y luga negra de bahía de Ancud y huiro flotador de bahía Chasco. Estos resultados se muestran incorporados en cada capítulo y/o en ANEXOS según corresponda.

Para este objetivo, los resultados por Plan de Manejo para los recursos objetivo fueron:

Para el Ex -Plan de Manejo de la Zona Contigua.

Para el recurso erizo (*L. albus*) los resultados de la determinación de estatus en las denominadas X Norte, X Sur y XI Región, no presentan cambios notables con respecto a la evaluación del periodo anterior. El punto biológico de referencia propuesto, un 40% de reducción de la Biomasa Desovante Virginal, señala para la zona XI un nivel de reducción de aproximadamente 20% la Biomasa Desovante, y a valores levemente inferiores al 20% en las zona X Norte y X Sur. Los resultados fueron presentados al Comité Científico Técnico Bentónico como antecedente para la recomendación de rango de cuota global para el año 2021 en la macrozona de las regiones de Los Lagos y Aysén.

Para el recurso almeja común (*V. antiqua*) de la ex - Zona Contigua, se realizaron evaluaciones en la bahía de Ancud y la zona X Sur. No se registró suficiencia de datos para realizar una evaluación de la Región de Aysén. La zona de bahía Ancud, que históricamente soportó los mayores niveles de desembarque a nivel nacional mantiene su estado de agotamiento en un nivel de 22% aproximadamente de su Biomasa Desovante virginal. La zona X Sur presenta una situación de mayor sostenibilidad, con una reducción del 35%.

Para el **Plan de Manejo de Bahía de Ancud**, los recursos luga negra y luga roja fueron evaluados en forma semestral, a través de evaluaciones directas que recogen información de abundancia de las fases del ciclo de vida y el potencial reproductivo a través de la estimación de las estructuras reproductoras de los individuos por etapa del ciclo de vida. Con la información disponible se exploró la aplicación de un modelo demográfico, basado en la sobrevivencia de los diferentes estados en periodos semestrales y una abundancia inicial de estados del ciclo de vida de estas algas. Las simulaciones no entregan resultados consistentes, ya que no se refleja crecimiento con los valores de la matriz de transición, obtenidos en forma empírica.



Se realizó una evaluación directa del recurso ostra chilena (*Ostrea chilensis*) en bahía Ancud y la Reserva Marina de Pullinque, ubicada dentro de la misma bahía, considerando una única población con dos Planes de Manejo, pero con objetivos distintos. La población de ostra en la reserva fue estimada en 1,03 t y la de la bahía en 88,8 t. Se empleó un método de datos pobres basado en tallas (LBSPR) para un pronunciamiento sobre el estatus, relativos al objetivo de manejo de un agotamiento del 40% del stock parental (SPR), la razón F/M y la selectividad al Lc50 y Lc95, para la estructura de longitudes obtenidas de la evaluación directa en dos escenarios de M (0,1 y 0,2). Se repitió el ejercicio para la estructura de tamaños de 4 años del monitoreo bentónico. Como criterio la razón de F/M muestra para todos los escenarios una situación de baja presión de pesca; situación contraria a la observada con el SPR, en la cual el estatus cambia de haber sobrepasado el objetivo a una situación no deseada en el escenario de M=0,2, versus el escenario de M=0,1 que muestra un escenario de sostenibilidad dentro del objetivo de manejo planteado.

El Plan de Manejo de bahía Corral: Se realizó una evaluación directa de los recursos huevo y navajuela, generando los siguientes resultados: huevo 346 t; navajuela 1170 t; ambos valores menores a los registrados el año 2020 (416 t y 1805 t respectivamente).

La disponibilidad de una serie más extensa de datos de CPUE, tallas y los resultados de las evaluaciones directas, permitirán realizar una aproximación con métodos de datos pobres basados en capturas en la etapa futura del programa.

Para navajuela los resultados sobre el estado de la población con el método de datos limitados, en base a los criterios presentados por el método, en relación a F/M, muestran una tendencia al alza en los últimos años, con valores de F menores a los de mortalidad natural. Para el potencial reproductivo (SPR) se estaría vulnerando el objetivo de manejo de un 60% fijado para el análisis, pero acercándose al objetivo en los últimos tres años

En **Plan de Manejo del Golfo de Arauco**, se aplicaron modelos de dinámica estructurados y además se realizó una evaluación directa en cada uno de los tres recursos objetivos del Plan de Manejo, a saber huevo (*Ensis macha*), navajuela (*T. dombeii*) y taquilla (*M. edulis*). El monitoreo de las pesquerías desde sus condiciones de incipientes, la investigación local de los ciclos de vida y los supuestos plausibles de stock unitario por la baja conectividad de las poblaciones locales validan la aplicación de estos modelos. Para el huevo los resultados muestran que se mantiene la tendencia de incremento de la Biomasa Desovante, aunque aún bajo el agotamiento al 40% de la condición estimada virginal y con proyecciones de capturas sostenibles con los actuales niveles de mortalidad por pesca. El recurso navajuela, evaluado con los datos de desembarques oficiales, mantiene una condición de subexplotación, con bajos niveles de agotamiento del stock parental, explicados por la baja talla de madurez poblacional, a la izquierda de la ojiva de selectividad de la pesquería, sin embargo, el reconocido sesgo por subreporte de los desembarques oficiales, estimados por IFOP hasta en un 300% menos para el año 2019, está generando una incertidumbre relevante de los resultados. Para el recurso taquilla el modelo indica sobreexplotación y sobrepesca, al mismo punto de referencia empleado en el estudio, sin embargo, la probable dinámica de la población que considere mortalidades altas por condiciones densodependientes (parasitismo de tremátodos), aconsejaría evaluar variaciones en el modelo de reclutamiento empleado.



Se empleó un modelo operativo, programado desde el modelo de evaluación, para evaluar el cumplimiento del objetivo de manejo propuesto, a través de las estrategias de cuota constante (localmente conocidos como Límite de Extracción de Referencia, LER) para los recursos huepo y navajuela. Para huepo la cuota constante (LER) de 1200 t logra el objetivo en un plazo mayor a 10 años. Para navajuela se realizó el ejercicio con un vector de capturas alternativo, generado por el Programa de Seguimiento Bentónico para la evaluación y simulando un LER de 6946 t, como resultado, este escenario genera una disminución continua del stock parental, pero sin llegar a vulnerar el Punto de Referencia objetivo propuesto (40% BDo). Se plantea la alternativa de evaluar a futuro métodos alternativos para este recurso, de forma de reducir la incertidumbre la información de desembarques.

En el **Plan de Manejo de la almeja juliana** (*Tawera gayi*) en la Región de Los Lagos, no tienen establecidas cuotas de captura o límites en su extracción, sin embargo, posee medidas administrativas asociadas a talla mínima de extracción, límite en el acceso y restricción en la explotación de áreas de pesca, ya que sólo cuatro áreas poseen autorización para su explotación bajo el Programa de Sanidad de Moluscos Bivalvos (PSMB), requisito para los mercados de exportación.

Las evaluaciones directas muestran resultados de la evaluación de 8 bancos, a saber: Alao, Apiao, Bajo Nihuel, Caguach, Chuit, Naranjo, Quenac y Tirúa, con un total de 13662 t, versus los 5979 t estimadas el año 2018, la última evaluación realizada en este programa. Con la consideración de una población única, la exploración del estado de este recurso, a través de métodos de datos pobres, implicó el empleo de un método basado en tallas. El recurso no aparece sobre pescado según la referencia F/M y con un estado poblacional saludable debido a la selectividad desplazada a tallas mayores que la registrada como de primera madurez poblacional y un estado alrededor del punto de referencia del 60% de la estructura de tallas de una población virginal en equilibrio. Las tendencias de SPR (potencial reproductivo) se muestra decreciente, pero aún en niveles sostenibles para el objetivo de manejo. El incremento de biomasa se explicaría por periodos de disminución de los desembarques en los últimos años y la consiguiente recuperación del stock parental, haciendo ambos resultados concordantes en este estudio.

En el **Plan de Manejo de machas Región de Los Lagos**, se ha abordado la evaluación del estado de las poblaciones de *M. donacium* de las áreas de libre acceso de la Región de Los Ríos, identificada por el Comité de Manejo, a través de evaluaciones directas, dada la condición de veda en la que se encuentra la pesquería desde el año 2015 y la consecuente ausencia de información de monitoreo pesquero; así esta estrategia está orientada a determinar pulsos productivos relevantes que permitan aperturas espaciales temporales, en concordancia a una pesquería de “pulsos” como esta. La evaluación de 6 playas en veda en la Región de Los Lagos dio como resultado una situación de colapso del recurso, con estimaciones de biomasa estimadas que en el mejor de los casos permitieron cuantificar 2,11 t en la playa de Pangal, mientras en otras playas se sobre pasó levemente la estimación de 1 t. El monitoreo de reclutamiento obtuvo tamaños de muestras pequeños, que pueden ser considerados anecdóticos (incluso cero en 2 playas), a diferencia de lo observado en años recientes.



La comparación con los estimados de densidad y abundancia de bancos de machas en AMERB de la Región, muestran que estas últimas han presentado estas variables de concentración y abundancia del recurso con valores de órdenes de magnitud mayores. Se discute la necesidad de plantear una estrategia de mayor escala y menor esfuerzo de evaluación para este recurso.

En el **Plan de Manejo de Bahía Chasco**, que tiene como única especie objetivo al huiro flotador, *Macrocystis sp.*, actualmente se administra con una cuota anual parcializada en trimestres. El presente estudio ha realizado evaluaciones directas estacionales, de forma de conocer la dinámica intranual de las praderas. Los resultados muestran una alta tasa de crecimiento en densidad y biomasa en la transición invierno – primavera, que sustentaría el volumen de desembarque anual, no explicado *per se* por del resultado de las evaluaciones directas. Dada las particularidades del recurso y las algas en general, se considera la proposición de un Punto de Referencia empírico, basados en un nivel de biomasa parental, definida por individuos con tallas sobre 100 cm de longitud de estipe, que debería ser medido *in situ* en el periodo reproductivo. La cantidad a extarar sería el resultado de una proyección del crecimiento observado durante las evaluaciones sucesivas realizadas en este estudio.

El stock, definido como la fracción poblacional reproductiva de la pradera, muestra un incremento promedio de 1,73 veces para cada año evaluado, pero excluyendo el año 2018, por las razones expuestas previamente, este incremento llega a ser de 2,2 veces la biomasa. Se incuyen en este reporte los resultados obtenidos hasta en el mes de junio de 2021.

Para los **Planes de Manejo de macroalgas pardas**, se implementó un modelo de producción con un método para pesquerías pobres en datos, propuesto por Froese (2017), para el recurso *Lessonia berteroa* y *Lessonia trabeculata*, de la Región de Atacama, que representa los mayores niveles de desembarque a nivel nacional. Este ejercicio, de continuidad al realizado con los datos disponibles al año 2020, incorporó como señal de abundancia complementaria resultados de evaluaciones directas en tres zonas de estudio para ambos recursos, actualizadas con los resultados de las evaluaciones del año 2020, parte de este estudio. Así, para los vectores de abundancia locales, reconstruidos desde los desembarques oficiales, procurando excluir el desembarque correspondiente al alga varada desde estas estadísticas, con escenarios alternativos de resiliencia, muestra en la mayoría de los casos estados de subexplotación, coincidentes con resultados de otros autores que emplean este tipo de modelos. Se discute la pertinencia de estos resultados y la dependencia de estos de los valores *prior* que requiere el modelo bayesiano.

Se presenta los resúmenes del Taller de evaluación iundirecta de macroalgas, realizado con investigadores expertos que han trabajado en el tema en nuestro país. Se concordó, en términos generales, con que los modelos de producción son una alternativa metodológica, pero que se requiere un apropiado tratamiento de datos y parámetros, dadas las brechas de la fiscalización, la necesaria corrección por la pérdida de humedad de las plantas y la combinación de algas removidas en forma activa y alga varada (mortalidad natural) que contamina en forma importante las estadísticas de desembarque.

El **Plan de Manejo del recurso pulpo de la Región de Los Lagos** fue evaluado con un modelo de producción, en consideración a la extensa serie de desembarques y rendimientos desde el inicio de la



pesquería, en 5 escalas geográficas, una a nivel regional, correspondiente a la escala de operación del Plan de Manejo, y 4 escalas locales, resultado de la agrupación de procedencias de pesca de pulpo, asociados a 4 puertos (caletas) de las aguas interiores de la Región, a saber: bahía Ancud, Dalcahue, Quemchi y Quellón. Esta agrupación responde a la observación de una agrupación natural de las procedencias de pesca monitoreadas por el seguimiento bentónico y que responde al supuesto de territorialidad de las especies de este género. La estandarización de la CPUE en este caso incorporó como factor la TSM (Temperatura Superficial del Mar), conocida la influencia de importantes incrementos de temperatura en fuertes reclutamientos. Los resultados muestran que dos de las 4 escalas locales estarían en una condición de capturas sobre las asociadas a la estimación del valor de MRS que entrega el modelo.

Objetivo específico 4.2.2

Junto al diagnóstico biológico de las pesquerías, se hace necesario analizar la dimensión humana de la actividad. En este contexto, se construyó un modelo bioeconómico genérico que fue ajustado a las pesquerías de huego y navajuela del Golfo de Arauco, y además se analizó información de mercado para los principales recursos bentónicos con planes de manejo. Los resultados de la modelación mostraron que la extracción de la navajuela se intensificó una vez que disminuyeron los ingresos generados por la pesquería de huego, resultando en un recurso alternativo en términos económicos. La reducción en la extracción de huego estaría relacionada con el desmejorado estado de la población, junto a una contracción en la demanda desde las plantas de proceso, principal destino de las capturas. En ambas pesquerías, el beneficio por viaje fue desigual entre los cuatro tipos de viajes, definidos así por la presencia de uno, dos, tres y cuatro buzos, en las embarcaciones. A mayor cantidad de buzos se obtuvo un mayor ingreso bruto de la unidad extractiva, sin embargo, el beneficio por hora de buceo disminuyó. Desde la perspectiva del beneficio individual, el tipo de viaje, es condicionante para la distribución de los beneficios, no todos los roles (armador y tripulantes) reciben los mismos beneficios, en los diferentes tipos de viajes. Para los armadores fueron más rentables los viajes con más de un buzo, considerando además que su parte debe costear los gastos de la embarcación, a excepción del gasto de combustible que es descontado del ingreso bruto, antes de la distribución “a la parte”. Algo similar, en términos de ingreso, ocurrió con el telegrafista, pero no así con los buzos. En todos los casos, existen incentivos económicos para permanecer en las pesquerías, ya que los costos por tonelada siguen estando por debajo de los precios por tonelada. Respecto del análisis de la información de los mercados de playa y de exportación, los resultados entregaron un contexto general para los principales recursos bentónicos sometidos a planes de manejo (huego, navajuela, huiros, luga roja, erizo, pulpo, juliana, almeja y choro). En general, un alto porcentaje de los desembarques son utilizados como materia prima en las plantas manufactureras, cuyos productos además son destinados al mercado de exportación; excepto en choro y macha, que son destinados principalmente al mercado interno.



Objetivo específico 4.2.3

Para la Región de Magallanes, que se encuentra en una etapa de conformación del Comité de Manejo y elaboración del respectivo Plan de Manejo, se presenta una revisión de los datos e información referida a la pesquería y recurso erizo (*Loxechinus albus*), principal pesquería de la Región para generar un línea base de conocimiento que permita seleccionar una metodología de evaluación de estatus para el recurso. Se revisó la información histórica del proyecto Seguimiento Pesquerías Bentónicas y la bibliografía científica referente al recurso.

Si bien se cuenta con información georreferenciada de las principales zonas de pesca, referidas a capturas, esfuerzo, tallas y tallas – peso, la información de parámetros de crecimiento no está disponible y no estaría generada, restringiéndose la información biológica al ciclo de madurez sexual. Esta brecha de conocimiento, detectada en la revisión, condiciona la disponibilidad de metodologías a emplear, reconociendo además la conocida variabilidad local de estos parámetros en recursos bentónicos de amplia distribución geográfica.

Objetivo específico 4.2.4: *Brindar asesoría técnica en temas específicos requeridos para la implementación de planes de manejo de pesquerías bentónicas o medidas de administración.*

El **Taller de Puntos Biológicos de Referencia Empíricos** fue abordado a través de la exposición de dos casos de estudio, el primero referido al ostión del sur (*Chlamys vitrea*), para el cual se plantea la alternativa de valores de CPUE para distintas zonas de las aguas interiores de la Región de Magallanes. Estos valores son recogidos desde observaciones *in situ* de estudios de evaluación realizados en la zona.

El segundo caso corresponde a la proposición de un Punto de Referencia Empírico para el recurso *M. pyrifera* en el Plan de Manejo de bahía Chasco, para el cual se propone una biomasa parental mínima en la estación de invierno, correspondiente al periodo reproductivo. Se presenta como alternativa para la estimación de la cuota anual, la proyección del crecimiento en biomasa desde invierno a primavera – verano, desde las estimaciones observadas en los periodos anteriores de este programa.

La revisión por pares de la evaluación de stock de erizo fue desarrollada a través de una plataforma on line dadas las dificultades logísticas que generó la pandemia Covid-19. El contratado para el servicio, el centro CAPES PUC, integró en el equipo evaluador al Dr. Jim Ianelly, quienes redactaron el informe Final de la evaluación, parte integrante de este informe, cuya última sesión de Taller estuvo pendiente de la ejecución del periodo anterior de este estudio, producto de la pandemia Covid -19.



2. INTRODUCCIÓN

Con la gestión participativa de los usuarios de las pesquerías bentónicas, la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SSPA) privilegió el desarrollo de un enfoque de manejo, que en un principio dio origen a la creación de Mesas de Trabajo, con el propósito de avanzar en la formulación de Planes de Manejo Bentónicos, que posteriormente, al amparo de las disposiciones de la Ley 20.560 del año 2012 y la Ley 20.657 del año 2013, generaron los actuales Comités de Manejo de Pesquerías Bentónicas.

Los Comités de Manejo Bentónicos, constituyen una medida administrativa de comanejo de las pesquerías, con menor estructuración reglamentaria que las tradicionales AMERB, pero con mayor cobertura territorial, de recursos involucrados y número de usuarios, en un número mucho menor de Planes.

La operación de los Planes de Manejo Bentónicos requiere asesoría respecto del estado de las pesquerías, de forma de evaluar la condición de sostenibilidad considerado en la Ley de Pesca y mandatorio para los Planes de Manejo. Este requerimiento, aunque no esté explícito en los Planes particulares, condiciona el principal tipo de asesoría que entrega IFOP.

La evaluación del desempeño de los Planes de Manejo requiere la estimación y seguimiento de indicadores que deben estar disponibles para el ajuste de cada iniciativa con la oportunidad necesaria para la toma de decisiones tanto del Comité de Manejo, como la Subsecretaría. En este contexto, los Planes de Manejo Bentónicos son heterogéneos y en la generalidad, carecen de indicadores y/o indicadores sustentados con datos o fuentes de información, sistemas de monitoreo independientes a los ejecutados por IFOP, instancias propias de autoevaluación o informes de gestión. En ese escenario, las alternativas de asesoría de evaluación del desempeño de los Planes de Manejo Bentónicos es restringida.

En consistencia con lo anterior, la asesoría de este estudio se concentra en la implementación y desarrollo de metodologías para la evaluación del estado de recursos que sustentan las pesquerías bentónicas, generando una asesoría específica por Plan de Manejo, pero no necesariamente explícita en el diseño del Plan particular, señalando las brechas de datos e información y asumiendo los requerimientos de asesoría transversal como la necesidad de Puntos de Referencia y estandarización de Planes de Manejo para las pesquerías bentónicas, con las limitaciones de presupuesto para la envergadura del trabajo requerido.



3. ANTECEDENTES

Contexto Normativo de los Planes de Manejo Bentónicos

La Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA), en el Título I, Artículo 2, numeral 33, define al Plan de Manejo como un “compendio de normas y conjunto de acciones que permiten administrar una pesquería, basado en el conocimiento actualizado de los aspectos biopesqueros, económico y social que se tenga de ella”.

En este contexto, la LGPA, incorpora los Planes de Manejo Bentónicos y los Comités de Manejo como un elemento para la administración de recursos bentónicos de invertebrados y algas. Lo anterior, permite el establecimiento de un Plan de Manejo aplicable a todo o parte de una Región política, dando la posibilidad a los usuarios de contribuir en la ordenación y administración del recurso o recursos identificados en el Plan de Manejo.

En el Título II, Párrafo 3°, Artículo 8°, se establece que para la administración y manejo de las pesquerías que tengan su acceso cerrado, así como las pesquerías declaradas en régimen de recuperación y desarrollo incipiente, la SSPA deberá establecer un Plan de Manejo, el que deberá contener, a lo menos, los siguientes aspectos:

Antecedentes generales, tales como el área de aplicación, recursos involucrados, áreas o caladeros de pesca de las flotas que capturan dicho recurso y caracterización de los actores, tanto artesanales como industriales y del mercado.

Objetivos, metas y plazos para mantener o llevar la pesquería al rendimiento máximo sostenible de los recursos involucrados en el plan.

Estrategias para alcanzar los objetivos y metas planteados, las que podrán contener las medidas de conservación y administración que deberán adoptarse de conformidad a lo establecido en esta ley, y acuerdos para resolver la interacción entre los diferentes sectores pesqueros involucrados en la pesquería.

- Criterios de evaluación del cumplimiento de los objetivos y estrategias establecidos.
- Estrategias de contingencia para abordar las variables que pueden afectar la pesquería.
- Requerimientos de investigación y de fiscalización.
- Cualquier otra materia que se considere de interés para el cumplimiento del objetivo del Plan.

La Ley permite elaborar un Plan de Manejo con participación de los usuarios de la pesquería, incorporando, diversas instancias de participación que contribuyan a dar mayor viabilidad al Plan (Palta *et al.*, 2014). En este contexto, para la elaboración de la propuesta, implementación, evaluación y adecuación del Plan de Manejo, la SSPA debe encargarse de constituir un Comité de Manejo, el que tendrá el carácter de asesor de esta institución y será presidido por el funcionario que el Subsecretario de Pesca designe para tal efecto.

Dicho Comité es integrado por no menos de dos ni más de siete representantes de los pescadores artesanales inscritos en la pesquería involucrada, debiendo provenir de regiones distintas en caso que haya más de una involucrada, tres representantes del sector pesquero industrial que cuenten con



algún título regulado en la ley sobre dicha pesquería, debiendo provenir de regiones o unidades de pesquería distintas en caso que haya más de una involucrada, un representante de las plantas de proceso de dicho recurso y un representante del Sernapesca.

La Ley establece que un reglamento determinará la forma de designación de los integrantes de dicho Comité. El Comité de Manejo deberá establecer el periodo en el cual se evaluará el Plan de Manejo, el que no podrá exceder de cinco años desde su formulación.

Además del Comité de Manejo, se establece el funcionamiento de un Comité Científico Técnico (art. 153, LGPA). Uno de los roles del Comité Científico Técnico es pronunciarse, en el plazo de dos meses respecto del Plan de Manejo elaborado en el seno del Comité de Manejo. El Comité de Manejo recibirá la respuesta del Comité Científico y modificará la propuesta, si corresponde. Posteriormente, la Subsecretaría aprobará el plan mediante resolución, y sus disposiciones tendrán carácter de obligatorio para todos los actores y embarcaciones involucradas.

La propuesta de Plan de Manejo es sometida a consulta pública, a través del sitio electrónico de la SSPA. Tratándose de pesquerías bentónicas de carácter local, se deberá además informar el inicio del proceso de consulta, mediante mensaje radial y publicación en extracto en un diario de circulación regional. Los interesados podrán formular observaciones dentro del plazo de un mes contado desde la fecha de publicación en el sitio electrónico. Recibidas las observaciones, la Subsecretaría evaluará la pertinencia de reformular la propuesta y dará pública respuesta a las observaciones planteadas¹.

En el Plan de Manejo se podrá considerar un procedimiento de certificación de la información de desembarque (artículo 63, LGPA, 2013), para aquellas pesquerías que no contemplen un sistema obligatorio, el cual será efectuado conforme a reglas establecidas (artículo 64 E, LGPA, 2013) y será obligatorio para todos los participantes de la pesquería.

En el caso de los recursos bentónicos (invertebrados y algas), se introducen en los Planes de Manejo, herramientas de control o asignación del esfuerzo pesquero, desarrollado en una determinada área de una o más regiones. Esta figura permitirá realizar una administración con sentido de acercamiento a la realidad de la actividad extractiva local con la consideración de la movilidad de los pescadores participantes. En los casos que el Plan, sea aplicable sólo a una parte de la Región, implicará la participación de aquellos que cumplan con los criterios de participación establecidos, entre los cuales deberá considerarse el haber efectuado operaciones extractivas en el área de aplicación del plan. Se estableció además una evaluación del Plan al menos cada tres años o 5 años, al término de los cuales, sólo podrán continuar operando en el área, quienes cumplan con los requisitos de participación².

¹ Ídem, pág. 11.

² Historia de la Ley N° 20.560, Página 11.



El contexto para los recursos asociados a los distintos Planes de Manejo considerados en este reporte, es el siguiente:

Recursos bentónicos del Plan de Manejo del Golfo de Arauco, Región del Bío Bío.

El Plan de Manejo para los recursos bentónicos del Golfo de Arauco, está dirigido a los recursos taquilla (*Mulinia edulis*), huepo (*Ensis macha*) y navajuela (*Tagelus dombeii*), considerando la inclusión futura de otros recursos bentónicos.

El principal puerto de desembarque del Golfo de Arauco (Tubul) ha estado monitoreado en forma continua desde 1995 por el proyecto Seguimiento de Pesquerías Bentónicas que realiza el Instituto de Fomento Pesquero. De acuerdo a lo anterior, para estos recursos se requiere dar continuidad al análisis del estado de las pesquerías. Disponibilidad presupuestaria permitió la realización de evaluaciones directas cada dos años

Plan de Manejo de juliana en la Región de Los Lagos.

Si bien el Plan de Manejo está en operación desde antes del actual reglamento de Planes de Manejo Bentónicos, la pesquería no ha sido objeto de un seguimiento que permita tener certeza del estado de la población. La dinámica de la pesquería es similar a la de las pesquerías de erizo y almeja de la ex - zona contigua, pero con una menor disponibilidad de datos, por lo que la asesoría históricamente se ha realizado a través de evaluaciones directas, en forma no regular.

Plan de Manejo de bahía Chasco, Región de Atacama.

Este Plan de Manejo está en operación desde el año 2013 y es administrado por un régimen de cuotas trimestrales. Estas cuotas, desde el año 2017, responden a la consideración de mantener el *statu quo*, en base al promedio de los desembarques de los tres años previos a esa fecha.

La asesoría se ha centrado en la realización de evaluaciones directas, con frecuencia estacional, de forma de justar un modelo de dinámica intraanual a una población de características particulares, que no se ajustan a los modelos de dinámica tradicionales, ya que aunque se caracteriza por una población cerrada y de baja conectividad, dado su crecimiento con tejido meristemático basal, crecimiento intraanual y ciclo de vida multifásico.

Plan de Manejo de bahía Ancud, Región de Los Lagos.

Este Plan de Manejo opera desde el año 2016 y considera a todos los recursos bentónicos de la bahía Ancud, priorizando 7 de ellos: almeja común, huepo, ostra chilena, chicoria de mar, choro zapato y luga roja. A diferencia de otros Planes, para la bahía opera el monitoreo del programa bentónico de IFOP desde más de 20 años, con una serie histórica de información que permite avanzar en la evaluación de los recursos, aunque de forma similar a la mayoría de los Planes de Manejo Bentónicos, este privilegia la presencia de objetivos de tipo económico y social. De forma de satisfacer los objetivos de sostenibilidad de los recursos según lo establecido en la Ley de Pesca, se han implementado modelos estructurados en dinámica de edades para almeja y huepo, y de datos pobres para ostra chilena.



En este Plan, si bien no ha promovido medidas de regulación de los recursos, a pesar de haberse establecido la situación de sobreexplotación de algunos de ellos, ha realizado propuestas de manejo espacial como el establecimiento de una zona de reserva de recursos bentónicos en la bahía.

Plan de Manejo de machas de la Región de Los Lagos.

Este Plan presenta la particularidad de que el recurso está en una veda de 10 años desde 1995. Se han realizado evaluaciones directas desde el año 2016, de forma de tener un muestreo poblacional de las playas de mayor interés para el Comité de Manejo.

Plan de Manejo de algas pardas, Región de Atacama.

Este Plan de Manejo contiene 3 especies, huiro negro (*L. berteroana*), huiro palo (*L. spicata*) y huiro flotador (*M. pyrifera*). Concentra los mayores desembarques de algas del país y se administra a través de cuotas asignadas para mantener una situación de *status quo* por parte del Comité Científico Técnico Bentónico. La ausencia de un monitoreo pesquero, la contaminación de los datos de desembarque a través de la mezcla de la recolección de varado con la remoción activa y las distintas medidas históricas de conversión a alga húmeda desde distintos grados de alga seca generan un problema en la implementación de un modelo de análisis. Cabe considerar que en Chile no existen modelos de evaluación indirectos de macroalgas.



4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo general.

Evaluar el estado del/de los recurso/s objetivo y generar y analizar información que permita apoyar el establecimiento de medidas de administración y la implementación y evaluación de Planes de Manejo de pesquerías bentónicas.

4.2 Objetivos específicos

- 4.2.1. Efectuar el análisis de la situación actualizada del recurso y su pesquería sobre la base de la información generada y disponible a la fecha, con la realización de evaluaciones de stock de los recursos, según corresponda.
- 4.2.2. Analizar información económica y de mercado de recursos bentónicos con planes de manejo en desarrollo.
- 4.2.3. Evaluar el desempeño de los Planes de Manejo y proponer adaptaciones en función de la información disponible.
- 4.2.4. Brindar asesoría técnica en temas específicos requeridos para la implementación de Planes de Manejo de pesquerías bentónicas o medidas de administración.



5. METODOLOGÍA

5.1 Objetivo específico 4.2.1: *Efectuar el análisis de la situación actualizada del recurso y su pesquería sobre la base de la información generada y disponible a la fecha, con la realización de evaluaciones de stock de los recursos, según corresponda.*

5.1.1 Ex. Plan de Manejo de Zona Contigua, regiones de Los Lagos y Aysén.

La referencia del Plan de Manejo de “Zona Contigua” hace referencia a la existencia de dicho Plan al momento del Convenio y la formulación de los Términos de referencia de este estudio, el año 2018. Este Plan de Manejo fue terminado en marzo del año 2020, estando en el rol de la administración pesquera la futura gestión de las pesquerías incumbentes en el ex. Plan de Manejo señalado.

5.1.1.1 Recurso erizo (*Loxechinus albus*).

Unidades de evaluación.

La pesquería del erizo en las regiones en estudio, es la principal en términos del aporte a los desembarques nacionales de este recurso (57%) aportando la Región de Magallanes casi la totalidad de la diferencia (Sernapesca, 2019).

De acuerdo a la complejidad espacial de las poblaciones de erizo que sostienen las pesquerías en términos de monitoreo, evaluación y manejo, Molinet *et al.* (2011) realizó una zonificación a través de los polígonos determinados en función de un análisis de similitudes, flota, composición de especies y del juicio experto de su pesquería. Esto se tradujo en el establecimiento de 12 zonas agrupadas por características comunes (polígonos), los cuales, se encuentran dentro de las 3 macrozonas que actualmente se utilizan para la evaluación de stock (Canales *et al.*, 2014). La estructuración de las macrozonas y sus respectivos polígonos queda como indica la siguiente **Tabla 1** y **Figura 5**.



Tabla 1.

Delimitación de las macrozonas de evaluación de stock de erizo en función de los polígonos de captura.

Zona	Delimitación	Polígonos
X Norte	Pto Montt (41.28S) – Butachauques (42.15S)	1,2
X Sur	Butachauques (42.15S) – Isla Guafo (43.42 S)	4,5,6,13
XI	Isla Queitao (43.42 S) – Península Taitao (46.5°S)	7,8,9,10,11,12

La evaluación de stock fue realizada para 3 zonas de manera independiente: 1) zona norte Región de Los Lagos (X Norte), 2) zona sur Región de Los lagos (X Sur) y 3) Región de Aysén (XI Región) (**Figura 1**). Esta evaluación por macrozonas, está dada en función de la zonificación de la asignación de cuotas por parte del Comité de Manejo de las Zonas Contiguas, desde el año 2005.

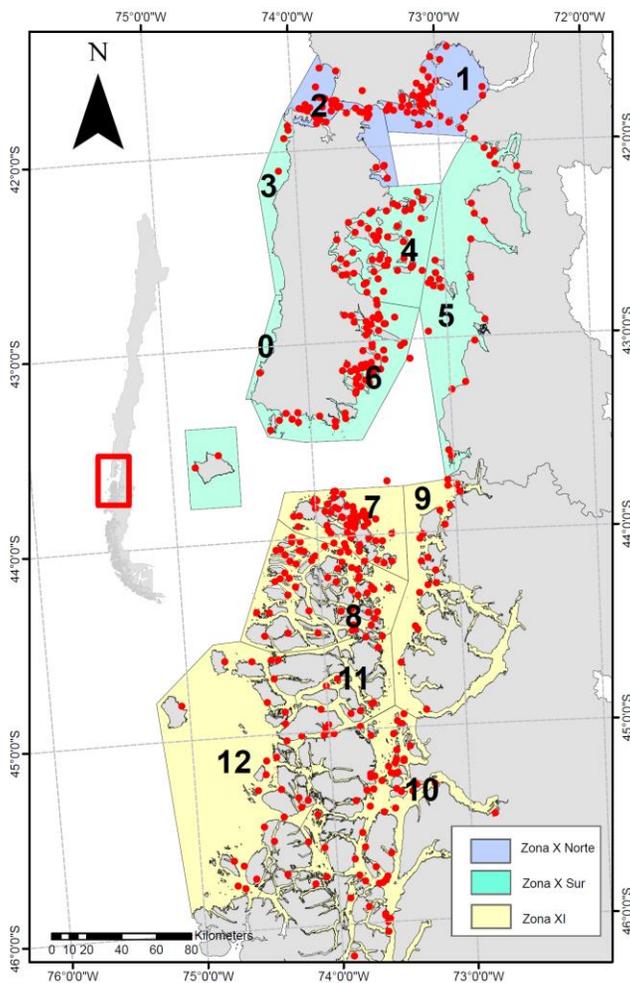


Figura 1. Zonas de evaluaci3n de erizo y pol3gonos propuestos por Molinet *et al.* (2011) contenidos en cada una de ellas.

Cada una de las unidades espaciales de evaluaci3n, es explorada a trav3s de la informaci3n contenida en los pol3gonos que las contienen, pero no constituyen estos pol3gonos unidades de evaluaci3n, siendo finalmente los datos a nivel de procedencia los empleados en la evaluaci3n de cada una de las tres zonas.

Actualizaci3n de antecedentes y datos

La evaluaci3n de stock de erizo se realiza a partir las siguientes fuentes de informaci3n;

- (1) El monitoreo de la pesquer3a es la principal fuente de datos y proviene de la Base de Datos del Instituto de Fomento Pesquero, la que es poblada por el levantamiento de informaci3n que se



realiza a partir del convenio Asesoría Integral para la toma de decisiones en Pesca y Acuicultura (ASIPA), encargado por la Subsecretaría de Pesca a IFOP desde el año 1996 en el llamado Proyecto de Seguimiento de Pesquerías Bentónicas. Esto permite obtener indicadores como la captura por unidad de esfuerzo, las estructuras de tamaños, el peso medio a la talla, entre otros;

- (2) Estudios científicos que reportan información asociada a los parámetros del ciclo vital de la especie, como la mortalidad natural, el crecimiento y ojiva de madurez, entre otros.
- (3) Otras fuentes de información, como las estadísticas oficiales de desembarques, sistematizadas por el Servicio Nacional de Pesca, las que a su vez fueron corregidas en función del criterio experto y de la información del Proyecto de Seguimiento de Pesquerías Bentónicas (IFOP).

Dado que este tipo de modelos de evaluación de stock estimula el uso de las distintas piezas de información disponible, el presente proyecto tiene un rol de integración del conocimiento, utilizando los productos de todos los programas y estudios científicos que permiten modelar la dinámica del recurso.

Análisis de los desembarques.

De acuerdo a un consenso establecido en el año 2016, los desembarques oficiales de erizo en las regiones de Los Lagos y Aysén han sido corregidos en función del juicio experto. La **Tabla 2**, muestra los desembarques corregidos de los últimos 5 años.

**Tabla 2.**

Proporciones de capturas monitoreadas por IFOP en los 3ltimos 6 a3os para cada zona y sus respectivas correcciones.

A3o	Macrozona	Desembarques (t) Sernapesca	Capturas (t) IFOP	Proporci3n	Desembarque Corregido
2015	X Norte	10203	503	0,05	813
	X Sur		2111	0,23	3416
	XI	4603	6538	0,71	10577
	Total	14806	9152	1	14806
2016	X Norte	11903	896	0,11	1752
	X Sur		2558	0,33	5003
	XI	3399	4365	0,56	8537
	Total	15302	7819	1	15293
2017	X Norte	12360	553	0,12	1886
	X Sur		1400	0,3	4774
	XI	3439	2680	0,58	9139
	Total	15799	4633	1	15799
2018	X Norte	11358	519	0,084	1335
	X Sur		1576	0,255	4053
	XI	4562	4095	0,662	10532
	Total	15920	6190	1	15920
2019	X Norte	11409,2	870,7	0,113	1767
	X Sur		1925	0,249	3910
	XI	4272,7	4925	0,638	10004
	Total	15681,9	7720,7	1	15681
2020	X Norte	10628	786	0,1	1637
	X Sur		3627	0,48	7529
	XI	5029	3130	0,41	6497
	Total	15657	7543	1	15657

Los antecedentes de las capturas corregidos son presentados en la **Figura 2** y muestran la importancia de la Regi3n de Ays3n en los desembarques totales del erizo. Durante el 3ltimo a3o se muestra un considerable aumento de los desembarques asociados a la zona X Sur, lo cual debe ser revisado al detalle dados problemas de monitoreo y fiscalizaci3n que atraves3 esta pesqueri3 el 2020.

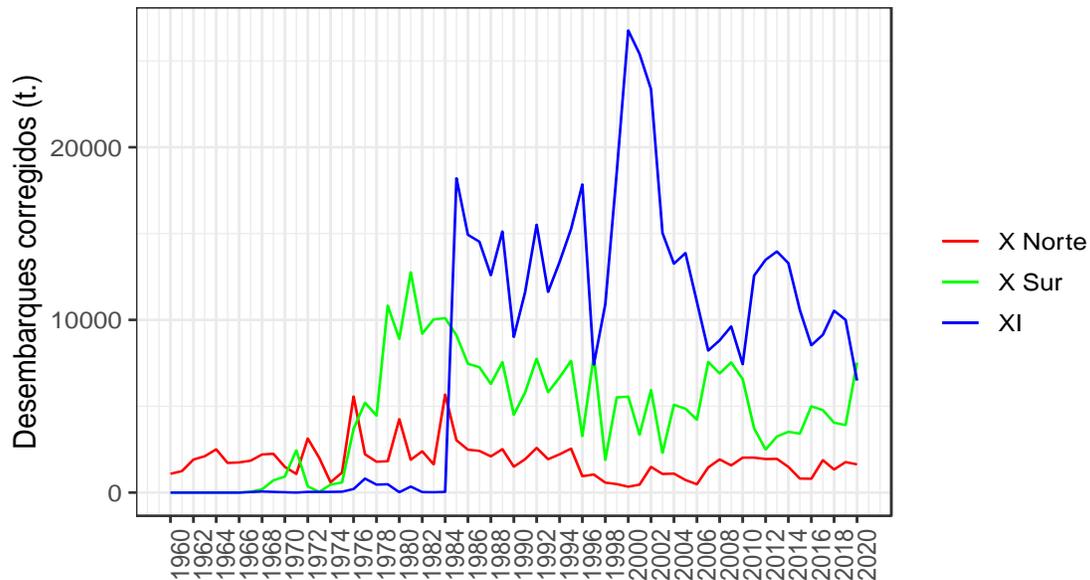


Figura 2. Series temporales de las capturas corregidas de acuerdo a las capturas de IFOP y de acuerdo a las estadísticas oficiales para cada una de las unidades de evaluación de stock (Sermapesca, 2020).

También es posible analizar el despliegue temporal y espacial de las capturas de la pesquería de erizo durante el último año entre las regiones Los Lagos y Aysén. En ella se puede identificar el cambio en el patrón latitudinal Norte-Sur en la medida que la temporada de pesca se va acercando a su fin durante el mes de Octubre (**Figura 3**). Para los meses de enero y febrero los desembarques corresponden a una cuota excepcional en el periodo de veda, denominada “estival”, restringida al consumo interno, de montos marginales a la cuota global anual y de TML (Talla Mínima Legal) superior a la definida para el global de la pesquería en estas regiones.

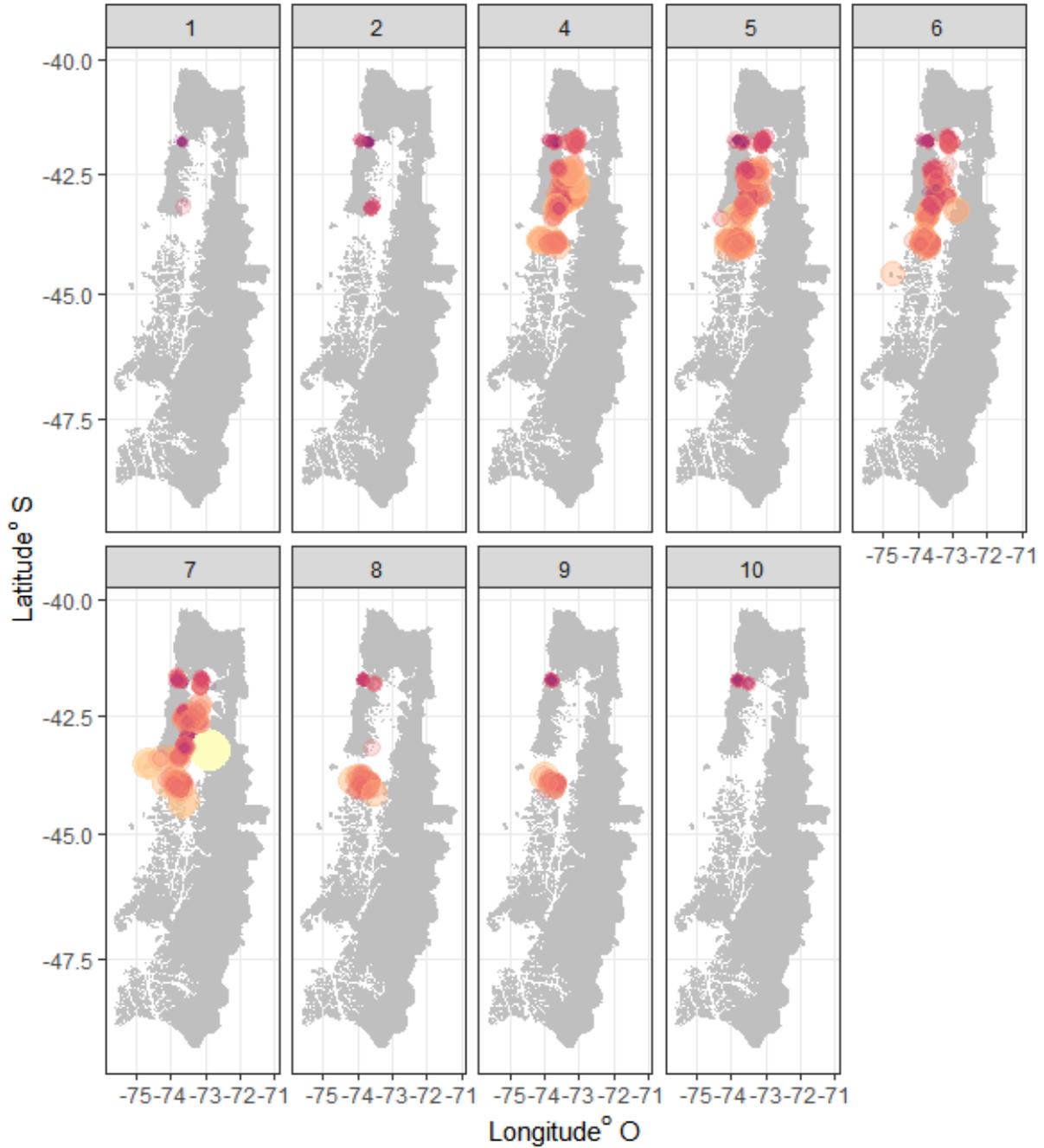


Figura 3. Distribuci3n y magnitud de las capturas en una escala espacial y temporal para la pesquería del erizo durante el ańo 2020. Cada cuadro representa los meses correlativos entre enero y octubre del presente ańo.



Estructura de tallas de la pesquería

La información sobre la estructura de tallas proviene del Proyecto Seguimiento de Pesquerías de Recursos Bentónicos ejecutado por IFOP desde 1987 hasta 2020. Se presenta la información de distribución de frecuencias de tallas de erizo provenientes de las capturas en cada zona de pesquería. En general, se destaca que los ejemplares provenientes de la X Norte presentan invariablemente una talla media mayor que los ejemplares de la unidad de pesquería en la zona X Sur y XI. Para todas las zonas analizadas, entre los años 2001 y 2004 hubo una disminución en las tallas medias de las capturas, lo cual cambió en los años posteriores, estabilizando las tallas de las capturas en tamaños mayores (Figura 4).

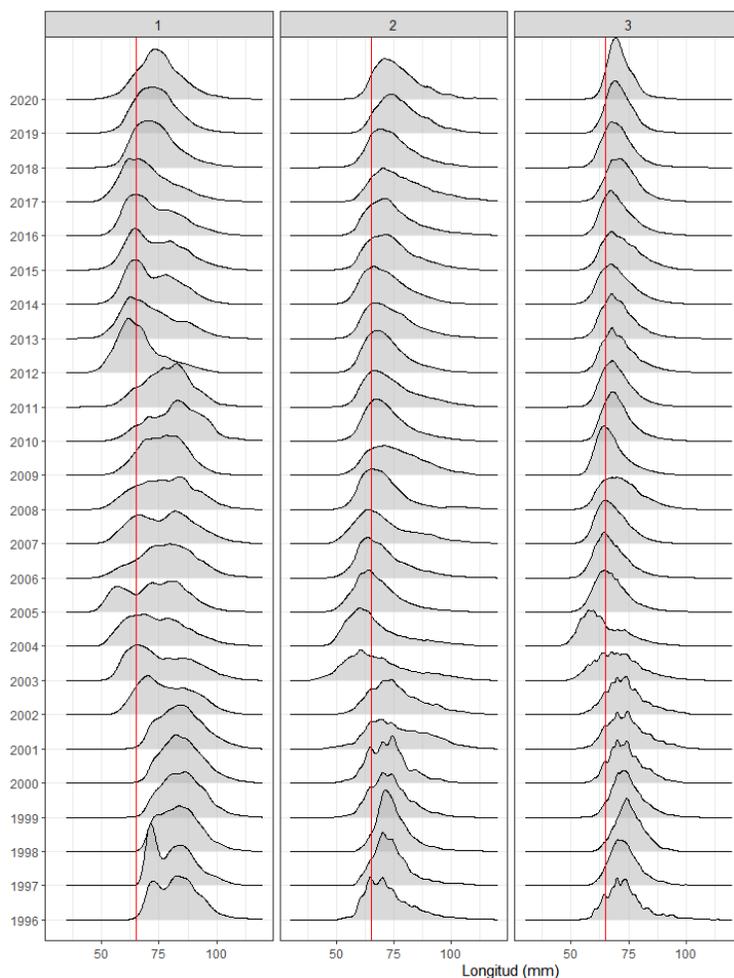


Figura 4. Distribución de frecuencia de tallas en las capturas de erizo en las 3 zonas de evaluación a través de los años. La línea roja representa la TML de 65 mm (R. Ex. N 763-2018) de diámetro de testa. Período 1996-2020.



A su vez, fue posible analizar la disponibilidad de tallas durante el 3ltimo a3o en la escala espacial, en el cual la situaci3n sanitaria mundial afect3 a ciertas zonas en donde el monitoreo de tallas no fue posible de realizar, como por ejemplo en los pol3gonos 9, 10, 11 y 12, todos correspondientes a la macrozona XI (Figura 5).

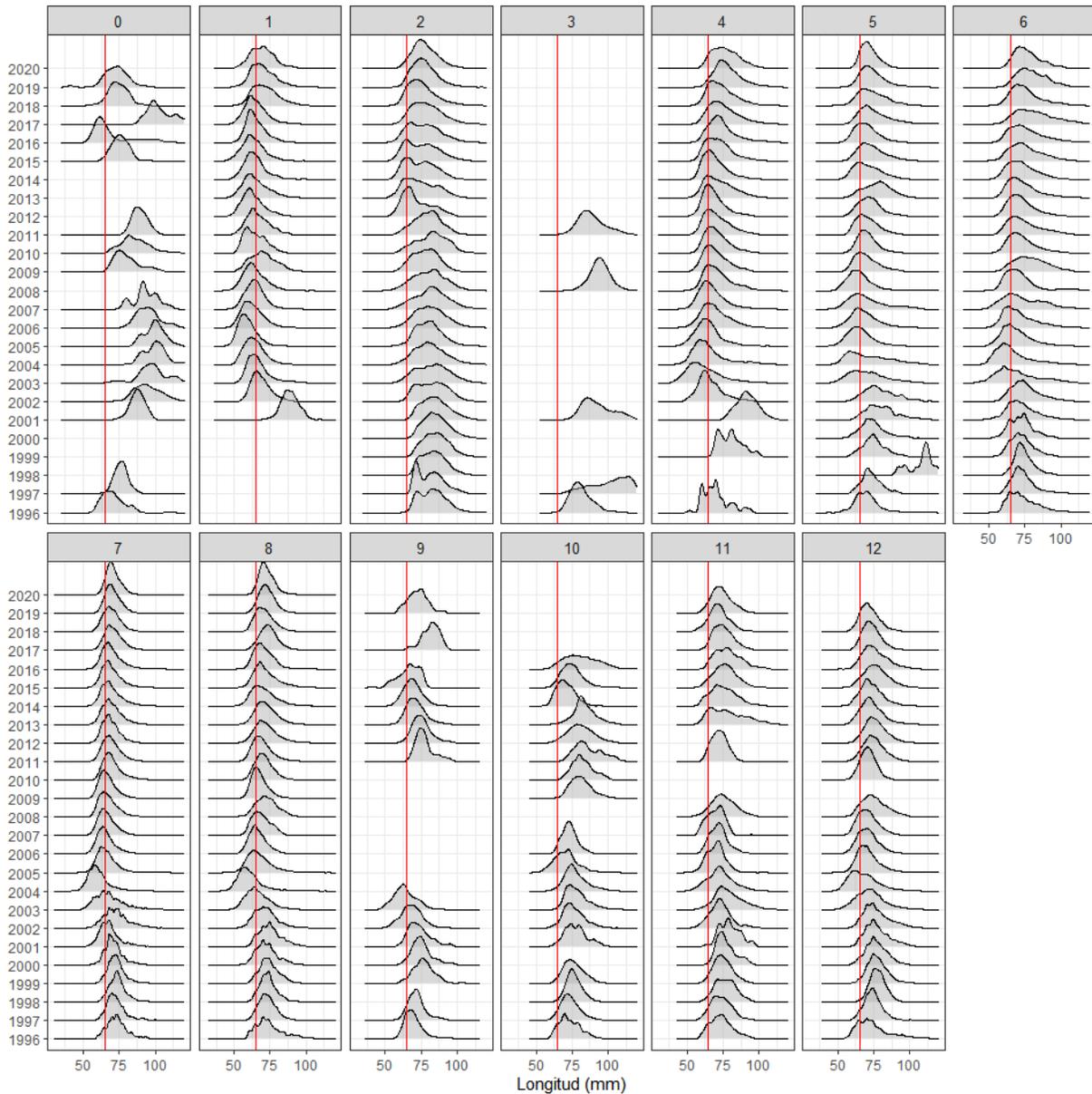


Figura 5. Estructuras de tallas hist3ricas por pol3gono. La l3nea roja representa la TML de 65 mm (R. Ex. N 763-2018) de di3metro de testa. Per3odo 1996-2020.



Índice de abundancia relativa (CPUE)

Para la obtención de un índice de abundancia, se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM; McCullagh & Nelder, 1989) donde el valor esperado de la captura (kg) por hora de buceo como Captura Por Unidad de Esfuerzo (CPUE) se supone explicada por un arreglo de factores siguiendo una combinación lineal de la forma:

$$E(CPUE_{y,t,z,p}) = g^{-1}(cte + Ay + Tt + Pp + \sigma_{y,t,p,z})$$

Donde g es la función de enlace, A es el factor año, T el factor trimestral, P la profundidad y σ es el término de error aleatorio. El análisis de devianza permitió evaluar la importancia de cada efecto en cada subregión de evaluación, y en algunos casos como es la zona X norte, se analizó la interacción de primer orden Año*profundidad sobre la base de evidencias de mejoras en el rendimiento de pesca anual debido a cambios en la profundidad. El efecto anual en su escala exponencial $\exp(A)$ fue considerado como índice de abundancia para efectos de la evaluación de stock. El tratamiento de los datos consideró como rangos de profundidad los intervalos <15 m; 16-30 m; 31-45 m; y > 45 m) así como la exclusión de los registros superiores 350 kg/hora de buceo y aquellos por debajo 1 kg/hora, esto en base al conocimiento de campo respecto del régimen operacional del buceo extractivo.

Para la estandarización de los rendimientos de erizo de X Sur, se utilizó un modelo linealizado con factores año, trimestre, zonas y profundidad. Los principales estadísticos muestran, al igual que en la zona X Norte, que el factor Año es el que más explica los cambios de la CPUE, luego en el mismo orden zona y profundidad, mientras que el trimestre presenta un menor nivel de significancia. Este indicador presenta una extensión de rendimientos constantes a través de los últimos años de actividad pesquera. Se destacan la señal de los años 2001 y 2013, con valores muy elevados respecto del resto de la serie, lo que podría indicar una sobreestimación del rendimiento real. Lo anterior sugiere revisar la inclusión o ponderación (peso) de estos datos en el modelo de evaluación.

De acuerdo con el diagrama de los rendimientos estandarizados para cada factor, los rendimientos más altos del erizo zona X Sur en el segundo trimestre de cada año, es decir, cuando se inicia la actividad luego de la veda enero-marzo. Para la estandarización de los rendimientos del erizo de la zona Región de Aysén se utilizó un modelo linealizado con factores año, trimestre, zonas y 4 estratos de profundidad. Los principales estadísticos muestran, al igual que en la zona X Norte y X Sur, que el factor Año es el que más explica los cambios de la CPUE, luego en el mismo orden la zona, mientras que la profundidad presenta un menor nivel de significancia.

La CPUE presenta un período de rendimientos bajos, entre 2003 y 2013, y dos periodos de rendimiento alto 1997-2000 y 2014-2016 en consistencia con los periodos de actividad extractiva. De acuerdo con el diagrama de los rendimientos estandarizados para cada factor, los rendimientos más altos del erizo de la zona XI ocurren en el tercer trimestre, es decir, con un desfase del inicio de la pesquería en cada año, cuando se inicia la actividad luego de la veda enero-marzo (**Figura 6**).



El resultado de la estandarizaci3n de los rendimientos de pesca para cada factor (Pol3gono, Profundidad, Trimestre) se presenta en el diagrama de los factores del modelo base, en el que cada nivel representa la diferencia con la media general del modelo (a excepci3n del factor a3o). Los mayores rendimientos para el erizo de la zona X Norte se obtienen en el segundo trimestre de cada a3o.

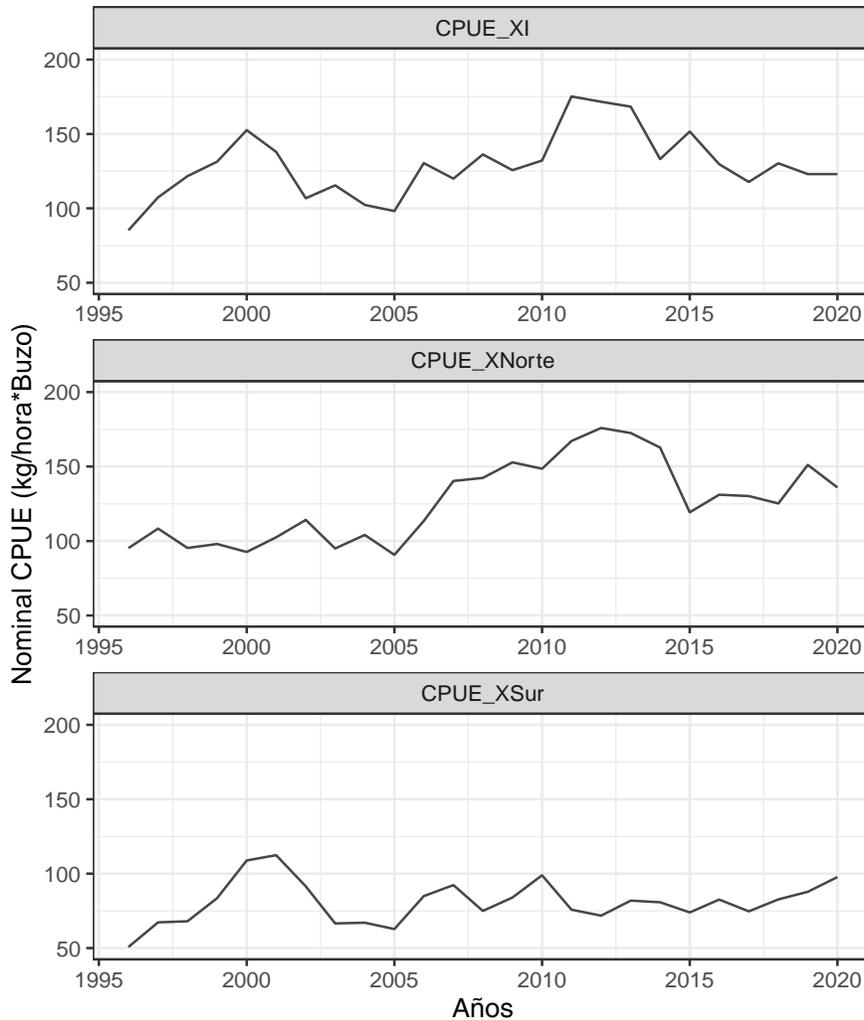


Figura 6. Diagrama de las tendencias de rendimientos de pesca de entrada al modelo. Se utilizan los datos entre (1996-2020).



Parámetros de historia de vida.

Crecimiento.

El crecimiento se considera instantáneo a inicios de cada año y el modelo de Von Bertalanffy se parametriza en términos de la talla del primer grupo de edad, de manera que las tallas a la edad sucesivas se calculan siguiendo la fórmula de Ford-Walford. El desove se supone ocurre de manera instantánea a fines de noviembre ($dt=0,91$). La **Tabla 3** muestran los parámetros de crecimiento y biológicos utilizados en la evaluación.

Tabla 3.

Parámetros de escenarios bases utilizados en la evaluación para cada zona.

Macrozona	Parámetros	Fuente
X Norte	$L_{\infty} = 119,85$	Melo (FIP 97-30) Región de Los Lagos (Hueihue) Bandas crecimiento
X Sur	$k = 0,139$	placas genitales
XI	$L_{\infty} = 141,2$ $k = 0,127$	Gebaguer y Moreno (1995) Región de Los Ríos (Mehuín) Bandas crecimiento placas genitales

Mortalidad natural.

Considerando la variabilidad latitudinal en los parámetros de la historia de vida, en el presente estudio, la tasa de mortalidad natural fue estimada en base distintos métodos bioanalógicos. Se debe consignar, que la estimación realizada responde a un análisis de coherencia y comparación con los antecedentes obtenidos de literatura, lo cual nos permite establecer rangos de tolerancia de parámetros seleccionados para posteriormente utilizar en el modelo de evaluación de stock como distribuciones *a priori*. En este caso, la mortalidad natural estimada es $0,256 \text{ año}^{-1}$ para las 3 macrozonas de evaluación.

Análisis de sensibilidad.

Como todo proceso de evaluación de stock, este año se procedió con un análisis de sensibilidad respecto a dos de los parámetros más relevantes en este tipo de modelaciones, los cuales son Mortalidad natural (M) y Longitud asintótica (L_{∞}). Para ello se consideraron rangos superiores e inferiores sistemáticos para cubrir un amplio espacio paramétrico de sensibilidad. Todos estos escenarios fueron calculados en cada zona de evaluación. Con ello, los escenarios de sensibilidad quedaron definidos como lo expresa la **Tabla 4**.



Tabla 4.

Escenarios de sensibilidad para los parámetros de Mortalidad Natural y Longitud asintótica en el modelo de evaluación de stock de erizo.

Parámetro	Rango Inferior	Rango Superior	Intervalos	Escenarios
M	0,15	0,24	0,05	10
Loo	128	135,5	0,1	16

Este esquema de análisis de sensibilidad es dado por que actualmente no existen nuevos estudios de parámetros de historia de vida que puedan aportar antecedentes nuevos a estos aspectos.

Madurez sexual.

La definición de cada estado esta descrita en extenso en Molinet *et al.*, (2012), donde, basándose en la definición de los estados reproductivos descritos, se identificaron los periodos de desove y la proporción de desovados a la talla para cada localidad, además de la proporción de ejemplares

$$B_L = \frac{1}{1 + e^{(\alpha_1 + \alpha_2 L)}}$$

maduros por sexo a través de la función:

En donde; $\alpha_1=7,888$ y $\alpha_2=0,1817$ son los parámetros descritos en Informe Final FIPA 2014-08. En la **Figura 7** se ilustra la ojiva de madurez generalizada para *L. albus*.

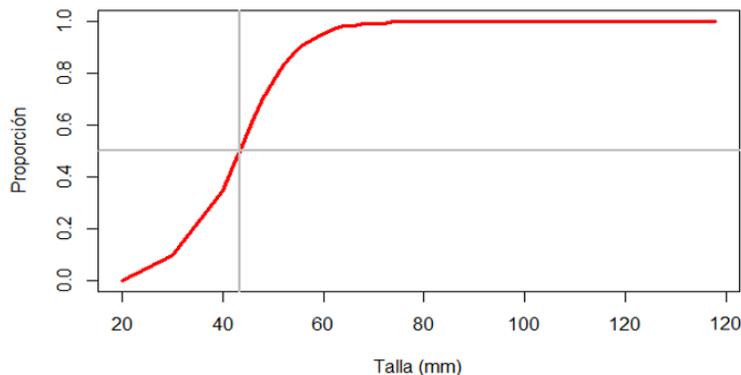


Figura 7. Curva logística de madurez sexual de erizo en la macrozona evaluada. Fuente: Proyecto FIP 2014-08 "Actualización de la estimación de parámetros biológicos y de crecimiento de erizo en la X y XI Regiones".



Evaluación de stock

Para la evaluación del stock del recurso erizo, se utilizó un modelo base que consideró la información del monitoreo de IFOP, lo que marca una continuidad de lo hecho en las cuatro evaluaciones anteriores. Este modelo ha sido modificado y posteriormente aplicado en las últimas 4 evaluaciones indirectas del stock de erizo (Barahona, 2016; Barahona, 2017; Techeira *et al.*, 2018). Corresponde a un modelo edad-estructurado, con datos en tallas. Los datos de composiciones de tallas, desembarques y CPUE de erizo son analizados a través de un modelo estadístico de captura a la edad con datos en tallas implementado por primera vez por Canales *et al.* (2014).

El modelo de la dinámica poblacional fue programado en la plataforma AD Model Builder (Fournier *et al.*, 2012) y sus salidas leídas en R (R Core Team, 2019). Todos los códigos fuente y datos empleados en las evaluaciones serán debidamente documentados e informados detalladamente, incluyendo su versión digital, estableciéndose una numeración específica para cada versión.

Los principales supuestos del modelo edad-estructurado son:

- El stock de erizo está constituido por 3 sub-unidades de stock, correspondientes a la unidad de X Norte, X Sur y XI Región.
- La mortalidad natural es conocida y constante entre años y edades.
- La mortalidad natural y por pesca son simultáneas (ecuación de Baranov).
- El patrón de vulnerabilidad de los individuos es a la edad y sigue un modelo logístico.
- El modelo supone que el erizo presenta en cada unidad de análisis un stock cerrado y una población compuesta por no más de 12 grupos de edades.
- El reclutamiento (segundo año) es el resultado del “desove” conjunto de bancos vecinos y su sobrevivencia es modulada principalmente por cuestiones ambientales, lo que significa que los reclutamientos responden a procesos principalmente estocásticos donde la función stock-recluta puede ser difusa.

El modelo de dinámica poblacional se estructura en grupos de edades relativas, sin discriminar por sexos, con parámetros de crecimiento resueltos al interior del modelo y mortalidad natural conocida invariante en el tiempo y la edad. La dinámica poblacional está gobernada por la expresión:

$$N_{t,a} = \begin{cases} R_t & a = 1, \forall t \\ N_{t-1,a-1} e^{-(F_{t-1,a-1} + M)} & 1 < a < A - 1, \forall t \\ N_{t-1,a-1} e^{-(F_{t-1,a-1} + M)} / (1 - e^{-(F_{t-1,a} + M)}) & a = A, t = 1 \\ N_{t-1,a-1} e^{-(F_{t-1,a-1} + M)} + N_{t-1,a} e^{-(F_{t-1,a} + M)} & a = A, t > 1 \end{cases}$$



Donde $\hat{N}_{t,a}$ es la abundancia estimada al inicio del año t de los individuos de edad a; M es la mortalidad natural independiente de la edad y tiempo, considerada como parámetro fijo sin error, $\hat{F}_{t,a}$ es la mortalidad por pesca para la edad a durante el año t De esta forma la abundancia es proyectada en el período de modelación, comenzando por la estructura de edad en número a inicios del primer año, la cual se estima con A parámetros en el modelo (con A el número de edades) y posteriormente remover individuos de la población producto de la mortalidad natural y por pesca, sumando para cada periodo modelado el ingreso de reclutas de la forma:

$$R_t = \bar{R} e^{\eta_t - 0.5\sigma_R^2}$$

Donde \bar{R} corresponde al reclutamiento medio, el cual es considerado un parámetro desconocido a estimar, el que es multiplicado por una perturbación anual (η_t), la cual es corregida por sesgo de forma tal de asegurar que \bar{R} es igual al reclutamiento medio, σ_R^2 corresponde a la varianza del logaritmo de las perturbaciones del reclutamiento, las cuales se asumen que provienen de una distribución log-normal.

El modelo es basado en edades, pero con datos en talla, utiliza una clave talla-edad modelo-basada, donde la desviación estándar de la longitud a la edad (σ_a) se supone proporcional a la talla modal (l_a) a través del coeficiente de variación edad-invariante, de la forma:

$$\sigma_{a,s} = cv_s l_{a,s}$$

La talla modal para cada grupo etario se estima a partir de los parámetros de crecimiento (L_{∞} y k) y la talla media del primer grupo, de la forma:

$$l_{a,s} = L_{\infty,s} (1 - e^{-k_s}) + e^{-k_s} l_{a-1,s}$$

Así, la distribución de probabilidad de longitud de individuos de edad a es modelada a través de una distribución de probabilidad normal con media l_a y desviación σ_a sobre todo el rango de tallas observado en la matriz de captura:

$$\hat{p}(l|a) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_a^2}} \exp\left(-\frac{(l - \hat{l}_a)^2}{2\sigma_a^2}\right)$$



Donde $\hat{p}(l|a)$ representa la matriz de distribución de probabilidad por talla l para la edad a , la cual se utiliza para convertir edades a longitudes. La abundancia media para el año t se estima a través de:

$$\bar{N}_{t,a} = \sum_{s=1}^2 N_{t,a,s} \frac{1 - e^{-Z_{t,a,s}}}{Z_{t,a,s}}$$

La abundancia media vulnerable a la flota se estima a partir de la abundancia media y la selectividad de la forma:

$$\bar{NV}_{t,a} = \sum_{s=1}^2 \bar{N}_{t,a,s} S_{a,s}^f$$

Para obtener la biomasa media vulnerable, primero se estima la abundancia media vulnerable a la talla y luego se lleva a peso, a través del peso medio estimado a la talla, por medio de las expresiones:

$$\bar{NV}_{t,l,s} = \bar{NV}_{t,a,s} p(l|a,s)$$

$$\bar{BV}_t = \sum_{s=1}^2 \sum_{l=1}^L \bar{NV}_{t,l,s} \bar{w}_{l,s}$$

Los reclutamientos anuales corresponden al grupo de individuos que, de una misma edad, comienzan a ser explotados próximo a la talla legal de capturas. Estas son variables aleatorias tomadas desde una relación stock/recluta tipo Beverton & Holt con error de proceso. Estos desvíos responden a un proceso multiplicativo que en escala logarítmica son representados por una distribución normal con media 0 y desviación σ_R . En términos prácticos, esto significa que pudiendo existir vínculo entre desovantes y reclutas, esta relación está perturbada por procesos aleatorios ligados a cuestiones ambientales y ecológicas, como es el hecho que en recursos bentónicos predomina el concepto de meta población donde el aporte de gametos desde bancos vecinos constituye la masa crítica de larvas sujetas a las condiciones ambientales pre-asentamiento. El modelo S/R es parametrizado en términos del reclutamiento virginal y la pendiente o escarpamiento es cercana a $h=0,8$, lo cual plantea que el reclutamiento depende de forma parcial a la biomasa del stock desovante. La ecuación estado para modelar el reclutamiento es;

$$N_{a=1,t>1} = \frac{\alpha BD_{t-1}}{\beta + BD_{t-1}} e^{\delta_t + 0.5\sigma_R^2}, \quad \alpha = \frac{4hRo}{(5h-1)}, \quad \beta = \frac{(1-h)BD_0}{(5h-1)}$$

Donde $\sigma_R^2 = 0.8$.



La tasa de mortalidad por pesca se asume bajo la hipótesis de separabilidad (Fournier & Archibald, 1982), donde la mortalidad por pesca por edad y años es definida como el producto de una componente anual y otra edad específica. De esta forma la mortalidad por pesca para la edad a y año t es dada por:

$$F_{t,a,s} = F_t S_{a,s}^f$$

Donde \hat{F}_t es la mortalidad por pesca anual estimada de los ejemplares completamente reclutados a la pesquería y \hat{S}_a es la selectividad estimada de la flota edad-específica, la cual se estima a partir de un modelo logístico re-parametrizado al 50% y 95% de reclutamiento a la pesquería, de la forma:

$$S_{a,s}^f = \left(1 + e^{\frac{(-\ln(19)) (a - a_{50,s})}{d_{95-50,s}}} \right)^{-1}$$

Donde a_{50} corresponde a la edad al 50% de reclutamiento y d_{95-50} corresponde a la diferencia entre la edad al 95% y 50% de reclutamiento a la pesquería; los que se estiman como parámetros dentro del modelo.

Mortalidad por pesca (F) y Selectividad.

En el modelo de evaluación la selectividad sigue un modelo doble normal pero ajustado a una forma logística, casi filo de cuchillo, dada la alta selectividad de los individuos extraídos por mano en el buceo, lo que significa que el grueso de la explotación a la talla está dominado por la demanda de ciertos calibres objeto de la búsqueda de buzos mariscadores para su posterior explotación. Como edad de primera captura se considera individuos entre los 4 y 5 años dependientes del modelo de crecimiento, aunque este parámetro es estimado más tarde por el modelo de evaluación incluyendo bloques de selectividad.

Al respecto, la inclusión de bloques de selectividad persigue, por una parte, reducir el efecto de autocorrelación en el proceso de ajuste del modelo y por otra, incorporar de manera explícita el comportamiento del buzo en la búsqueda de nuevas áreas de extracción ya sea en términos batimétricos o latitudinales. A continuación (**Tabla 5**), se describe por zona, las consideraciones de selectividad para el erizo; los que han escogido las impresiones y juicios expertos en los cuales este modelo ha sido sometido a discusión.



Tabla 5.
Bloques de selectividad considerados en la evaluación de stock de erizo.

Zona evaluación	Bloque de selectividad	Fundamento
Xnor	1960-2002 2003-2013	Variación en el rango batimétrico
Xsur	1960-2013	–
XI	1960-2003 2004-2013	Variación en el rango latitudinal

Capturabilidad.

El modelado de datos se inicia en los años 60 donde la pesquería en general era incipiente y por ende supone al primer año de la evaluación una condición virginal y en equilibrio en torno al reclutamiento medio de largo plazo. Esto significa que solo la mortalidad natural es el factor que explica la disminución poblacional a partir del reclutamiento. El modelo de las observaciones corresponde a las variables de estado que son estimadas por el modelo y posteriormente contrastadas estadísticamente con las observaciones.

i) Captura (número) y desembarque (peso)

La captura a la edad se estima a través de la ecuación de captura de Baranov de la forma:

$$Y_{t,a,s} = \frac{F_{t,a,s}}{Z_{t,a,s}} (1 - e^{-Z_{t,a,s}}) N_{t,a,s}$$

Para la estimación del desembarque (suponiendo que no existe descarte) se estima la captura en número a la talla, para posteriormente estimar el desembarque en peso a partir del peso medio a la talla.

$$Y_{t,l,s} = Y_{t,a,s} p(l|a,s)$$
$$Y_t = \sum_{s=1}^2 \sum_{l=1}^L Y_{t,l,s} \bar{w}_{l,s}$$



ii) Proporción de captura a la talla para la flota comercial

$$p_{t,l,s} = \frac{Y_{t,l,s}}{\sum_{l=1}^L Y_{t,l,s}}$$

iii) Índice de abundancia relativo (CPUE=I),

$$I_t = q_f B V_t$$

Donde \hat{q}_f es el coeficiente de capturabilidad para la flota comercial estimado como parámetro del modelo.

Respecto a la capturabilidad, la explotación de recursos bentónicos a menudo se resume en la explotación secuencial de bancos vecinos, esto motivado principalmente por la búsqueda de mejores rendimientos y calibres. En forma natural se provoca el “reposeo” de bancos a la espera de su recuperación, de manera que en el rendimiento global o Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) a través del tiempo debería considerar la híper-estabilidad. La híper-estabilidad se manifiesta a través de una tasa de disminución de la CPUE mucho menor que el de la población verdadera. En el caso del erizo se supone que este proceso ocurre y entonces la CPUE es función de la biomasa explotable sujeta a un parámetro de escala y otro de poder ($b < 1$). De igual modo, la capturabilidad se ha visto afectada por el proceso de eficiencia y cambio de zonas de pesca, por lo que el aumento de la CPUE no siempre se relaciona con el incremento poblacional ni con cambios en la selectividad. Cabe mencionar que en los recursos bentónicos el índice relativo a la CPUE debe ser considerado con cautela, dado los ejemplos de hiperestabilidad que presenta esta variable. Si bien se realizan los esfuerzos por una estandarización, el uso de este índice aún está en revisión. Al respecto y sobre la base del juicio experto se han propuesto bloques de capturabilidad que se resumen en la **Tabla 6**.

**Tabla 6.**

Bloques de capturabilidad de la CPUE considerados en la evaluación de stock de erizo.

Zona evaluación	Bloque de capturabilidad	Fundamento
X Nor	1960-2003	Variación en el rango batimétrico
	2004-2008	
	2009- 2010	
	2011-2019	
X Sur	1960-2019	
XI	1960-2000	Variación en el rango latitudinal
	2001-2003	
	2004-2007	
	2008-2011	
	2012-2019	

Tamaño de muestra y Coeficientes de variación.

El tamaño de muestra corresponde a una expresión inversamente proporcional con la incertidumbre/error de observación que tienen las composiciones de tallas empleadas en la evaluación de stock. El Tamaño de muestra se ha estimado a través de la aplicación de un proceso iterativo recomendado por Gavaris & Ianelli (2002) considerándose el promedio geométrico según fuente de información

$$nm = \sum \hat{p}(1 - \hat{p}) / \sum (p - \hat{p})^2$$

Donde nm corresponde al tamaño efectivo muestral, \hat{p} y p representan las proporciones observadas y predichas. El proceso se inicia con un valor arbitrario de tamaños de muestra para luego de repetidos ajustes del modelo, llegar a valores estables que son los empleados en esta evaluación de stock. A menudo es deseable verificar estas estimaciones cuando en el modelo se van integrando nuevas composiciones de tallas o como estos valores pueden variar dependiendo de cambios en los supuestos del modelo.

Como análisis alternativo se introduce la metodología propuesta por Francis (2011), el cual estima los tamaños muestrales en función de la matriz de estructura de tallas observadas y las estimadas por el modelo de evaluación. La estimación se hace en dos “fases”, en donde por ejemplo, en la fase 1 se asignan los ponderadores a los datos recolectados de la estructura de tallas. La fase 2 de estimación se produce después de que el modelo ha sido ejecutado y está destinado a hacer que las ponderaciones de los datos sean más consistentes con los resultados del modelo. La estimación en la primera fase es a partir de la log-verosimilitud:



$$N_{jy} * O_{jby} * \log E_{jby}$$

Donde N es el tamaño de muestra usado con distribución multinomial en los datos ponderados, O es un punto individual (observación), E el valor esperado del modelo para un punto individual y los subíndices j, b e y corresponden a la composición del set de datos usados en el modelo de evaluación, los bins dentro de la composición de los datos (por ejemplo, intervalo entre tallas) y los años dentro de un conjunto de datos de composición. La ecuación correspondiente a la fase 2 bajo el supuesto de que:

$$N_{jy} = \hat{N}_{jy} w_j$$

es igual a:

$$w_j = [m_{year,j}(m_{bin,j} - 1)] / \left[\frac{\sum_{by} \hat{N}_{jy} (O_{jby} - E_{jby})^2}{E_{jby}} \right]$$

Donde w es un ponderador simple de la composición del set de datos usados en la evaluación de stock.

Los coeficientes de variación que son empleados en los distintos índices de abundancia y capturas miden el nivel de desviación que el analista supone tienen los datos respecto del valor central verdadero como parte del error de observación. El coeficiente de variación tiene relevancia en las estimaciones pues es inversamente proporcional con el peso que tiene una determinada fuente de datos en la verosimilitud total.

Por ejemplo y como medida de referencia, para dos series de índices con igual número de observaciones, un $cv=0,1$ (ie. un IC al 95% de $\pm 20\%$ la media) tiene un peso en la verosimilitud total de 4 veces más respecto del índice que asume un $cv=0,2$. En este razonamiento a menudo se supone que el modelo representa la naturaleza de manera perfecta, lo cual ya es cuestionable y por ende el establecimiento de ponderadores es un punto de debate. Este tema ha sido recientemente discutido por Francis (2011) sin que por ahora se disponga de reglas claras para su determinación, sino más bien criterios a tomar en cuenta.

Con respecto a los CV de las capturas, debido a que existe poca o ninguna información en los datos y estructura del modelo para estimar la captura total, el modelo se ajusta asumiendo que las capturas se conocen exactamente o con altos niveles de precisión dado el trabajo de corrección de las mismas por macrozona. Bajo este supuesto, las estimaciones de N del modelo y los parámetros de separabilidad permitirían determinar F anual. Sin embargo, para la ecuación de Baranov, no existe una solución analítica para los valores de F, por lo tanto, se deben tratar como parámetros estimables, pero altamente limitados (cv bajos) de tal manera que las capturas totales se puedan estimar de manera muy precisa.



Los valores de coeficiente de variación (cv) y los tamaños de muestra efectivos para la estructura de tallas de la captura del modelo y evaluaciones directas de partida en las funciones de verosimilitud se resumen en la **Tabla 7**.

Tabla 7.

Factores de ponderación y tamaños de muestra empleados para la información de entrada al modelo de evaluación de erizo por zona de evaluación.

Zona evaluación	sd(logCPUE)	sd(logC)	nm(P, Tallas)*
X norte	0,2	0,05	198
X sur	0,2	0,05	50
XI	0,2	0,05	264

(*) Estimados en base a Gavaris & Ianelli (2002)

Puntos Biológicos de Referencia (PBR).

Con respecto a la estimación de PBR, cabe mencionar, que en los recursos y pesquerías bentónicas, aun no se definen ni calculan los PBR respectivos a cada especie, es por eso que actualmente se definió un valor proxy del Rendimiento Maximo Sostenido (RMS) equivalente a un nivel de reducción de la biomasa desovante del 40% respecto de la biomasa desovante virginal ($40\%_{BD/BD_0}$), el cual se asegura manteniendo un nivel de escape del 60% de la BDPR y que se proyecta relacionado a la Mortalidad por pesca para cada macrozona.

Sin embargo, y como propuesta de trabajo, algunas variables de estado como mortalidad por pesca y biomاسas, están relativas al status definido por un PBR calculado en este documento, los cuales fueron definidos para cada zona de evaluación.

Diagnóstico del modelo.

Análisis retrospectivo.

El análisis retrospectivo es otro diagnóstico que implica correr el modelo eliminando años de datos sucesivos consecutivamente para estimar el sesgo del modelo (Cadrin & Vaughn 1997; Cadigan & Farrell 2005). Se realizó un análisis retrospectivo para probar la consistencia de cada escenario de sensibilidad antes señalado. Este análisis permitirá evaluar la robustez de cada escenario frente a nuevas piezas de información lo que también permitirá validar el escenario "caso alternativo". Este análisis consiste en una validación cruzada de naturaleza sistemática en la que es removido secuencialmente el último año de información y se evalúa su impacto en las tendencias poblacionales. Este análisis permite determinar si hubo un patrón consistente de sobreestimación o subestimación en años sucesivos de la biomasa desovante y mortalidad por pesca utilizados en la determinación del estatus.



Estadístico Rho: el estadístico rho de Mohn (1999) se ha utilizado comúnmente para medir el patrón retrospectivo. Corresponde a la suma de la diferencia relativa entre los valores de la serie de tiempo reducida estimada por el modelo y los mismos valores estimados de la serie de tiempo completa.

$$\rho = \sum_{y=1}^{npeels} \frac{X_{Y-y,tip} - X_{Y-y,ref}}{X_{Y-y,ref}}$$

Donde X corresponde a alguna variable de la evaluación de stock, tales como BD o F, “y” corresponde a los años, *npeels* es el número de años que son disminuidos de manera sucesiva, “Y” es el último año de la serie de tiempo completa, “tip” es la estimación terminal de la serie de tiempo reducida, y “ref” es la serie de tiempo completa.

Este cálculo será cero cuando la serie de tiempo reducida se encuentre exactamente con la serie de tiempo completa, o cuando las diferencias entre la serie disminuida y la serie completa están en equilibrio tanto positivo como negativo. El rho de Mohn será grande, ya sea positivo o negativo, cuando hay un patrón consistente de cambio en la serie de tiempo reducida respecto a la serie completa.

Perfil de verosimilitud.

Algunos autores señalan que uno de los mejores diagnósticos para evaluar la influencia de los datos en la dinámica estimada por la estructura del modelo es el perfil de verosimilitud de los componentes individuales de datos a través de un parámetro (por ejemplo, el reclutamiento promedio, que escala el reclutamiento) (Maunder 1998; Lee *et al.* 2014; Maunder & Starr 2003; Francis 2011, Francis *et al.* 2014). El uso de perfiles de verosimilitud respecto del parámetro que define la escala de la población es una técnica de reciente uso, y permite realizar un diagnóstico sobre la contribución marginal de cada fuente de datos en la evaluación de la población, así como identificar probables problemas de mala especificación del modelo (Lee *et al.* 2014, Wang *et al.* 2014).

En este trabajo se realiza un análisis de los perfiles de verosimilitud del parámetro que define la escala de la población del modelo de evaluación de la zona X Norte para el erizo, con el objeto de evaluar la influencia de las distintas piezas de información y desempeño del modelo alternativo. Se implementa una rutina computacional con el objeto de evaluar tanto el desempeño estadístico del modelo alternativo como del nivel de información contenida en los datos respecto del parámetro que define la escala poblacional correspondiente al reclutamiento promedio de largo plazo (R_0), el que en el modelo es desconocido y estimado en el proceso de evaluación de stock.

Si las fuentes de datos son consistentes entre ellas, los respectivos perfiles debieran estar próximo entre sí, como también esperar que la diferencia del log verosimilitud respecto del mínimo se eleve por sobre el criterio estadístico $X^2=1,92$. Valores por sobre este criterio indican que dicha fuente de datos contiene información significativa respecto del parámetro R_0 . Asimismo, es esperable que la verosimilitud total y su curvatura esté más influenciada por los datos que por las penalizaciones o distribuciones a priori (supuestos).



Análisis exploratorio de los datos de AMERB de las regiones de Los Lagos y Aysén y su pertinencia en la evaluación de stock.

Con el objeto de integrar información independiente a la pesquería en el proceso de evaluación de stock de erizo, se analizaron datos provenientes de las AMERB de las regiones de Los Lagos y Aysén que han operado desde el inicio de la medida. En este análisis se identificaron los principales indicadores obtenidos de los registros de Estudios de Situación Base (ESBA) y seguimientos como estructuras de tallas, densidades medias, abundancias estimadas y capturas por cada AMERB de ambas regiones, y como estos indicadores cambiaron en la escala temporal analizada que correspondió a los años 2000 a 2019. Esta información fue obtenida desde las bases de datos del Programa de Seguimiento de Áreas de Manejo ASIPA de IFOP.

5.1.1.2 Agrupación en zonas para pesquería erizo.

Revisión de agrupación espacial del recurso erizo en las regiones de Los Lagos y Aysén.

Marco metodológico.

Se utilizaron datos del desembarque, esfuerzo de pesca y longitudes de los individuos provenientes del monitoreo de la pesquería en la Región de los Lagos y de Aysén, en un periodo que comprende desde el año 2010 hasta el año 2019. Se evaluaron los registros de desembarque y esfuerzo en términos temporales (año, trimestre), características de la embarcación (proveedores, acarreadoras, extractivas y mixtas) y espaciales (Región, zona de evaluación, polígonos y procedencias), junto a potenciales variables en la explicación de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE).

El contexto metodológico en cual se desarrolló el estudio, releva las siguientes consideraciones:

1. Los datos del monitoreo pesquero del recurso realizado por IFOP da cuenta de las principales zonas de pesca del recurso en las regiones de Los Lagos y Aysén.
2. La serie temporal de datos disponibles permite la observación de los cambios espaciales de la actividad extractiva asociados a la captura del recurso.
3. Las procedencias de pesca identificadas por los pescadores de erizo son unidades espaciales, que aunque no están delimitadas, son finitas y permiten su asociación por características asociadas a condiciones de abundancia (medidas como rendimiento).
4. La información disponible, identificada al nivel de procedencia, permite la asignación a distintas unidades espaciales de agregación.

En consideración a lo anterior, se procedió metodológicamente en forma secuencial a través de los siguientes pasos:

1. Revisión de la información disponible.
2. Exploración de datos y determinación de método de agrupación.



3. Evaluación de desempeño explicativo y análisis comparativo entre agrupaciones.

Así, la metodología se describe con mayor detalle por cada una de las etapas:

a.- Revisión, validación y selección de la información disponible.

Se consideró la Base de Datos del programa de Seguimiento Bentónico de IFOP entre los años 1996 y 2019, en consideración al periodo validación de los datos y actualización de la información del monitoreo de la pesquería.

Se generaron centros de masa de las capturas anuales. Se ponderó en forma anual la captura por cada coordenada geográfica que representa una procedencia de pesca, determinando luego el estadístico de tendencia central respectivo para cada año. Los centros de masa fueron estimados por categorización de los datos anuales por escala espacial regional, puerto de desembarque y trimestres del año de operación de la captura.

Las agrupaciones empleadas correspondieron a:

- Regiones (Los Lagos y Aysén)
- Zonas de evaluación de stock del presente programa (X Norte, X Sur y XI Región)
- Polígonos según Molinet *et al.*(2011)
- Macrozona (Regiones de Los Lagos y Aysén)

En forma paralela se discriminó la información disponible para los siguientes criterios:

- Viajes multi recurso y mono recurso
- Puerto de desembarque
- Estacionalidad trimestral
- Tipo de embarcación (acarreo y extractiva)

Se plotearon los datos en percentiles para la observación de medianas y valores outliers a través de la determinación de criterios de validación de valores plausibles de rendimientos y capacidad de bodega.

b.- Exploración de datos y determinación de método de agrupación.

Determinación de la serie de datos a emplear:

Producto de la observación de los centros de masas anuales de las capturas en los distintos niveles de agrupación, se consideró el empleo de una serie entre los años 2015 y 2019, dados los desplazamientos observados en los años previos en el nivel de mayor definición de la escala de observación (12 polígonos) y la exclusión del año 2020 debido a la modificación de monitoreo producto de la asignación de cuota regional y no consideración de las Zonas Contiguas, que produjo un cambio de régimen de la operación extractiva.

Con la Base de Datos que no considera la participación de datos outliers y solamente la información de capturas con procedencias georreferenciadas y datos de esfuerzo local, se generaron *hot spot*, para la determinación de estos se empleó el estadístico G_i^* de Getis-Ord (Getis & Ord, 1992). para



procedencias de pesca agrupadas en una grilla regular. Las puntuaciones Z y los valores P resultantes indican dónde se agrupan espacialmente las entidades con valores altos o bajos. Esta herramienta funciona mediante la búsqueda de cada entidad dentro del contexto de entidades vecinas. Una entidad con un valor alto es interesante, pero es posible que no sea un punto caliente estadísticamente significativo. Para ser un punto caliente estadísticamente significativo, una entidad debe tener un valor alto y también estar rodeada por otras entidades con valores altos. La suma local para una entidad y sus vecinos se compara proporcionalmente con la suma de todas las entidades; cuando la suma local es muy diferente de la esperada, y esa diferencia es demasiado grande como para ser el resultado de una opción aleatoria, se obtiene como consecuencia una puntuación Z estadísticamente significativa.

c.- Evaluación de desempeño explicativo y análisis comparativo entre agrupaciones.

Con el objetivo de evaluar los niveles de explicación en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y el tamaño de los individuos (Talla) en función a cada una de las agrupaciones espaciales ya definidas (Región, zona de evaluación y polígonos) y la que se propone en este estudio (zonas *a priori*) se hizo uso de modelos lineales generalizados (GLM, McCullagh & Nelder, 1989). Bajo este enfoque, tanto la Talla como la CPUE media se estima a través de la función de enlace y el predictor lineal (combinación lineal de variables explicatorias y/o factores), donde la primera permite el enlace entre la distribución de probabilidades para la variable de respuesta modelada y su media.

Para esto, se analizaron los datos levantados por observadores científicos de IFOP para el desembarque en peso y horas de buceo con las cuales se determinó la CPUE, así como los datos de talla por individuo en las operaciones de pesca realizadas entre los años 2015 y 2019. En atención a los cambios espaciales se definieron los factores Región (Región de Los Lagos y Aysén), las tres zonas de evaluación utilizadas en la evaluación de stock del recurso, los polígonos definidos por Molinet *et al* (2011) (1 a 12) y la zonificación propuesta en este trabajo (1 a 6), junto a los factores temporales año y semestre y operacionales dadas por los factores destino de la captura (fresco, industria), número de buzos (NB=1; NB>1) y profundidad de pesca (10-20m; 20-30m y > 40m).

Existen varias alternativas para modelar las tasas de captura (CPUE) y las tallas de los individuos a través de un GLM y su uso depende de las características de la variable a modelar. En este sentido, se evaluaron modelos considerando la distribución Normal para ambas respuestas (CPUE y Talla) en su escala original y logaritimizada y Gamma para las respuestas sin transformar, considerando las funciones de enlace identidad y logaritmica (McCullagh & Nelder, 1989; Ortiz y Arocha, 2004; Venables & Dichmont, 2004).

En atención a que la escala de las respuestas modeladas son diferentes (con y sin logaritimizar), lo que imposibilita el uso de medidas de información como el AIC (Akaike, 1974), se utilizó el análisis residual para evaluar la bondad de ajuste y selección del modelo, considerando un modelado sin efectos espaciales. Una vez seleccionada la distribución y función de enlace que produce un mejor ajuste en términos de menores desviaciones a los supuestos, se incorporó al modelo el efecto espacial (Región, zona de evaluación, polígonos y zonas *a priori*) utilizando el criterio de información de Akaike (Akaike, 1974) y la devianza para la selección del efecto espacial que genera un mejor ajuste de los datos al modelo.



5.1.1.3 Recurso almeja común (*Venus antiqua*).

Zona de estudio.

Para definir las zonas y escalas espaciales de aplicación de la evaluación de stock de *V. antiqua* se utilizaron los registros georreferenciados de operación de la flota, y a través de ellos se identifican los bancos que se visitan generalmente y que son asumidos como lugares de distribución frecuente (parches o bancos) del recurso. Una vez analizados estos bancos frecuentados por los buzos extractores de almeja, se definieron las zonas de operación más persistentes en el tiempo, lo que hizo posible identificar las 3 unidades de stocks utilizadas en este proyecto, y en donde se aplicaron los modelos de evaluación de stock y que a su vez han sido evaluadas en las cinco últimas asesorías (Canales *et al.*, 2013, Barahona *et al.*, 2015, Techeira, *et al.*, 2017, 2018, 2019).

Para este análisis espacial de las capturas de almeja, se consideró la base histórica de monitoreos de las capturas del Programa de Seguimiento de Pesquerías Bentónicas de IFOP, en donde a través de las capturas georreferenciadas se pudo identificar los principales puntos de explotación del recurso, lo cual podría ser homologado a una unidad poblacional (Hilborn, 2003). Esta estructuración está dada por las recomendaciones técnicas que señalan que las dinámicas de una población en función del manejo suceden a un nivel macro, meso y micro escala. FAO (2005) indica que, para minimizar la fuente de error en la evaluación, no se debe sobrestimar la extensión de la unidad de stock y para ello se deben evaluar la mayor cantidad de antecedentes científicos para esta consideración.

Estas tres zonas de evaluación están ubicadas en la zona comprendida en la 1) Bahía de Ancud, 2) Mar interior de Chiloé (Zona X Sur, simil a la evaluación de erizo) y 3) Región de Aysén. Para este análisis, la zona de la Región de Aysén quedó excluida, dado que no se registraron datos durante este último año, con lo cual no fue posible sustentar un proceso de evaluación de su población. De esta forma, se evalúan las poblaciones de almeja de Bahía de Ancud y de la X Región Sur, lo cual corresponde a los Planes de Manejo bahía Ancud y de Ex. Zona Contigua respectivamente (**Figura 8**).

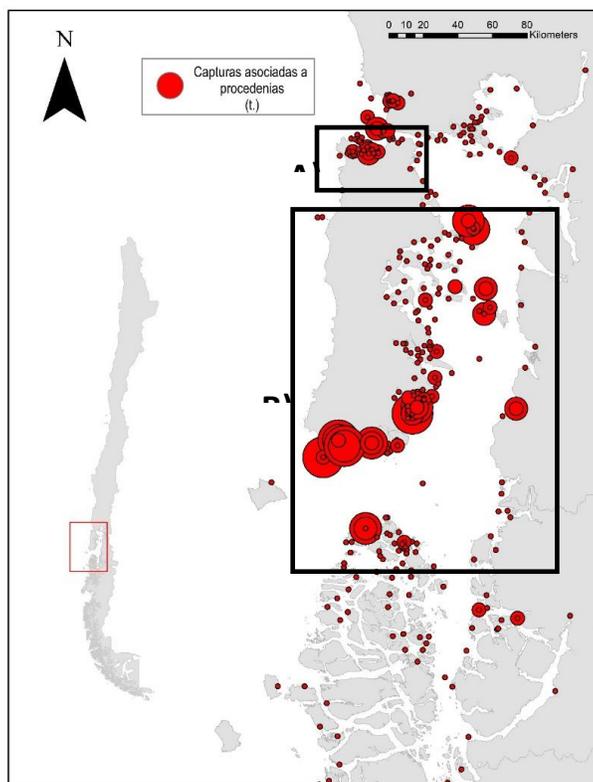


Figura 8. Áreas de aplicación de evaluación de stock del recurso almeja periodo 1996 - 2020 en el marco del Plan de Manejo de la Zona Contigua. Los cuadros indican Bahía de Ancud y Zona X Sur. El tamaño de los puntos indica la proporción de la captura acumulada por procedencia monitoreada (Fuente: Monitoreo Bentónico IFOP).

Respecto al área de aplicación de este proyecto, y de acuerdo al Proyecto de Seguimiento de Pesquerías Bentónicas, se han podido identificar cerca de 181 procedencias que vieron actividad extractiva del recurso almeja. En toda la zona de aplicación del estudio se obtuvieron datos de captura, rendimiento, estructuras de tallas y pesos. Las zonas de Ancud y Zona X Sur son las que más registros de captura tuvieron durante el periodo analizado entre 2000 y 2020.

La zona de estudio correspondiente a la Bahía de Ancud, sector norte de la Isla de Chiloé, sector en el cual se enmarca el Plan de Manejo de la Bahía de Ancud. Respecto a las procedencias utilizadas en este análisis para determinar los rendimientos y los muestreos biológicos de almeja, se consideró a las que aportaban más del 5% de las capturas al desembarque total que en este caso fueron 6 procedencias georreferenciadas señaladas en la **Figura 8**, los cuales están asociados a los puertos de Ancud, Carelmapu y Pudeto. Sin embargo, para los datos biológicos y de estructuras de tallas, se utilizó la totalidad de las procedencias que se encuentran dentro de la bahía, es decir, 25 de ellas. Para el caso de la Zona X Sur, los principales puertos de desembarque fueron Dalcahue y Quellón.



Datos e información.

La evaluación de stock de almeja se realiza a partir de 3 fuentes de información, a saber;

- El monitoreo de la pesquería es la principal fuente de datos y proviene de la Base de Datos del Instituto de Fomento Pesquero, la que es poblada por el levantamiento de información que se realiza a partir del convenio Asesoría Integral para la toma de decisiones en pesca y acuicultura (ASIPA), encargado por la Subsecretaría de Pesca a IFOP desde el año 2000 en el llamado Proyecto de Seguimiento de Pesquerías Bentónicas. Esto permite obtener indicadores como la captura por unidad de esfuerzo, las estructuras de tamaños, el peso medio a la talla, entre otros.
- Estudios científicos que reportan información asociada a los parámetros del ciclo vital de la especie, como la mortalidad natural, el crecimiento y ojiva de madurez, entre otros.
- Otras fuentes de información, como las estadísticas oficiales de desembarques, sistematizadas por el Servicio Nacional de Pesca, las que a su vez fueron corregidas en función del criterio experto y de la información del Proyecto de Seguimiento de Pesquerías Bentónicas (IFOP).

De esta forma, el presente proyecto tiene un rol de integración del conocimiento, utilizando los productos de todos los programas y proyectos de investigación que permiten modelar la dinámica del recurso almeja.

Modelo de evaluación de la población

El modelo de la dinámica poblacional fue implementado en Stock Synthesis (SS) (Versión 3.30.10) (Method & Wetzel, 2013). Stock Synthesis (SS3) es un modelo de evaluación estructurado por edad con datos en talla de la clase de modelos denominada “modelos de análisis integrados”. SS3 tiene un submodelo de población que simula el crecimiento de una cohorte, desplazamiento, y procesos de mortalidad; un sub-modelo de observación estima valores esperados para varios tipos de datos; un submodelo estadístico caracteriza la bondad de ajuste de los datos y obtiene el mejor ajuste de parámetros con varianza asociada; y un proceso de alimentación para niveles necesarios para el manejo. SS produce las cantidades, con intervalos de confianza, necesarias para implementar aversión al riesgo y reglas de control de la pesca. El modelo está codificado en C++ con la estimación de parámetros habilitada por diferenciación automática (ADMB). Las salidas el procesamiento y las herramientas asociadas están en R. SS3 está disponible en el laboratorio de modelación numérica para poblaciones marinas explotadas de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (<https://vlab.ncep.noaa.gov/web/stock-synthesis>). Todos los códigos fuente y datos empleados en las evaluaciones son documentados e informados debidamente.

Este modelo edad-estructurado, con datos en tallas que son analizados a través de un modelo estadístico de captura a la edad, ha sido utilizado en las cinco últimas evaluaciones (Canales *et al.*, 2013, Barahona *et al.*, 2015, Techeira, *et al.*, 2017, 2018, 2019).

Los principales supuestos del modelo edad-estructurado son:



- El stock de almeja está constituido por sub-unidades de stock que son parte de un pool común (stock) dentro de la Bahía de Ancud y de la Zona X Sur.
- La mortalidad natural es conocida y constante entre años y edades.
- La mortalidad natural y por pesca son simultáneas (función de Baranov).
- El patrón de vulnerabilidad de los individuos es a la edad y sigue un modelo logístico.
- El modelo supone que la almeja presenta en cada unidad de análisis un stock cerrado y una población compuesta por no más de 12 grupos de edades.
- El reclutamiento (segundo-tercer año de edad) es el resultado del “desove” de conjunto de bancos vecinos y su sobrevivencia es modulada principalmente por cuestiones ambientales, lo que significa que los reclutamientos responden a procesos principalmente estocásticos donde la función stock-recluta es difusa.

La captura es estimada en tallas y luego transformada a la edad por medio de un arreglo probabilístico edad-talla que describe la probabilidad condicional de la talla en cada grupo de edad. Las variaciones anuales de las composiciones de tallas reflejan los procesos de explotación talla específicos (selectividad) y del aporte de reclutamientos anuales a la talla, mientras que la CPUE es el reflejo tanto de las variaciones en la biomasa explotable como de los cambios en capturabilidad. Se supone que el reclutamiento ocurre a inicios de cada año, el que de acuerdo con los parámetros de crecimiento y desviación estándar, estaría distribuido sobre cierto rango de tallas en torno a los 54 mm.

El modelo está basado en un conjunto de parámetros supuestos conocidos (hiper-prior) y otros desconocidos que son el objeto del proceso de estimación. La estimación se sustenta en la maximización de la distribución a posteriori de los parámetros y por ende se consideran funciones de verosimilitud como expresión del error de observación, así como distribuciones *a priori* o penalizaciones en algunos parámetros de interés.

El modelo de dinámica poblacional se estructura en grupos de edades relativas, sin discriminar por sexos, con parámetros de crecimiento resueltos al interior del modelo y mortalidad natural conocida invariante en el tiempo y la edad. La dinámica poblacional está gobernada por la expresión:

$$N_{t,a} = \begin{cases} R_t & a = 1, \forall t \\ N_{t-1,a-1} e^{-(F_{t-1,a-1} + M)} & 1 < a < A-1, \forall t \\ N_{t-1,a-1} e^{-(F_{t-1,a-1} + M)} / (1 - e^{-(F_{t-1,a} + M)}) & a = A, t = 1 \\ N_{t-1,a-1} e^{-(F_{t-1,a-1} + M)} + N_{t-1,a} e^{-(F_{t-1,a} + M)} & a = A, t > 1 \end{cases}$$

Donde $N_{t,a}$ es la abundancia estimada al inicio del año t de los individuos de edad a ; M es la mortalidad natural independiente de la edad y tiempo, considerada como parámetro fijo sin error,



$F_{t,a}$ es la mortalidad por pesca para la edad a durante el año t . De esta forma la abundancia es proyectada en el período de modelación, comenzando por la estructura de edad en número a inicios del primer año, la cual se estima con A parámetros en el modelo (con A el número de edades) y posteriormente remover individuos de la población producto de la mortalidad natural y por pesca, sumando para cada periodo modelado el ingreso de reclutas.

Puntos Biológicos de Referencia.

Los puntos biológicos de referencia (PBR) para almeja se estimaron a partir del proxy del RMS equivalente a un nivel de reducción de la biomasa desovante del 20% y 40% respecto de la biomasa desovante virginal (%BD/BDo). En este caso usaremos el 40%_{BD0/BDo} dado que son las recomendaciones usadas para este tipo de recursos (Caddy, 2004).

Reclutamientos.

Los reclutamientos anuales corresponden al grupo de individuos que, de una misma edad, comienzan a ser explotados próximo a la talla mínima legal de capturas. Estas son variables aleatorias tomadas desde una relación stock/recluta tipo Beverton & Holt con error de proceso. Estos desvíos responden a un proceso multiplicativo que en escala logarítmica son representados por una distribución normal con media 0 y desviación σR . En términos prácticos, esto significa que pudiendo existir vínculo entre desovantes y reclutas, esta relación está perturbada por procesos aleatorios ligados a cuestiones ambientales y ecológicas, como es el hecho que en recursos bentónicos predomina el concepto de metapoblación donde los aportes de gametos desde bancos vecinos constituyen la masa crítica de larvas sujetas a las condiciones ambientales pre-asentamiento. El modelo S/R es parametrizado en términos del reclutamiento virginal y la pendiente o escarpamiento es supuesta en $h=0.8$ para ambos stocks.

Parámetros de crecimiento, mortalidad natural y madurez.

El crecimiento se considera instantáneo a mitad de año. El modelo de Von Bertalanffy se parametriza en términos de la talla del primer grupo de edad. En este estudio se consideraron los conjuntos de parámetros (probables) estimados para la localidad de estudio y basados en la lectura de anillos. Como parámetros conocidos se consideró la tasa de mortalidad natural (M), la pendiente del modelo stock/recluta (h), el coeficiente de variación de los desvíos de reclutamientos anuales y los parámetros del modelo de crecimiento: L_{∞} , k , t_0 y $c.v.$. Sobre este último particular, en el modelo de crecimiento se supone proporcionalidad entre la desviación estándar a la edad y su talla media, de manera que el coeficiente de variación (c.v.) es constante. (**Tabla 8**).

**Tabla 8.**

Parámetros y supuestos utilizados para la evaluación de stock de almeja de Ancud y Zona X Sur.

Parámetro	Fuente	Valor
L_{∞} y k	Reyes <i>et al.</i> , 1994	96,45- 0,13
Rango de edades	Reyes <i>et al.</i> , 1994	1 – 12+ años
Rango de tallas	-	20 – 94 mm
M (1/año)	Reyes <i>et al.</i> , 1994	0,28
Factor de condición	Relación Talla – Peso	0,0007
Coficiente de Alometría	Relación Talla - Peso	2,959
Talla Primera madurez	Reyes y Barahona (1995)	34,9 mm, 32,7 mm.
Coficiente relación S-R (h)	Supuesto modelo	0,8
Coficiente de Variación desembarque (cv)	Supuesto modelo	0,05
Coficiente de Variación CPUE (cv)	Supuesto Modelo	0,2

Peso estadístico de la información.

La evaluación de stock se sustenta en el ajuste estadístico de un modelo a la información. Para tales efectos es necesario precisar el nivel de error que pudiese tener la información, destacándose que a menudo los resultados son condicionales a la escala de los desembarques que se consideren, fuente a los que se les da el mayor peso estadístico. Al respecto, las series de CPUE y desembarques fueron tratadas en escala logarítmicas como variables aleatorias provenientes de una distribución normal con errores estándar de 0.2 y 0.05, respectivamente, mientras que las composiciones de tallas se modelan como una variable aleatoria discreta multinomial con tamaño de muestra efectivo $n=70$

Selectividad y capturabilidad.

La selectividad es modelada mediante una distribución doble normal pero adaptada al tipo logístico, lo que significa que la explotación está orientada a ciertos individuos con una determinada talla, donde los pescadores mediante buceo buscan los calibres de las almejas acordes para su exportación.

La edad de primera captura está entre los 5 y 6 años, pero este parámetro luego es estimado en el modelo de evaluación incluyendo bloques de selectividad (cambios en el patrón de explotación a lo largo de los años). El incorporar cambios en la selectividad en la serie de tiempo obedece a evitar la auto-correlación en el proceso de ajuste del modelo y, por otra parte, integrar el comportamiento de búsqueda de los buzos los cuales rotan las áreas de pesca ya sea en términos batimétricos o latitudinales.

El esfuerzo de pesca en la X Sur está orientado a los ejemplares más pequeños debido a la gran demanda existente de almeja por parte de la Industria. En relación al patrón de explotación, en el año 2002 la explotación del recurso derivó en un desplazamiento de la estructura de tallas hacia los



ejemplares más pequeños ya que el cambio fue a nivel regional (González & Barahona, 2007). La **Tabla 9** detalla los bloques utilizados en el modelo de evaluación.

Tabla 9.
Bloques de selectividad usados en el modelo.

Zona	Bloques de Selectividad	Fundamento
Bahía de Ancud	1965-2009	Preferencias de Mercado
X Sur	1967 – 2002 2003 - 2017	Requerimientos del mercado orientado a tallas más pequeñas

Respecto a la capturabilidad, por lo general, la extracción de recursos bentónicos manifiesta una dinámica bien particular, ya que los pescadores capturan el recurso en una determinada localidad (procedencia) buscando mejores rendimientos y calibres, para luego desplazarse a otras localidades si está ya no cumple con sus expectativas. Esta rotación de áreas hace que el recurso pueda recuperar su abundancia en el tiempo y vuelva a ser una opción de extracción para un próximo viaje de pesca. Esta dinámica extractiva generaría una hiper - estabilidad de la CPUE. Esta se manifiesta como una tasa de disminución de la CPUE menor que la disminución de la abundancia. Esta situación se daría en la pesquería de la almeja por lo que la CPUE estaría en función de la biomasa explotable. Por cambios en la eficiencia de captura y desplazamiento a otras zonas de pesca se proponen bloques de capturabilidad (**Tabla 10**).

Tabla 10.
Bloques de capturabilidad usadas en el modelo.

Zona	Bloques de Capturabilidad	Fundamento
X SUR	1967 – 2001	Efecto de marea roja que provoco mayor intensidad de capturas sobre bancos específicos y capturas
	2002 – 2009	provenientes en Aysén registradas en puerto de Quellón
	2010 - 2020	

Análisis de las capturas y desembarques

Los datos de captura empleados provienen del programa de monitoreo realizado por IFOP desde el año 1996 – 2020 en el marco del proyecto “Seguimiento de Recursos Bentónicos” en la X y XI regiones. Se complementan con los desembarques oficiales informados por SERNAPESCA en este periodo. IFOP realiza un monitoreo en los puertos de desembarque dentro del proyecto de seguimiento. Estos monitoreos registran las capturas de las lanchas provenientes de las zonas de pesca (procedencias)



los cuales datan de información desde 1986 para la Región de Los Lagos, pero la Región de Aysén contiene años faltantes en la serie por lo complejo que es el monitoreo en esta zona geográfica. La representatividad de los monitoreos de IFOP sobre las capturas globales (periodo 2002 – 2020) son cercanas al 40% - 80% del total para estas regiones (Gonzalez & Barahona, 2007).

En relación a los desembarques, y con el fin de proporcionar una serie de capturas históricas como datos de entrada al modelo, se analizaron los datos informados por SERNAPESCA en el periodo 1967 – 1995 asociándolos a los principales puertos de desembarques cercanos a las zonas propuestas:

Bahía de Ancud. 1965-1995: Históricamente los desembarques por las capturas registradas en la Región de Los Lagos se concentraron en la bahía de Ancud, representadas casi exclusivamente por la especie *Venus antiqua*. En Chile existen estadísticas asociadas a la pesquería de almejas desde el año 1945.

X Sur. 1967 – 1995: Las capturas informadas para los puertos de Castro y Quellón (en menor medida en ese tiempo) representan la totalidad de la zona propuesta.

1996 – 2020: Se obtiene la proporción de las capturas informadas por SERNAPESCA en función de las capturas monitoreadas por IFOP

Se utilizaron las estadísticas de capturas del SERNAPESCA para el período 1965-2020. Estas estadísticas corresponden al puerto de Ancud y fueron consideradas bajo tres supuestos:

- La principal especie declarada en los desembarques es *V. antiqua*
- Los desembarques oficiales provienen principalmente de las procedencias ubicadas en torno a la gran bahía Ancud, esto en la ribera sur del Canal Chacao.
- Si bien las estadísticas de SERNAPESCA probablemente se refieren a zonas más extensas a la cubierta en este estudio, las variaciones anuales reflejan la mortalidad por pesca en esta zona.

Respecto al monitoreo de la pesquería que lleva a cabo el proyecto de Seguimiento de Pesquerías Bentónicas de IFOP, se utilizó la información disponible desde el año 1996 relativa a los rendimientos y de los muestreos de tallas y pesos del recurso contenido en bitácoras de pesca.

Desembarques Bahía de Ancud.

Históricamente los desembarques nacionales han estado conformados por las capturas registradas en la Región de Los Lagos, las cuales están representadas casi exclusivamente por la especie *Venus antiqua*. En Chile existen estadísticas asociadas a la pesquería de almejas desde el año 1945.

Conforme al esquema utilizado en la corrección, para la pesquería de almejas en la Bahía de Ancud se identifica una etapa de desarrollo, caracterizada por presentar capturas relativamente bajas y estables que no sobrepasaron las 5 mil t. anuales hasta el año 1972, destinadas al mercado nacional para consumo en fresco. Desde 1972 a 1985 se desarrolló la fase de crecimiento, los desembarques aumentaron debido a la apertura de mercados externos y al desarrollo de la industria presentando los



mayores registros de desembarques de casi 20 mil t. En la d3cada del 90 y mediados de los a3os 2000 se identifica la etapa de fluctuaci3n de los desembarques, con valores entre las 15 mil t y sobre las 8 mil t, cifra esta 3ltima registrada el a3o 2004. Desde el a3o 2004 los desembarques decaen llegando a niveles inferiores a las 2 mil t para la 3ltima parte de la serie analizada (**Figura 9**).

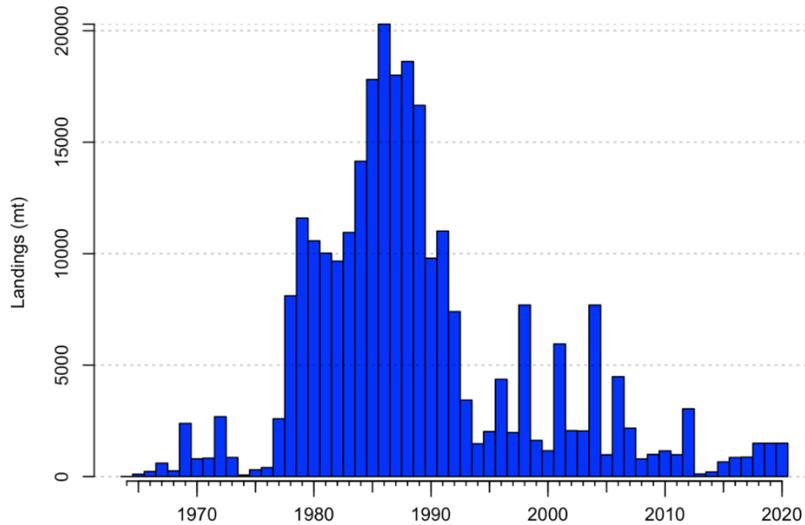


Figura 9. Desembarque hist3rico de almeja registrado en la Bahía de Ancud (Fuente Sernapesca 2020).

Desembarque Zona X Sur.

Los datos empleados provienen del programa de monitoreo realizado por IFOP desde el a3o 1996 – 2020 en el marco del proyecto “Seguimiento de Recursos Bent3nicos” en las regiones de Los Lagos y Ays3n. Adicionalmente se ocuparon los desembarques oficiales informados por SERNAPESCA en este periodo (**Figura 10**).

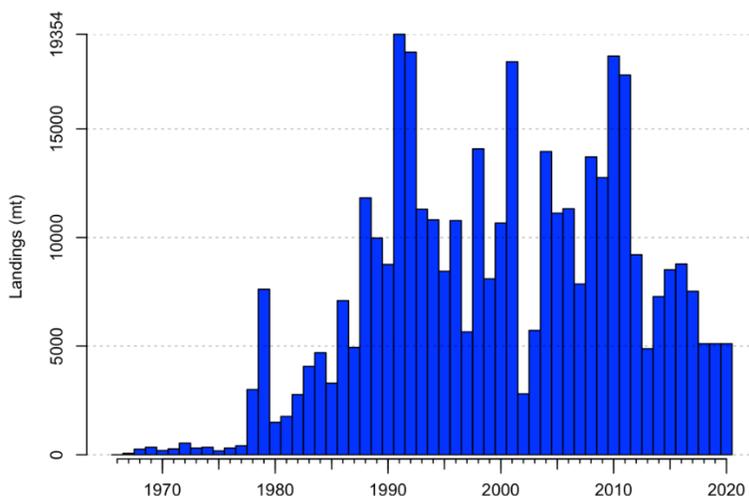


Figura 10. Series de tiempo de las capturas corregidas de almeja en la zona X Sur de acuerdo a las capturas de IFOP y estadísticas oficiales (Sernapesca, 2020).

Los datos de capturas indican que las localidades de Quell3n, Dalcahue y Queil3n han aumentado su volumen de desembarque. El indicador de captura regional est3 fuertemente influenciado por el puerto de Quell3n donde se desembarcan los mayores vol3menes de captura lo cual no refleja la situaci3n de la zona norte de la Regi3n de Los Lagos, que representa vol3menes significativamente menores (Araya & Barahona, 2013). De acuerdo a los monitoreos, durante el periodo 2005 – 2014 un 15% de capturas tuvo como destino el mercado industria y el resto de fresco.

Respecto a la Regi3n de Ays3n, si bien en esta zona se realiz3 la correcci3n de los desembarques, a3n persisten muchas dudas e indefiniciones dada la dificultad de monitoreo de la pesquer3a. La proporcionalidad aplicada a los desembarques oficiales de SERNAPESCA en funci3n de las monitoreadas por IFOP se debe a que gran parte de los desembarques son informados en el puerto de Quell3n, pero provienen de la Regi3n de Ays3n. Por lo anterior es que se genera un enmascaramiento de las capturas provenientes de una zona en particular asign3ndolas a otra (XI y X sur respectivamente) lo cual hace muy dif3cil usar estos datos para una eventual evaluaci3n de stock que incorpore series de capturas.

3ndices de abundancia relativa (CPUE).

Para la obtenci3n de un 3ndice de abundancia de la pesquer3a de almeja en la Bah3a de Ancud y de la Zona X Sur, se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM; McCullagh & Nelder, 1989) donde el valor esperado de la captura (kg) por hora de buceo como captura por unidad de esfuerzo (CPUE) se supuso explicada por un arreglo de factores siguiendo una combinaci3n lineal de la forma:

$$E(CPUE_{y,t,z,p}) = g^{-1}(cte + A_y + T_t + P_p + \sigma_{y,t,p,z})$$



Donde g es la función de enlace, A es el factor año, T el factor trimestral, P la profundidad y σ es el término de error aleatorio. El análisis de devianza permitió evaluar la importancia de cada efecto en cada subregion de evaluación, y en algunos casos como es la zona Bahía de Ancud, se analizó la interacción de primer orden Año*profundidad sobre la base de evidencias de mejoras en el rendimiento de pesca anual debido a cambios en la profundidad. El efecto anual en su escala exponencial $\exp(A)$ fue considerado como índice de abundancia para efectos de la evaluación de stock. El tratamiento de los datos consideró como rangos de profundidad los intervalos <5 m; 6-10 m; 11-15 m; y > 16 m) así como la exclusión de los registros superiores 350 kg/hora de buceo y aquellos por debajo 1 kg/hora, esto en base al conocimiento de terreno respecto del régimen operacional del buceo extractivo.

La información de capturas y esfuerzo, así como los rendimientos nominales base provinieron de las bitácoras de pesca recopilados por IFOP, y así se consideró desde el año 2000 agrupadas para las zonas donde se pudo construir el índice de abundancia estandarizado.

Estructura de tallas anuales de las capturas.

Estructura de tallas bahía Ancud.

La información de estructuras de tallas proviene de la base de datos biológica de muestreos de las capturas obtenida por IFOP. La información comprende todas las procedencias asociadas a bahía Ancud, seleccionadas a partir de criterios operativos y oceanográficos. Se seleccionaron las procedencias que fueron mayormente muestreadas para generar las estructuras de tallas anuales, que en este caso fueron Ahui (9000), bahía Ancud (9003), Mutrico (9065) y Rio Pudeto (9086) (**Figura 11**).

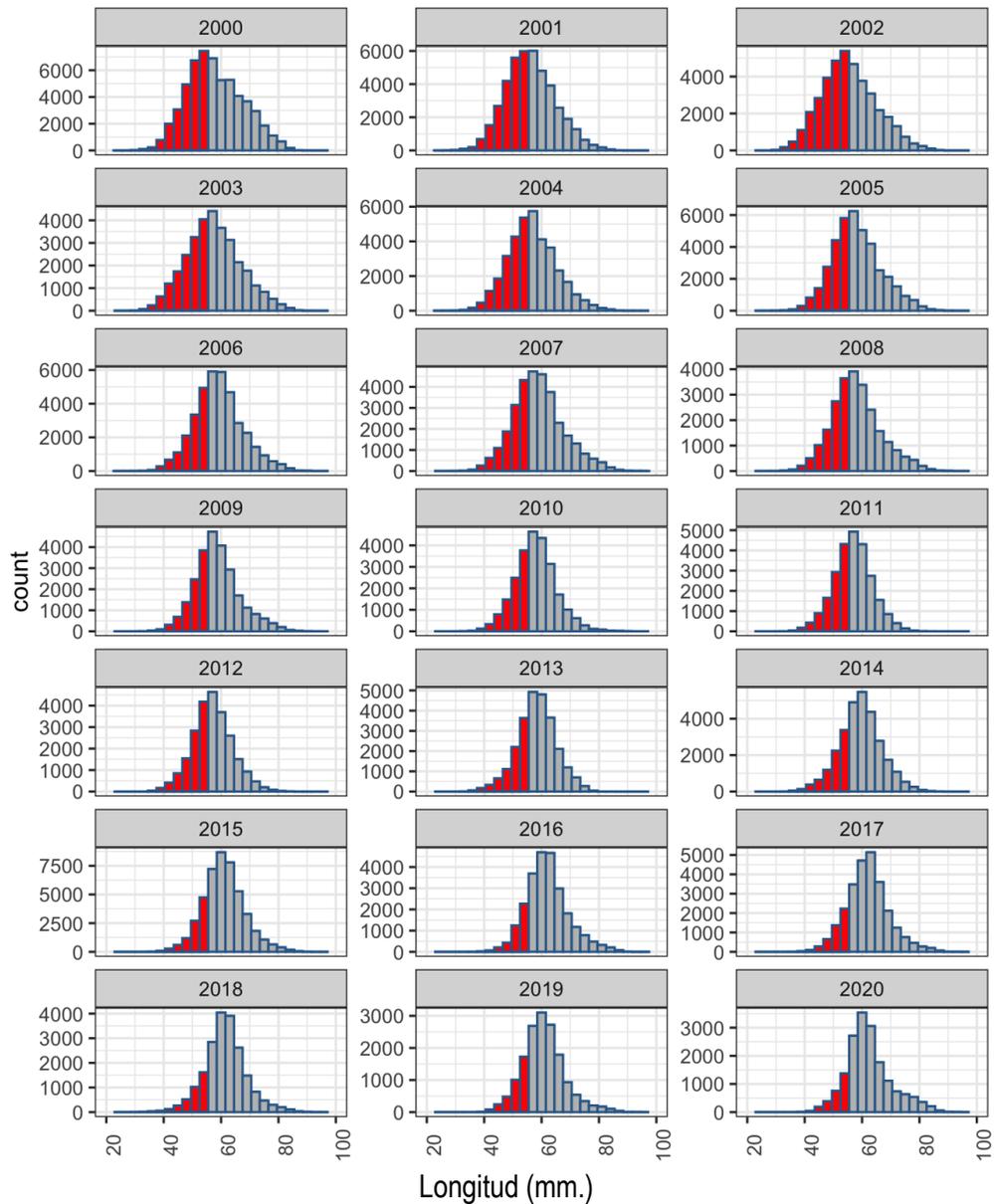


Figura 11. Distribuci3n de frecuencia de tallas en las capturas, Almeja Zona Ancud. Las barras rojas representan individuos bajo TML. Per3odo 2000-2020.

Estructura de tallas Zona X Sur.

La informaci3n de las tallas observadas proviene del proyecto de “Seguimiento de Recursos Bent3nicos” ejecutado por IFOP. Las estructuras de tallas est3n asociadas de la misma forma en que se asignaron los desembarques, pero con la particularidad que s3lo existen series cronol3gicas



completas para X Sur durante el periodo 1986 – 2020. Para XI existen a3os en donde no se registraron monitoreos de este recurso y por ende, no se pudo establecer una serie con estructura de tallas hist3rica. Como se coment3 anteriormente, Ays3nI recibir3 un tratamiento diferente a las dos zonas de la Regi3n de Los Lagos (**Figura 12**).

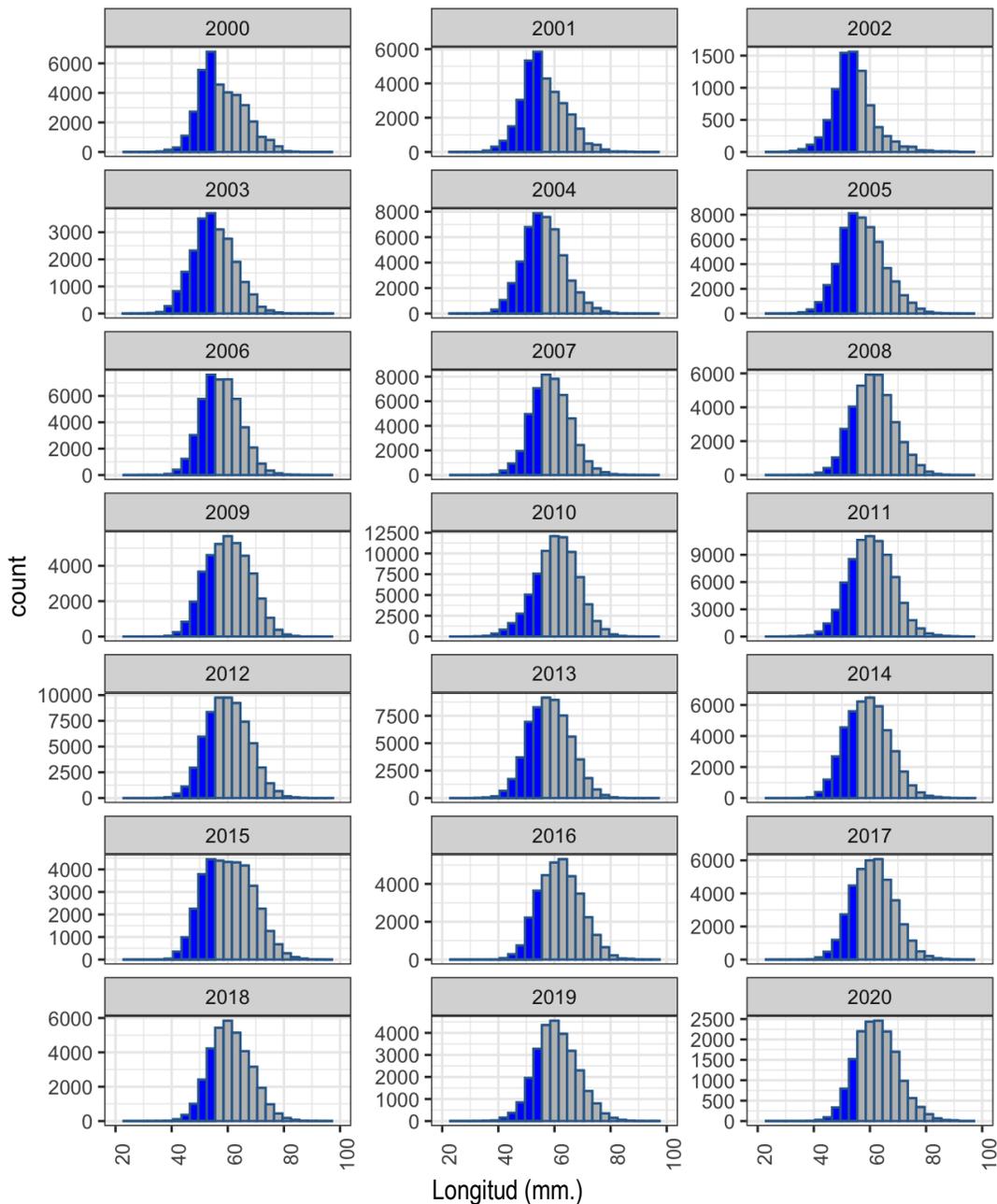


Figura 12. Distribuci3n de frecuencia de tallas en las capturas, Almeja Zona X Sur. Las barras azules representan individuos bajo TML. Per3odo 2000-2020.



5.1.2 Plan de Manejo de bahía Corral.

5.1.2.1 Recurso huepo (*Ensis macha*) y navajuela (*Tagelus dombeii*).

La situación de los recursos de bahía Corral fue abordada a través de una evaluación directa, según la metodología estandarizada para las evaluaciones previas de los recursos de la bahía considerados en este Plan de Manejo.

La actividad fue encargada a la consultora GEAM Chile Ltda., realizada entre los meses de marzo y mayo del año 2021, al amparo de la pesca de investigación R. EX. N° E-2021-05, del 8 de febrero de 2021.

La evaluación para huepo y navajuela fue realizada sobre la grilla regular histórica de 975 puntos para los recursos huepo (*E. macha*) y navajuela (*T. dombeii*). Aunque no estaba comprometido, se realizaron muestreos de los recursos mitílicos choro zapato (*Ch. chorus*) y chorito (*M. chilensis*) en puntos adicionales, reportados en el **ANEXO I**, pero no analizados en el presente informe por estar fuera de los Términos Técnicos.

Zona de estudio.

La zona de estudio corresponde a bahía Corral, a la zona limitada por los vértices considerados en la **Tabla 11**, y la grilla de muestreo dispuesta en la **Figura 13**.

Tabla 11.

Vértices que limitan la zona geográfica cubierta por el Plan de Manejo de Bahía Corral.

Vértice	Latitud (S)	Longitud (W)
A	73°28'5.7"	39°50'22"
B	73°24'32"	39°50'82"
C	73°24'32.94"	39°50'05"
D	73°23'56.87"	39°51'54"
E	73°23'56.8"	39°50'56"
F	73°22'7.54"	39°51'48"
G	73°22'3.83"	39°52'58"
H	73°21'42.19"	39°53'83"
I	73°22'9.37"	39°53'24"
J	73°26'36.53"	39°51'00"
K	73°26'31.06"	39°51'98"
L	73°28'5.7"	39°50'22"

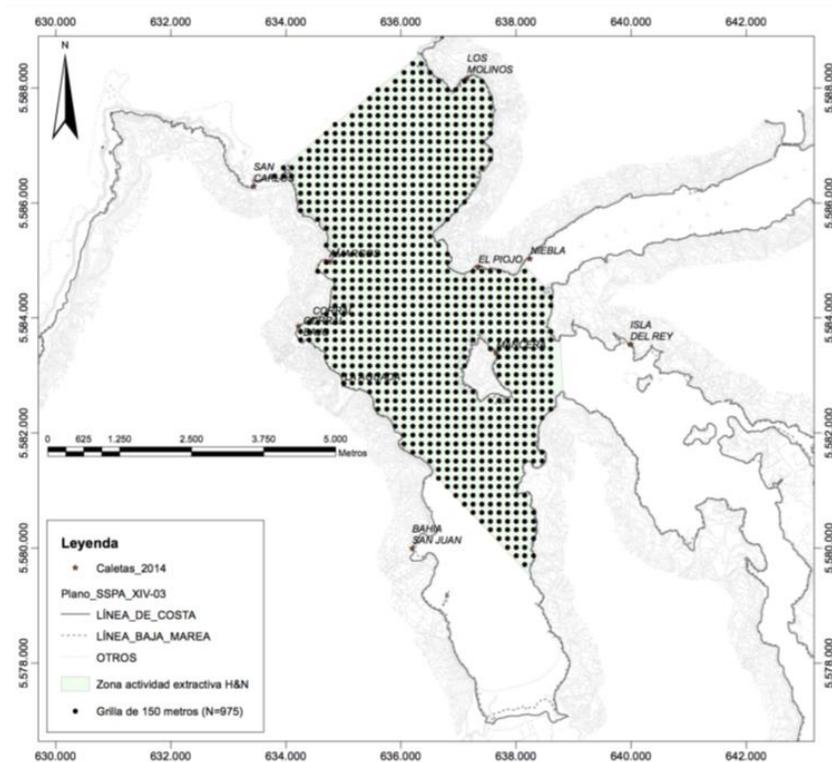


Figura 13. Grilla de muestreo de evaluaciones directas en Plan de Manejo de bahía Corral, años 2017, 2018, 2020 y 2021.

Unidad de muestreo.

Las unidades básicas de muestreo corresponden a las utilizadas en el total de evaluaciones directas efectuadas en Bahía Corral, a saber: cuadrantes de 1 m² para la evaluación de huevo; y de 0,25 m² para la evaluación de navajuela. En cada punto de muestreo se dispusieron 2 cuadrantes para la evaluación de huevo y dos cuadrantes para la evaluación de navajuela. La ubicación de los cuadrantes fue aleatoria en cada punto de muestreo, considerando una distancia de separación entre cuadrantes no inferior a 1 m.

Diseño de muestreo.

El diseño de muestreo corresponde a una grilla regular de 150 m de resolución, considerando 2 réplicas de cuadrantes por cada punto de evaluación y especie evaluada.

Los registros submareales (**Figura 14**) obtenidos por cada unidad de muestreo corresponderán a:

- -Waypoint (X, Y en UTM)



- -N3mero de individuos de huego en cuadrantes de 1 m²
- -N3mero de individuos de navajuela en cuadrantes de 0,25 m²
- -N3mero de individuos y cobertura de especies acompaantes en cuadrantes de 1 m²



Figura 14. Muestreo de individuos de huego y navajuela en bahía Corra (Fotos archivo programa).

Evaluaci3n directa de mit3lidos.

Para la evaluaci3n de mit3lidos, se destin3 un d3a de trabajo adicional, posterior a la evaluaci3n directa de huego y navajuela, esto con la finalidad de realizar una evaluaci3n espec3fica en aquellos bancos detectados choro y chorito.

Los registros submareales obtenidos por cada unidad de muestreo corresponderan a:

- Waypoint (X, Y en UTM)
- Profundidad (m)
- Tipo de sustrato (fango, arena fina, arena gruesa, conchilla, gravilla, bolones, planchones, canto rodado)
- N3mero de individuos de choro y chorito en cuadrantes de 0,25 m²
- N3mero de individuos y cobertura de especies acompaantes en cuadrantes de 0,25 m²



- Filmación submarina de cada punto evaluado

Muestreo biológico.

El muestreo poblacional de talla y peso de huepo, navajuela, choro y chorito se realizó a partir de los ejemplares recolectados por los buzos mariscadores durante la evaluación directa, tomando los debidos resguardos para identificar claramente la procedencia (Waypoint) de los individuos, con la finalidad de estimar diferencias espaciales en la estructura de tamaños.

Para asegurar la identificación de la zona de extracción, los individuos recolectados por cuadrante de muestreo fueron guardados en mallas debidamente etiquetadas, en las cuales se identificaba claramente el punto de muestreo desde donde se obtuvo la muestra y el número de GPS utilizado.

Para la obtención de las tallas y pesos, se utilizó un pie de metro de precisión 0,1 mm y una balanza de 0,1 g de precisión. Los ejemplares recolectados fueron pesados (peso húmedo) y medidos en playa (Figura 15).



Figura 15. Muestreo biológico de individuos de especies objetivo para establecer relaciones de talla y peso (Fotos archivo programa).

Relación longitud-peso y estructuras de tallas.

Para la estimación de la relación longitud peso se procedió a realizar un muestreo aleatorio estratificado por clases de talla, donde cada clase correspondiera a un estrato; se estimó como suficiente un número de 300 a 500 ejemplares por rango de tallas dependiendo de la disponibilidad de estos, aunque no se podrá evitar el sesgo natural de los rangos extremos, que usualmente en los muestreos son difíciles de obtener. La elección de tales muestreos corresponde a la necesidad de



contar con información del peso de los ejemplares examinados por cada clase de tallas, para posteriormente realizar la estimación de los parámetros de la relación potencial:

$$W_k = \alpha * l_k^\beta$$

donde,

k = clase de talla

\hat{w}_k = peso medio estimado de los ejemplares de la clase de talla k

La varianza del estimador \hat{w}_k fue estimada mediante la relación:

$$V(W_k) = \frac{1}{n_k} \frac{\sum_{j=1}^{n_k} (w_{jk} - W_k)^2}{n_k - 1}$$

donde,

$j = j$ - ésimo ejemplar pesado

k = clase de talla

n_k = muestra de ejemplares de la clase de talla k .

Los parámetros a y b se estimaron a través del método de mínimos cuadrados previa linealización de la relación talla - peso. Este análisis de la relación talla-peso se realizó para cada banco evaluado, para así tener estimadores precisos de la condición de los recursos.

Confección de mapas de distribución.

Todos los recursos evaluados fueron representados en mapas de distribución. Para elaborar la cartografía base, todos estos elementos fueron tratados en formatos digitales y almacenados en archivos compatibles con el software ArcGis 10.3, que fueron utilizados para la elaboración de la cartografía y los análisis espaciales que se requieran. Para su georreferenciación, se estandarizaron al Datum WGS 84, ya sea en proyección geográfica o UTM.

La cartografía base se elaboró en gabinete en forma previa al trabajo en terreno, constituyendo un insumo para este. Finalmente, se construyó una cartografía adecuada a la representación de la información levantada en terreno para cada banco evaluado

Se representan polígonos con diferencias notables en la distribución espacial de las estructuras de tamaño de los distintos recursos y bancos (agregaciones), para cada recurso evaluado.

Resultados de cartografía se presentan en **ANEXO I** de este Informe y en la Base de Datos Anexa.



Estimación de biomasa.

La estimación de biomasa correspondió a una proyección geométrica de la densidad media obtenida desde las unidades de muestreo a la superficie evaluada para cada recurso, expandiendo la distribución de frecuencia de tallas a la abundancia total y obniedo la biomasa a talla desde la función obtenida *ad hoc* desde los muestreos.

5.1.2.2 Evaluación indirecta de recurso navajuela (*Tagelus dombeii*).

Para el recurso navajuela, en etapas anteriores de este estudio se ha implementado un modelo de producción para explicar la dinámica de la población, a través de un método para pesquerías de datos limitados (data pobre) denominado CSMY (Froese *et al*, 2017). Como parte de la sesoría ha este plan de Manejo, equipo de este estudio está colaborando con la asesoría de TNC al Plan de Manejo de bahía Corral, para avanzar en el proceso de certificación de esta pesquería, salvando las observaciones de la precertificación de MSC, que identificó como principales observaciones, las asociadas al estatus del reurso, la incertidumbre de los puntos de referencia y los datos disponibles para implementar un método de evaluación robusto.

La asesoría de TNC se ha centrado en el empleo de la metodología FISHPath (<https://www.fishpath.org/the-tool>), la cual guía a los usuarios a través de una serie de preguntas sobre las características de la pesquería de interés, incluyendo características sociales, económicas, operativas, biológicas, ecológicas y de gobernanza. Las respuestas de los usuarios a cada pregunta se registran en la herramienta y siguen un marco de decisión diseñado para que cada respuesta se empareje con un conjunto apropiado de opciones tanto de recolección de datos, evaluaciones de stock y medidas de manejo. De esta forma, la herramienta reduce la lista de métodos y enfoques a aquellos que son más adecuados y óptimos dadas las características de la pesquería siendo analizada.”

Como resultado de la aplicación de este método, se espera orientar la asesoría empleando desde una batería de métodos, aquel que resultado de una orientación organizada se presente como el mas adecuado.

Independiente de lo anterior, señalado para contextualizar la asesoría desde el enfoque metodológico y sus adaptaciones, se empleó la alternativa de método para pesquerías de datos pobres, basado en tallas, llamado LBSPR (Hordyk, 2019), dado la existencia de muestreo poblacionales de las tallas, la existencia de ojivas de madurez locales y parámetros de crecimiento obtenidos con métodos de muestreo y lectura de estructuras duras.

Método LBSPR:

SPR es la proporción del potencial reproductivo no capturado por recluta bajo un nivel dado de presión de pesca (Goodyear, 1993). En el método LBSPR, la SPR en una población explotada se calcula como una función de la razón de mortalidad por pesca a mortalidad natural (F / M), selectividad y las dos razones de historia de vida M / k y L_m / L_∞ ; k es el coeficiente de crecimiento de von Bertalanffy, L_m es el tamaño de madurez y L_∞ es el tamaño asintótico (Hordyk *et al.* 2015a). Los requerimientos del



método LBSPR son M / k , L_{∞} , la variabilidad de la talla por edad (CVL_{∞}), que normalmente esta alrededor del 10%, y la longitud de madurez se especifica en términos de L_{50} y L_{95} (el tamaño al que madura el 50% y el 95% de una población). Dados los valores asumidos para $M / ky L_{\infty}$ y que los datos de composición por tallas provienen de un stock explotado, el modelo LBSPR usa métodos de máxima verosimilitud para estimar la ojiva de selectividad, que se supone que es de una forma logística definida por la selectividad en -parámetros de longitud S_{50} y S_{95} (el tamaño en el que el 50% y el 95% de una población es retenido por el arte de pesca), y F / M . La ojiva de selectividad y la mortalidad por pesca relativa se utilizan luego para calcular la SPR (Hordyk *et al.* 2015a, 2015b). Las estimaciones de SPR están determinadas principalmente por la longitud de los individuos en relación con L_{50} y L_{∞} , pero también depende de parámetros del ciclo de vida como fecundidad por edad / talla y selectividad. La LBSPR es un método basado en el equilibrio con los siguientes supuestos: (i) selectividad asintótica, (ii) el crecimiento se describe adecuadamente mediante la ecuación de von Bertalanffy, (iii) se puede usar una sola curva de crecimiento para describir a ambos sexos que tienen la misma capturabilidad, (iv) la talla por edad se distribuye normalmente, (v) las tasas de mortalidad natural son constantes en todas las clases de edad adulta, (vi) el reclutamiento es constante en el tiempo y (vii) las tasas de crecimiento permanecen constantes en las cohortes dentro de una población (Hordyk *et al.*, 2015a). Los análisis se realizaron utilizando el paquete LBSPR, versión 0.1.3 en R (Hordyk 2018). Se empleó la función más suave Rauch-Tung-Striebel disponible en el paquete LBSPR para suavizar las estimaciones de varios años de F .

5.1.3 Plan de Manejo del Golfo de Arauco.

5.1.3.1 Datos, estandarización de la CPUE y parametrización de los modelos de huego, navajuela y taquilla del Plan de Manejo del Golfo de Arauco.

El requerimiento de tener un estimador indirecto de la abundancia en los modelos de evaluación de poblaciones, se ha satisfecho históricamente con la utilización de una medida relativa al rendimiento de pesca, como la CPUE, asumiendo que, en condiciones de un stock unitario con mezcla dinámica, esta debería ser de alguna forma proporcional a la abundancia.

Sin embargo, ante la existencia de factores que puedan enmascarar cambios notables en los rendimientos, independiente de la abundancia, se considera la estandarización como un proceso analítico matemático, por el cual se espera identificar el efecto de determinadas variables conocidas y asociadas a los registros de la actividad pesquera extractiva, que permite cuantificar el efecto de las interacciones de estas y corregir la señal de abundancia que entrega determinada medida de CPUE.

Para el caso de la pesquería del huego, se realizó un análisis a través de los siguientes pasos secuenciales:

- Obtención de la serie nominal de CPUE entre las alternativas evaluadas de Kg/h de buceo y Kg/viaje/mes (resultados de análisis realizado el año 2018)



- Exploración de los datos, identificando las variables informativas disponibles y su asociación conceptual con los resultados de la actividad extractiva; evaluación de la correlación entre las variables; transformación de las variables; categorización de las variables en función de su distribución de frecuencia.
- Evaluación de las interacciones señaladas por el modelo. Construcción de las distribuciones de errores del modelo.
- Elección del modelo apropiado en función de la parsimonia de ellos a través del AIC (Akaike Information Criteria) y la estimación de la deviansa.

La función, dio como resultado la incorporación de la serie predicha de CPUE, que es el resultado de la interacción de los factores seleccionados a través de la distribución de los residuos y la parsimonia que señaló el indicador AIC y el mayor valor de Deviansa

Recurso huepo (*Ensis macha*), navajuela (*tagelus dombeii*) y taquilla (*Semele solida*).

Supuestos generales del modelo

Se utilizó un modelo edad-estructurado, con datos en tallas (Age Structured Statistical Catch-at-Length, A-SCALA, Maunder & Watters, 2003). Este modelo ha sido modificado y posteriormente aplicado en los últimos estudios de este programa (Canales *et al.*, 2013, Techeira *et al.*, 2015). Los datos de composiciones de tallas, desembarques y CPUE son analizados a través de un modelo estadístico de captura a la edad con datos en tallas denominado MODBENTO (Canales *et al.*, 2013).

El modelo de la dinámica poblacional fue programado en la plataforma AD Model Builder (Fournier *et al.*, 2012).

Los datos de composiciones de tallas, desembarques y rendimiento de pesca (CPUE) fueron analizados por medio de un modelo estadístico de captura a la talla "MODBENTO" (Canales *et al.*, 2013) implementado en ADMB (AD Model Builder) por el Instituto de Fomento Pesquero. La dinámica poblacional es modelada en edades, pero se utilizan las composiciones de tallas de las capturas como observaciones. El modelo supone que los individuos provienen de un pool común (stock) donde el reclutamiento (al primer año de edad) es el resultado del "desove" de un conjunto de bancos o parches vecinos y su variabilidad está determinada por efectos ambientales, lo cual significa que los reclutamientos responden a procesos principalmente estocásticos donde la función stock-recluta puede ser difusa.

La captura es estimada en edades y luego es transformada a la talla por medio de un arreglo probabilístico edad-talla que describe la probabilidad condicional de la talla en cada grupo de edad. Las variaciones anuales de las composiciones de tallas reflejan los procesos de explotación talla específicos (selectividad) y del aporte de reclutamientos anuales a la talla.

El modelo está basado en un conjunto de parámetros supuestos conocidos (prior) y otros desconocidos que son el objeto del proceso de estimación. La estimación se sustenta en la maximización de la distribución a *posteriori* de los parámetros y por ende se consideran funciones de verosimilitud como expresión del error de observación, así como distribuciones a *priori* o



penalizaciones en algunos parámetros de interés. La **Tabla 12** muestra el modelado de la dinámica poblacional estructurado en edades con observaciones en talla.

Parametrización de los modelos

Rendimiento de pesca y CPUE

Para la obtención de un vector de abundancia, se utilizaron los datos del programa de Seguimiento de pesquerías Bentónicas del IFOP en las zonas de estudio. Se realizó un análisis de estandarización que se detalla en los puntos metodológicos respectivos.

Estructura de tallas anuales de los desembarques

La distribución de frecuencias de tallas de los desembarques, fue obtenida desde los muestreos de desembarque diarios de IFOP, asignados a distintas procedencias de pesca identificados en el territorio de los Planes de Manejo del Golfo de Arauco y bahía Ancud. Los muestreos de tallas se obtuvieron de forma aleatoria, medidos con error de $\pm 0,05$ mm, provenientes de viajes de pesca individualizados y registrados a una zona particular de pesca, denominada “procedencia”, que debiera considerarse como un simulacro de un caladero de pesca en otras pesquerías. Las distribuciones de frecuencias de tallas fueron integradas en estructuras anuales.



Tabla 22

Detalles del modelo MODBENTO empleado para la evaluación del stock de recursos bentónicos en Planes de Manejo.

Objetivos, supuestos y prior	Ecuación
<p><u>Sobrevivencia</u> a es la edad y t es el año. La edad comprende los grupos [2,3... 13+]. A= (edad plus)</p>	$N_{a,t} = N_{a-1,t-1} S_{a-1,t-1}$ $N_{A,t} = N_{a-1,t} S_{a-1,t-1} + N_{A,t-1} S_{A,t-1}$ $S_{a,t} = \exp(-Z_{a,t})$
<p><u>Mortalidad total</u> F_t es el efecto anual o mortalidad por pesca de completo reclutamiento. M la mortalidad natural anual y Ψ la selectividad</p>	$Z_{a,t} = M + F_t \psi_a$
<p><u>Selectividad</u> Donde $A50$ es la edad al 50% de retención y s el parámetro de dispersión</p>	$\psi_{a,t} = \begin{cases} \exp\left[-\frac{(a - A50)^2}{2s_1^2}\right] & a \leq A50 \\ \exp\left[-\frac{(a - A50)^2}{2s_2^2}\right] & a > A50 \end{cases}$
<p><u>Población inicial</u></p>	$N_{a,t=1} = R_0 e^{-\sum_{i=1}^{a-1} Z_{i,1}}$ $N_{A,t=1} = N_{A,t=1} / (1 - e^{-Z_{A,1}})$ $BD_0 = \sum_l (P_{l,a} N_{a,t=1}) w_l O_l$
<p><u>Reclutamiento anual</u> $\sigma_R^2 =$ $h =$ (supuesto)</p>	$N_{a=1,t>1} = \frac{\alpha BD_{t-1}}{\beta + BD_{t-1}} e^{\delta_t + 0.5\sigma_R^2}$ $\alpha = \frac{4hRo}{(5h-1)} \quad \beta = \frac{(1-h)BD_0}{(5h-1)}$
<p><u>Capturas estimadas en edad y año</u></p>	$\hat{C}_{a,t} = \frac{F_{a,t}}{Z_{a,t}} N_{a,t} (1 - S_{a,t})$
<p><u>Capturas estimadas por tallas y año</u></p>	$\hat{C}_{l,t} = P_{l,a} C_{a,t}$
<p><u>Desembarques en peso</u></p>	



w_l es el peso teórico a la talla supuesto invariante entre años	$\hat{Y}_t = \sum_l C_{l,t} w_l$
<u>Biomasa anual y desovante</u> O_l Corresponde a la ojiva de madurez sexual a la talla. BD es la Biomasa desovante	$B_t = \sum_l (P_{l,a} N_{a,t}) w_l$ $BD_t = \sum_l (P_{l,a} [N_{a,t} e^{-0.91Z_{a,t}}]) w_l O_l$
<u>Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE)</u> q es la capturabilidad, b el parámetro de hiperestabilidad y el factor 0,5 la mitad del año.	$CPUE_t = q \left[\sum_l P_{l,a} (N_{a,t} \psi_a e^{-0.5Z_{a,t}}) w_l \right]^b$
<u>Proporción de la captura a la talla</u>	$\hat{p}_{l,t} = \frac{P_{l,a} \hat{C}_{a,t}}{\sum_l P_{l,a} \hat{C}_{a,t}}$

Parámetros fijos y estimados.

Como parámetros conocidos se consideró la tasa de mortalidad natural (M), la pendiente del modelo stock/recluta (h), condición inicial de la población (virginal o no virginal), el coeficiente de variación de los desvíos de reclutamientos anuales y los parámetros del modelo de crecimiento: L_∞ , K, t_0 y cv., sobre este último, en el modelo de crecimiento se supone proporcionalidad entre la desviación estándar a la edad y su talla media, de manera que el coeficiente de variación (cv) es constante. De forma de evaluar los mejores ajustes, se simuló distintos escenarios de coeficiente de hiperestabilidad de la CPUE, variación de reclutamientos, definición fases de cálculo de los parámetros estimados por el modelo.

Por su parte, los parámetros estimados en el modelo corresponden a:

- coeficiente de capturabilidad
- mortalidad por pesca
- variación anual de los reclutamientos

Modelo de los procesos, observación y error.

Condiciones iniciales.

Se utilizó la serie de desembarques desde 1989, cuando se inició la pesquería en el Golfo de Arauco y los datos de monitoreo del Instituto desde el año 1996, presindiendo de la serie de registros del año 1995, debido a errores en los registros adjudicados al periodo de implementación del monitoreo. Se asumió una condición de equilibrio y virginal de la pesquería.



Reclutamientos.

Los reclutamientos se consideran anuales y que responden a una relación stock/recluta tipo Beverton & Holt con gran varianza. Estos desvíos (error de proceso) responden a un proceso multiplicativo que en escala logarítmica son representados por una distribución normal con media 0 y desviación σ_R . En términos prácticos, esto significa que pudiendo existir vínculo entre desovantes y reclutas, esta relación está perturbada por procesos estocásticos ligados a cuestiones ambientales y ecológicas, como puede ser una metapoblación donde el aporte de larvas desde bancos vecinos constituye la masa crítica sujeta a las condiciones ambientales pre-asentamiento.

Selectividad y mortalidad por pesca.

La selectividad sigue un modelo logístico o asintótico a partir de la edad/talla de completo reclutamiento, lo cual significa que la mortalidad por pesca es constante por sobre esta talla/edad. Como edad de primera captura se considera individuos 2 años para huepo.

Parámetros y estadísticos de la información.

La evaluación de stock se sustenta en el ajuste estadístico de un modelo a la información. Para tales efectos es necesario precisar el nivel de error que pudiese tener la información, destacándose que a menudo los resultados son condicionales a la escala de los desembarques, fuente a los que se les da el mayor peso estadístico.

La pesquería no registró cambios importantes con relación al periodo anterior, por lo que se mantienen los mismos antecedentes, con excepción del incremento de la serie anual de tallas, desembarques y esfuerzos. En términos metodológicos, se realizó la estandarización del esfuerzo a través de un modelo lineal GLM, descrito en el punto correspondiente. De esta forma, los antecedentes considerados para la evaluación fueron:

Capturas.

Obtenidas de los desembarques oficiales del Servicio Nacional de Pesca para las caletas que se ubican en el Golfo de Arauco, para los tres recursos evaluados. En el caso particular de la navajuela se identifica una captura ilegal que se estima triplica el desembarque oficial (www.ifop.cl), sin embargo, debido a los condicionamientos de los muestreos del monitoreo el año 2019, esta proyección de un desembarque más cercano a la realidad es afectado y no se cuenta con la continuidad de la estimación histórica de un desembarque alternativo. Para los recursos huepo y navajuela se estiman los desembarques oficiales como ciertos.

Régimen de operación de la flota y composición de los viajes.

La actividad sobre el recurso huepo puede ser considerada monoespecífica, existiendo un bajo porcentaje de viajes monitoreados por IFOP en que es extraído junto a navajuela u otro recurso. El



r3gimen de operaci3n corresponde a viajes diarios, Barahona & Jerez (2006), describen el horario de trabajo, el cual no ha diferido a trav3s de los a1os, registr3ndose el mayor porcentaje de arribo, sobre el 80% de los viajes, entre las 16:00 y 19:00 hs, extendi3ndose la jornada laboral entre noviembre y marzo hasta las 21 hs, mientras que en junio este no sobrepasa las 19 hrs. De similar forma, para el recurso navajuela, la mayor parte de los viajes son monoespecíficos, seleccion3ndose estos para la estimaci3n de la serie de CPUE. Para taquilla, de menor volumen de desembarques que los previos, hasta un 40% de los viajes son multiespecíficos, pero igualmente, dada la suficiencia de datos, se seleccionaron los viajes multiespecíficos para la generaci3n de la serie de CPUE. Para cada una de las pesquerías se determin3 la concentraci3n del esfuerzo a trav3s de la raz3n entre los meses de operaci3n y un a1o est3ndar para la parametrizaci3n del modelo.

5.1.3.2 Recurso huepo.

Crecimiento y mortalidad natural.

Los par3metros de crecimiento y mortalidad natural estimados para el recurso huepo, por distintos autores, producto de la recopilaci3n bibliogr3fica realizada, se presentan en la **Tabla 13**. Dada la variabilidad de estos, se realiz3 un an3lisis exploratorio de los datos disponibles para el Golfo, con el modelo MCCT (Modelo de Crecimiento de Composici3n por Tallas), de Canales & Arana (2009).

Tabla 13.

Par3metros de crecimiento del recurso huepo.

Sector	Loo (mm)	k (a1o ⁻¹)	to	M	Talla cr3tica	Edad cr3tica	Autor
VIII Regi3n	196,0	0,301			140,0		Canales & Ponce, 1995
Los Molinos, XIV Regi3n ¹	209,40	0,600		0,619 ³ -0,436 ⁴	113,88 ³ - 136,78 ⁴	3,31 ³ - 2,77 ⁴	Jaramillo <i>et al.</i> , 1998
Tubul, VIII Regi3n ²	202,30	0,700		0,623 ³ -0,438 ⁴	112,14 ³ - 134,40 ⁴	2,15 ³ - 2,56 ⁴	Jaramillo <i>et al.</i> , 1998
VIII Regi3n	216,50	0,2515	0,2831				Aracena <i>et al.</i> , 1998
Tubul, VIII Regi3n ⁷	220,00	0,470					Abades <i>et al.</i> , 2001
Tubul, VIII Regi3n ⁸	175,00	0,400	-0,456				Abades <i>et al.</i> , 2001
XII Regi3n	163,85	0,165	-0,590	0,247	107,9	5,915	Gorny <i>et al.</i> , 2002
XII Regi3n	163,30	0,156	-0,590	0,247	105,4	5,966	Gorny <i>et al.</i> , 2002

(1): Estimaci3n realizada fijando Loo, datos de submareal.

(2): Estimaci3n realizada fijando Loo, datos del intermareal

(3): Estimaci3n Alagaraja, 1984

(4): Estimaci3n Rikhter & Efanov, 1976

(5): Estimaci3n mediante par3metros de lectura de anillos

(6): Estimaci3n mediante par3metros MULTIFAN

(7): Estimaci3n mediante Frecuencia de tallas

(8): Estimaci3n mediante lectura de anillos

Fuente: Barahona *et al.*, 2013



Madurez.

La compilación de la información disponible referida al ciclo reproductivo se presenta en la **Tabla 14** y las estimaciones de tallas de primera madurez en la **Tabla 15**. Para proceso de análisis se empleó la ojiva de madurez descrita por Lepez *et al.* (1997), descrita en base al análisis de muestras del Golfo de Arauco, con los siguientes parámetros:

$$u_1 = 15,977; u_2 = 0,1562$$

Tabla 14

Descripción de ciclo reproductivo del recurso huepo por distintos autores (Fuente: Modificado de Subsecretaría de Pesca, 2010, *vide* Barahona *et al.*, 2013).

Región	Lugar	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Autor
X	Ancud													Jaramillo <i>et al.</i> , 1998
X	Ancud													Irrarrazabal <i>et al.</i> , 1997
X	Ancud													Lépez, 2004
X	Ancud													Reyes <i>et al.</i> , 1995
VIII	Tubul													Jaramillo <i>et al.</i> , 1998
VIII	Tubul													Lépez, 2004
VIII	Tubul													Lépez <i>et al.</i> , 1997
VIII	Golfo de Arauco													Aracena <i>et al.</i> , 1998
XII	Puerto Yartou/Sector Olguita													Gorny <i>et al.</i> , 2002
XIV	Los Molinos													Jaramillo <i>et al.</i> , 1998
	Argentina													Baron <i>et al.</i> , 2004

Tabla 15.

Compilación de estimaciones de tamaño de primera madurez sexual individual y poblacional.

Hembra Individual (mm)	Macho Individual (mm)	Poblacional (mm)	Lugar	Autor
91,0	88,0	102,42	Tubul	Lépez <i>et al.</i> , 1997
		96		Aracena <i>et al.</i> , 1998
64,8	56,0	59	XII Región	Gorny <i>et al.</i> , 2002
65,0	63,0	140 a 149,9	Ancud	Reyes <i>et al.</i> , 1995

Datos biopesqueros.

Estos datos fueron obtenidos del Programa de Monitoreo Biopesquero de IFOP, que registra la operación extractiva de la flota artesanal en el Golfo de Arauco desde el año 1995.



Selección de datos.

Dada la distribución espacial de los datos en función de las procedencias de pesca, y la concentración de los desembarques históricos en aquellas que muestran continuidad de la operación desde el inicio de los registros de la pesquería, se utilizaron los datos provenientes de las procedencias de: Tubul, Pichicuy, Bajo Weste e Isla Santa María, según los códigos de la Base de Datos del Programa de Monitoreo Bentónico que desarrolla IFOP.

Estructura de tallas anuales de los desembarques.

Las distribuciones de frecuencias de tallas de los desembarques, fue obtenida desde los muestreos de desembarque diarios de IFOP, asignados a una procedencia de pesca, en el Puerto de Tubul. Los muestreos de tallas son de tipo aleatorio, medidos con error de $\pm 0,05$ mm, de muestras provenientes de viajes de pesca individualizados y registrados a una zona particular de pesca. Las distribuciones de frecuencias de tallas fueron integradas en estructuras anuales.

Relación longitud peso.

Fue obtenida desde muestreos biológicos del monitoreo de la pesquería que ejecuta IFOP y empleados en este estudio.

Modelado de datos y supuestos.

Crecimiento descrito a través de parámetros obtenidos de los datos de tallas.

Se mantiene la estimación de parámetros realizada el año 2015, dada la alta variabilidad de parámetros disponibles en la bibliografía, a través de un análisis exploratorio con el objeto de evaluar el nivel de ajuste de componentes modales bajo diversos supuestos de parámetros, que se resume a continuación: se hace uso del modelo MCCT (Modelo de Crecimiento a partir de Composiciones de Tallas) formulado por Canales & Arana (2009). Se analizaron las composiciones de tallas de las capturas desde el 1995 al 2013 bajo 7 escenarios y considerando como referencia $L_{\infty}=220$ mm y $K=0,16$, los resultados se presentan en la **Tabla 16**. Como resultado, se decidió emplear en el análisis los parámetros del Escenario Base, que mostraron el mejor ajuste a los datos.



Tabla 16.

Resultado de exploración de parámetros de crecimiento con modelo MCCT (Canales & Arana, 2009).

Escenario	Loo	k	Lo	sigma_a	edades	log-L
base	220	0.16	89.4	cte	12	6361.72
s1	200	0.33	113	cte	12	6407.02
s2	180	0.22	69	cte	12	6354.62
s3	190	0.39	114	cte	12	6410.09
s4	210	0.22	89.5	cte	12	6370.57
s5	210	0.22	89.5	cte	12	6370.57
s6	192	0.16	66.4	cte	12	6353.95
s7	203.0	0.16	89	cte	12	6357.46

Crecimiento descrito a través de la estructura de una clave talla – edad.

En Chong (2001), se generó una clave talla – edad para huego, donde se establece una edad de 12 años para el recurso, y con una mayor aceleración del crecimiento a un Loo de 220 mm. Se integró la opción de emplear la clave para la transformación de las tallas, comparando los ajustes obtenidos por medio de análisis de verosimilitud. Los datos de entrada del modelo se presentan en la **Tabla 17**.



Tabla 17.

Serie de valores anuales de captura y CPUE estandarizada empleados en el modelo (cv corresponden a valores fijos).

Año	Desembarque (t)	CPUE (Kg/hr buceo)
1989	117	0
1990	1593	0
1991	3538	0
1992	3507	0
1993	3941	0
1994	4867	0
1995	5597	0
1996	5162	19.61
1997	3743	21.09
1998	3782	23.01
1999	5398	23.55
2000	4871	21.54
2001	6509	24.78
2002	3596	24.78
2003	3713	24.49
2004	3883	21.69
2005	3674	20.49
2006	1263	20.12
2007	2391	18.57
2008	2167	15.78
2009	2049	17.92
2010	3036	21.53
2011	2998	20.56
2012	2743	22.31
2013	993.4	19.63
2014	1104.8	22.29
2015	1520.2	24.95
2016	1083.7	23.87
2017	1249	22.42
2018	1173	24.39
2019	1084.7	20.86
2020	792.03	23.26



5.1.3.2 Recurso navajuela.

Zona de estudio.

La zona de estudio corresponde al Golfo de Arauco, en la Región del Biobío. (Figura 16).

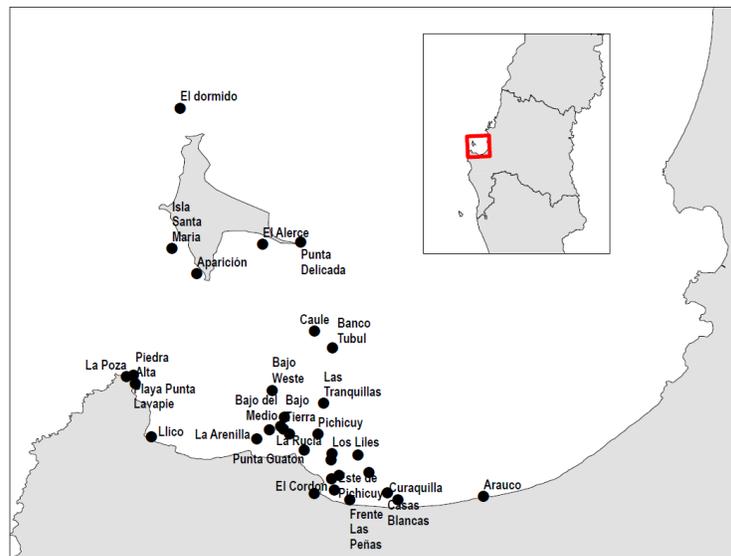


Figura 16. Zona de estudio y procedencias consideradas para el levantamiento de las composiciones de tallas y datos de rendimiento de pesca navajuela en el Golfo de Arauco.

La flota del Golfo de Arauco explotó 31 áreas de pesca, registrando 28 de ellas explotación del recurso navajuela. Cuatro de ellas concentran más del 95% de los desembarques históricos de navajuela: Bajo Weste, Pichucuy, Isla Santa María y Este Pichicuy, siendo Pichicuy y Bajo Weste los que en suma aportan más del 85% de las capturas en el Golfo.

En términos de distribución geográfica, se pueden identificar zonas de extracción asociadas a bancos naturales que han sido continuos a través de los años, en los cuales se identifican Bajo Weste y Pichicuy. La profundidad de extracción según datos proporcionados por los pescadores va desde los 10 m y puede superar los 20 m, registrándose la mayor frecuencia a 17 m.

Desembarques y capturas.

Los desembarques del recurso navajuela a nivel nacional, después de alcanzar su máximo histórico en 1988 con 7.294 t, comenzaron a declinar con grandes fluctuaciones, incrementándose paulatinamente hasta que en el año 2004 se logra un nuevo máximo relativo con 6.296 t, luego del



cual y hasta la actualidad se ha verificado una nueva tendencia decreciente. En términos promedio, los desembarques nacionales se han mantenido en cifras cercanas a 3.350 t.

Las principales regiones en desembarque de navajuela han sido históricamente la VIII y X regiones, con un 52% y 35%, respectivamente, la Región de Los Ríos ha tenido una participación histórica de 12%. La Región del Bio Bio pasa a representar el mayor porcentaje de la pesquería nacional, llegando el 2005 a representar el 86% del total del desembarque. Actualmente los desembarques oficiales para el año 2020 están alrededor de 2600 t, sin embargo es reconocido por el mismo Comité de Manejo (actas del Comité de Manejo de años 2020 y 2021, del cual Sernapesca es parte) la existencia de importantes volúmenes de pesca no visada por Sernapesca. Según proyecciones del programa de Seguimiento Bentónico, esta diferencia sería de aproximadamente un 300% el año 2019.

Índice de abundancia (CPUE).

Para la obtención de un índice de abundancia estandarizado, se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM; McCullagh & Nelder, 1989) donde el valor esperado de la captura (kg) por h de buceo como Captura Por Unidad de Esfuerzo (CPUE) se supone explicada por un arreglo de factores siguiendo una combinación lineal de la forma:

$$E(CPUE_{y,t,z,p}) = g^{-1}(cte + A_y + T_t + Z_z + P_p + \sigma_{y,t,p,z})$$

Donde g es la función de enlace, A es el factor año, T el factor trimestral, Z la zona, P la profundidad y σ es el término de error aleatorio. El análisis de devianza permitió evaluar la importancia de cada efecto en cada subregion de evaluación. Los datos de profundidad se trabajaron en rangos de intervalos <15 m; 16-30 m; 31-45 m; y > 45 m). Otro aspecto importante para el tratamiento de los datos fue la diferenciación de los viajes mutiespecíficos en las operaciones de pesca de los buzos del Golfo de Arauco. En esta pesquería se explotan 3 recursos durante la temporada, huepo, navajuela y taquilla. Por ello, era importante separar los viajes monoespecíficos para dimensionar correctamente los niveles de esfuerzo, y los eventuales rendimientos. Se determinó, en el caso de la navajuela, que los viajes monoespecíficos representaban el 72% de los registros asignados a este recurso en las bases de datos entre los años 1996 hasta el 2020, lo cual fue suficiente para trabajar la estandarización del rendimiento y así obtener el indicador de abundancia.

Datos e información.

Se utilizaron las estadísticas de capturas oficiales del SERNAPESCA para el período 1986-2020 (**Tabla 18**). Estas estadísticas fueron consideradas bajo dos supuestos: i.- los desembarques oficiales provienen principalmente de las procedencias ubicadas en el Golfo de Arauco; ii.- si bien las estadísticas de SERNAPESCA probablemente se refieren a zonas más extensas a la cubierta en este estudio, las variaciones anuales reflejan la mortalidad por pesca en esta zona. No se empleó un vector



de desembarques alternativo, a pesar de lo señalado en el punto respectivo, pero si en la evaluación de la estrategia de manejo de este recurso, de forma de evidenciar el efecto en la asesoría solicitada.

Estructura de tallas anuales de los desembarques.

La información de estructuras de tallas proviene de la base de datos biológica de muestreos del desembarque obtenida por IFOP. Las estructuras de tallas no fueron discriminadas por procedencia, ya que fueron ponderadas por la captura total estimada por procedencia, en base a las proyecciones del proyecto Seguimiento Pesquerías Bentónicas, estudio que forma parte de este programa de investigación.

Tabla 18.

Capturas, CPUE, coeficientes de variación y tamaños de muestra de navajuela del Golfo de Arauco.

Año	Captura (t)	cv	CPUEstd (Kg/ hr buceo)	cv	nmC
1996	328.7	0.05	27.4	0.1	70
1997	3752.6	0.05	26.0	0.1	70
1998	1754.3	0.05	24.5	0.1	70
1999	777.9	0.05	24.5	0.1	70
2000	1141.8	0.05	24.4	0.1	70
2001	1637.1	0.05	27.4	0.1	70
2002	3008.8	0.05	28.2	0.1	70
2003	2444.8	0.05	29.2	0.1	70
2004	2540.7	0.05	26.4	0.1	70
2005	2281.3	0.05	25.6	0.1	70
2006	3961.6	0.05	25.0	0.1	70
2007	3614.3	0.05	22.1	0.1	70
2008	2683.7	0.05	19.5	0.1	70
2009	815.1	0.05	16.0	0.1	70
2010	122.4	0.05	17.4	0.1	70
2011	1262.4	0.05	22.0	0.1	70
2012	2742.3	0.05	24.4	0.1	70
2013	3987.4	0.05	25.4	0.1	70
2014	4876.7	0.05	28.6	0.1	70
2015	5153.7	0.05	33.2	0.1	70
2016	4838	0.05	33.2	0.1	70
2017	5380	0.05	33.4	0.1	70
2018	3904.66	0.05	31.3	0.1	70
2019	2864	0.05	28.3	0.1	70
2020	2603	0.05	27.8	0.1	70

Modelo de Evaluación.

Para la evaluación del stock del recurso navajuela, se utilizó un modelo edad-estructurado, con datos en tallas (Age Structured Statistical Catch-at-Length, A-SCALA, Maunder & Watters, 2003). Este



modelo ha sido modificado y posteriormente aplicado en la última evaluación de navajuela en el Golfo de Arauco (Techeira *et al.*, 2015). Los datos de composiciones de tallas, desembarques y CPUE son analizados a través de un modelo estadístico de captura a la edad con datos en tallas denominado MODBENTO (Canales *et al.*, 2013).

El modelo de la dinámica poblacional fue programado en la plataforma AD Model Builder (Fournier *et al.*, 2012). Todos los códigos fuente y datos empleados en las evaluaciones serán debidamente documentados e informados detalladamente, incluyendo su versión digital, estableciéndose una numeración específica para cada versión. Cualquier modificación del modelo y/o de su correspondiente código será informado detalladamente en el informe respectivo, dejando constancia de todas las versiones que se emplearon hasta la fecha en que se emite el informe y definiendo específicamente la versión que se empleará en éste, para fines de revisiones posteriores.

Los principales supuestos del modelo edad-estructurado son; el stock de navajuela está constituido por sub-unidades de stock que son parte de un pool común (stock) dentro del Golfo de Arauco; la mortalidad natural es conocida y constante entre años y edades; el patrón de vulnerabilidad de los individuos es a la edad y sigue un modelo logístico, el modelo supone que la navajuela presenta en cada unidad de análisis un stock cerrado y una población compuesta por no más de 18 grupos de edades y por último, el reclutamiento (tercer año de edad) es el resultado del “desove” de conjunto de bancos vecinos y su sobrevivencia es modulada principalmente por cuestiones ambientales, lo que significa que los reclutamientos responden a procesos principalmente estocásticos donde la función stock-recluta es difusa.

Peso estadístico de la información.

La evaluación de stock se sustenta en el ajuste estadístico de un modelo a la información. Para tales efectos es necesario precisar el nivel de error que pudiese tener la información, destacándose que a menudo los resultados son condicionales a la escala de los desembarques que se consideren, así, a diferentes fuentes se les da distinto peso estadístico. Al respecto, las series de CPUE y desembarques fueron tratadas en escalas logarítmicas como variables aleatorias provenientes de una distribución normal con errores estándar de 0,15 y 0,05, respectivamente, mientras que las composiciones de tallas se modelan como una variable aleatoria discreta multinomial con tamaño de muestra efectivo $n=150$

Puntos Biológicos de Referencia.

Los puntos biológicos de referencia (PBR) para navajuela se estimaron a partir del proxy del RMS equivalente a un nivel de reducción de la biomasa desovante del 20% y 40% respecto de la biomasa desovante virginal ($\%BD/BDo$). Se uso el ($F_{40\%BD/BDo}$) recomendaciones usadas para este tipo de recursos (Caddy, 2004; Kiduff *et al.*, 2009).



5.1.3.3 Recurso taquilla (*Mulinia edulis*).

Área de estudio

La flota del Golfo de Arauco explota aproximadamente 31 zonas de pesca, para la captura de huego, navajuela y la almeja taquilla. En términos de distribución geográfica, se identifican zonas de extracción que han tenido operación continua en la serie histórica de desembarques (**Figura 17**).

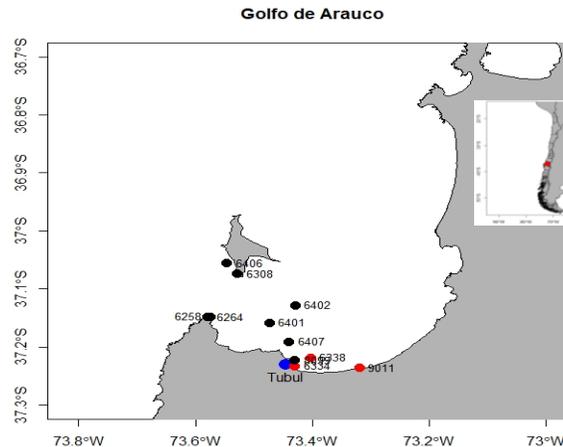


Figura 17. Golfo de Arauco en la Región del Biobío. Los puntos representan las procedencias reportadas en los desembarques de taquilla (*M. edulis*). En azul el puerto de Tubul y en rojo se muestran las procedencias seleccionadas para el presente informe.

Datos.

Para la evaluación indirecta de almeja taquilla en el Golfo de Arauco se contó con información de:

- Desembarque de 1998 al 2020, obtenidos de anuarios estadísticos del Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA).
- Capturas por procedencia de 2002 al 2020, obtenidas de monitoreo del desembarque del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).
- Composición de tallas del año 2002 al 2020, obtenidas de monitoreo IFOP.
- Rendimiento de pesca (CPUE) del año 2002 al 2020 obtenido de monitoreo IFOP.

Selección de procedencias.

La distribución espacial de los desembarques de taquilla en el Golfo de Arauco es en función de procedencias de pesca, por lo que de un año a otro se da el caso en que se deja de capturar en cierta procedencia y no se vuelve a reportar hasta años después o no se vuelve a capturar a esa procedencia, o que, como algunas procedencias son cercanas unas a otras, simplemente se reportan con los mismos nombres; por esta razón se seleccionaron procedencias que mostraron continuidad



en la operación de captura desde el inicio de los registros de desembarque hasta la actualidad o hasta por lo menos dos años anteriores.

Relación Longitud – peso.

Se determinó la relación longitud – peso para estimar los parámetros a y b y asignar pesos (W) a las tallas medias teóricas. Así mismo, se verificó el ajuste de los datos observados al modelo potencial.

$$W = aL^b$$

Donde:

W = peso de la almeja en gr.

a = constante de regresión.

L = Longitud valvar de la almeja en mm.

b = coeficiente de regresión.

mediante la linealización de la misma ecuación:

$$\log(W) = \log(a) + b * \log(L)$$

Posteriormente se estimaron los parámetros “ a ” y “ b ” del modelo, utilizando la función de regresión lineal simple.

Estructura de tallas.

Derivadas de monitoreo de IFOP, las tallas son muestreadas de los desembarques del puerto de Tubul, principal puerto de desembarque de almeja taquilla de las diferentes procedencias en el Golfo de Arauco.

Madurez sexual.

Se determinó la madurez sexual de la taquilla en el Golfo de Arauco mediante función logística de madurez (Restrepo & Watson 1991):

$$B_L = \frac{1}{1 + e^{(\alpha_1 + \alpha_2 L)}}$$

donde:

B_L = es la fracción de individuos maduros en cada clase de talla (L),

α_1 , α_2 = son los parámetros de la ecuación logística.

L = longitud de los individuos

Esta función fue ajustada a través del método no lineal por mínimos cuadrados a través de la subrutina de solver en Microsoft Excel 2016. Una vez obtenida la curva de madurez se identificó la talla a la cual el 100% de los individuos está maduro.



Parámetros biológicos

En la **Tabla 19** se muestran parámetros de crecimiento individual y mortalidad natural (M) de almeja taquilla en la Región del Biobío. Dada la variabilidad de los parámetros, se realizó un análisis con el Modelo de Crecimiento de Composición por Tallas (MCCT) desarrollado por Canales & Arana (2009), el cual consiste en realizar una descomposición modal de las estructuras de tallas (en este caso de los muestreos IFOP del 2002 al 2020), suponiendo que cada componente modal corresponde a un grupo de edad. El procedimiento consiste en identificar las distribuciones normales subyacentes en cada distribución de frecuencia analizada, tal como se realiza en el paquete computacional Elefan I (FAO, 2014). Lo anterior se programó en el software AD Model Builder (ADMB) utilizando el método de estimadores de máxima verosimilitud. Se tomó como caso base los parámetros de Jaramillo *et al.*, 1998 y las salidas siguientes fueron puestas como nuevas entradas (con algunas diferencias) hasta seleccionar los valores de entrada para el modelo de evaluación de la dinámica poblacional.

Tabla 19.

Parámetros de crecimiento de almeja taquilla (*Mulinia edulis*) en la Región del Biobío.

Lugar	L_{∞} (mm)	K (año ⁻¹)	t_0	M	Talla primera madurez	Método	Autor
Tubul	93,00	0,400	0,000	0,409	-	FCVB oscilación estacional	Jaramillo <i>et al.</i> , 1998
Cerro Verde	74,74	0,133	-0,025	0,57	35,84	FCVB	Jaramillo, 2008
Tubul	63,00	0,155	-0,078	0,61	35,85		

FCVB= Función de Crecimiento de Von Bertalanffy

Estandarización de la CPUE.

Para la obtención de un índice de abundancia estandarizado, se utilizaron modelos lineales generalizados (GLMs por sus siglas en inglés; McCullagh & Nelder, 1989) donde el valor esperado de la captura por hora de buceo (Kg/h buceo) que se supone explicada por un arreglo de factores siguiendo una combinación lineal.

Los factores a considerar pueden tener un impacto en el volumen de captura del recurso. Derivado del monitoreo IFOP en el Golfo de Arauco se consideraron los siguientes factores del año 2002 al 2019: i) Años de captura, ii) trimestre de cada año (se entiende como las estaciones anuales), iii) número de buzos, iv) profundidad y v) procedencias de pesca.

Se analizaron interacciones entre los factores mencionados y se utilizaron tres modelos de GLMs con diferente distribución y función de enlace, como son: distribución Gaussiana, con función de enlace normal (identity) y logarítmica; y la distribución Gamma, con función de enlace logarítmica.

Los GLMs siguieron la combinación lineal de la forma:

$$E(CPUE_{y,t,z,p}) = g^{-1}(cte + Ay + Tt + Bb + P1p + P2p + \sigma_{y,t,p})$$



Donde g es la función de enlace, A es el factor año, T el factor estacional (trimestre), B el número de buzos, $P1$ la profundidad, $P2$ la procedencia y σ es el error aleatorio.

Cabe mencionar que, para dimensionar correctamente los niveles de esfuerzo, y los eventuales rendimientos, en el tratamiento de los datos fue importante la diferenciación de los viajes mono-específicos en las operaciones de pesca de los buzos del Golfo de Arauco.

Modelo de evaluación.

Los datos de grupo y composición de tallas, peso a la talla, madurez sexual, desembarques y CPUE de taquilla son analizados para la evaluación indirecta del stock a través de un modelo estadístico de captura a la edad con datos en tallas denominado MODBENTO (Canales *et al.*, 2013), el cual fue programado en la plataforma AD Model Builder (Fournier *et al.*, 2012).

Los principales supuestos del modelo edad-estructurado son:

- La taquilla es parte de un pool común (stock) dentro del Golfo de Arauco y una población compuesta por no más de 21 grupos de edad.
- La mortalidad natural es conocida y constante entre años y edades.
- El patrón de vulnerabilidad de los individuos es a la edad y sigue un modelo logístico.
- El reclutamiento es el resultado del “desove” y su sobrevivencia es modulada, por el ambiente, es decir que los reclutamientos responden a procesos principalmente estocásticos donde la función stock-recluta es difusa.

Peso estadístico de la información.

La evaluación de stock se sustenta en el ajuste estadístico de un modelo a la información. Para tales efectos es necesario precisar el nivel de error que pudiese tener la información, destacándose que a menudo los resultados son condicionales a la escala de los desembarques que se consideren, fuente a los que se les da el mayor peso estadístico. Al respecto, las series de CPUE y desembarques fueron tratadas como provenientes de una distribución normal con errores estándar de 0,10 y 0,20, respectivamente, mientras que las composiciones de tallas se modelan como una variable aleatoria discreta multinomial.

5.1.3.4 Evaluación de estrategias de manejo en el Golfo de Arauco para apoyar la posible redefinición de objetivos del Plan de Manejo.

Las estrategias de manejo son atípicas en los Planes de Manejo Bentónicos en Chile, siendo la excepción el Plan de Manejo del Golfo de Arauco. En este Plan de Manejo, se ha establecido Límites de Extracción de Referencia (denominados LER), equivalentes a una “cuota anual” y cuyo valor fue estimado para cada uno de los recursos objetivos del Plan en el año 2014, con valores precautorios de F para cada recurso. Así, se puede asimilar la estrategia a una “captura constante”. Las estimaciones de biomasa iniciales se obtuvieron de un modelo de rendimiento por recluta asociado a las abundancias por recurso estimadas por una evaluación directa al inicio del Plan de Manejo. Siendo



necesario evaluar la estrategia de manejo en términos de la sostenibilidad de las pesquerías, se implementó un modelo operativo (MSE) a partir del modelo de evaluación Modbento.

Para este ejercicio, se evaluó para cada recurso la aplicación de su respectivo LER en escalas anuales y su desempeño se contrastó con una situación de $F=0$, de forma de evaluar con la medida de conservación más restrictiva del esfuerzo pesquero. El modelo operativo se programó en la plataforma ADMB, desde el modelo de estimación o base MODBENTO (Canales, 2013), optimizado por el investigador Sr. Luis Cubillos de la Universidad de Concepción.

5.1.4 Plan de Manejo de juliana, Región de Los Lagos.

5.1.4.1 Evaluación directa de almeja juliana (*Tawera gayi*).

El levantamiento de datos para la evaluación directa de la almeja juliana, fue encargada a los consultores ODivers Chile y Holon Investigación en recursos naturales, a través de la licitación ID: 1049-37-LE20 en la Plataforma Mercado Público (www.mercadopublico.cl). El informe de la evaluación con el detalle *in extenso* en el **ANEXO II** de este informe y los datos y cartografía en Anexo digital adjunto.

En términos generales, se realizó la evaluación de juliana en 8 bancos ubicados en Islas Desertores, mar interior de Chiloé, a saber: Quenac, Caguach, Alao, Apiao, Isla Chuit, Bajo Nihuel, Naranjo y Tirúa. Estos bancos han sido identificados como los que concentran la pesquería a través del Comité de Manejo y entrevistas a pescadores usuarios expertos. La distribución geográfica de los bancos evaluados se señala en la **Figura 18**.

Las actividades se efectuaron al amparo de la Pesca de Investigación R. Ex. N°E2021-041, que autorizó a Palma y Vergara Ltda., las actividades de evaluación directa en la zona de estudio. Estas se efectuaron entre los días 25 y 28 de febrero de 2021 (**Figura 19**).

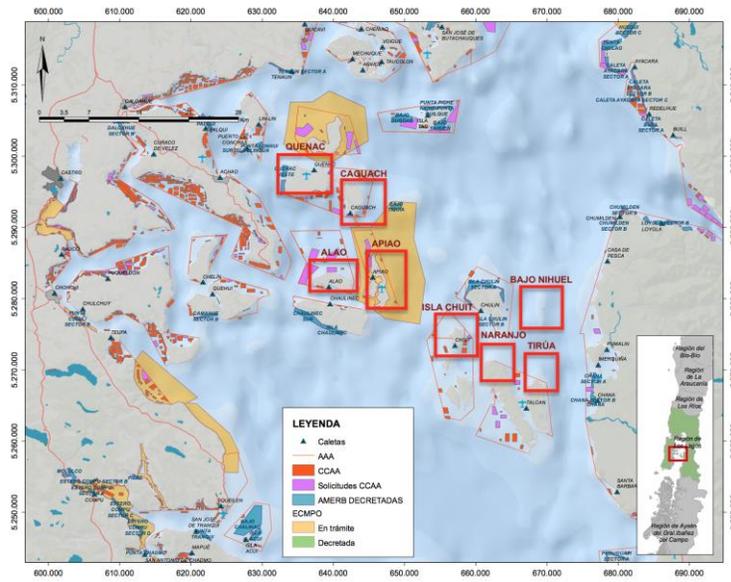


Figura 18. Distribuci3n de bancos de juliana evaluados a3o 2021.



Figura 19. Participaci3n y capacitaci3n pescadores artesanales en terreno (Foto archivo de proyecto).



Unidad de muestreo

La unidad de muestreo seleccionada corresponde a un cuadrante de 0,25 m², dimensiones que de acuerdo a Pringle (1984) permiten disminuir el error de estimación, a la vez que maximiza la eficiencia del muestreo. El procedimiento de evaluación submareal propuesto implica disponer 2 cuadrantes por cada punto de evaluación directa. La ubicación de los cuadrantes por punto de muestreo fué aleatoria, considerando una distancia de separación entre cuadrantes no inferior a 1 m.

Diseño de muestreo

Consistió en una grilla regular que asegura representatividad del proceso de distribución espacial de juliana en cada banco evaluado. La grilla utilizada y la separación entre puntos de muestreo fue similar a la utilizada durante la evaluación del año 2018. No obstante, en la presente evaluación se incluyeron los bancos de Caguach y Quenac que no fueron considerados el año 2018. Se destaca que en la elaboración de estas grillas de muestreo se consideró zonas con profundidades inferiores a 20 m, según los datos de profundidad obtenidos a partir de barridos hidroacústicos efectuados en la zona de estudio. En el caso de los bancos de Caguach y Quenac, dado que no habían sido evaluados previamente, fue necesario efectuar el barrido hidroacústico, que permitiera posteriormente generar una grilla de muestreo (**Figura 20**).

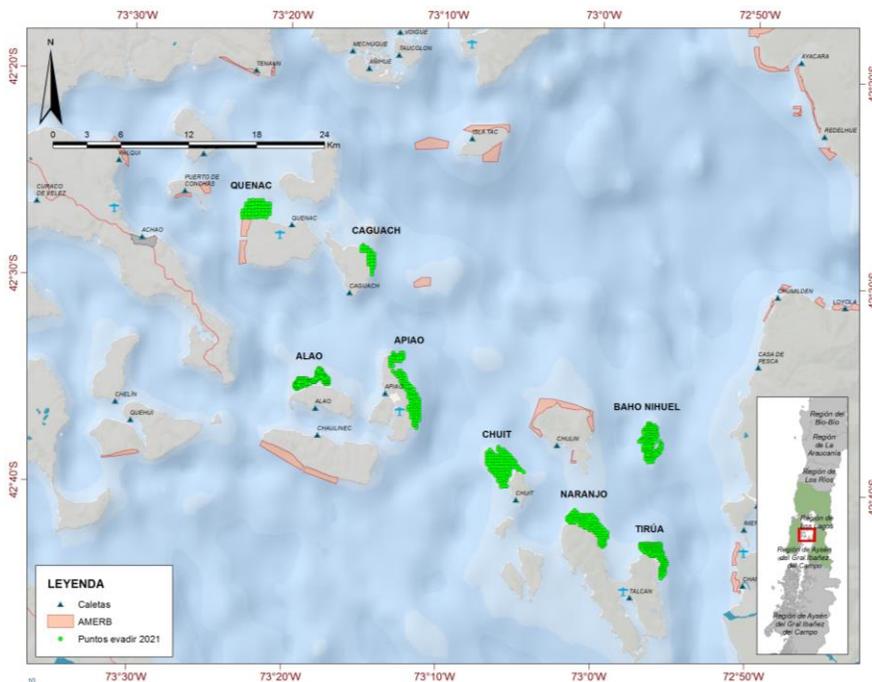


Figura 20 Zonas de barridos hidroacústicos en bancos de juliana evaluados.



Evaluación directa

Considerando la intensidad del diseño de muestreo propuesto, se consideró necesario el trabajo con un número de 2 a 3 embarcaciones de pescadores locales por banco, las que fueron seleccionadas en acuerdo con el Comité de Manejo de Juliana. De esta forma se trabajó con 2 a 3 equipos de terreno en forma simultánea, cada uno de los cuales estuvo compuesto por 1 embarcación, 1 tripulante, 1 capitán, 1 buzo técnico y 1 buzo mariscador. El trabajo en terreno implicó la subdivisión del área a evaluar en subzonas que fueron evaluadas a una tasa de 30 a 35 puntos de evaluación por equipo y día.

Las actividades de evaluación directa se realizaron privilegiando las mejores condiciones de calma y visibilidad en el submareal, lo que facilitó la identificación, conteo y extracción de los individuos presentes en las unidades de muestreo. Para ello, el equipo de trabajo incluyó profesionales en las cercanías del área de estudio, quienes estuvieron en contacto directo con pescadores locales durante todo el proyecto, lo cual permitió asegurar una respuesta rápida cuando se presentaron condiciones óptimas para evaluación.

En cada cuadrante de muestreo se registró: (i) la profundidad, (ii) el tipo de sustrato (e.g. arena gruesa, arena fina, fango, etc), (iii) la abundancia del recurso (Juliana), la abundancia de especies asociadas (e.g. Mollusca, Crustacea), además de la evaluación de la cobertura de aquellas especies secundarias cuyo recuento no resulte factible en el submareal (e.g. algas).

Se destaca que, con la finalidad de asegurar la validación de la información levantada desde el submareal, el recuento de individuos en cada unidad de muestreo estuvo a cargo exclusivamente de los buzos mariscadores. Los buzos especialistas que formaron parte del equipo técnico, fueron los encargados del registro de la información en tablillas de acrílico, del traspaso de los datos a las planillas electrónicas, del registro audiovisual y del muestreo biológico.

En el submareal el buzo mariscador dispuso la unidad de muestreo sobre el fondo, desde la cual extrajeron los individuos de Juliana presentes en cada unidad de muestreo (cuadrante de 0,25 m²). En la **Figura 21** se entrega una secuencia fotográfica de ejemplo del proceso de evaluación submareal realizado por el equipo de trabajo para Juliana en 2018.

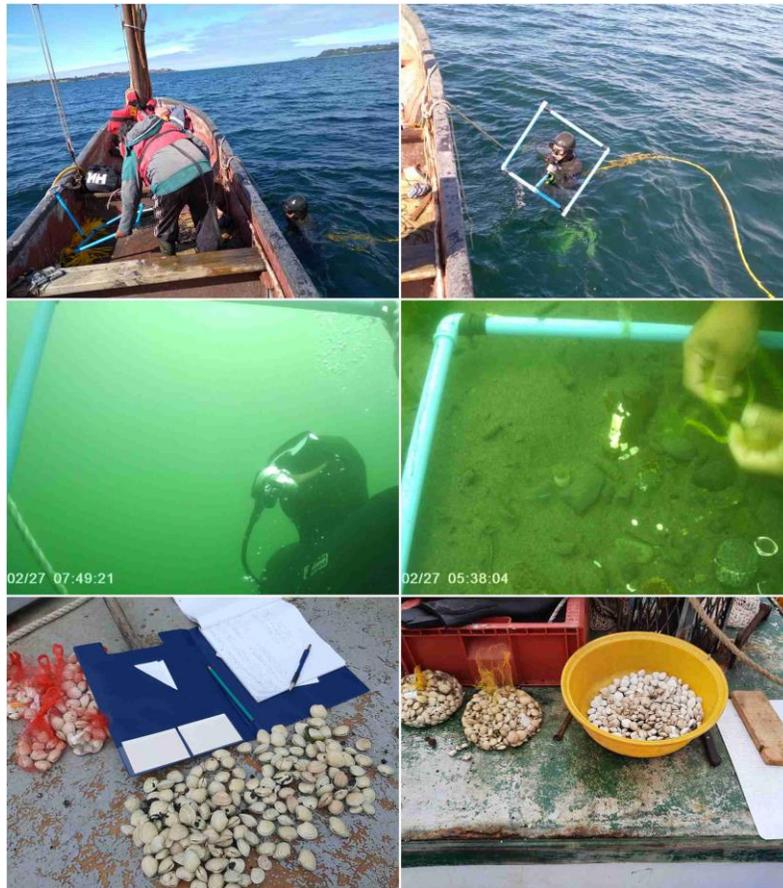


Figura 21. Proceso de evaluaci3n directa de juliana, a1o 2021.

Los registros submareales que ser3n obtenidos por cada unidad de muestreo corresponden a:

- Waypoint (X,Y en UTM)
- Profundidad (m)
- Tipo de sustrato (fango, arena fina, arena gruesa, conchilla, gravilla, bolones, planchones, canto rodado)
- N1mero de ejemplares de juliana en cuadrantes de 0,25 m²
- N1mero de individuos y cobertura de especies acompa1antes en cuadrantes de 0,25 m²

Como parte de las actividades de evaluaci3n, y como una forma de garantizar que las actividades efectuadas en el submareal se ejecutaran de acuerdo a los protocolos de evaluaci3n acordados, se obtuvieron registros audiovisuales submarinos (videos) para monitorear el desarrollo de las actividades de evaluaci3n submareal ejecutada por los buzos mariscadores participantes de la actividad. El proceso de grabaci3n submareal, se efectu3 mediante c3maras deportivas equipadas



con carcasas submarinas, las cuales fueron instaladas en la cabeza del buzo mariscador, de forma que no impidiera las maniobras de conteo. Este procedimiento, asegura que los recuentos de individuos se realicen exclusivamente dentro de cada una de las unidades de muestreo.

Muestreo biológico.

El muestreo poblacional de talla y peso de juliana se realizó a partir de los ejemplares recolectados por los buzos mariscadores durante la evaluación directa, tomando los debidos resguardos para identificar claramente la procedencia (Waypoint) de los individuos, con la finalidad de estimar diferencias espaciales en la estructura de tamaños. Durante esta actividad se puso especial atención en la identificación de zonas con presencia de fracción juvenil de la población.

Para asegurar la identificación de la zona de extracción, los individuos recolectados por cuadrante de muestreo fueron guardados en mallas debidamente etiquetadas, en las cuales se pudiera identificar claramente el punto de muestreo de donde se obtuvo la muestra y el número de GPS utilizado.

Para la obtención de las tallas y pesos, se utilizó un pié de metro de precisión 0,1 mm y una balanza de 0,1 g de precisión. Los ejemplares recolectados fueron pesados (peso húmedo) y medidos en playa.

Tratamiento de información.

Confección de planillas de datos.

Para asegurar la inexistencia de pérdidas de información, diariamente los buzos especialistas fotografiaron las tablillas de muestreo y traspasaron los datos de la evaluación directa y muestreo biológico a planillas MS Excel. Los datos ingresados por los buzos fueron enviados inmediatamente al equipo de trabajo de gabinete, quienes revisaron los datos de forma inmediata, resolviendo cualquier duda respecto de la información levantada, minimizando las pérdidas de información o la existencia de inconsistencias en los datos de terreno.

Depuración de bases de datos.

Las bases de datos fueron recibidas con frecuencia diaria y revisadas en términos de la consistencia de información, identificando la presencia de puntos atípicos en los registros de información mediante la construcción de BoxPlot. En el caso de detectarse información atípica o alejada de las tendencias centrales, se realizaron las consultas a los registros crudos de terreno (fotografías de las tablillas).

Descripción espacial de bancos de juliana.

Para la descripción de la estructura espacial de los bancos de juliana en la zona de estudio, se realizó la estimación del sustrato de distribución efectiva (SDE) mediante interpolación geoestadística utilizando un modelo bayesiano bajo una aproximación de Laplace Anidada Integral (INLA por sus siglas en inglés; Rue *et al.*, 2009) implementado en el programa estadístico R (R Core Team, 2021). El modelo bayesiano base puede ser descrito por la siguiente ecuación:



$$\pi(x, \Theta/y) = \frac{\pi(y/x, \Theta)\pi(x, \Theta)}{\pi(y)} \propto \pi(y/x, \Theta)\pi(x, \Theta)$$

donde $\pi(x, \Theta/y)$ representa la probabilidad condicional a *posterior* de un modelo, $\pi(y, x/\Theta)$ su verosimilitud, $\pi(x/\Theta)$ la probabilidad a *priori*, y $\pi(y)$ la verosimilitud marginal del un modelo, la cual es calculada por medio de una aproximación de Laplace, a diferencia de la inferencia bayesiana tradicional, en donde es estimada por medio de simulaciones de Cadena de Markov de Montecarlo (MCMC; Rue *et al.*, 2009, 2017).

Este método permite el ajuste de procesos espaciales jerárquicos complejos, en el cual tanto las observaciones como sus parámetros son considerandos como variables aleatorias, resultando en estimaciones más realistas, que consideran directamente la incertidumbre en la estimación de dichas variables (Rue *et al.*, 2009, 2017). A diferencia de aproximaciones tradicionales, no necesita el cálculo de variogramas empíricos, en los cuales la comparación de la varianzas de distintos modelos (e.g. modelo esférico vs modelo lineal) es problemática, y muchas veces careciendo de sentido. Además, permite el ajuste directo de modelos con variables respuesta no gaussianas (e.g. presencias/ausencias, cuentas, etc) por medio de la definición adecuada de una familia de distribuciones (e.g. *binomial*, *poisson*, etc.).

Para la estimación del SDE para cada banco de juliana se utilizó el método INLA para la variable regionalizada: presencia/ausencia, modelada como variable *binomial*. Para realizar este análisis, es necesario el cálculo de la estructura de la autocorrelación espacial entre cada posible punto dentro del área definida por cada banco. Para esto, se construyó una malla triangular, por el método de triangulación de Delaunay (Hjelle Daehlen, 2006), especificando a 100 m, el tamaño máximo de cada segmento de cada triángulo. Basados en esta malla, definimos una matriz de proyección para relacionar cada observación (presencias/ausencias) a un vértice de la malla (confiriendo así una estructura de vecindad para cada observación). Luego, para calcular la estructura de autocorrelación para las observaciones (basada en los vértices de la malla) se utilizó la ecuación diferencial estocástica parcial SPDE (por sus siglas en inglés) la cual es una solución matemática a la función de covarianza de Matérn (Lindgren *et al.*, 2011). Finalmente, para la delimitación del SDE se utilizó la superficie en donde la probabilidad de presencia interpolada (a una grilla de 5x5 m dentro del polígono de cada banco) varió entre el 55% y el 70% dependiendo del banco analizado.

Evaluación de estructura de tallas y relación longitud-peso.

La distribución de frecuencias de tamaños de los recursos objetivo fue analizada mediante la construcción de histogramas de frecuencia para el total de los bancos. El análisis implica la determinación de la proporción de individuos que representan la fracción sobre TML poblacional (ejemplares sobre la talla mínima de extracción legal).

Los datos de Longitud (L en mm) y Peso total húmedo (W en g) obtenidos a partir de las mediciones en terreno se utilizarán para estimar la relación longitud-peso, que se expresa según:

$$W = aL^b,$$



donde a y b representan el intercepto y pendiente de la función, respectivamente.

La distribución de frecuencias de tamaños fue analizada mediante el cálculo de la estadística básica por cada banco evaluado, determinándose adicionalmente la proporción de individuos que representan la fracción sobre TML poblacional (ejemplares sobre la talla mínima de extracción legal).

Estimación de Biomasa.

La de biomasa realizada por el equipo IFOP se realizó una expansión geométrica de la densidad media a la superficie de cada banco de juliana estimada con INLA, de forma de mantener un método estándar para la comparación de una serie histórica.

5.1.4.2 Evaluación indirecta de almeja juliana (*Tawera gayi*).

Dada la condición de información de la pesquería de la almeja juliana (*T. gayi*), se aplicó método para evaluación de pesquerías con datos limitados: LBSPR

Se considera que:

- i.- los bancos explotados y evaluados en las aguas interiores de la Región tienen un alto nivel de conectividad (Figuroa *et al.*, 2018) lo que permite su consideración como un stock unitario.
- ii.- la estructuras de tallas son representativas del conjunto de las procedencias de pesca de juliana de la Región de Los Lagos.
- iii.- los parámetros de crecimiento son descriptivos de las características de la especie
- iv.- la ojiva de madurez corresponde a la población y no tiene cambios en relación a las tallas en el tiempo, pero por una consideración precautoria se emplea el valor de $L_{m100\%}$

Según lo expuesto, se empleó el método de datos pobres basados en tallas LBSPR (Hordyk, 2015), detallado en numeral correspondiente al Plan de Manejo de recurso navajuela del Plan de Manejo de bahía Corral.

5.1.5 Plan de Manejo de machas, Región de Los Lagos.

Contexto metodológico.

Dada la condición de veda del recurso en las áreas de libre acceso, por un periodo de 10 años, la asesoría se efectúa a través de la realización de evaluaciones directas de los bancos y monitoreo de reclutamiento en playas identificadas de interés por el Comité de Manejo. Debido a las medidas restrictivas de traslado producto del Estado de Emergencia decretado en el país producto de la pandemia de Covid 19, el desarrollo de este objetivo considera resultados de 2 evaluaciones (dos bancos) postergadas en el contexto de la etapa 2019-2020 de este estudio y 4 evaluaciones (cuatro bancos) evaluados en el contexto del presente estudio.



Estos levantamientos de datos fueron licitados a dos empresas consultoras distintas, Palma & Vergara Ltda. en el periodo 2019-2020 y GEAM Ltda. en el periodo 2020-2021, distribuidas de la siguiente forma:

- Etapa 2019-2020 de este programa: bancos de Corcovado y Pucaihuén en la Comuna de Chaitén
- Etapa 2020-2021 de este programa, bancos de ColoColo, Mar Brava (Carelmapu), Godoy y Pangal, correspondientes a la Comuna de Maullín.

Las evaluaciones de la Comuna de Chaitén se desarrollaron bajo la Pesca de Investigación R. EX. N° E-2020-282 Fecha: 22/05/2020 y las evaluaciones de la Comuna de Maullín con la Pesca de Investigación R.Ex. 483 del 07 de febrero del 2021.

Los informes de cada consultor *in extenso* para cada periodo de evaluación se encuentra en el **ANEXO III** de este informe.

Se presentan las metodologías en resumen para levantamiento de datos y estimación de superficies de distribución para cada banco.

5.1.5.1 Recurso macha (*Mesodesma donacium*).

Zona de estudio.

La zona de estudio comprende sectores donde se ubican actualmente los principales bancos de macha en áreas de libre acceso de la Región de Los Lagos, localizados en las Comunas de Maullín y Carelmapu (**Figura 22**). El posicionamiento espacial de las playas, permitió la determinación de la longitud de cada una de éstas, información relevante para la planificación de las actividades de terreno.

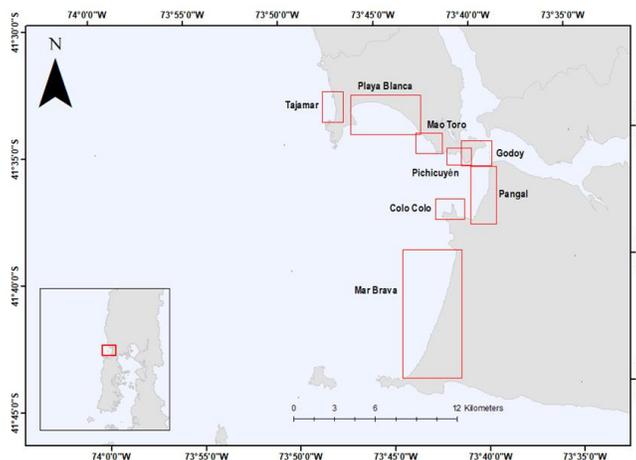


Figura 22. Playas con presencia de machas explotadas históricamente en la Comuna de Maullín, Región de Los Lagos.



Delimitación geográfica de cada población.

El procedimiento de evaluación contempló el posicionamiento regular de transectos perpendiculares a la línea de costa a una distancia de separación inferior a 100 metros (separación promedio entre 65 m y 67 m).

La unidad de muestreo básica utilizada estuvo compuesta por una transecta georreferenciada mediante GPS, dispuesta de manera perpendicular a la línea de costa, al interior de la cual se dispuso un total de 8 cuadrantes de 1 m² (2 cuadrantes a la altura del talón, 2 a la altura de la rodilla, 2 a la altura de la cadera, 2 a la altura del pecho). Durante la evaluación se puso especial atención en disponer los transectos a una distancia de separación inferior a 100 m.

La temporalidad del trabajo de campo consideró el levantamiento de los datos de la Comuna de Chaitén en el mes de noviembre de 2020 y en la Comuna de Maullín en el mes de febrero de 2021.

En ambos muestreos se tuvo especial precaución en la identificación de zonas de reclutamiento o zonas con presencia de la vernacularmente conocida “macha arroz”.

Trabajo de campo en franja de taloneo.

Para el proceso se organizaron cuadrillas de 4 pescadores y un técnico, quien fue el encargado del registro de información. • Cada pescador contó con un cuadrante de 1 m² y bolsas para la recolección de ejemplares. Cada técnico contó con 1 GPS, 1 cámara fotográfica digital, 1 tablilla de registro de información, plumón, bolsas y etiquetas plásticas o rollo de papel adhesivo (pegote) + distanciómetro láser. El trabajo en terreno fue realizado mediante transectos compuestos por 4 niveles, en cada uno de los cuales trabajó un pescador. Los niveles son: talón (1 pescador), rodilla (1 pescador), cintura (1 pescador), pecho (1 pescador).

Trabajo de pescadores.

Cada pescador dispuso 2 cuadrantes de 1 m² en el nivel que le correspondía y retiró el total de ejemplares la que encontró dentro de cada unidad de muestreo. Posteriormente, guardó el total de ejemplares encontrados en una bolsa por cada cuadrante, las que fueron entregadas al técnico a bordo de la plataforma de muestreo.

Trabajo del técnico.

El técnico equipado con GPS generó un Waypoint desde la orilla y estimó la distancia (en metros) a cada uno de los pescadores utilizando un medidor de distancia láser o distanciómetro. Se destaca que esta medición resulta de especial importancia para disminuir el error asociado al ancho de las zonas de evaluación y, por lo tanto, tiene un impacto directo en la determinación del sustrato de distribución efectiva de macha en cada una de las playas evaluadas. Adicionalmente, el técnico debía asegurar que siempre se totalizaran 8 cuadrantes por transecto muestreado, quien además recibía las bolsas con muestras de macha etiquetando cada bolsa recibida. La etiqueta debía contener los



siguientes datos: (1) Número de bolsa correlativo; (2) Número de GPS; (3) Número de Waypoint (WP); (4) Nivel de muestreo (talón, rodilla, cintura, pecho).

Muestreo biológico.

Las bolsas etiquetadas fueron analizadas en tierra. Las planillas de muestreo biológico indicaban la sigla correspondiente a cada bolsa marcada. Los ejemplares de *Mesodesma donacium* fueron medidos en su longitud anteroposterior con un pie de metro y pesados en balanza. La fauna acompañante fue identificada y contabilizada en playa y aquellos organismos que no eran identificables fueron fotografiados y preservados para su posterior identificación en laboratorio. Cada planilla de muestreo biológico debía indicar: fecha de muestreo, hora de muestreo, zona de evaluación, franja de evaluación (submareal/intermareal), nombre del técnico, N° de bolsa correlativo, N° de GPS, N° de WP, Nivel de muestreo (talón, rodilla, cintura, pecho), Longitud y Peso de los ejemplares.

Tratamiento de la información.

Para la descripción de la estructura espacial de los bancos de macha en la zona de estudio, se realizó la estimación del sustrato de distribución efectiva mediante Interpolación Geoestadística a través de un Kriging de Indicadores. El detalle del procedimiento de estimación del sustrato de distribución efectiva se basa en el ajuste de un modelo de distribución espacial para la variable regionalizada: presencia/ausencia de macha. El procedimiento metodológico extendido corresponde al presentado en el **ANEXO III** de este informe.

Muestreos del reclutamiento de los bancos de machas considerados en el estudio.

Elaboración de referencias no documentadas con usuarios calificados. Posteriormente a las capacitaciones en cada zona de estudio, se realizó una reunión con los taloneros participantes de la evaluación directa, a quienes se les solicitó su apoyo en la confección de cartas temáticas orientadas a identificar zonas de distribución actuales e históricas de reclutas (macha “arroz”) dentro del área de estudio. Las cartas producidas a través de este levantamiento responden a la solicitud de elaborar referencias no documentadas de dinámica espacio-temporal de los reclutamientos de macha que ocurren en cada banco.

Muestreo de zonas de reclutamiento

Dentro de cada zona identificada y georreferenciada, se realizó un muestreo con corer. Una vez enterrado, se procedió a levantar el corer, tapando el orificio superior de éste de forma manual. Posteriormente, el personal técnico cerró completamente el tubo, insertando el tapón superficial y la tapa base. Las muestras obtenidas fueron tamizadas en mallas de 1000 micras y analizadas en terreno para la determinación de la presencia y densidad de individuos recién asentados. El posicionamiento de los puntos de muestreo se realizó al azar dentro de las zonas identificadas en cada banco, los cuales fueron georreferenciados mediante GPS. (**Figura 23**).

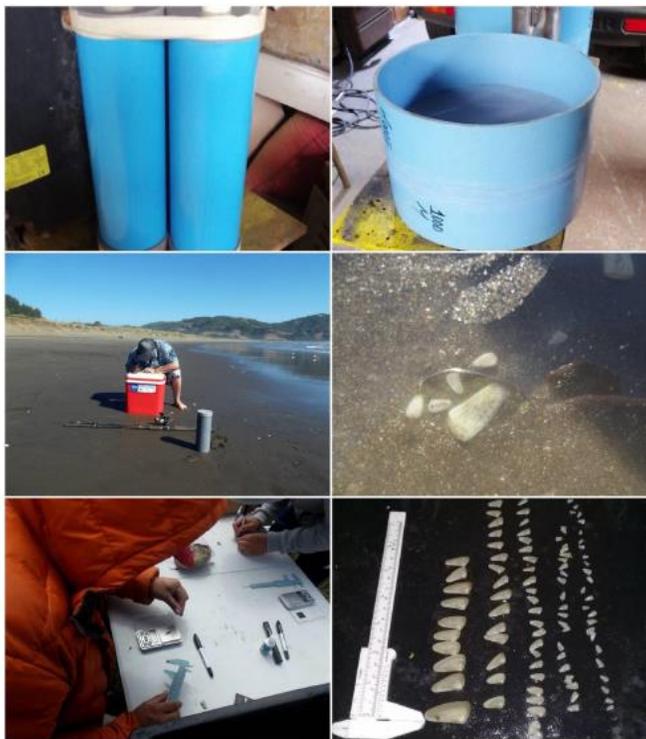


Figura 23. Corer empleado para el muestreo de individuos reclutas de macha (*M. donacium*).

Cuantificaci3n del reclutamiento en los bancos muestreados.

El an3lisis de los corer estuvo orientado a determinar los indicadores de presencia y densidad por punto de muestreo. El conteo especfico de reclutas de macha por corer, permiti3 observar la ubicaci3n de la fracci3n juvenil en los distintos sectores evaluados del 3rea de estudio, e identificar la distribuci3n geogr3fica de los mayores focos de abundancia de reclutas. Los resultados de la determinaci3n de densidad y abundancia de reclutas de macha son resumidos en un SIG.

Cuantificaci3n de abundancia.

Adem3s de las estimaciones de abundancia en n3mero y/o biomasa presentada por lo consultores, a trav3s de m3todos geostatsticos, se estimaron en forma est3ndar a trav3s de la extrapolaci3n de las densidades medias a las superficies de distribuci3n, a trav3s de la expansi3n a la abundancia total de las estructuras de tallas y sus respectivos pesos medios, obtenidos en forma local, de acuerdo a lo se3alado en el punto correspondiente a la estimaci3n de biomasa de los recursos huepo y navajuela de bahía Corral.



5.1.5.2 Revisión de referencias de AMERB para el recurso.

Dada la situación de veda del recurso macha por 10 años, desde el año 2015, y la consiguiente ausencia de monitoreo del recurso, las evaluaciones directas realizadas en algunos de los bancos considerados en el Plan de Manejo del recurso carecen de referencias del estado de la población.

De forma de tener un contraste de la información levantada, se realizó una compilación de los bancos del recurso bajo régimen de AMERB, de forma de comparar indicadores poblacionales con bancos en operación.

5.1.6 Plan de Manejo de pulpo del sur, Región de Los Lagos.

5.1.6.1 Recurso pulpo del sur (*Enteroctopus megalocyathus*).

Área de estudio.

La pesquería de pulpo del sur, se desarrolla en la Región de los Lagos en un total de 241 procedencias históricas registradas en el Monitoreo Pesquero que realiza IFOP (**Figura 24**). Esta zona geográfica se caracteriza por una gama de regímenes de marea y por sus aportes de agua dulce productos de deshielos, ríos y lluvias (Dávila *et al.* 2002).

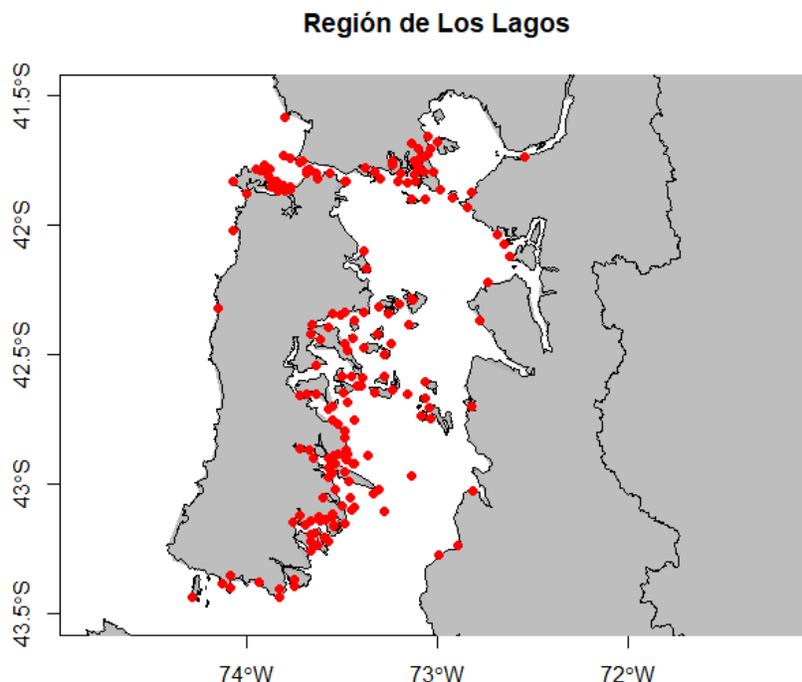


Figura 24. Procedencias (en rojo) de captura de pulpo del sur (*E. megalocyathus*) reportadas en la Región de Los Lagos de 1996 al 2020. Monitoreo Seguimiento Bentónico (IFOP).



Datos.

Para la evaluación indirecta de pulpo del sur en la Región de Los Lagos se contó con la siguiente información:

- Desembarque de 1991 al 2020, derivados de anuarios estadísticos del Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA).
- Monitoreo del desembarque por procedencia de 1996 al 2020, obtenidas del Monitoreo del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).
- Rendimiento de pesca (CPUE) desde 1996 a 2020, obtenido de monitoreo IFOP.
- Promedio mensual de la temperatura superficial del mar (TSM) de toda el área de estudio de 1996 al 2019 derivada de percepción remota disponibles en la página de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA, por sus siglas en inglés) (Kalnay *et al.*, 1996).

Desarrollo y evolución de la pesquería

Para poner en contexto el tipo de evaluación que se llevó a cabo, se hace una descripción del desarrollo de la pesquería de pulpo del sur (*E. megalocyathus*) en los distintos puertos de la Región de Los Lagos.

Selección de procedencias.

La distribución espacial de los desembarques de pulpo del sur es en función de procedencias de captura. Estas procedencias no han sido constantes a lo largo de la historia de captura de pulpo, por lo que se dan los casos que de un año a otro se deja de capturar en cierta procedencia y no se vuelve a reportar hasta años después. Otro caso común es que se capturó en cierta procedencia un año y ya no se volvió a capturar ahí nunca más, o que, como algunas procedencias son cercanas a otras, simplemente se reportan con los mismos nombres. Por las razones anteriores, se seleccionaron las procedencias que mostraron continuidad en la operación de captura los últimos 10 años.

Estandarización de la CPUE .

Para la obtención de un índice de abundancia estandarizado, se utilizaron modelos lineales generalizados (GLMs por sus siglas en inglés; McCullagh & Nelder, 1989) donde el valor esperado de la captura por hora de buceo (Kg/h buceo) se supone explicada por un arreglo de factores siguiendo una combinación lineal.

Los factores a considerar deben tener un impacto en el volumen de captura del recurso. Derivado del monitoreo IFOP en La Región de Los Lagos se cuentan con los siguientes factores de 1998 al 2020: Años de captura, trimestre de cada año (que es entendido como las estaciones anuales), número de buzos, profundidad, procedencias y la temperatura superficial de mar (TSM).



Se analizaron interacciones entre los factores mencionados y se utilizaron exploraron tres modelos de GLMs con diferente distribución y función de enlace como son: Gaussiana, con función de enlace normal (identity) y logarítmica; y Gamma, con función de enlace logarítmica).

Los modelos GLMs siguieron la combinación lineal de la forma:

$$E(CPUE_{y,t,z,p}) = g^{-1}(cte + Ay + Tt + Bb + P1p + P2p + Tm + \sigma_{y,t,p,z})$$

Donde g es la función de enlace, A es el factor año, T el factor estacional (trimestre), B el número de buzos, $P1$ la profundidad, $P2$ la procedencia, Tm la temperatura superficial del mar en el área y σ es el error aleatorio.

La serie de CPUE se generó para la globalidad de la Región de Los Lagos y por cada zona de evaluación propuesta en este estudio. Así mismo, para dimensionar correctamente los niveles de esfuerzo, y los eventuales rendimientos, en el tratamiento de los datos se diferenciaron los viajes monoespecíficos en el registro de la operación extractiva ya que el recurso, en una proporción de los registros, es objetivo de pesca con otros tales como culengue, caracol negro, navajuela, choro y chorito entre otros.

Modelo de evaluación.

La evaluación indirecta de pulpo del sur se realizó por total regional como primera aproximación y por zona implementando el modelo de producción generalizado de Pella – Tomlinson (1969):

$$B_{y+1} = B_{y-1} + \frac{r}{p} B_{y-1} \left(1 - \left(\frac{B_{y-1}}{K} \right)^p \right) - C_{y-1}$$

Donde B_y es la biomasa al inicio de cada año, r la tasa intrínseca de crecimiento poblacional, K la capacidad de carga del ambiente, p la forma de la función de producción que se asume mayor a 1 (si es igual a 1, es equivalente al modelo de Schaefer y si tiende a 0 al de Fox) y C_y son los desembarques totales.

El modelo es ajustado minimizando el logaritmo negativo de la verosimilitud:

$$\log L = [0.5n \log (2\pi)] + n \log \sigma + \frac{\sum (\log I_t - \log \hat{I}_t)^2}{2\sigma^2}$$

donde: $\hat{I}_t = qB_t$ es el índice de biomasa ajustado.



El modelo consta de cuatro parámetros a estimar (r , K , q y σ) y dos opcionales (q y p). Así mismo se determinaron puntos de referencia estándar para la pesquería como son el rendimiento máximo sostenible (RMS) y la biomasa al RMS (Brms), de la forma:

$$RMS = rK \left(\frac{1}{1+p} \right)^{\frac{1}{p}+1}$$

$$Brms = K \left(\frac{1}{1+p} \right)^{\frac{1}{p}}$$

Donde los parámetros r , K y p son los determinados por la ecuación de Pella – Tomlinson mencionado anteriormente. También se ajustó el modelo de Schaefer (1954, haciendo $p=1$) y se comparó con el modelo de Pella-Tomlinson utilizando el Criterio de Información de Akaike (AIC, por sus siglas en inglés, 1973):

$$AIC = -2\ln(L_{max} + 2p)$$

Donde el primer término representa el logaritmo negativo de la verosimilitud y p el número de parámetros incluidos en el modelo.

5.1.7 Plan de Manejo de bahía Chasco.

5.1.7.1 Recurso huiro flotador (*Macrocistys pyrifera*).

Contexto.

Para el recurso huiro flotador (*Macrocistys pyrifera*) de bahía Chasco (27°40'S-71°00'O), se realizaron las evaluaciones directas de las estaciones de otoño, invierno y primavera del año 2020 y verano y otoño del año 2021. En estas evaluaciones se dio continuidad al método y diseño de muestreo de las estaciones de invierno y primavera del año 2017 y verano del año 2018.

La realización de los muestreos fue subcontratada a la empresa Ecoadvice para los muestreos del año 2020 y a la consultora HPMar el año 2021, en los cuales el método de evaluación, que fue supervisado *in situ* por personal de IFOP, se desarrolló de la siguiente forma:

Área de muestreo.

Se corroboró *in situ*, en cada una de las evaluaciones, la permanencia y las dimensiones de los 3 parches identificados en el periodo anterior de este programa de investigación. De la misma forma, se realizó el muestreo disponiendo las unidades muestrales en las mismas coordenadas geográficas y asimut registrados en el muestreo señalado, como gráficamente se muestra en la **Figura 25**.

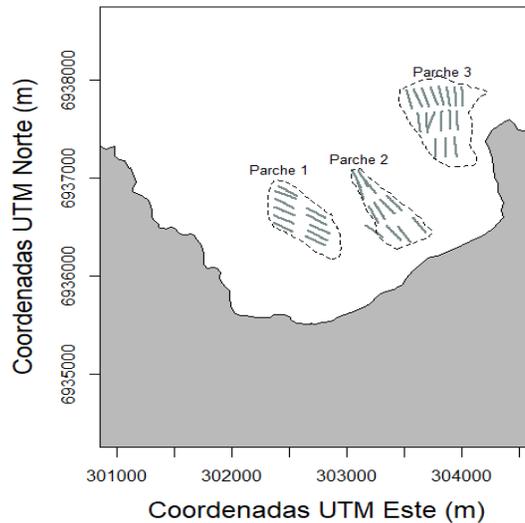


Figura 25. Distribución de unidades muestrales (transectas de 200 m) en bahía Chasco. Otoño, invierno y primavera 2020, verano 2021 y otoño 2021 .

Estimación de la densidad de huiro flotador.

Para la estimación de la densidad de algas en el Plan de Manejo de bahía Chascos se realizó un muestreo sistemático, disponiendo en cada parche delimitado previamente, transectos de 200 m de longitud, cada transecto estuvo dividido en 20 estaciones de 20 m².

Se estimó la densidad por parche y promedio (ind./m²), el promedio se calculó como la media ponderada de las densidades registradas en los diferentes parches (o áreas) en donde se observa la ocurrencia de la especie en evaluación (huiro flotador). La utilización de este estimador considerar la posibilidad de una distribución diferencial de la especie principal en cada parche presente en la pradera, puesto que la ocurrencia de la especie está asociada un determinado tipo de superficie efectiva.

Los algoritmos que definen la densidad son:

dónde:

$$A = \sum_{i=1}^m A_{hi} \qquad \hat{D}_p = \sum_{h=1}^H \frac{A_h}{A} \hat{D}_h \qquad \hat{D}_h = \frac{1}{k_h} \sum_{i=1}^k D_{hi}$$

A: superficie total estimada

\hat{D}_p : Estimador de la densidad promedio en el total de la superficie estimada

Ah: área del parche h



\widehat{D}_h : Densidad promedio estimada en el parche h

D_{hi} : Densidad promedio en el transecto "i" del parche h

k_h : Número de transectos muestreados en el parche h (o sub-área).

La varianza de la densidad promedio es:

$$\hat{v}[\widehat{D}_p] = \sum_{h=1}^H \frac{A_h^2}{A^2} \hat{v}[\widehat{D}_h]$$

La varianza de la densidad promedio al interior de un parche h es:

$$\hat{v}[\widehat{D}_h] = \frac{1}{K-1} \sum_{i=1}^{n_h} \left[\frac{A_{hi}}{A_h} \widehat{D}_{hi} - \widehat{D}_h \right]^2$$

Estructura de tamaños (longitud máxima del estipe principal).

Se construyó la estructura de tallas de plantas de la pradera. La longitud máxima del estipe principal de la planta está definida como distancia desde la base del disco de fijación hasta el ápice. El muestreo consistió en medir la longitud máxima del estipe principal, bajo el agua, de las plantas presentes en 60 m² por transecto, distribuidas en tres estaciones (inicial, medio y final de cada transecto).

Estimación de Biomasa.

Se realizó una estimación de forma directa, a través de un muestreo destructivo, muestreando cuadrantes de 1m², cada 10 m a lo largo de 14 transectos de 200 m distribuidos en los 3 parches indentificados en el muestreo.

Estimación geoestadística de la abundancia.

Las técnicas de análisis geoestadístico son apropiadas para describir la distribución espacial de variables regionalizadas, incluidas especies marinas sésiles. Una propiedad importante de este método, es que supone que la variable medida localmente (densidad poblacional) es de tipo aleatorio y, por lo tanto, se puede dar cuenta rigurosamente del error en la determinación de la variable local. La estimación geoestadística se basa en la correlación espacial entre los datos en lugar de evitarla, como en el caso de un muestreo aleatorio, y permite obtener resultados insesgados prácticamente desde cualquier tipo de diseño muestral (Conan, 1985; Petitgas, 1996). No obstante, se obtiene una mayor precisión al aplicar este tipo de análisis bajo estrategias de muestreo de tipo regular (Conan, 1985), como es el caso de este estudio. Las estimaciones locales de densidad obtenidas durante la prospección fueron consideradas como una representación muestral del proceso aleatorio subyacente (Gorny *et al.* 2002).



Los métodos presentados en este Reporte Técnico, fueron utilizados para estimar abundancia mediante la integración a través de la grilla generada por kriging dentro de un polígono que define el área de distribución de las praderas en la bahía de Chasco (polígonos de estimación o parches de distribución del recurso).

El enfoque para estimar la biomasa, incluidos datos positivo y negativos de densidad, considera la teoría de que una variable positiva con un pico de probabilidad en cero (Aitchison, 1955). En segundo lugar, se reproduce el modelo estadístico de Ribeiro *et al.* (2003), válida únicamente para observaciones positivas de densidad, y desarrollar una propuesta para introducir fuentes de la dependencia aparte de la proximidad espacial. En tercer lugar, se utiliza una metodología para estimar el área efectiva de las poblaciones utilizando una presencia / ausencia de los datos completos y un modelo lineal generalizado espacial de Christensen (2004).

La densidad promedio y abundancia fueron determinadas mediante la metodología de interpolación geoestadística Kriging Ordinario (Goovaerts, 1997). El procedimiento de interpolación óptima o Kriging se basa en el ajuste de un modelo de distribución espacial de un determinado atributo para una variable regionalizada (georreferenciada en coordenadas UTM), el cual recibe el nombre de variograma. La expresión del variograma experimental, sobre el cual se realiza la modelación geoestadística es la siguiente:

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

donde $z(x_i)$ representa los valores muestrales de la variable regionalizada y $N(h)$ es el número de pares de datos separados por una distancia h .

Una vez calculado el modelo que alcance un mejor ajuste del variograma (lineal, esférico, exponencial u otro) y evaluada la existencia de anisotropía en la modelación, se realizó la interpolación de los valores modelados sobre una grilla predefinida de puntos en el espacio (nodos) a través de una combinación lineal de los indicadores muestrales cercanos, a saber:

$$z^*(x_i) = \sum_{i=1}^n w_i * z(x_i)$$

donde $z^*(x_i)$ es el valor estimado de la variable regionalizada mediante el modelo seleccionado, $z(x_i)$ es el valor muestral, w_i representa la ponderación de la combinación lineal de los valores muestrales utilizada en la predicción (modelo) y n es el número de puntos de interpolación (nodos).

En términos del modelo de variograma modelado ($\gamma^*(ij)$), el sistema de kriging ordinario puede ser escrito como:

$$\sum_{j=1}^n w_j \gamma^*(ij) - \mu = \gamma^*(i0) \quad \forall i = 1, \dots, n$$



donde γ^* representa el parámetro de Langrange (Isaaks & Srivastava, 1989), valor introducido como parte del algoritmo de minimización de la varianza del error de estimación para generar la condición de estimador insesgado:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1$$

Así, en el procedimiento Kriging los pesos de las ponderaciones son determinados de tal manera que el estimador resultante es insesgado y minimiza la estimación de la varianza. En la interpolación geoestadística se utilizó una grilla de nodos definidos cada 5 a 10 m y un radio de búsqueda ilimitado. Para la definición del polígono de distribución de la especie se utilizó exclusivamente los cuadrantes con presencia relevante de la misma.

5.1.7.2 Evaluación de alternativas de manejo para *M. pyrifera* en Plan de Manejo de bahía Chascos.

Se propone para el Plan de Manejo de *M. Pyrifera* de bahía Chascos, en consideración a:

- Tipo de monitoreo.
- Acuerdos para el manejo explícitos en el Plan de Manejo.
- Vinculación entre el monitoreo – evaluación y estrategia de manejo.
- Propuesta de un punto de referencia.

Esta propuesta se basa en la integración de las evaluaciones estacionales de biomasa de la fase del ciclo de vida expuesto a la pesquería, incrementos estacionales y periódicos de biomasa, tallas y densidades.

5.1.8 Plan de Manejo de algas pardas de la Región de Atacama.

El contexto de este objetivo es la evaluación indirecta de tres sitios representativos de recursos huiro negro (*Lessonia berteroana*) y huiro palo (*Lessonia trabeculata*), en tres localidades de la Región de Atacama .

En etapas previas de este resultado del objetivo, se ha aplicado un método de datos pobres para la implementación de un modelo de producción, en base a los desembarques, que ha dejado en evidencia la necesidad de un predictor de abundancia. Lo anterior a evidenciado la situación de carencia de información, dadas la situación de gestión de la pesquería, que se caracteriza por:

- i.- ausencia de un monitoreo biológico pesquero que permita la construcción de un estimador de tipo CPUE.
- ii.- desembarques oficiales que no permiten la distinción entre alga varada (equivalente a una fracción de la mortalidad natural) y la remoción activa desde las praderas.



iii.- imposibilidad de distinguir los orígenes del desembarque (varado o remoción activa) desde las estadísticas oficiales.

iv.- categoría de visaciones de pesca de recolector de orilla, que además de recolección de varado realiza en forma indistintiva recolección activa.

v.- visaciones de pesca sin una unidad temporal asociada por el SERNAPESCA que permita un estimador de rendimiento.

En consideración a lo anterior, durante este estudio se realizó un levantamiento de datos en tres localidades para huiro negro y huiro palo en la Región de Atacama, de forma de tener un indicador de biomasa que de continuidad a las evaluaciones directas previas realizadas por estudios anteriores, de diversas fuentes de financiamiento.

Así, el método y resultados para las macroalgas pardas huiro negro y huiro flotador en este objetivo, restringidos a la Región de Atacama por financiamiento, y logística, dan cuenta del establecimiento de las estaciones de monitoreo de variables poblacionales a través de evaluaciones directas, del modelado con la información de desembarques actualizada, con el indicador de abundancia poblacional obtenido desde las evaluaciones y los distintos escenarios de resiliencia simulados.

5.1.8.1 Recurso huiro negro (*Lessonia berteroana*) y Recurso huiro palo (*Lessonia trabeculata*).

Área de estudio.

El área de estudio corresponde a la Región de Atacama en específico áreas donde se han realizado históricamente evaluaciones directas, cercanas a caletas de desembarque. En la **Figura 26** se muestran los puertos y caletas donde se ha reportado desembarque de huiro negro y huiro palo en la Región de Atacama.

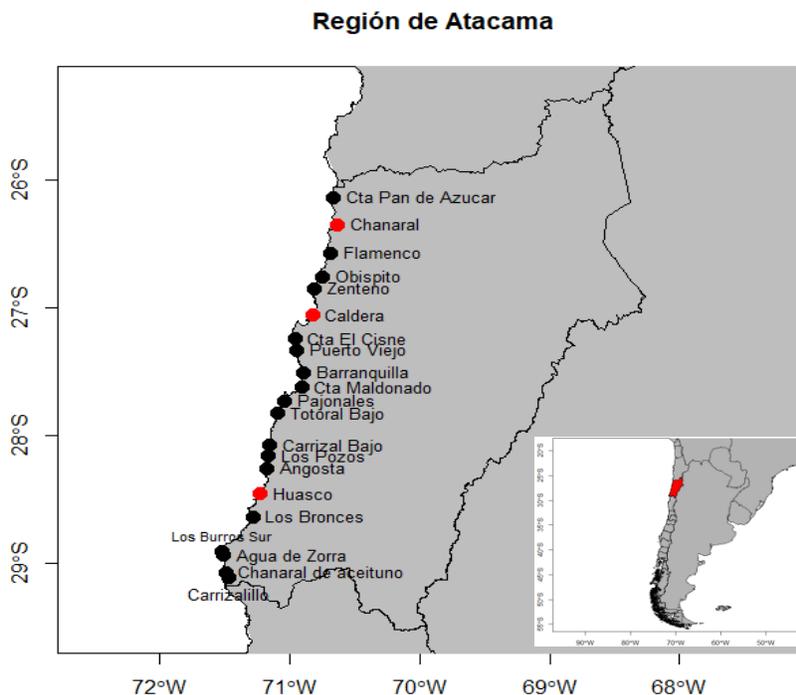


Figura 26. Caletas (negro) y puertos (rojo) donde se han reportado desembarque de Huiro negro y huiro palo en la Regi3n de Atacama.

Informaci3n disponible.

Para la selecci3n de los lugares que se establecer3n como puntos de monitoreo, se consider3 la siguiente informaci3n:

- Desembarque regional de anuarios estadísticos de SERNAPESCA de 1980 al 2020 para huiro negro y del 2000 al 2020 para huiro palo.
- Informaci3n de evaluaciones directas provenientes de proyectos FIPA del 2000 al 2020.
- Encuestas a usuarios de la pesquería realizadas en el ańo 2017 a lo largo de la costa de la Regi3n de Atacama.
- Resultados de las zonas evaluadas *in situ* en la etapa del proyecto del periodo 2019 – 2020.

El informe de consultor para las evaluaciones directas de macroalgas del ańo 2020 se entrega en el **ANEXO IV**.

Selecci3n de estaciones de monitoreo (evaluaciones poblacionales).

Las consideraciones para el establecimiento de las estaciones y/o praderas a evaluar, se consideraron como criterios:



- 1) Que el desembarque en cada caleta es una señal de respuesta de la abundancia de los sectores (praderas, huirales o partes de ellas) cercanos.
- 2) Que el desembarque en un puerto o caleta cercanos, por cercanía, debiesen tener una respuesta similar a la actividad extractiva y recolectora.
- 3) Que es posible la asimilación de las evaluaciones históricas a una serie de estimadores útil para su empleo como predictores de abundancia.
- 4) Que la proporción del desembarque reportado como buceo se ha mantenido a lo largo de la historia de la pesquería de Huiro negro en la Región.

Mediante la revisión de estudios FIPA, en donde se hicieron evaluaciones directas cercanas a las caletas de desembarque, se identificaron las distintas zonas de evaluación generando matrices de conocimiento que permitieran identificar zonas geográficas con una serie histórica de datos de abundancia *in situ*, como señal de abundancia poblacional. Se seleccionaron las caletas que cumplieran las siguientes condiciones: i) que haya solo una caleta cerca o dentro del área evaluada delimitada en el FIPA y ii) que en esas mismas áreas delimitadas por los FIPA existan, al menos, dos evaluaciones de diferentes años, con el fin de tener una señal de variación de la abundancia de la zona.

Para poner en contexto el tipo de evaluación que se llevó a cabo, se hace una descripción del desarrollo de la pesquería de algas de la Región de Atacama, así como una revisión sobre las metodologías utilizadas en evaluaciones de algas pardas en Chile y en el mundo.

En los datos descritos en la sección anterior, se identificaron las tendencias y puntos (o años) característicos en la historia de la pesquería de cada especie.

Con la información de los desembarques regionales y por caleta de Huiro negro se determinó la proporción anual y por caleta de cada tipo de desembarque (recolección de orilla (RO) y extracción activa o buceo), es decir:

$$P_b = \frac{\sum_{i=0}^n \frac{DB}{DT}}{n}$$

Donde:

P_b = proporción total que representa la remoción activa (buceo).

DB = desembarque reportado como buceo regional.

DT = desembarque total regional.

n = número de años disponible con la información de DB y DT.

La evaluación indirecta de huiro negro y huiro palo se llevó a cabo en escalas espaciales asociadas a caletas, para cuya selección se consideró:



iii) que la proporción del desembarque reportado como buceo se ha mantenido a lo largo de la historia de la pesquería de Huiro negro en la Región. En caso que la serie temporal de los desembarques de la zona asociada a la caleta seleccionada no estaba completa, se empleó el promedio de la proporción de buceo de la misma caleta.

Mediante la revisión de estudios FIPA, en donde se hicieron evaluaciones directas cercanas a las caletas de desembarque, se identificaron las distintas zonas de evaluación generando matrices de conocimiento que permitieran identificar zonas geográficas con una serie histórica de datos de abundancia *in situ*, como señal de abundancia poblacional. Se seleccionaron las caletas que cumplieran las siguientes condiciones:

- i) que haya una caleta cerca o dentro del área evaluada delimitada en el FIPA
- ii) que en esas mismas áreas delimitadas por los FIPA existan, al menos, dos evaluaciones directas de diferentes años previos, con el fin de tener una señal de explotación de la abundancia del área.
- iii) que la proporción del desembarque reportado como buceo se ha mantenido a lo largo de la historia de la pesquería de Huiro negro en la Región. En caso que la serie temporal de los desembarques de la zona asociada a la caleta seleccionada no estaba completa, se empleó el promedio de la proporción de buceo de la misma caleta.

Debido a la ausencia de modelos *ad hoc* para modelar la dinámica de las poblaciones de macroalgas, se consideró el empleo de un modelo de producción excedentaria (Schaeffer, 1954), asumiendo que el comportamiento poblacional de huiro negro y huiro palo puede ser descrita por este tipo de modelo, que considera al crecimiento de la población de tipo logístico, permitiendo estimar una tasa de crecimiento y capacidad de carga con parámetros que para cada población en particular, asumiendo que las variables tradicionales que definen las dinámica, como la mortalidad natural, reclutamiento, densodependencia y/o variables ambientales, entre otras, están asumidas en los parámetros que permiten la construcción de la función: tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r) y la capacidad de carga del sistema (k).

La información disponible de tallas y capturas, aparecen como la disponible a utilizar en metodologías de data pobre, que permitan tener una aproximación con supuestos y relaciones invariantes, en ausencia de una metodología que integre mayores piezas de información. Así, *a priori*, con información de las capturas y como señal de agotamiento las estimaciones de abundancias obtenidas de las evaluaciones directas, se consideró el método de Froese *et al.* (2017), llamado CMSY, basado en la obtención de los parámetros de dinámica poblacional del modelo de producción de Schaeffer, a través de los datos históricos de captura y señales de abundancia complementaria como CPUE y Biomasa total, ocupada en este caso.

La descripción del modelo expuesta por Froese (2017), considera que una serie temporal de capturas puede verse como una secuencia de rendimientos producidos por la biomasa disponible con una productividad dada. Si se conocen dos de las tres variables, rendimiento, biomasa y productividad, entonces se puede estimar la tercera. Los modelos de producción típicos, como el de Schaefer (1954), usan series temporales de captura y abundancia para estimar la productividad. En cambio, el método



CMSY utiliza la captura y la productividad para estimar la biomasa, proporcionando avances sustanciales al método Catch-MSY de Martell & Froese (2013), que se centra en la estimación del rendimiento máximo sostenible (RMS). CMSY estima los puntos de referencia de la biomasa, la tasa de explotación y el RMS a partir de los datos de captura y la resiliencia de la especie. Los rangos probables para la tasa intrínseca máxima de aumento de la población (r) y para el tamaño de la población no explotada o la capacidad de carga (k) se filtran con un enfoque de Monte Carlo para detectar pares r - k "viables". Un par de parámetros se considera "viable" si las correspondientes trayectorias de biomasa calculadas con un modelo de producción son compatibles con las capturas observadas, en el sentido de que la biomasa pronosticada no se vuelve negativa y es compatible con las estimaciones previas de los intervalos de biomasa relativa para el inicio y el final de las respectivas series temporales. En estas condiciones, un gráfico de pares de r - k viables generalmente da como resultado una nube de forma triangular en el espacio de registro. El algoritmo Catch-MSY (Martell & Froese, 2013) se diseñó para seleccionar el par de r - k más probable como la media geométrica de esta distribución. CMSY difiere del método Catch-MSY buscando la r más probable no en el centro sino en la región de la punta del triángulo. Esto se basa en el principio subyacente que define como la tasa máxima de aumento para la población examinada, que debe encontrarse entre los valores r viables más altos. En otras palabras, una serie temporal de capturas podría explicarse por una amplia gama de tamaños de stock grandes y baja productividad, o por un rango estrecho de tamaños de stock pequeños y alta productividad, como en la punta del triángulo. Como r se define como la productividad neta máxima (Schaefer, 1954; Ricker, 1975), la punta del triángulo es donde debería encontrarse. Para la verificación, las predicciones del método CMSY se comparan con datos simulados donde se conocen los valores "verdaderos" de los parámetros y los datos de biomasa. Para la evaluación contra pesquerías del mundo real, las predicciones del método CMSY se comparan con los parámetros correspondientes y las estimaciones de abundancia derivadas de stocks total o parcialmente evaluados, donde los datos de biomasa o de captura por esfuerzo unitario (CPUE) están disponibles, además de los datos de captura. Para este propósito, se desarrolla una implementación bayesiana en el espacio de estados del modelo de Schaefer (BSM), donde " r ", " k " y "MSY" se predicen a partir de los datos de captura y abundancia. La dinámica básica de la biomasa se rige por la ecuación:

$$B_{t+1} = B_t + r \left(1 - \frac{B_t}{K}\right) B_t - C_t$$

donde B_{t+1} es la biomasa explotada en el año siguiente $t + 1$, B_t es la biomasa actual y C_t es la captura en el año t . Para tener en cuenta la disminución o el reclutamiento reducido en tamaños de stocks severamente agotados, como lo predice todas las funciones comunes de reclutamiento de poblaciones (Beverton & Holt, 1957; Ricker, 1975; Barrowman & Myers, 2000), una disminución lineal de la producción excedente, que es una función del reclutamiento, el crecimiento somático y la mortalidad natural (Schnute & Richards, 2002) se incorporan si la biomasa cae por debajo de $\frac{1}{4} k$. Esta consideración aparece pertinente a las pesquerías bentónicas sésiles, dadas disminuciones de abundancia que provoquen cambios en el potencial reproductivo de la población, al disminuir la concentración y probabilidades de fecundación cruzada.



$$B_{t+1} = B_t + 4 \frac{B_t}{K} r \left(1 - \frac{B_t}{K} \right) B_t - C_t \frac{B_t}{K} < 0,25$$

El término $4 B_t / k$ supone una disminución lineal del reclutamiento por debajo de la mitad de la biomasa que es capaz de producir RMS.

El BSM se implementa como un modelo de estimación de espacio de estado bayesiano (Meyer & Millar 1999; Millar & Meyer 1999), que permite explicar la variabilidad tanto en dinámica poblacional (error de proceso) como en medición y muestreo (error de observación) (Thorson *et al.*, 2014). Los parámetros estimados por CMSY y BSM se refieren a puntos de referencia de pesquerías estándar, tales que $MSY = rk / 4$, la mortalidad por pesca correspondiente a MSY es $F_{msy} = 0.5 r$, la biomasa correspondiente a MSY es $B_{msy} = 0,5 k$ (Ricker 1975; Schaefer 1954) y la biomasa por debajo de la cual se puede comprometer el reclutamiento es la mitad de B_{msy} (Haddon *et al.*, 2012; Carruthers *et al.*, 2014; Froese *et al.*, 2015).

Se consideraron 8 escenarios de condiciones poblacionales para cada caso a evaluar con el método descrito:

El escenario 1 considera como rangos de entrada niveles de biomasa al inicio de la pesquería cercana al virginal (ya que al inicio de la serie de datos de desembarque este estaba compuesto solo por recolección de orilla, por lo que se asume ausencia de extracción activa de las praderas o cinturón de las macroalgas objetivo), biomasa actual por encima de $0,5 k$ y un nivel de resiliencia por defecto en “alto”.

El escenario 2 es igual que el escenario 1, con un nivel de resiliencia por defecto en “medio”.

A los escenarios 3 y 4 se les asignó los mismos rangos de biomasa inicial y actual que el escenario 1 pero con un nivel de biomasa intermedio, es decir, nivel conocido de biomasa en algún año de la serie de captura, en este caso de acuerdo a lo reportado por encuestas realizadas por IFOP en 2016 a 108 algueros recolectores y buzos de huiro negro (conocimiento empírico, con aproximadamente 20 años de experiencia) en 19 sitios de la Región de Atacama, entre los puertos de Chañaral y Huasco. Y de igual manera niveles de resiliencia por defecto en “alto” y “medio” respectivamente para cada escenario.

En los escenarios 5 y 6 se consideraron los mismos rangos de biomasa al inicio y actual de la pesquería ya mencionados, como valor de resiliencia lo reportado por González *et al.* (2002) para la Región de Atacama (0,8) y el rango de biomasa intermedio mencionado y sin el, respectivamente por cada escenario (**Tabla 20**).

Finalmente, se elaboraron dos escenarios (7 y 8) en los cuales se simuló la condición poblacional por debajo de $0,5 K$, la resiliencia del recurso la reportada por González *et al.* (2002)



Tabla 20.

Escenarios para la evaluación de huiro negro (*L. berteroana*) y huiro palo (*L. trabeculata*) para el modelo de evaluación CMSY.

Escenario	Resiliencia	Biomasa inicial	Biomasa intermedia	Biomasa actual
1	Alta	Cercano a la biomasa virginal (0,8 – 0,9)	Sin biomasa intermedia	Mayor a 0,5 K y menor a 0,8 K
2	Media		Derivada de encuestas IFOP	
3	Alta		Sin biomasa intermedia	
4	Media		Derivada de encuestas IFOP	
5	0,8 (González <i>et al.</i> , 2002)		Sin biomasa intermedia	Menor a 0,5 K
6			Derivada de encuestas IFOP	
7			Sin biomasa intermedia	
8			Derivada de encuestas IFOP	

5.1.8.2 Taller de metodologías de evaluación indirecta de macroalgas.

En atención a la necesidad de tener una recopilación de las diferentes metodologías empleadas en evaluaciones indirectas de los recursos macroalgales explotados en la zona norte del país, para identificar brechas de conocimiento, tratamiento de los datos y supuestos sobre la dinámica de las poblaciones abordadas por los modelos.

El objetivo fue hacer una evaluación de la pertinencia de avanzar en la evaluación indirecta dada la incertidumbre asociada a los datos disponibles.

Se realizó una revisión bibliográfica de los estudios de evaluaciones de macroalgas con una orientación de asesoría al manejo pesquero, invitando a una exposición a los autores principales de los estudios, con el objetivo de abordar los ámbitos expuestos en forma precedente.

El taller se realizó el día 18 de mayo, en formato de video conferencia dada la contingencia sanitaria y las medidas de restricción de movilidad en el estado constitucional de catástrofe.

5.1.9 Plan de Manejo de Bahía Ancud (algas).

5.1.9.1 Recursos luga roja (*Gigartina skottsbergii*) y luga negra (*Sarcothalia crispata*).

- 1 En el Plan de Manejo de Bahía Ancud, la asesoría de este capítulo del estudio está centrada en los recursos luga roja (*Gigartina skottsbergii*, Setchell & Gardner, 1936) y luga negra (*Sarcothalia crispata* (Bory) Leister 1993). Así, en continuidad con los estudios previos de este programa, para este recurso, se realizan evaluaciones directas en una pradera de cada una de estas especies en el Plan de Manejo de bahía Ancud, de forma de, además de evaluar la condición de estas,



evaluar la aplicación de un método de evaluación indirecto, de menor costo para la asesoría en general de lugas, y que permita un pronunciamiento sobre el estado de esta pesquería.

Así, para ambas especies, se procede de la siguiente forma:

i.- Evaluaciones directas.

Esta actividad fue licitada a la consultora Bióloga experta Sra. Marcela Ávila, para ser realizada en las estaciones de invierno 2020 y verano 2021, en el contexto de la Resolución de Pesca de Investigación Res. Ex. N° 31-2019. Se transcribe la metodología presentada en dicho informe.

Delimitación del área y perímetro de cada pradera.

Las praderas para evaluar fueron reconocidas y delimitadas anteriormente, en el proyecto del mismo nombre ejecutado por UNAP (Tabla 21). En el presente proyecto el muestreo se efectuó en los mismos puntos y en las mismas transectas a las efectuadas anteriormente. La delimitación de cada pradera se realizó mediante un buceo de inspección con apoyo de una embarcación y GPS (Garmin 78s). El muestreo fue realizado en julio del año 2020 y febrero del año 2021.

Tabla 21.

Detalle de coordenadas de los muestreos efectuados en praderas de luga negra y luga roja en la localidad de Ancud.

Vértice	LUGA NEGRA		LUGA ROJA	
	LATITUD	LONGITUD	LATITUD	LONGITUD
A	S 41° 51' 39,9"	W 73° 48' 14,3"	S 41° 50' 38,6"	W 73° 45' 28,4"
B	S 41° 51' 38,9"	W 73° 48' 13,1"	S 41° 50' 39,9"	W 73° 45' 26,1"
C	S 41° 51' 37,3"	W 73° 48' 15,5"	S 41° 50' 40,5"	W 73° 45' 29,9"
D	S 41° 51' 37,6"	W 73° 48' 20,4"	S 41° 50' 41,9"	W 73° 45' 27,1"
E	S 41° 51' 36,4"	W 73° 48' 19"	S 41° 50' 44"	W 73° 45' 32,3"
F	S 41° 51' 33,6"	W 73° 48' 25,4"	S 41° 50' 44,7"	W 73° 45' 29,2"
G	S 41° 51' 32"	W 73° 48' 25,4"	S 41° 50' 38,3"	W 73° 45' 11,9"
H	S 41° 51' 33,3"	W 73° 48' 33,3"	S 41° 50' 39,6"	W 73° 45' 9,5"
I	S 41° 51' 31,8"	W 73° 48' 32,6"	S 41° 50' 40,1"	W 73° 45' 12,6"
J	S 41° 51' 30,6"	W 73° 48' 37,9"	S 41° 50' 40,4"	W 73° 45' 9,7"
K	S 41° 51' 29"	W 73° 48' 37,5"	S 41° 50' 41,2"	W 73° 45' 12,7"
L	S 41° 51' 30,4"	W 73° 48' 41,2"	S 41° 50' 41,8"	W 73° 45' 9,8"
M	S 41° 51' 28,8"	W 73° 48' 41"	S 41° 50' 43,2"	W 73° 45' 12,5"
N	S 41° 51' 29,9"	W 73° 48' 43,4"	S 41° 50' 42,9"	W 73° 45' 9,8"
O	S 41° 51' 28,3"	W 73° 48' 43,2"		



La informaci3n recopilada en terreno fue transcrita a planillas Excel y procesada en un Sistema de Informaci3n Geogr3fica en el software ARCGIS, con el objetivo de georreferenciar los v3rtices y pol3gonos que definen cada una de las praderas seleccionadas, as3 como para definir el tama1o de 3stas.

Los datos colectados en terreno permitieron asignar nueva informaci3n a los pol3gonos proyectados en un sistema de informaci3n geogr3fica (SIG).

Estimaci3n de la densidad de plantas por m².

Para determinar la densidad de frondas de luga roja se contabiliz3 el n3mero total de frondas presentes al interior de cuadrantes de 1 m² distribuidos en transectas equiespaciadas, las cuales son de 70 metros de largo y se distribuyeron en dos praderas previamente definidas en el sector de Mutrico (41° 51' S; 73° 49' O) (**Figura 27**).



Figura 27. Muestreo submareal con cuadrante de 1 m².

Para la luga negra, tambi3n se contabiliz3 el n3mero de frondas presentes pero en cuadrantes de 0,25 m², en transectos de 50 metros de longitud variable, porque algunos fueron de m3s de 50 m. Los transectos se ubicaron perpendiculares a la l3nea de costa en el sector de Cerro Hueihuen (41° 52' S; 73° 51'O).

En ambos casos 3 cuadrantes (inicio, medio y fin) fueron distribuidos equidistantes al interior del transecto. Fueron muestreados, usando un muestreo destructivo, donde se sacaron la totalidad de las frondas que se encontraron al interior del cuadrante. Las muestras fueron almacenadas en bolsas de malla etiquetadas para ser transportadas al interior de cooler para su an3lisis y mediciones.



Determinación del número de frondas tetraesporofíticas, gametofíticas (masculina y femenina) y carposporofítica.

Las muestras que corresponden a los cuadrantes: 1, 5 y 10 de cada transecto fueron separadas y medidas (longitud máxima en cm), identificando aquellas con presencia de estructuras reproductivas y sin estructuras reproductivas evidentes. Los individuos cistocápicos y tetraspóricos maduros fueron identificados y de las frondas cistocápicas se sacaron submuestras con sacabocado de 1,8 cm² donde se contabilizó bajo lupa el número de estructuras reproductivas presentes.

Aquellas frondas que no presentaron estructuras reproductivas fueron registradas como plantas no reproductivas y fueron identificadas como fases gametofito o esporofito, mediante el método colorimétrico de resorcinol (Garbary & De Wreede, 1988). Para la identificación se tomaron muestras de las frondas, las cuales fueron deshidratadas a temperatura ambiente, etiquetado y almacenado para su posterior análisis. Las muestras fueron almacenadas según especie, cuadrante y transecto, hasta su determinación. Se prepararon las soluciones según indica la técnica descrita por Garbary & De Wreede (1988) y se agregó en volúmenes de 2 ml a tubos de ensayo con la muestra de fronda respectiva. Después de un minuto en baño maría ocurre la reacción tomando la solución un color rojo intenso o rosa pálido (**Figura 28 y Figura 29**).

Las fases del ciclo de vida en el orden Gigartinales, especialmente en especies de ciclo de vida isomórfico, están asociado a tipos específicos de carrageninas. Este método fue descrito originalmente McCandless *et al.* (1973) modificado por Dyck *et al.* (1985) y Garbary & De Wreede (1988) y Shaughnessy & De Wreede (1991).



Figura 28. Izquierda fragmentos de frondas en tubos de ensayo. Derecha adición de Acetal – resorcinol a tubo de ensayo con trozo de fronda.

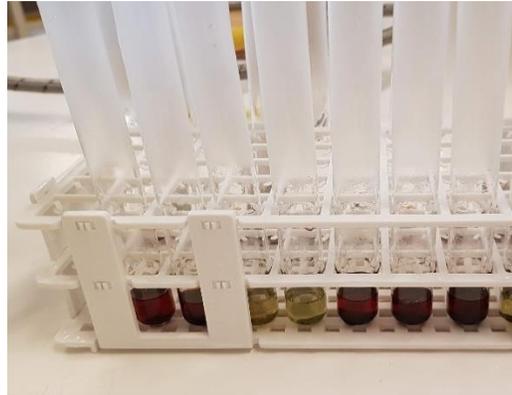


Figura 29. Reacci3n colorim3trica indicando fase reproductiva, la coloraci3n roja indica fase gametof3tica y la coloraci3n amarilla transparente indica fase esporof3tica.

Determinar el n3mero de cistocarpos por fronda.

Las frondas de la fase carpoesporof3ticas con cistocarpos fueron separadas y dibujadas en papel Kraft (**Figura 30**) para determinar el 3rea total, el 3rea apical, 3rea media y 3rea basal, mediante la subdivisi3n en porciones iguales de la altura desde la estructura de fijaci3n de la planta (disco y/o hapterios). Posteriormente el 3rea fue calculada con un plan3metro digital marca Placom (modelo RP-80N). En cada porci3n de la planta, se contabiliz3 el n3mero de estructuras reproductivas (cistocarpos) mediante la extracci3n con un sacabocado de 1 a 5 muestras de un 3rea de 1,8 cm², dependiendo del ancho de la fronda. Estas muestras fueron etiquetadas y analizadas bajo una lupa, cont3ndose el n3mero de cistocarpos en ambos lados del trozo. En forma secundaria, se evalu3 el n3mero y estado de madurez de cada estructura, registrando las estructuras maduras, inmaduras y liberadas.

Finalmente, se calcul3 el n3mero de cistocarpos por zona apical, media, basal y total en las frondas de ambos recursos: luga roja y luga negra.



Figura 30. Izquierda dibujo en papel Kraft para cálculo del área de la fronda. Derecha se observa orificio de la muestra de sacabocado y el trozo de fronda para la estimación del número de cistocarpos.

Método de evaluación indirecta.

En la información revisada no se han encontrado antecedentes de la evaluación indirecta de esta especie en Chile, así como tampoco de otras Rodophytas. Internacionalmente las referencias son escasas, no siendo estas asociadas a procedimientos de manejo, sino que a ejercicios académicos. La explicación de esto, así como para las grandes feofíceas, con las que conforman el mercado de alginatos y ficocoloides en el mundo, es debido al importante aporte de las algas de cultivo y la diversidad de especies en la amplia distribución mundial de estas.

Los volúmenes de los desembarques, explicados por el aporte de las praderas naturales, así como la importante cantidad de esfuerzo pesquero asociado a su extracción, plantean la importancia de satisfacer esta brecha en nuestro país, es una pesquería solo con regulación a través de veda reproductiva, pero carente de tallas mínimas y menos aún de puntos de referencia.

Las algas rojas se caracterizan por presentar un ciclo de vida haplo-diploide, trifásico e isomorfo. Las poblaciones de estas especies se constituyen de tres estados macroscópicos: gametofito (haploide), tetraesporofito (diploide) y carposporofito (diploide, cigoto). Esta característica del ciclo de vida está ligada a la estrategia reproductiva y a la dinámica poblacional de las especies que confirman esta División (Rhodophyta).

Se ha descrito que las poblaciones de luga roja y luga negra serían mantenidas principalmente por su estrategia reproductiva y la presencia de una determinada proporción de estados en la población (Ávila *et al.* 1996, Mansilla *et al.* 2007). Esta estrategia reproductiva sugiere como medida de manejo pesquero, conservar una determinada proporción de los estados del ciclo de vida en la población, para asegurar la reproducción y mantención de la(s) pradera(s). Las características del ciclo de vida determinan y están relacionados con la dinámica poblacional de las macroalgas. Por ese motivo es clave entender las características de la historia de vida de estos organismos con el objetivo de plantear modelos que integren estos elementos. Por otra parte, y relacionado al desarrollo de estrategias de



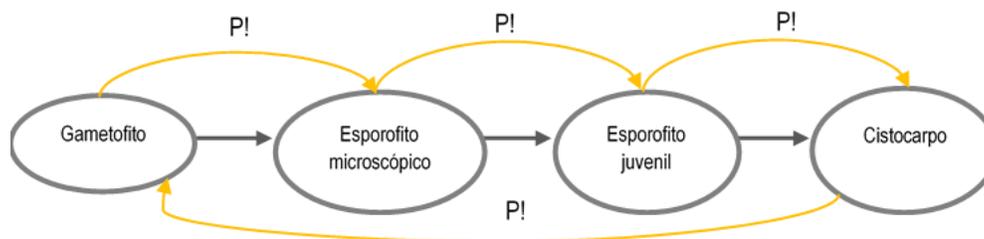
manejo para la explotación de macroalgas, es imperativo considerar aspectos biológicos y ecológicos, si el objetivo es conservar la Biomasa disponible dentro de límites sustentables.

Se identifica así, considerando que las especies en estudios tienen ciclos de vida basados en estado aplo – diploides, con diferencias morfológicas, el empleo de modelos de evaluación de tipo demográfico, basados en cambios de estado, que requieren para su implementación establecer las variables que describen las transiciones entre estados, identificándose a priori: sobrevivencia de los estados, fertilidad de cada estado, periodos de tiempo entre cambios de estado, tasa de crecimiento, densodependencia y otros. Así, la complejidad de diferentes métodos será función de la información existente y supuestos plausibles que permitan el modelamiento apropiado.

Asumiendo para el desarrollo de esta parte del objetivo como lo más apropiado el emplear un modelo demográfico basado en estados, el levantamiento de datos *in situ*, a través de las evaluaciones directas de los bancos identificados en la bahía Ancud, permite, en esta etapa de implementación de un modelo de evaluación de los datos empíricos, que podrían explicar la transición (proyección) entre estados. De esta forma, se presentan los resultados de la evaluación de un “matrix population model”, que evalúa la proyección del crecimiento poblacional en función de la información levantada en las evaluaciones directas referidas a:

- i. Identificación del periodo de tiempo de los cambios de estado
- ii. Probabilidad de sobrevivencia (permanencia en la población) de cada estado
- iii. Abundancia inicial de la población

El modelo conceptual de la evaluación se muestra en el siguiente esquema:



La transición de gametofito (n) a esporofito microscópico ($2n$) es a través de la reproducción. La transición a los estados posteriores es a través de crecimiento, representado por la proporción de plantas de un estado discreto o clase de tamaño, al siguiente estado o clase de tamaño. Es importante destacar que las plantas no pueden regresar a un estado o clase de tamaño previo, Una vez definidos todos los estados se procede a determinar *in situ* (terreno) la densidad de cada uno estos, de esta forma la matriz de transición proyectará los cambios en abundancia en una escala temporal de una población dentro un área conocida (pradera de alga). La densidad inicial de cada estado es levantado desde las evaluaciones directas y es tratado como un vector multiplicativo de la matriz de transición generada para el efecto.



Para lo anterior se emplearon los datos de las evaluaciones directas de: estación de julio de 2020 y febrero 2021. La simulación fue realizada utilizando el software estadístico R.

5.1.9.2 Evaluación directa e indirecta de ostra (*O. chilensis*).

Contexto metodológico.

El recurso *Ostrea chilensis* se encuentra entre los recursos objetivos del Plan de Manejo Bentónico de bahía Ancud. Si bien existen registros de desembarque artesanales para el recurso, existen brechas en el monitoreo de la operación y en el conocimiento del recurso que dificultan la asesoría sobre el desempeño de la pesquería y el estado del recurso, a saber:

- 1.- Verificación de la existencia de agregaciones de ostras fuera de la reserva genética del recurso en Pullinque, objeto de un régimen de administración distinto al de Planes de Manejo Bentónicos.
- 2.- Estimación abundancia y distribución del recurso fuera de la reserva de Pullinque.
- 3.- Estimación de sexo a la talla para la especie en la bahía, habida consideración de la alternancia sexual definida para las especies del género y conocer en consecuencia la vulneración de la selectividad en el stock.
4. Realizar una estimación del estado del recurso con la consideración de la información levantada con las evaluaciones y muestreos de campo.

Evaluación directa y muestreo de estados sexo – talla.

Evaluación directa de la especie principal.

El levantamiento de datos *in situ* para la evaluación directa del recurso *Ostrea chilensis* fue adjudicado en un proceso de licitación a la Institución FUNDACIÓN CHINQUIHUE. El informe *in extenso* del consultor sobre las actividades realizadas asociadas a la evaluación directa y muestreo de sexo a la talla se presentan en el **ANEXO V**.

En términos generales, para la realización de actividades de evaluación directa de la especie, previamente se obtuvo el permiso de Pesca de Investigación según Resolución N° **E-2020-596** del **27/11/2020**, así como el aviso al Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA).

La zona de evaluación se puede identificar como un área con múltiples usos, donde existen espacios destinados a la acuicultura de mitílidos, pelillo, así como bajo la administración de algunas Áreas de Manejo de Recursos Bentónicos (AMERB) (**Figura 31**), restringiéndose al acceso a la extracción de recursos. De igual manera, en el sector del Golfo de Quetalmahue, existen diferentes zonas donde el recurso *O. chilensis*, no se distribuye, siendo en su lugar áreas donde se ubican praderas del alga *Gracilaria sp.* y agregaciones de bivalvos como almeja, culengue y juliana.



Para la realizaci3n de las actividades de evaluaci3n del recurso Ostra, se requiri3 de dos campa1as de muestreos, durante los d1as 17 y 18 de diciembre de 2020. Para lo cual fue necesario el apoyo de 4 embarcaciones, tripulaci3n y buzos del mismo sector.

En la **Figura 31**, se presenta la distribuci3n de los cuadrantes dispuestos en el sector donde hist3ricamente se han efectuado faenas extractivas y que debieran coincidir con la presencia del recurso *O. chilensis*. De esta forma las actividades de evaluaci3n se efectuaron en sectores reconocidos como bancos naturales, as1 como tambi3n en la Reserva Gen3tica de Pullinque, donde finalmente se dispusieron los cuadrantes de 0,25m².

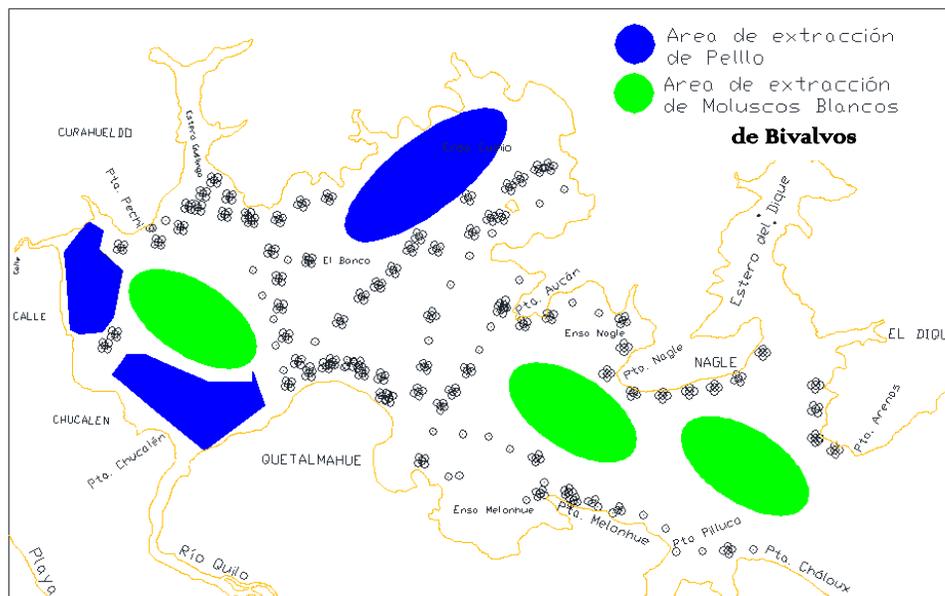


Figura 31. 1rea y distribuci3n de unidades de muestreo del recurso *Ostrea chilensis* en el Golfo de Quetalmahue (Fuente: Fundaci3n Chiquihue).

De esta forma, para la evaluaci3n del recurso *O. chilensis*, se dispusieron un total de 725 cuadrantes y 425 puntos de muestreo, abarcando espec1ficamente tanto el sector este del Golfo, denominado sector Puente Quilo, as1 como la boca del mismo Golfo en su extremo oeste, sector denominado Punta Arenas. De la misma forma se evaluaron las zonas correspondientes a su extremo norte y sur, y entre las cuales se encuentra la Reserva Gen3tica de Pullinque. No se evaluaron las zonas donde existen praderas de pelillo, debido a que el recurso no se encuentra en tales zonas y la profundidad imped1a el ingreso de las embarcaciones.



Estimación de cobertura y biomasa.

La estimación de biomasa correspondió a una proyección geométrica de la densidad media obtenida desde las unidades de muestreo a la superficie evaluada para cada recurso, expandiendo las distribución de frecuencia de tallas a la abundancia total y obniedo la biomasa a talla desde la función obtenida *ad hoc* desde los muestreos.

Determinación de sexo a la talla.

Durante el mes de febrero de 2020, se efectúa el primer muestreo poblacional del recurso ostra, esta actividad se llevó a cabo con el objetivo de determinar el sexo de los individuos.

Actividad efectuada el 10 de febrero del 2020 se extrajeron 50 individuos de ostra chilena desde la zona de estudio, las cuales fueron trasladadas al laboratorio húmedo de Fundación Chingihue, donde se registró su estado de madurez a través del índice gonadosomático (IGS) y se determinó su sexo a través de microscopía óptica (**Figura 32**).



Figura 32: Proceso de determinación de sexo, y evaluación de estados.

Para determinar el estado de las Ostras al realizarle una evaluación con microscopía óptica se aplicaron los siguientes criterios de asignación:



N°	Estado Microscopia
0	indeterminado
1	Macho
2	Hembra
3	Hermafrodita

Macho: individuos que a la observación de un microscopio óptico se evidencian en las gónadas (folículos) solo gametos masculinos (espermios).

Hembra: individuos que a la observación con un microscopio óptico se evidencian en las gónadas (folículos) solo gametos femeninos (ovocitos).

Hermafrodita: individuos que a la observación con un microscopio óptico se evidencian en las gónadas ambos gametos femeninos y masculinos.

Indeterminado: individuos que a la observación con un microscopio óptico no se observa desarrollo, en sus folículos, gametos femeninos y/o masculinos.

El registro de longitud de los individuos se llevó a cabo con un “n” muestral de 50 individuos. La estadística del registro fue: Longitud mínima: 47,1 mm y la máxima: 69 mm, el peso total vario entre 34,4 y 61,9 g. Para determinar su estado gonadal se procedió a abrir las ostras y realizar una observación a ojo desnudo y bajo el microscopio de una alícuota de raspado de las gónadas.

Los siguientes muestreos de ostra, para la determinación del sexo, se efectuaron durante los meses de noviembre y diciembre, ya que por motivos de las restricciones impuestas por la autoridad no fue posible llevar a cabo muestreos los meses anteriores. Muestreo del 20 de noviembre de 2020. A partir de un “n” muestral de 56 individuos desde la zona de estudio, fue posible registrar el sexo de ostra chilena.

Evaluación indirecta.

Evaluación con métodos en base de tallas y capturas, en concordancia con los datos disponibles. Se consideró el empleo del método LBSPR, en consideración al empleo de los datos de madurez levantados *in situ*. El método se explica en el numeral del Plan de Manejo de bahía Corral.



5.2 Objetivo específico 4.2.2: *Analizar información económica y de mercado de recursos bentónicos con planes de manejo en desarrollo.*

5.2.1 Modelo bioeconómico pesquerías de huepo y navajuela en el Golfo de Arauco.

Contexto metodológico.

El manejo de las pesquerías necesariamente se asocia al establecimiento de medidas administrativas, que apuntan a la conservación y uso sustentable de los recursos pesqueros. Se espera que tales medidas, ya sea restricción de la captura o del esfuerzo, impacten positivamente en un sentido biológico al stock. Sin embargo, esto no es suficiente y se hace necesario conocer el impacto que tales medidas acarrearán en los aspectos económico y social de las pesquerías (Holland 2010, Larkin *et al.* 2011). La integración de la dimensión humana de la pesquería, está en la sintonía del Manejo con Enfoque Ecosistémico que recomienda la Ley chilena para la administración de los recursos pesqueros.

La modelación bioeconómica es una herramienta analítica útil para evaluar el desempeño de la pesquería, conjugando los aspectos bio-pesqueros, económicos y sociales. La bioeconomía busca conocer los resultados o efectos de la implementación de estrategias de explotación u otro escenario regulatorio. En este sentido, el IFOP ha incorporado la modelación bioeconómica como línea de trabajo, a través del proyecto Monitoreo Económico de la Industria Pesquera y Acuícola Nacional, desarrollando modelos en las pesquerías de merluza común y merluza del sur (Palta *et al.*, 2016), sardina común y anchoveta centro sur (Torres *et al.*, 2017), y crustáceos demersales (Torres *et al.*, 2019).

Desarrollo de un modelo conceptual.

Desde una perspectiva general, un modelo bioeconómico contiene a lo menos tres submodelos: biológico, pesquero y económico (**Figura 33**). En el submodelo biológico se modela el reclutamiento, la supervivencia, el crecimiento, que en conjunto resultan en la biomasa del recurso, que es la entidad de partida para el submodelo pesquero. En el submodelo pesquero, se aborda la dinámica del esfuerzo pesquero, el cual, es ejercido sobre la biomasa para obtener una captura. En este caso, el esfuerzo pesquero es medido en horas de buceo, y corresponde al tiempo que los buzos emplean en obtener la captura. Asimismo, el submodelo pesquero considera variables asociadas a las embarcaciones, como los viajes de pesca y su rendimiento. En el submodelo económico, los gastos asociados al esfuerzo de pesca y a la embarcación se traduce en los costos incurridos, mientras que las capturas ponderadas por los precios de playa generan los ingresos, y con ambos se estima el beneficio económico de la etapa extractiva de la actividad.

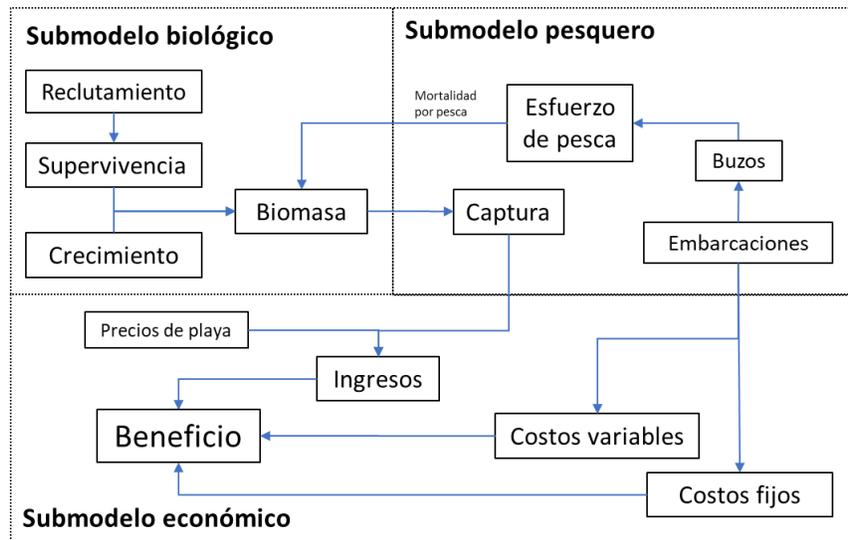


Figura 33. Modelo conceptual de un modelo bioeconómico.

Para el huepo y la navajuela en el Golfo de Arauco, el IFOP ha desarrollado modelos de evaluación de stock que abordan en profundidad el submodelo biológico y pesquero, y son utilizados para la determinación del estatus de estas pesquerías. En este contexto, en el modelo bioeconómico no se incorporó explícitamente la dinámica biológica de los recursos, la cual se aborda apropiadamente a través de los modelos de evaluación de stock. En este caso, se tomó como insumo inicial las capturas que también utilizan estos modelos, y que corresponden a los desembarques oficiales del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura. En este caso, se profundizó en describir adecuadamente la operación de la flota: viajes de pesca (salidas diarias que realizan las embarcaciones a las zonas de pesca, con uno o más buzos a bordo), esfuerzo (horas de buceo por viaje de pesca) y rendimiento de pesca (kilogramos de captura por hora de buceo - CPUE), junto a la dimensión económica: ingreso y costo.

Ajuste e implementación del modelo bioeconómico.

Un aspecto importante en la modelación, fue replicar la operación de pesca de manera cercana a la realidad, para capturar las particularidades de la pesquería. En este sentido, fue clave considerar la ocurrencia de viajes de pesca con distinto número de buzos, lo cual consecuentemente implicó diferencias en los niveles de esfuerzo y rendimiento de pesca de las embarcaciones participantes. Al analizar los datos históricos (1996-2020), se identificaron viajes de embarcaciones que operaron con uno, dos, tres y cuatro buzos, los que fueron categorizados en cuatro “tipos de viaje”. Al analizar la proporción que cada categoría presentó respecto de la captura total, se pudo observar que en ambas pesquerías se registró un importante incremento en el porcentaje de capturas obtenidas en viajes con 3 buzos. Asimismo, se observó una disminución en la participación de las capturas generadas en viajes con 2 buzos que pasaron de más de un 60% a un porcentaje cercano al 35%. Es así que, en



los 3ltimos a3os, la mayor parte de la flota opera con dos y tres buzos por embarcaci3n (**Figura 34**), dando cuenta, emp3ricamente, de una mayor eficiencia de estos niveles de esfuerzo. Estas proporciones fueron incorporadas en el modelo para fraccionar las capturas por tipo de viaje, y posteriormente estimar un ingreso promedio por cada tipo de viaje.

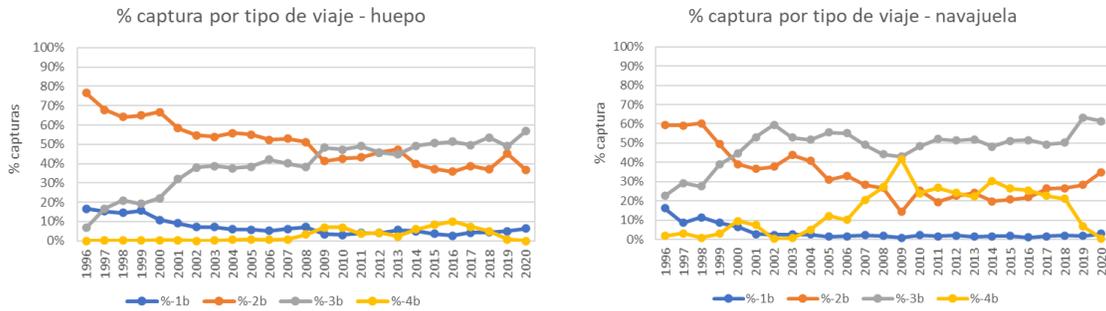


Figura 34. Distribuci3n porcentual de las capturas anuales por tipo de viaje, en las pesquer3as de huepo (izquierda) y navajuela (derecha). Perodo 1996-2020.

A partir de los datos del Seguimiento de Recursos Bent3nicos, que corresponden a una muestra de los viajes de pesca, fue posible estimar la CPUE (kilogramos por hora de buceo) y el esfuerzo (horas de buceo por viaje de pesca), para cada tipo de viaje. En ambos casos, huepo y navajuela, corresponden a valores promedios anuales, considerando solo los viajes monoespec3ficos, para los cuatro tipos de viaje: con uno, dos, tres y cuatro buzos. Como era esperable, el nivel de esfuerzo se increment3 con el n3mero de buzos por viaje, mientras que el rendimiento de pesca (CPUE) fue menor (**Figura 35**).

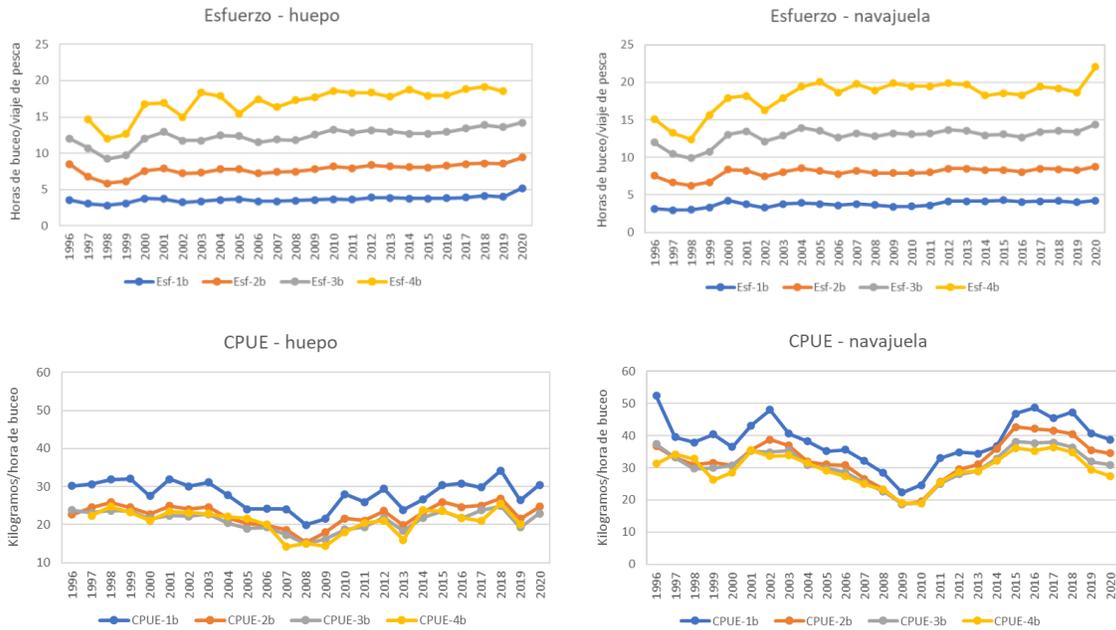


Figura 35. Comportamiento del esfuerzo por viaje de pesca y la CPUE promedios, en las pesquerías de huepo (izquierda) y navajuela (derecha). Periodo 1996-2020.

La **Figura 36** muestra un esquema del modelo bioeconómico ajustado para huepo y navajuela. El modelo tiene una escala anual y el horizonte de análisis fue 1996-2020. Los cálculos fueron desagregados por tipo de viaje, considerando el número de buzos por embarcación. Las variables de entrada, corresponden a los insumos iniciales para el modelo: captura (desembarque), % captura por tipo de viaje, CPUE (kilogramos por hora de buceo), esfuerzo (horas de buceo por viaje de pesca) y precios (venta y combustible). Los precios nominales (venta y combustible) fueron deflactados por el IPC, con año base el 2020. Los parámetros del modelo fueron el consumo de combustible por viaje de pesca y la distribución porcentual del beneficio por viaje de pesca (%BPV) según función: buzo (s), armador y telegrafista. Las variables estimadas, fueron calculadas matemáticamente dentro del modelo, como se indica en el esquema: horas de buceo totales, número de viajes totales, litros totales de combustible, costo del combustible, ingreso y beneficio por viaje de pesca. La planilla de cálculo se entrega en el **Anexo VI**.

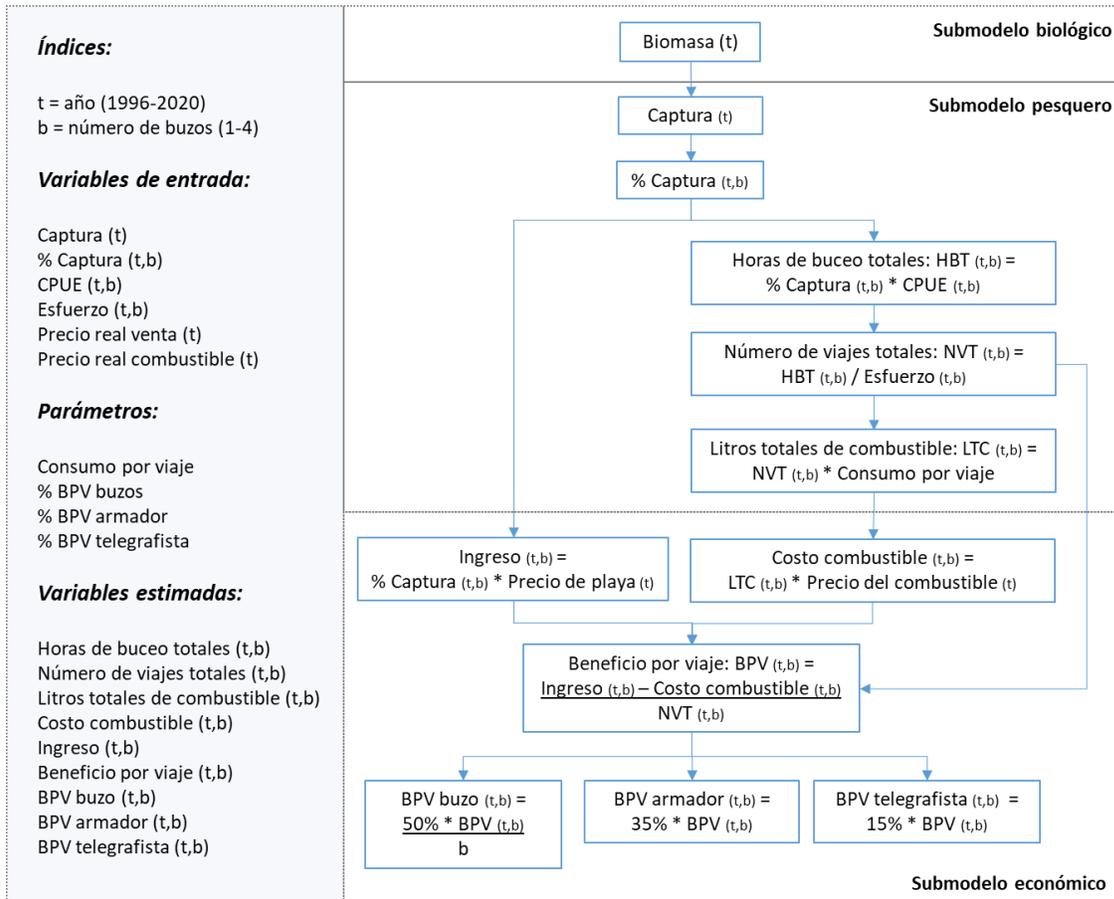


Figura 36. Modelo bioeconómico para huepo y navajuela.

Una vez estimado el número de viajes, se calculó el gasto en combustible, que según los datos reportados por González *et al.* (2014), se constituye en el principal costo de la flota de estas pesquerías. Una embarcación con una potencia entre 40-60 hp, gasta entre 13 y 16 litros de combustible por viaje; mientras una embarcación con una potencia entre 70 y 80 hp, gasta entre 19 y 22 litros por viaje. Además, se suma el gasto de cinco litros de combustible para la operación del compresor que proporciona aire al buzo, mientras está sumergido. En este caso, se utilizaron 22 litros de combustible por embarcación, más 5 litros por el compresor, por viaje de pesca. Para estimar el costo del combustible se obtuvo el precio promedio de venta al público de la gasolina de 95 octanos en el Gran Concepción, desde los registros de la Comisión Nacional de Energía. En este modelo no se incorporaron los costos fijos, asociados a la mantención y/o reparación de la embarcación y el equipo de pesca.

Los ingresos totales de la pesquería fueron estimados valorando las capturas por el precio promedio de venta. En la pesquería de huepo el destino de la captura fue la manufactura, es decir se emplea mayoritariamente como materia prima en las plantas de proceso. En la pesquería de la navajuela,



además de la manufactura parte importante de la captura se vende en fresco, en este caso, una fracción de la captura se valoró con el precio de venta a planta y la fracción restante se valoró a precio de playa como venta en fresco. Los precios promedios y la fracción de la captura según destino, se obtuvieron a partir de los registros del proyecto Seguimiento de Recursos Bentónicos.

Finalmente, se estimó el beneficio económico por viaje, para los cuatro tipos de viaje, y la fracción del mismo correspondiente al armador y la tripulación (buzos y telegrafista). Según los datos reportados por González *et al.* (2014), en un viaje de huepo o navajuela, la distribución del beneficio de la pesquería, se realiza por el mecanismo denominado “a la parte”. Es así, que luego de la venta de la captura, se descuenta el gasto de combustible, y este monto se reparte en tres partes, 50% para los buzos, 35% para el armador y 15% para el telegrafista. El armador se hace cargo de los costos asociados a la embarcación.

Fuentes de datos.

La información necesaria para la modelación provino del proyecto Seguimiento de Recursos Bentónicos del IFOP, de los antecedentes recopilados por el Instituto de Investigación Pesquera (INPESCA), en el contexto del plan de manejo de estos recursos, e información registrada por el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SNPA). En la **Tabla 22** se presenta un resumen de las fuentes de datos utilizadas en la construcción del modelo bioeconómico.

Tabla 22.

Resumen de las fuentes de datos utilizados para la modelación bioeconómica.

Fuente de datos	Descripción general	Datos utilizados
Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura	Desembarques anuales (1996 a 2020).	Desembarques de huepo y navajuela en el Golfo de Arauco.
Seguimiento de Recursos Bentónicos	Muestreo de las capturas y los precios de playa, por viaje de pesca (1996 a 2020).	% Capturas por tipo de viaje, esfuerzo, CPUE y precios de playa.
Comisión Nacional de Energía	Precios observados a público (1995 a 2021).	Precio promedio de la gasolina de 95 octanos, en el Gran Concepción.
INPESCA (González <i>et al.</i> , 2014)	Encuesta de ingreso, aplicada a 46 buzos en la localidad de Tubul (2014).	Gasto en combustible, y distribución de los ingresos.
Banco Central	Variación mensual del IPC (1996 a 2020).	Variación promedio del IPC por año.



5.3 Objetivo específico 4.2.3: *Evaluar el desempeño de los Planes de Manejo y proponer adaptaciones en función de la información disponible.*

5.3.1 Revisión información de erizo disponible para evaluación en Región de Magallanes.

5.3.1.1 Revisión de los datos del monitoreo de la pesquería.

Para el recurso erizo de la Región de Magallanes, se presenta la revisión de la información disponible, como parte de un proceso de evaluación preliminar para la implementación de un modelamiento del stock.

Se realizó una revisión disponible en la Base de Datos del Seguimiento de Pesquerías Bentónicas, que realiza IFOP, que mantiene puntos de monitoreo del desembarque en los principales puertos de la Región y constituye la principal fuente de datos de la pesquería.

Se dispuso de la Base con datos entre los años 2000 y 2018, y modelada para el efecto en el software ACCESS 2016.

Secuencialmente, se procedió con la Base de Datos de la siguiente forma:

- 1.- Generación de estadísticos descriptivos de la información disponible
- 2.- Validación de la información en términos de:
 - Verificación de diferencias de fechas de zarpe y recaladas.
 - Valores límites máximos de tallas y pesos sobre un margen de 5% sobre las tallas máximas de los parámetros de crecimiento disponibles.
 - Valores de esfuerzo diferenciados de viajes monorecurso y multirecurso.
- 3.- Generación de vistas de información disponible para generar vectores de CPUE
- 4.- Generación preliminar de vectores de CPUE nominal
- 5.- Diagnóstico de la información georreferenciada
- 6.- Ploteo de información georreferenciada de interés

5.3.1.2 Revisión de antecedentes bibliográficos.

Se realizó una revisión bibliográfica de la información asociada a la parametrización de los modelos de dinámica de poblaciones pesqueras, la que se presenta en una matriz para el recurso en la zona de interés.



5.4 Objetivo específico 4.2.4: *Brindar asesoría técnica en temas específicos requeridos para la implementación de planes de manejo de pesquerías bentónicas o medidas de administración.*

5.4.1 Taller técnico para definición de Puntos Biológicos de Referencia empíricos para 2 recursos de Planes de Manejo Bentónicos.

Este taller se llevó a cabo a través de una video conferencia en la plataforma MEET de Google el día 11 de junio 2021.

En consideración a las dificultades de proponer Puntos de Referencia resultados de modelamientos de dinámica para pesquerías bentónicas en Chile, que se encuentran en un proceso de implementación, se organizó un Taller en el cual se presentaron dos casos de estudio, donde se propone la implementación de puntos de referencia empíricos para dos pesquerías bentónicas:

- Erizo del sur (*Chlamys patagónica*).
- Huiro flotador de bahía Chasco (*Macrocystis pyrifera*).

Como resultado se presenta resumen de las presentaciones y se discute su implementación como alternativa al manejo tradicional de las pesquerías bentónicas.

5.4.2 Revisión metodológica de evaluación indirecta de erizo (evaluación por pares).

Se contrato al Center of Applied Ecology and Sustainability (CAPES) para la realización de un proceso de revisión por pares de la evaluación de stock del recurso erizo (*L. albus*), realizada por el Instituto de Fomento Pesquero en el marco de este estudio.

La metodología seguida para la evaluación de IFOP, según los Términos Técnicos de Referencia, se desarrolló secuencialmente de acuerdo a los estándares de este tipo de revisión, adecuada al estado de la situación generada por las restricciones de reunión y viajes internacionales, consecuencias de la pandemia generada por el SARS COV 19.

Así, se siguió el siguiente protocolo de evaluación:

- i.- Acuerdo de la contraparte de IFOP con CAPES en términos de requerimientos. El equipo de CAPES contrató como experto internacional al Sr. Dr. James Ianelli quien se desempeña como evaluador de stock senior del NOAA Fisheries Alaska Fishery Science Center (USA).
- ii.- Puesta a disposición del equipo evaluador de datos, modelo, documentación y consultas específicas de la evaluación.
- iii.- Implementación de plataforma on line Team´s de Microsof, para realización de consultas sobre la documentación y presentaciones del equipo técnico de IFOP. Para esta actividad se invitó a involucrados en el proceso y gestión de los resultados.
- iv.- Realización de Taller on line con traducción inglés – español donde se da cuenta de la revisión del periodo de consultas y se atiende el comentario de la audiencia.



v.- Elaboración de Informe Prefinal dirigido a IFOP y Presentación de resultados en forma presencial en enero del año 2021.

El Informe Final *in extenso* se encuentra en el **ANEXO VI** de este Informe.



6. RESULTADOS

6.1 Objetivo específico 4.2.1: *Efectuar el análisis de la situación actualizada del recurso y su pesquería sobre la base de la información generada y disponible a la fecha, con la realización de evaluaciones de stock de los recursos, según corresponda.*

6.1.1 Ex - Plan de Manejo Zona Contigua, regiones de Los Lagos y Aysén.

6.1.1.1 Recurso erizo (*Loxechinus albus*).

Los resultados de la evaluación de stock de erizo, sean estos de ajuste, diagnóstico, variables de estado y estatus se realizaron por separado (códigos fuente y bases de datos) por cada macrozona de evaluación, es decir, Zona X Norte, Zona X Sur y Zona XI. Los resultados se representan en cada componente y para cada macrozona. De forma general, y para las tres zonas evaluadas, estos resultados muestran que el modelo base recoge la variabilidad general de las señales poblacionales, al igual que las estructuras de longitudes de la flota que son bien reproducidas por el modelo de evaluación, capturando su variabilidad general.

Diagnóstico del modelo

A continuación, se presentan los ajustes para el índice de abundancia y desembarques para las tres macrozonas evaluadas de erizo (**Figura 37, 38 y 39**). Se puede observar que todas las observaciones son bien recogidas por los datos estimados del modelo.

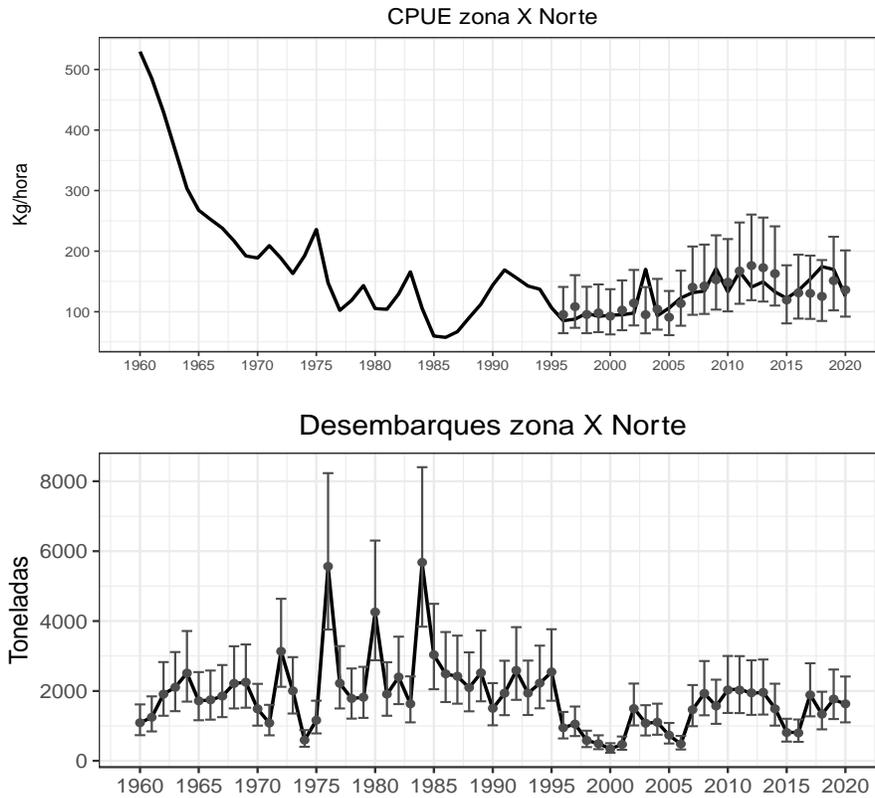


Figura 37. Ajuste del modelo a la informaci3n de CPUE, desembarque para el erizo de la zona X Norte. Los puntos representan a las observaciones junto a sus niveles de incertidumbre. La lnea negra s3lida muestra el valor estimado por el modelo.

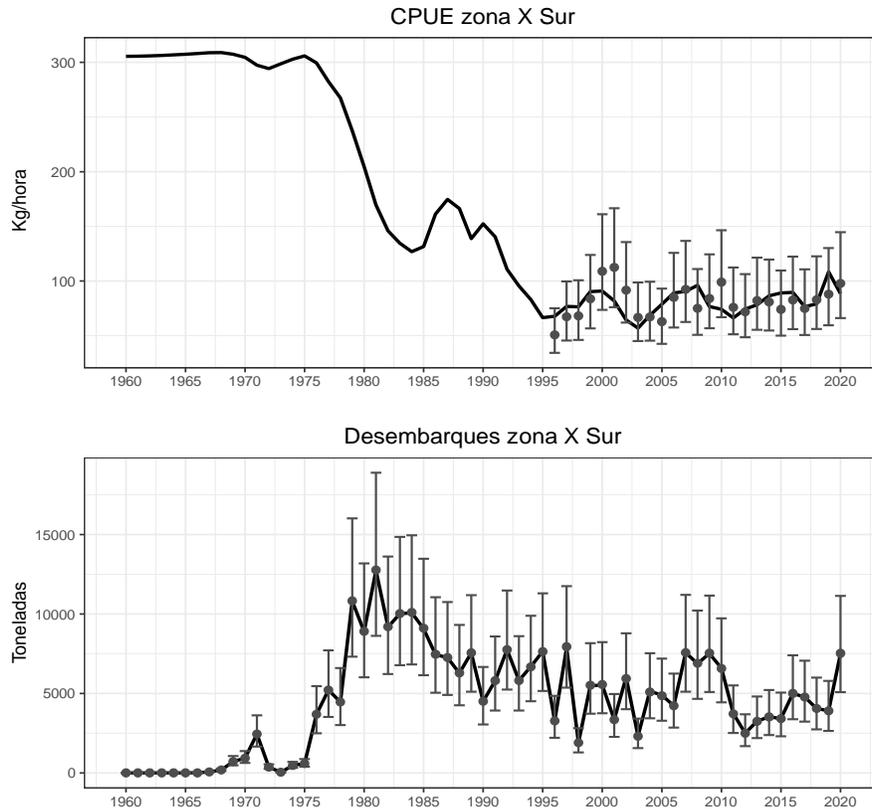


Figura 38. Ajuste del modelo a la informaci3n de CPUE, desembarque para el erizo de la zona X Sur. Los puntos representan a las observaciones junto a sus niveles de incertidumbre. La lnea negra s3lida muestra el valor estimado por el modelo.

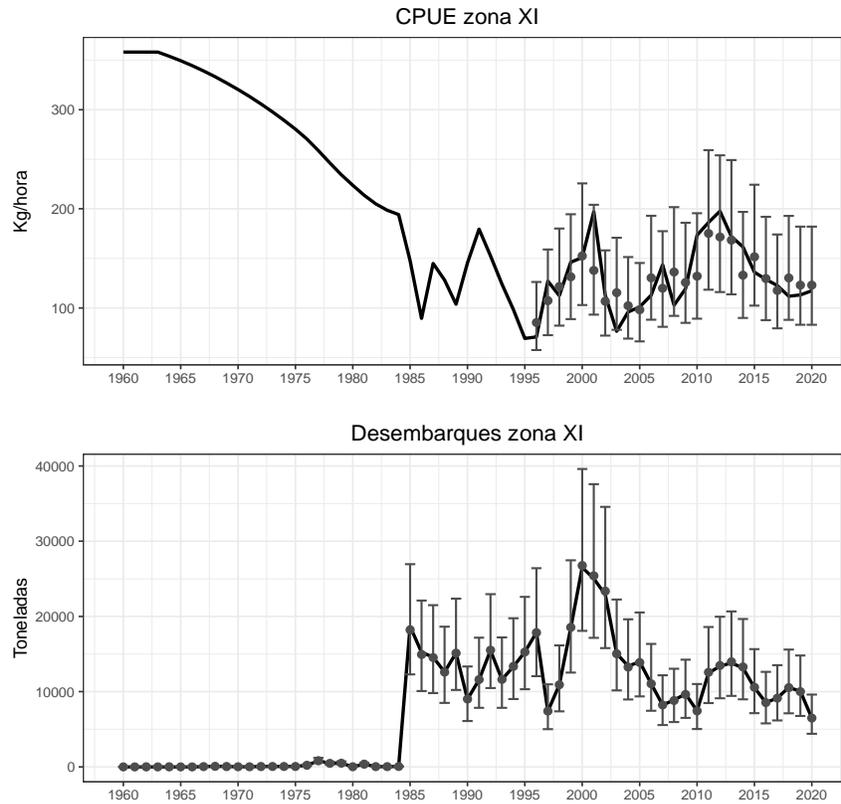


Figura 39. Ajuste del modelo a la informaci3n de CPUE, desembarque para el erizo de la zona X Sur. Los puntos representan a las observaciones junto a sus niveles de incertidumbre. La lnea negra s3lida muestra el valor estimado por el modelo.

Respecto a las estructuras de tallas utilizadas, se puede se1alar que el uso de patrones de explotaci3n variables en el tiempo, aunque mejora las tallas medias predichas, no gener3 variaciones en los ajustes de las composiciones de longitudes respecto del modelo base previo. El modelo de evaluaci3n presenta algunas dificultades para reproducir adecuadamente las estructuras provenientes de las capturas de los primeros a1os para las zonas X Norte y X Sur y para el a1o 2020 en la zona XI (**Figura 40, 41, 42**).

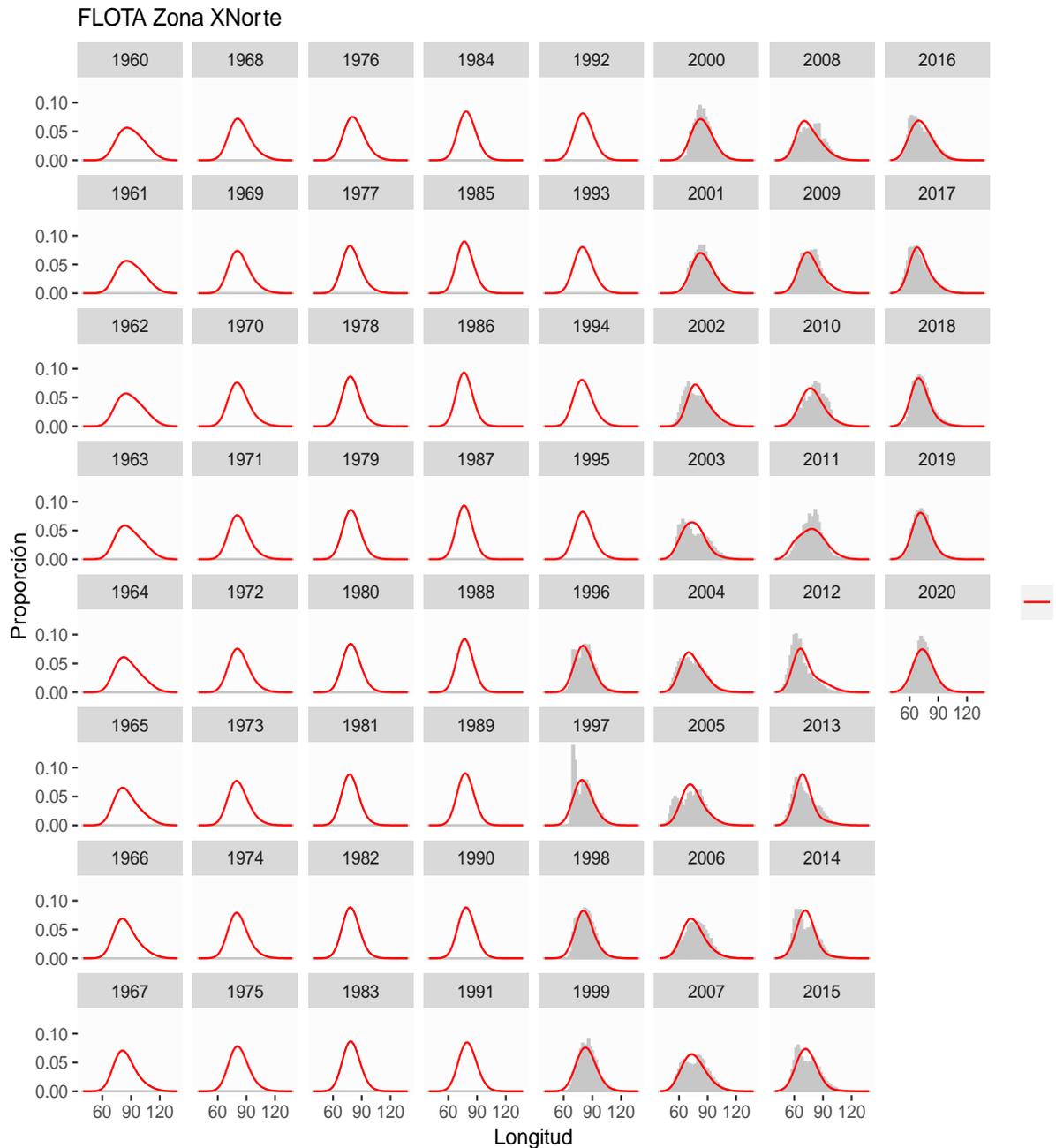


Figura 40. Ajuste del modelo a las estructuras de talla de las capturas de erizo zona X Norte. Las barras representan las proporciones de capturas observadas y las l3neas, el ajuste del modelo. El modelo no ajusta para datos previos al a3o 1996.

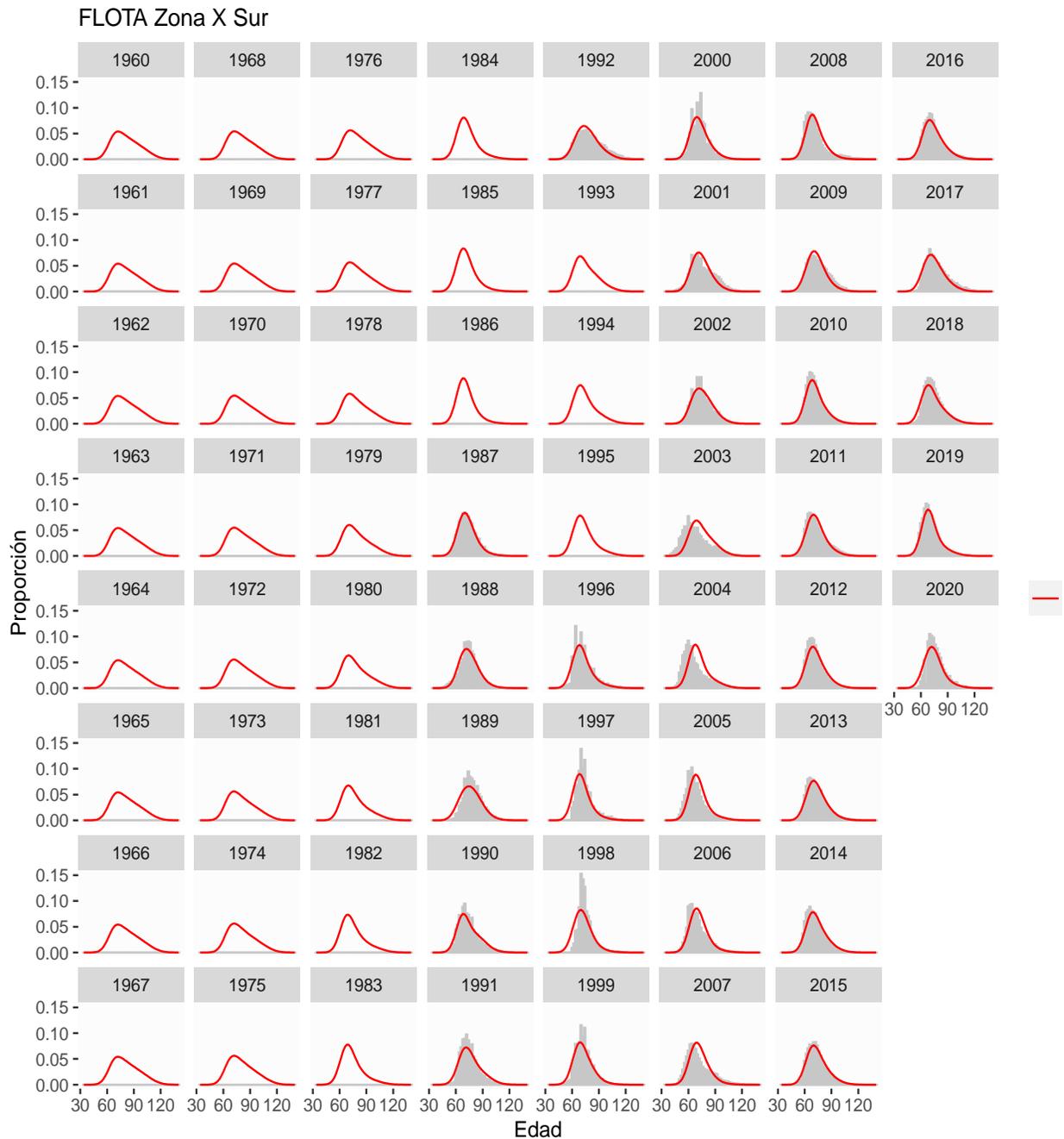


Figura 41. Ajustes de la proporci3n de tallas de erizo de la zona X Sur.

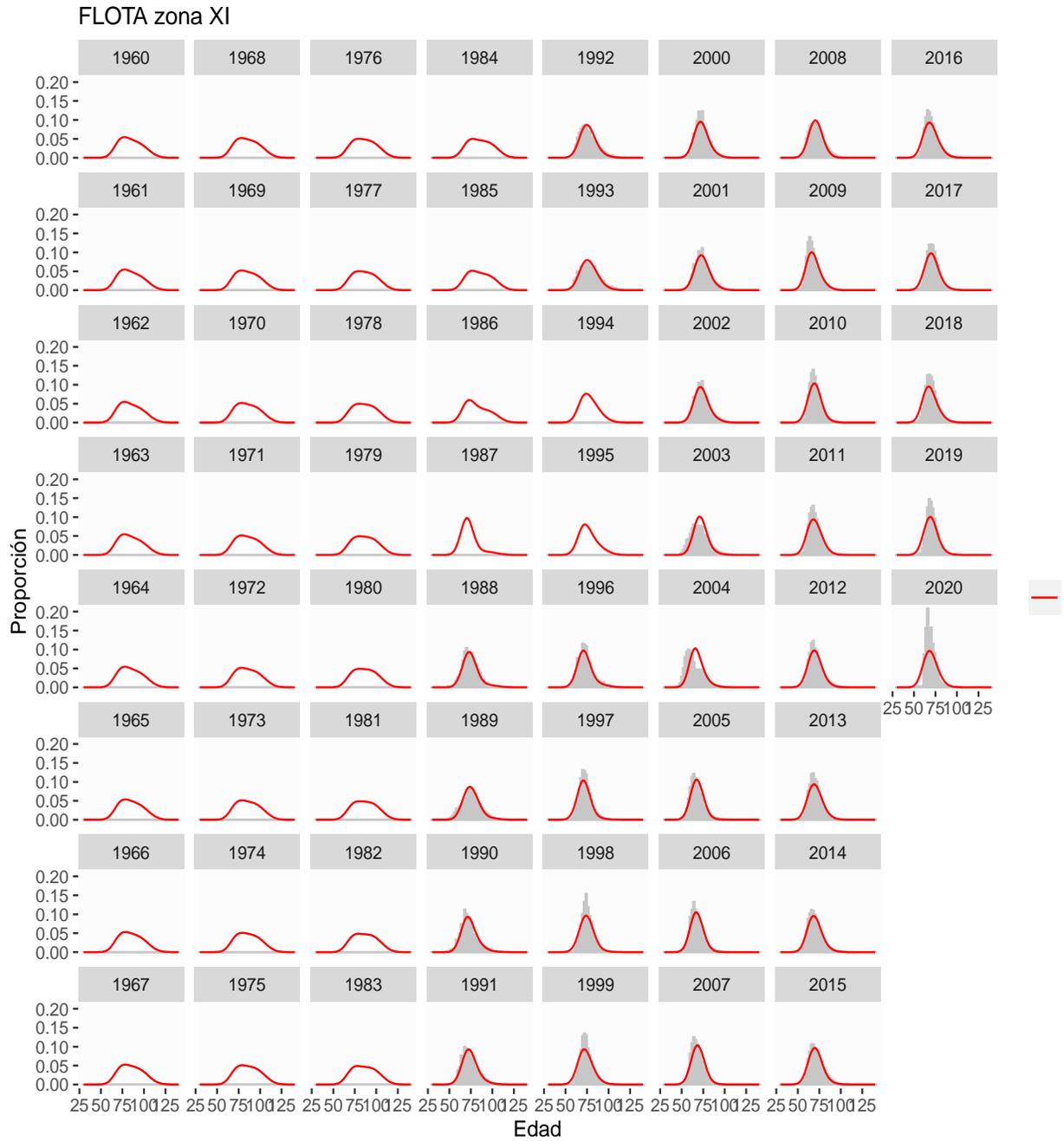


Figura 42. Ajustes de la proporci3n de tallas de erizo de la zona XI.



Análisis de residuales.

El uso de patrones de explotación variables en el tiempo, aunque mejora las tallas medias predichas, no generó variaciones en los ajustes de las composiciones de longitudes respecto del modelo base previo para las tres zonas (**Figura 43, 44 y 45**).

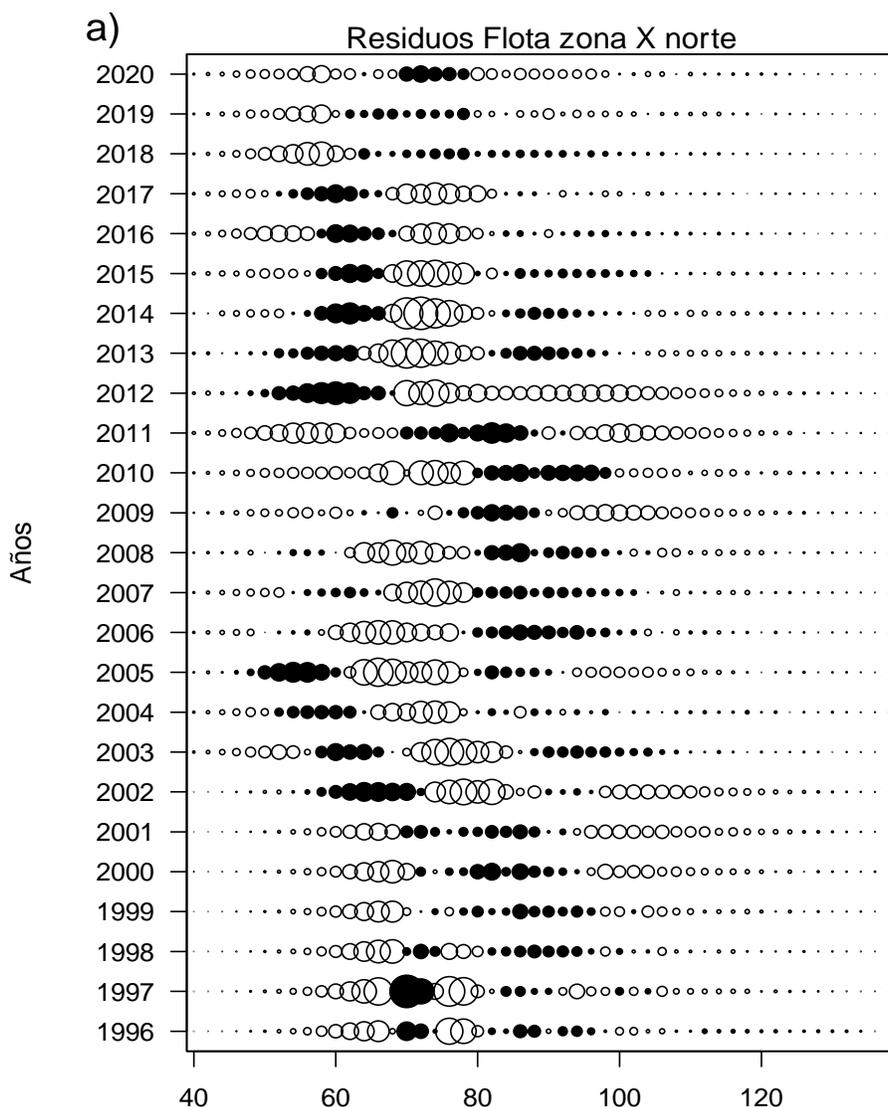


Figura 43. Residuos de la proporción de tallas de erizo de la zona X Norte.

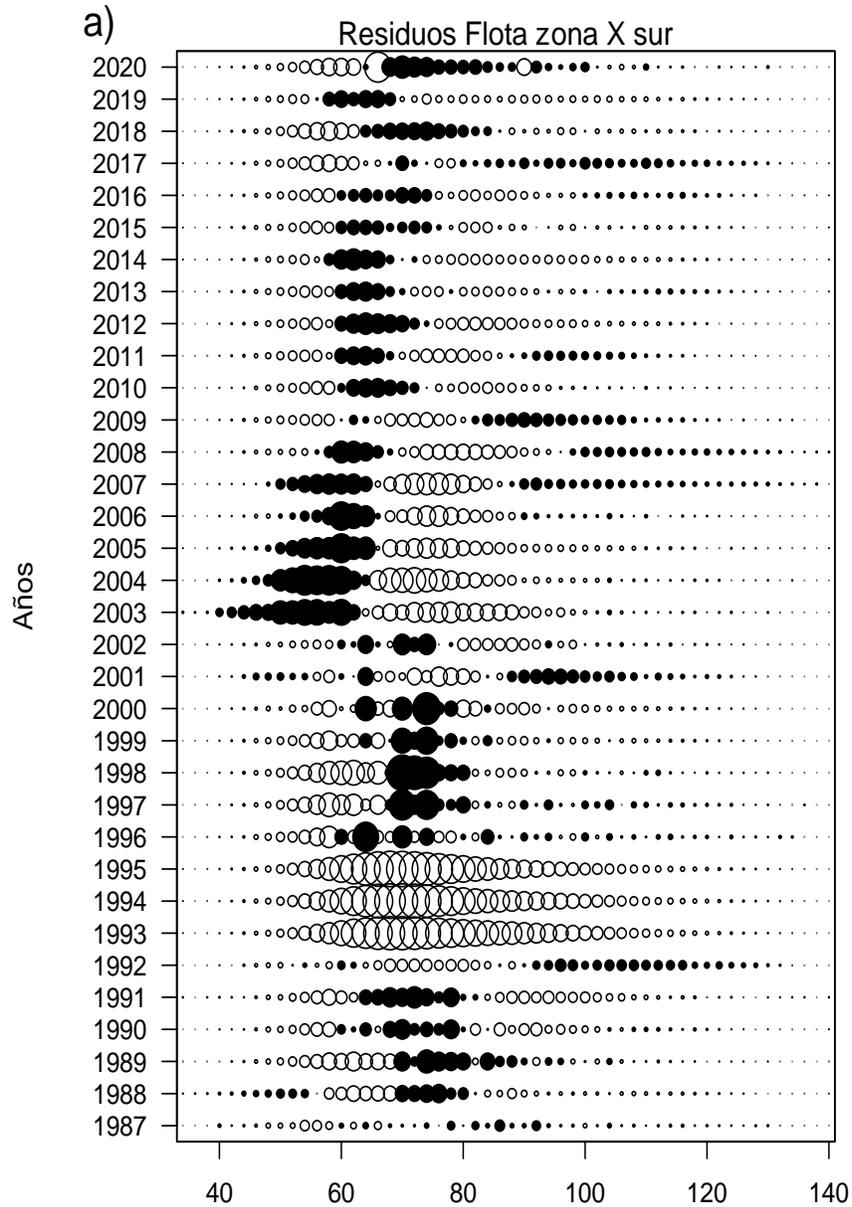


Figura 44. Residuos de la proporci3n de tallas de erizo de la zona X Sur.

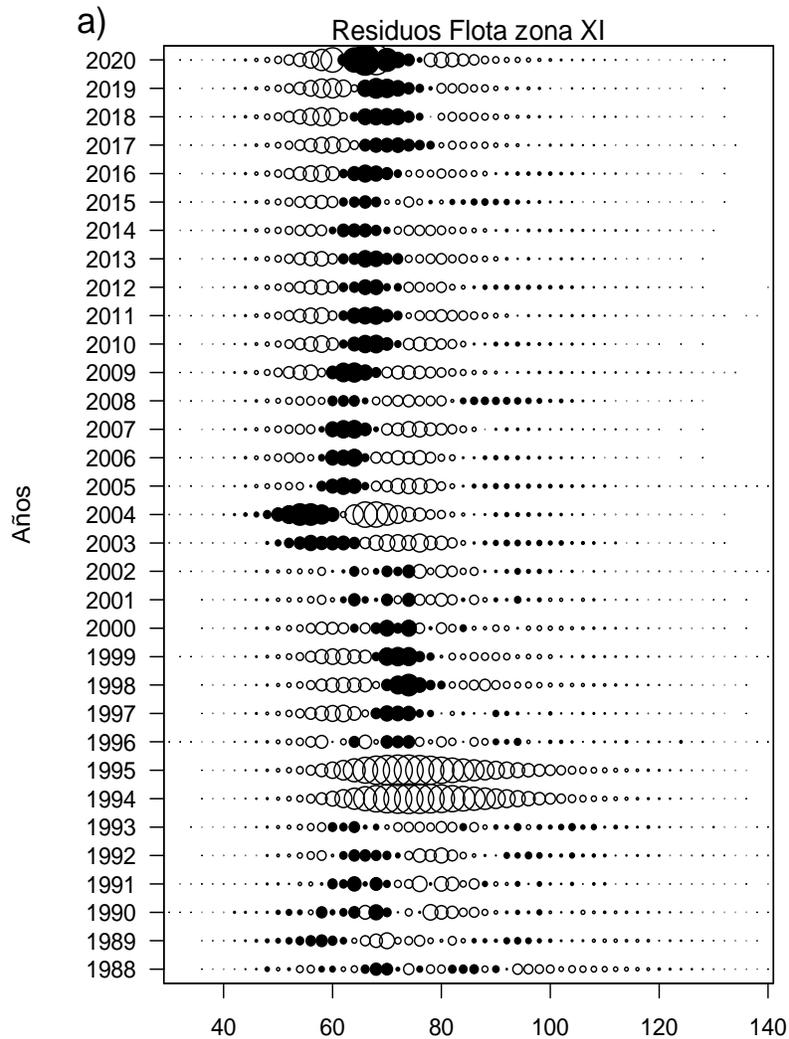


Figura 45. Residuos de la proporci3n de tallas de erizo de la zona XI.

Análisis Retrospectivo.

A continuaci3n, se muestra el patr3n retrospectivo estandar y relativo de la biomasa desovante y de la mortalidad por pesca de erizo de las tres macrozonas para el caso base. En general, las estimaciones de biomasa y mortalidad por pesca para los 3ltimos aÑos pueden variar sustancialmente entre las sucesivas actualizaciones, mientras que los de los primeros aÑos tienden a converger a valores estables. Si la varianza estadística de la biomasa desovante y mortalidad por pesca utilizadas para medidas de manejo tiende a aumentar en los 3ltimos aÑos de la serie, por lo tanto, son considerados estimaciones menos confiables. En la zona X Norte el modelo tiende a subestimar las estimaciones de biomasa desovante y a sobre estimar la mortalidad por pesca a partir del 2005



aproximadamente (**Figura 46**). En la zona X Sur el modelo presenta un buen patr3n hasta los 3ltimos 3 a3os de evaluaci3n (**Figura 47**). El modelo de la zona XI es el que tiene un patr3n irregular y tiene a subestimar los tres componentes (**Figura 48**).

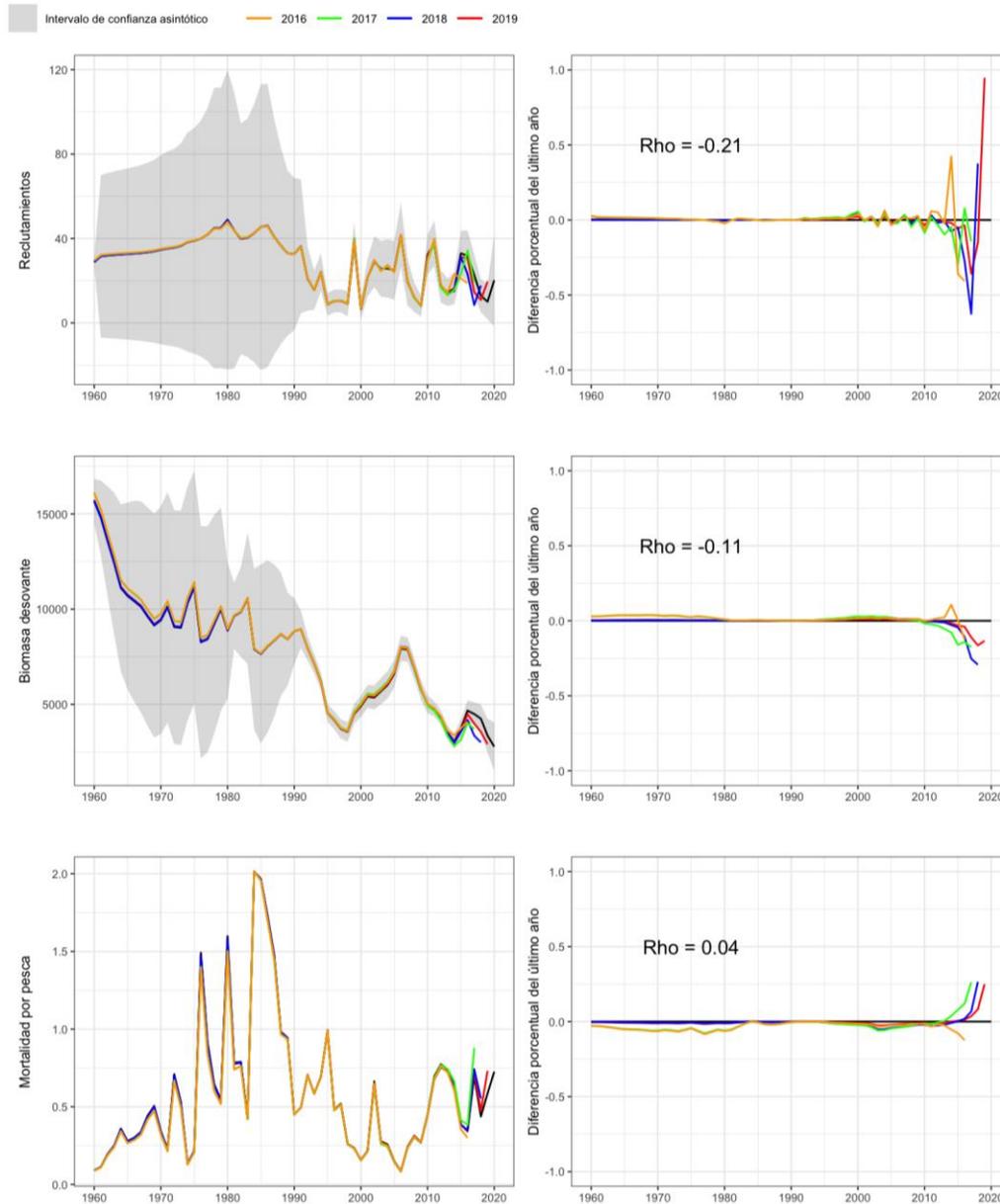


Figura 46. Patr3n retrospectivo est3ndar (panel izquierdo) y relativo (panel derecho) de los reclutamientos de erizo en la zona X Norte.

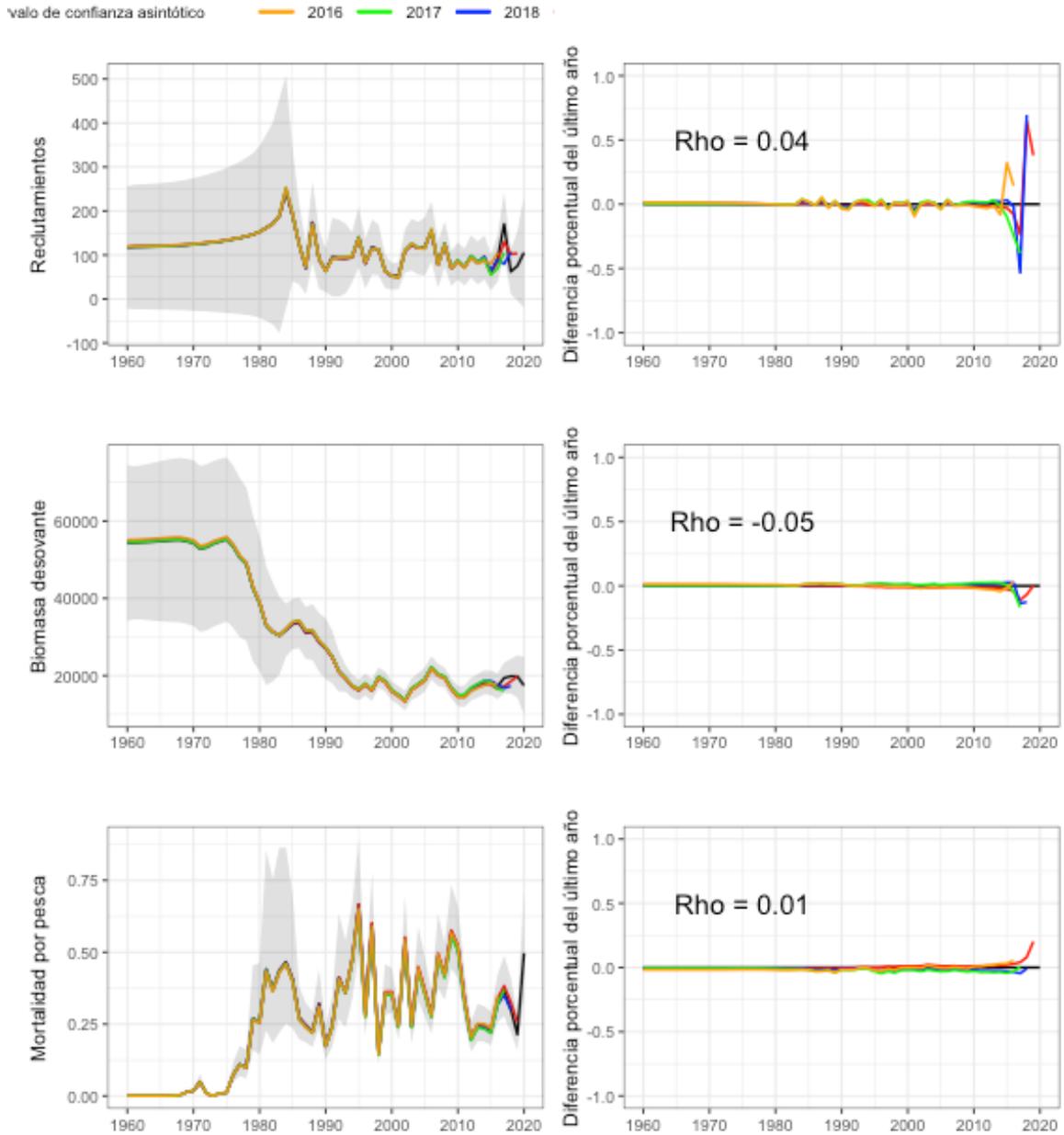


Figura 47. Patr3n retrospectivo est3ndar (panel izquierdo) y relativo (panel derecho) de los reclutamientos.

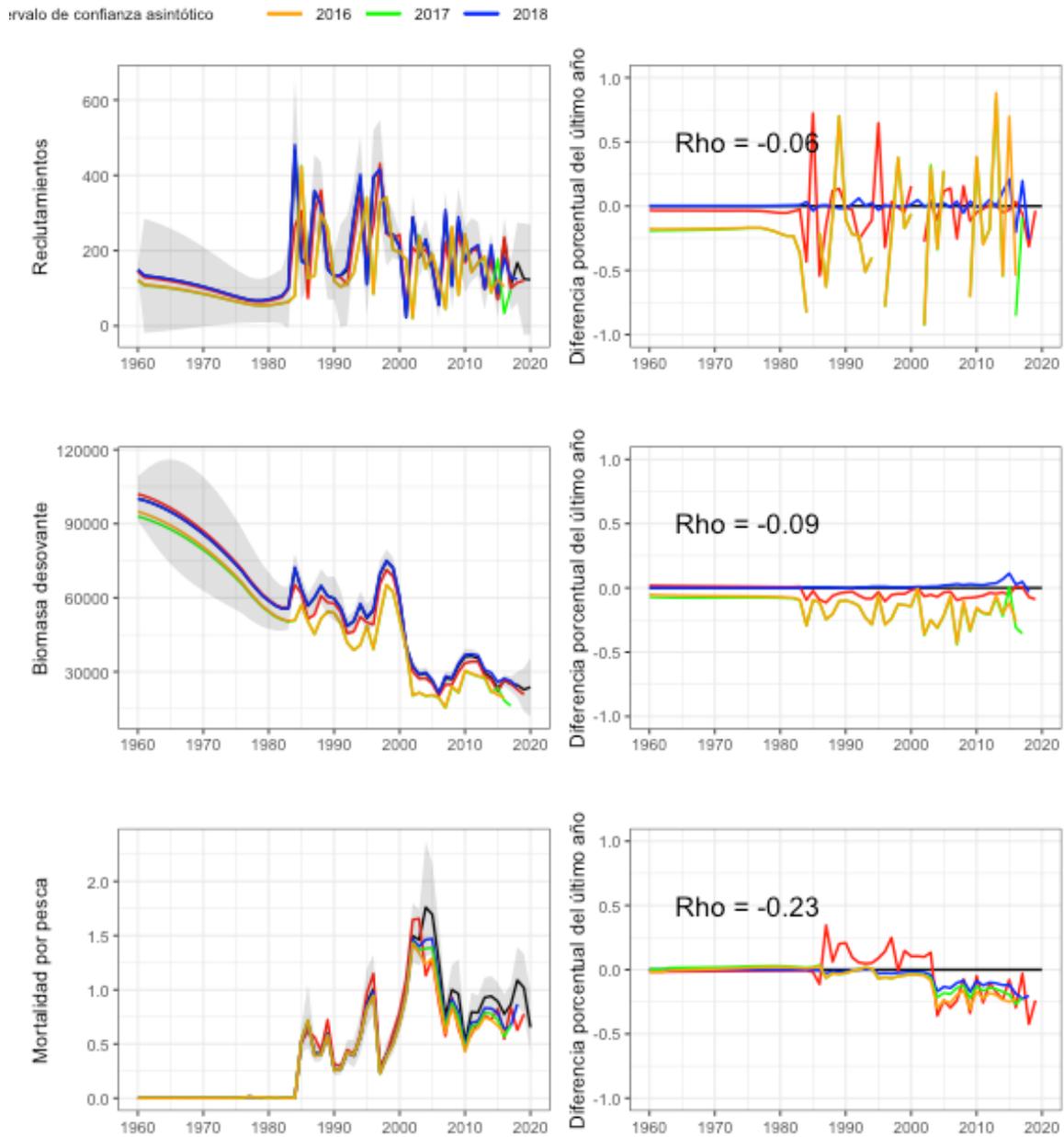


Figura 48. Patr3n retrospectivo est3ndar (panel izquierdo) y relativo (panel derecho) de los reclutamientos.



Perfil de verosimilitud.

El perfil de verosimilitud de cada fuente de información, cuyo valor mínimo representa la estimación máxima *a posteriori* del reclutamiento medio (R_0), para cada fuente de error del modelo alternativo de la evaluación para la Zona X Norte. En general, los datos cuyos perfiles estuvieron más próximos entre sí y la diferencia del log verosimilitud respecto del mínimo se elevó por sobre el criterio estadístico $\chi^2=1,92$ fue la CPUE. Por lo tanto, para la evaluación actual, el dato proveniente de los desembarques y composición de tallas no estaría aportando información relevante para el reclutamiento de erizo de la zona X Norte y en la zona X Sur (**Figura 49 y 50**). Respecto a la Zona XI no se pudo calcular el perfil para el último año, lo que está en revisión.

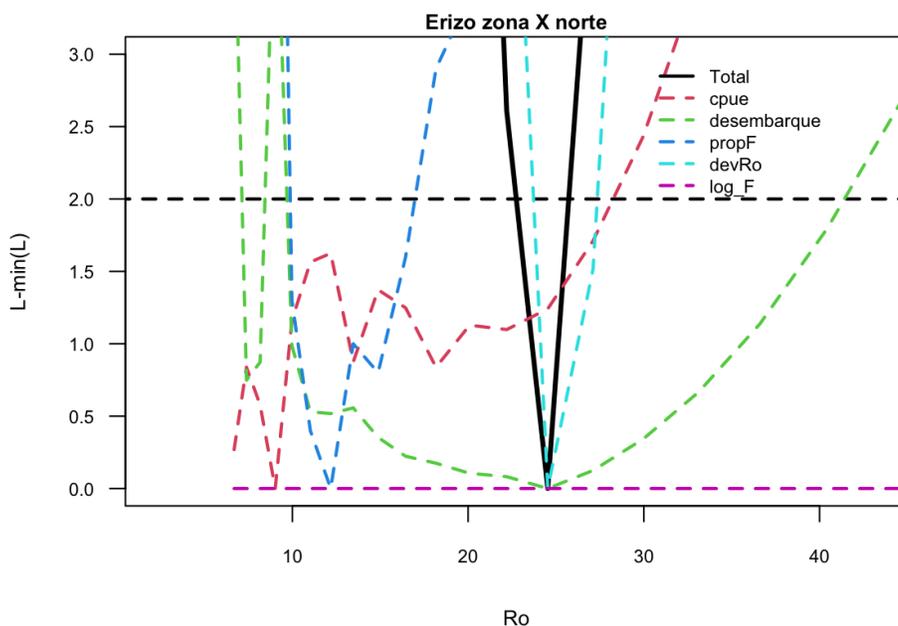


Figura 49. Perfil de verosimilitud erizo Zona X Norte.

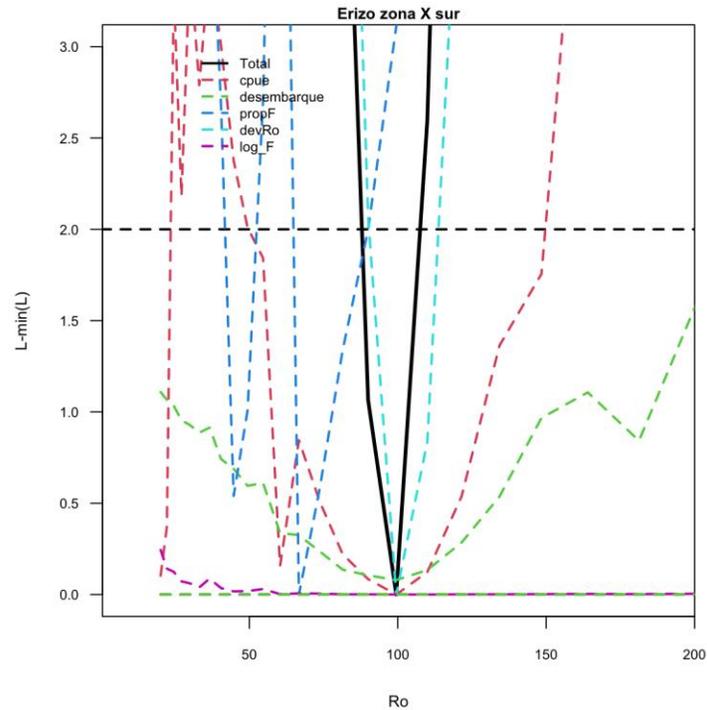


Figura 50. Perfil de verosimilitud erizo zona X Sur.

Análisis de Sensibilidad.

Mortalidad Natural.

Respecto a los análisis de sensibilidad de rangos de mortalidad natural, frente a variables poblacionales en la zona X Norte, los escenarios tuvieron impacto en la mortalidad por pesca, en donde todos los ejercicios tuvieron resultados menores al escenario base (**Figura 51**). La zona X Sur fue la más sensible a M, en donde los niveles de variables poblacionales tuvieron mayores cambios respecto al escenario base (**Figura 52**). En la zona XI, el escenario de $M=0,15$ fue el que presentó un cambio sustancial respecto a los otros escenarios (**Figura 53**).

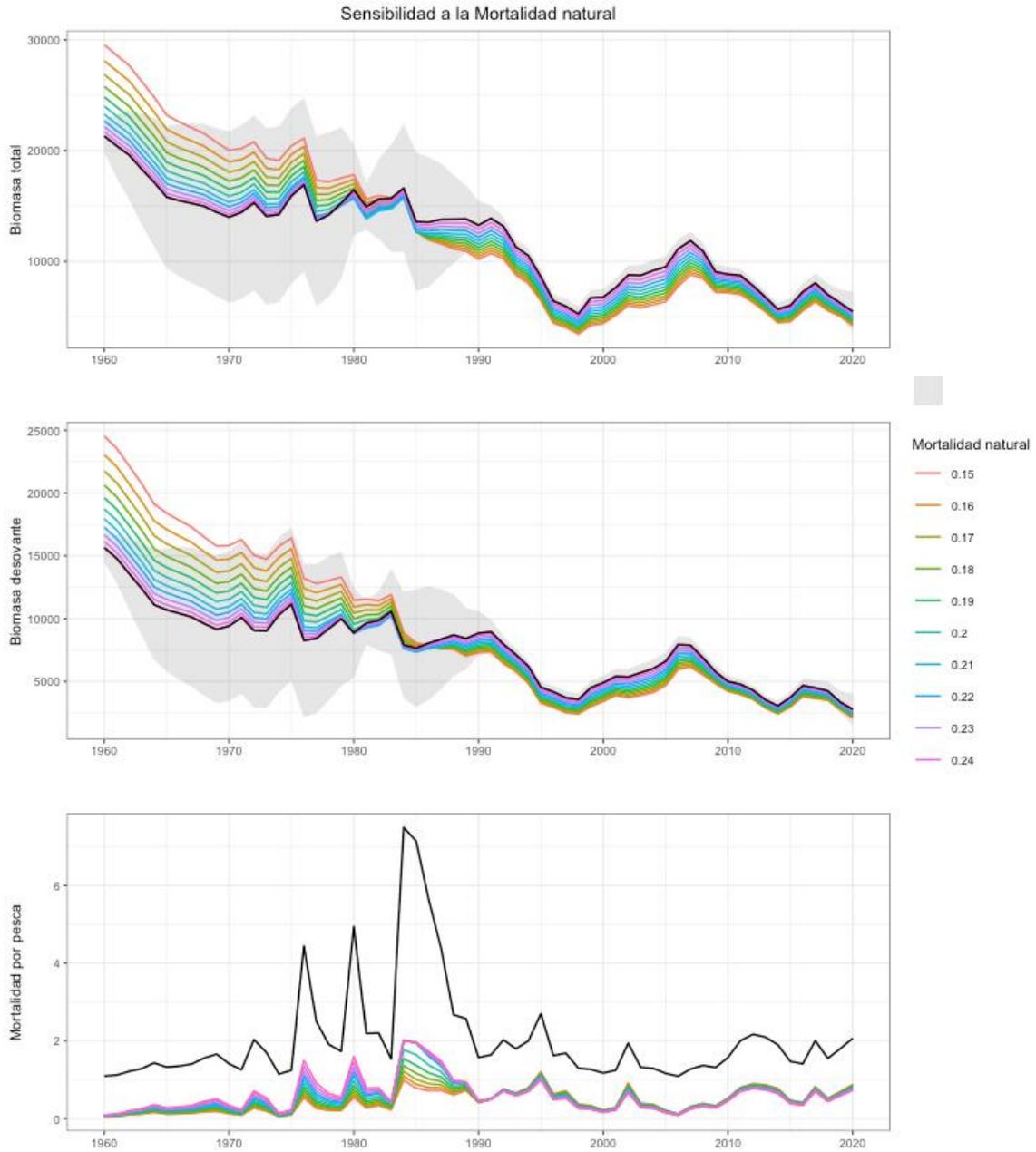


Figura 51. Análisis de sensibilidad de la Mortalidad natural de erizo de la zona norte. La línea negra y zona sombreada corresponde al caso base ($L_{\infty} = 119,85$ mm y $M = 0,25$ año⁻¹).

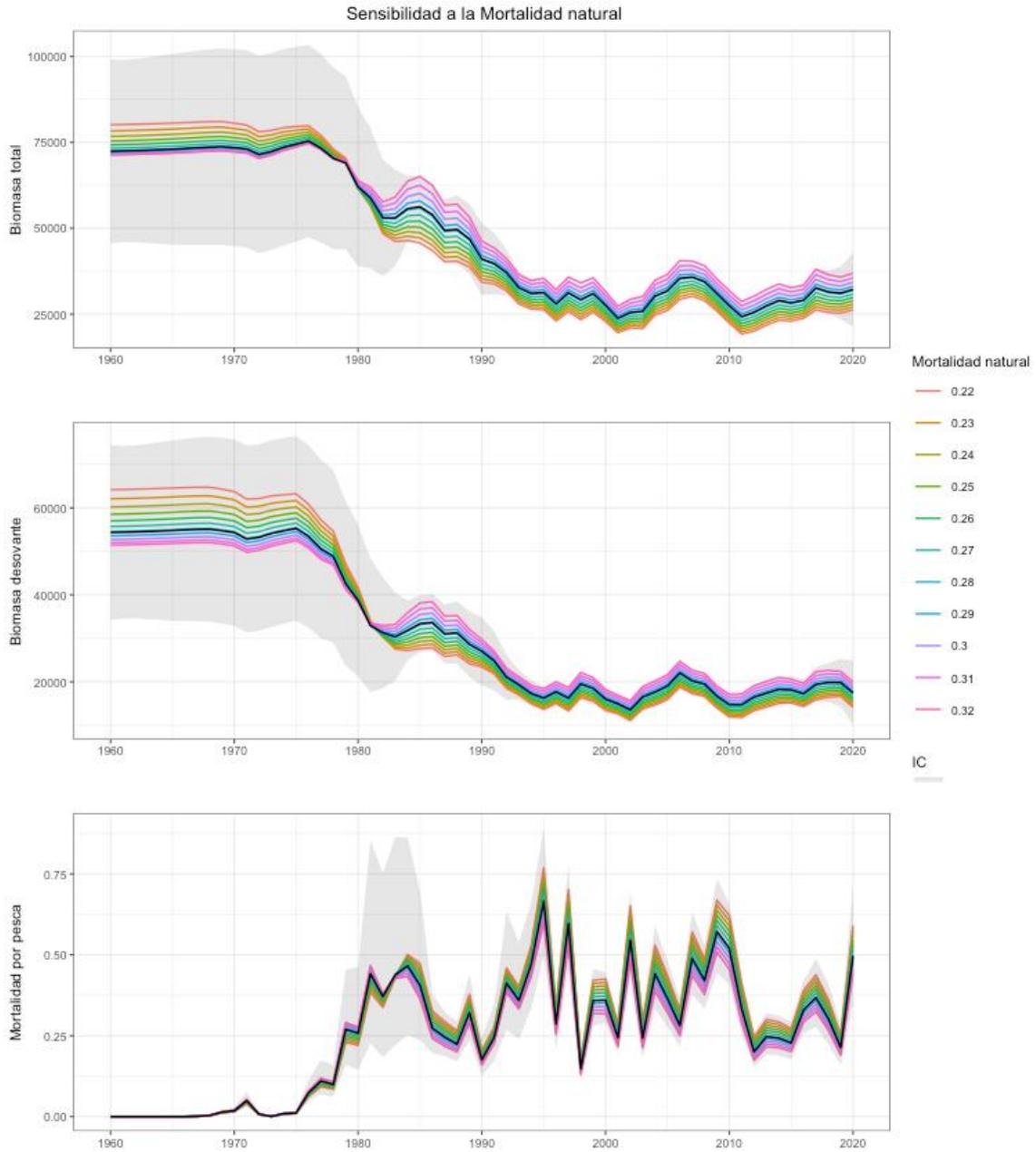


Figura 52. Análisis de sensibilidad de Mortalidad natural de erizo de la zona X sur. La línea negra y zona sombreada corresponde al caso base ($L_{\infty} = 119,85$ mm y $M = 0,282$ año⁻¹).

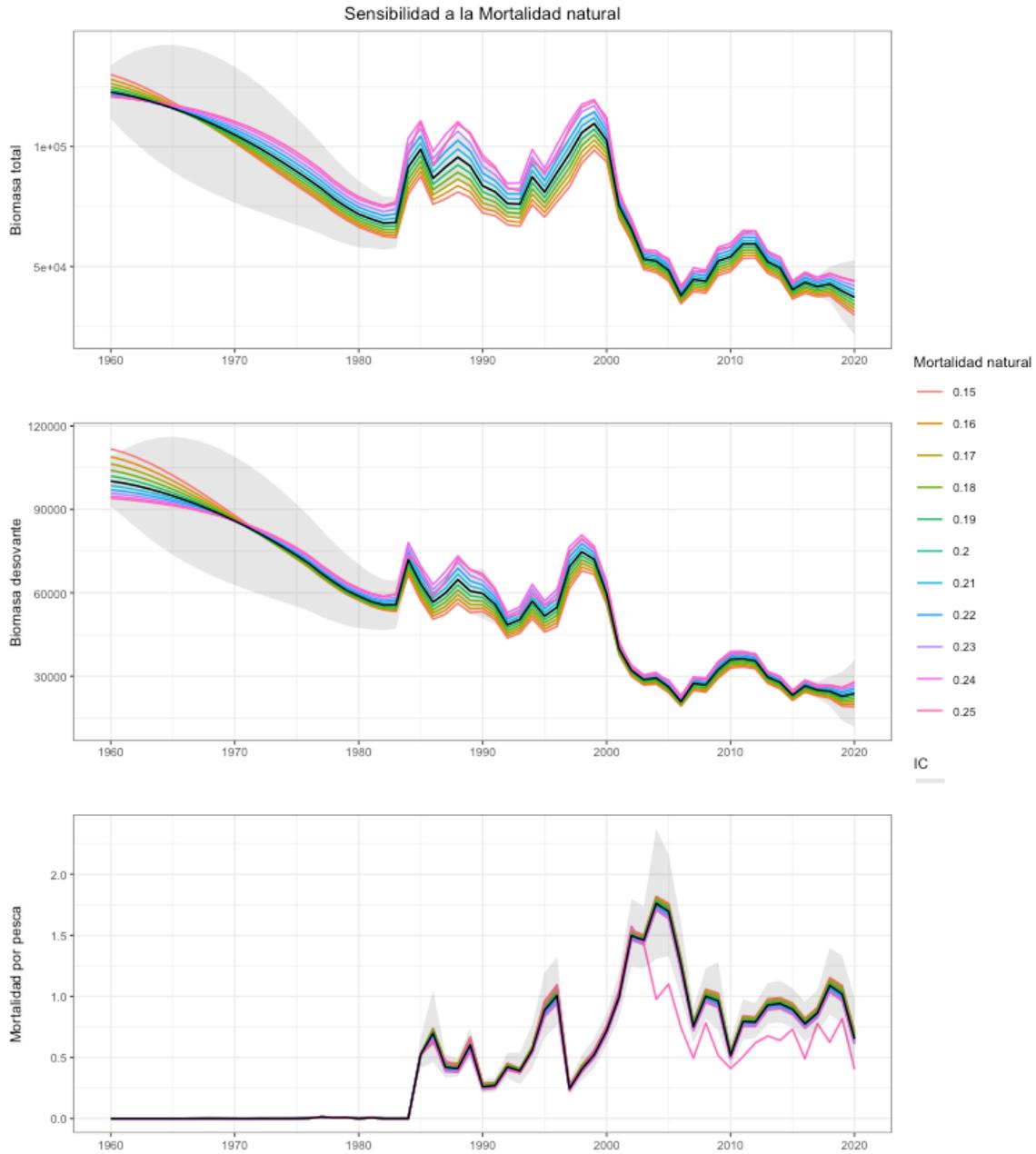


Figura 53. Análisis de sensibilidad de la Mortalidad natural de erizo de la zona XI. La línea negra y zona sombreada corresponde al caso base ($L_{\infty} = 132,8$ mm y $M = 0,20$ año⁻¹).



Longitud asint3tica.

El desempe1o de las variables poblacionales respecto a escenarios de Longitud asint3tica, la zona X Norte fue la que present3 resultados distintos al escenario base dado que los valores probados estaban fuera del rango del escenario base de $L_{\infty} = 119,85$ mm (**Figura 54**). La estimaci3n de variables de la zona X Sur fue la m1s sensible a L_{∞} con rangos de valores entre 10 mil y 23 mil t de biomasa desovante (**Figura 55**), mientras la zona XI fue la menos sensible a escenarios de L_{∞} (**Figura 56**).

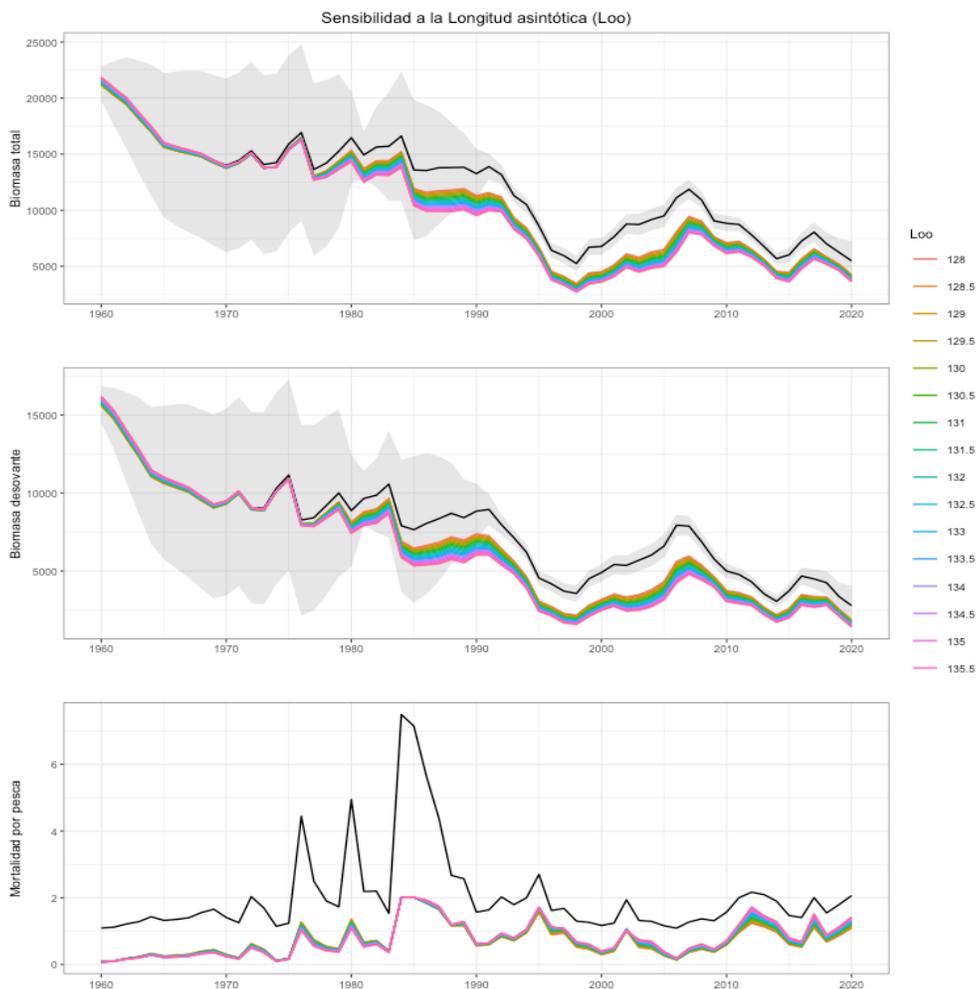


Figura 54. An1lisis de sensibilidad del rango de L_{∞} de erizo de la zona norte. La l1nea negra y zona sombreada corresponde al caso base ($L_{\infty} = 119,85$ mm y $M = 0,25$ a1o⁻¹).

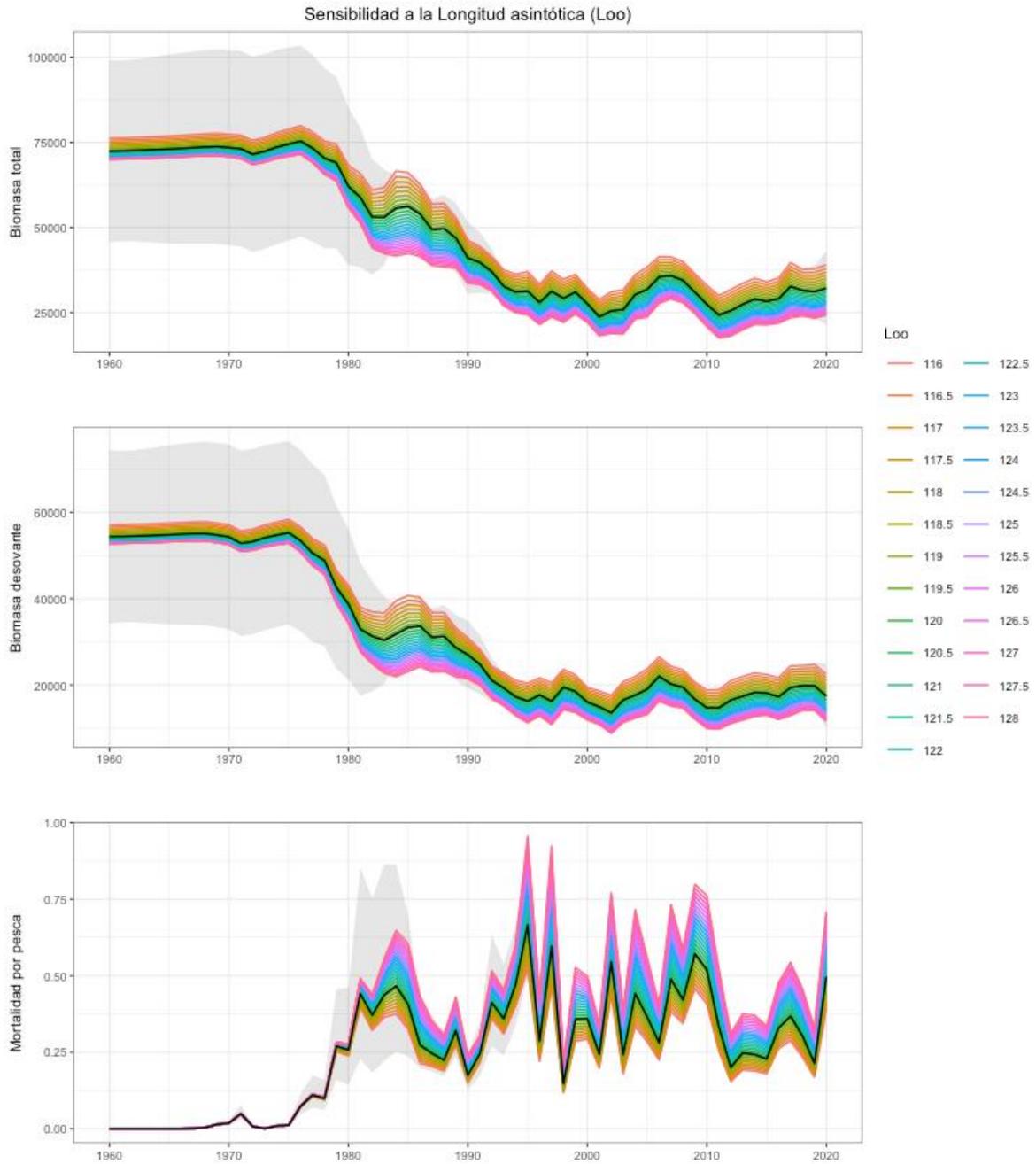


Figura 55. An3lisis de sensibilidad del rango de L_{∞} de erizo de la zona X sur. La l3nea negra y zona sombreada corresponde al caso base ($L_{\infty} = 119,85$ mm y $M = 0,282$ a3o⁻¹).

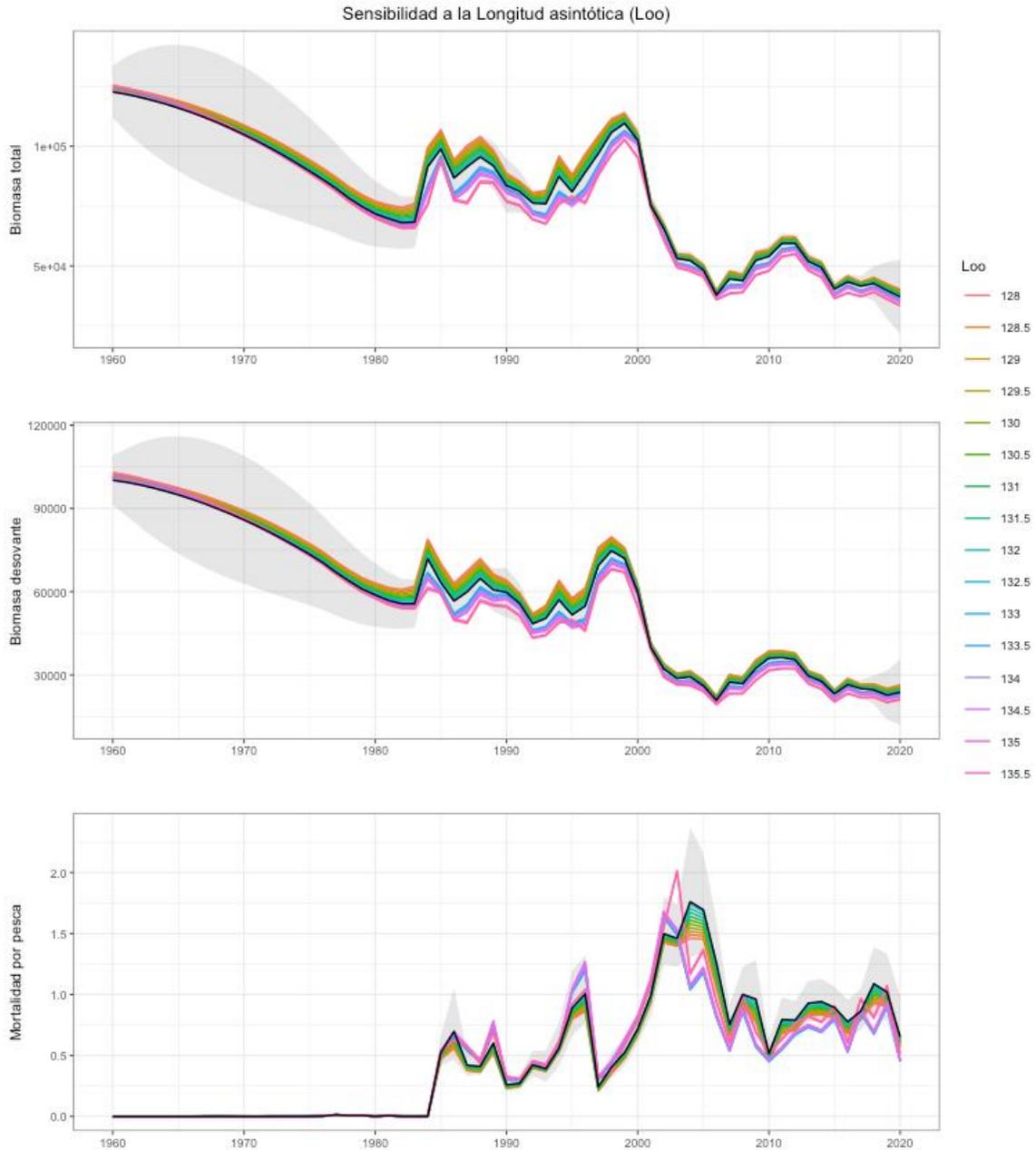


Figura 56. An3lisis de sensibilidad del rango de L_{∞} de erizo de la zona XI. La l3nea negra y zona sombreada corresponde al caso base ($L_{\infty} = 132,8$ mm y $M = 0,20$ a $^{-1}$).



Variabes de estado poblacionales.

Las trayectorias de las biomazas estimadas por el modelo para los años 1998 a 2020 se presentan en la **Figura 57** junto a sus respectivos intervalos de confianza. Se observa que en los primeros años los niveles poblacionales promedio eran de 16 mil t, mientras que en la segunda mitad de los años 90 se produjo una disminución de sus niveles hasta las 4 mil t en el año 1998, lo que se explica por altos niveles de remoción por pesca desde el año 2004 en adelante. En los últimos 4 años, los niveles poblacionales se han mantenido entre 5,900 t y 2,900 t de biomasa desovante.

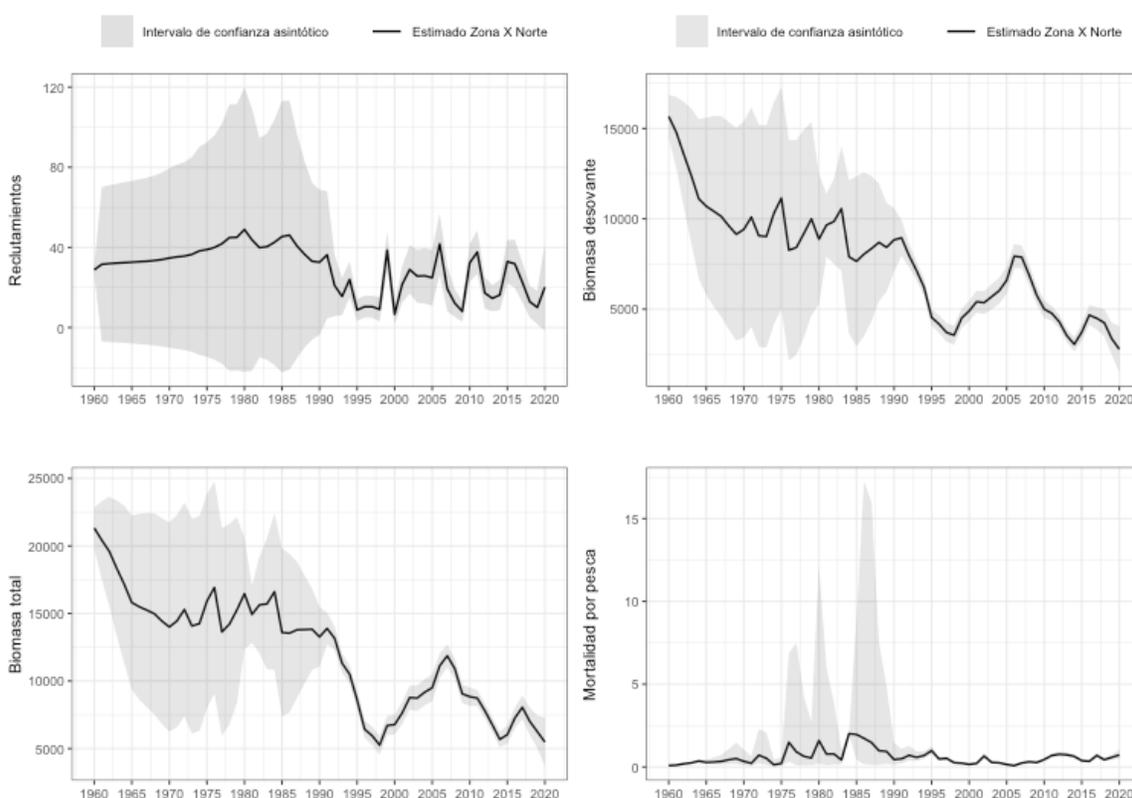


Figura 57. Variabes de biomazas totales, desovantes, reclutamientos y desvíos estimadas por el modelo para el erizo de la zona X Norte período 1960 - 2019.

En la **Figura 58** se presentan las trayectorias de las biomazas estimadas por el modelo base para el período 1960-2019 de la zona X Sur, en conjunto con la incertidumbre asociada. Se observa que a fines de los 60s la población estaba constituida por 75 mil toneladas. A principios de los 80s y luego de los altos niveles poblacionales del stock registrados hasta el año 1984, el recurso mostró una evidente disminución, llegando a sus más bajos niveles en los años 1999 -2000. Posteriormente, se



observa una disminuci3n sostenida de las biomazas, las que para el a1o 2017 fueron estimadas entre 20 mil t de biomasa total, y 16 mil t de biomasa desovante.

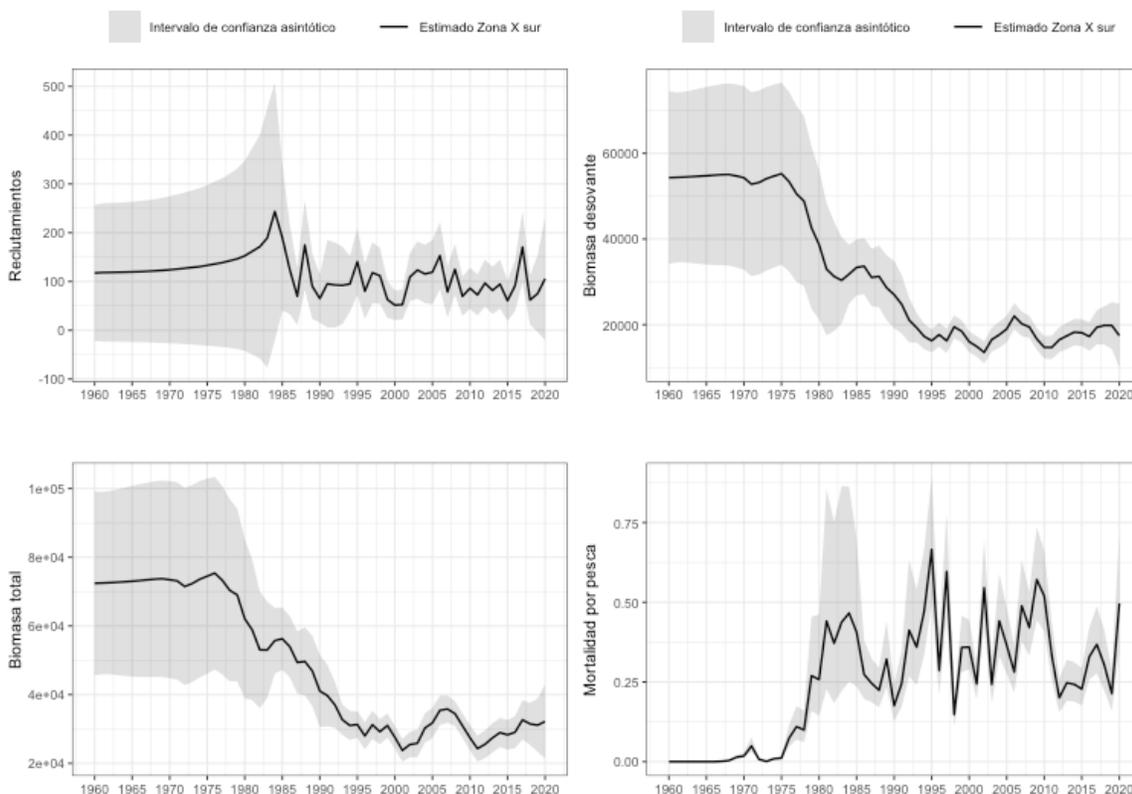


Figura 58. Variables poblacionales de erizo zona X Sur.

En la **Figura 59** se presentan las trayectorias de las biomazas estimadas por el modelo base para el periodo 1960-2016, en conjunto con la incertidumbre asociada de la zona XI. Se observa que a fines de los 60s la poblaci3n estaba constituida por 120 mil toneladas, y sus fluctuaciones se relacionan fuertemente con la variabilidad en los reclutamientos, llegando a sus m1s bajos niveles en los a1os 2015-2017 con cerca de 35 mil t de biomasa total y cerca de 18 mil t de biomasa explotable.

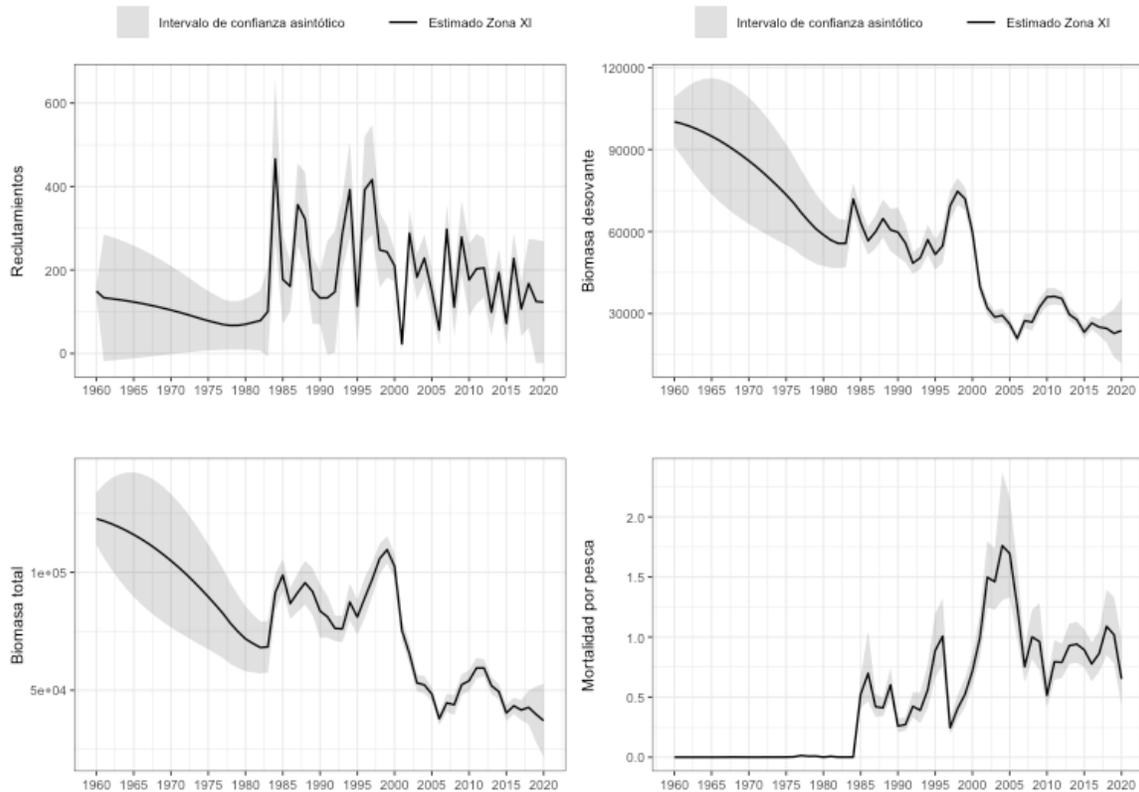


Figura 59. Variables poblacionales de erizo zona XI.

Puntos Biol3gicos de Referencia.

El impacto de la actividad extractiva se presenta a trav3s del cociente entre la biomasa desovante estimada y la biomasa desovante de largo plazo, la cual es estimada al interior del modelo en funci3n de los reclutamientos medios observados en la serie analizada. El potencial reproductivo del stock lleg3 a sus niveles m3s bajos en los a3os 1998 y 2013 (21%). Para el 3ltimo a3o y bajo el escenario base la biomasa desovante es cercano al 20%, es decir, en el nivel de referencia l3mite para el recurso (Figura 60).

En la unidad de pesquer3a X Norte, los resultados de la evaluaci3n indirecta del stock de erizo indican que desde una condici3n de baja explotaci3n hasta el a3o 1975, el stock estuvo sometido a mortalidades por pesca bajas, para luego estar bajo efectos de niveles de pesca importantes entre los a3os 1975 y 1999, con tasas de explotaci3n m3ximas promedio de un 80% de la biomasa del recurso. Posteriormente, los niveles de mortalidad por pesca fueron irregulares, manteni3ndose por encima de



la mortalidad por pesca objetivo en los 3ltimos 5 a3os. Para el a3o 2020 la remoci3n se estim3 en $F=0,75 \text{ a3o}^{-1}$, sobre un eventual $F_{rms}=0,20$ (**Figura 60**).

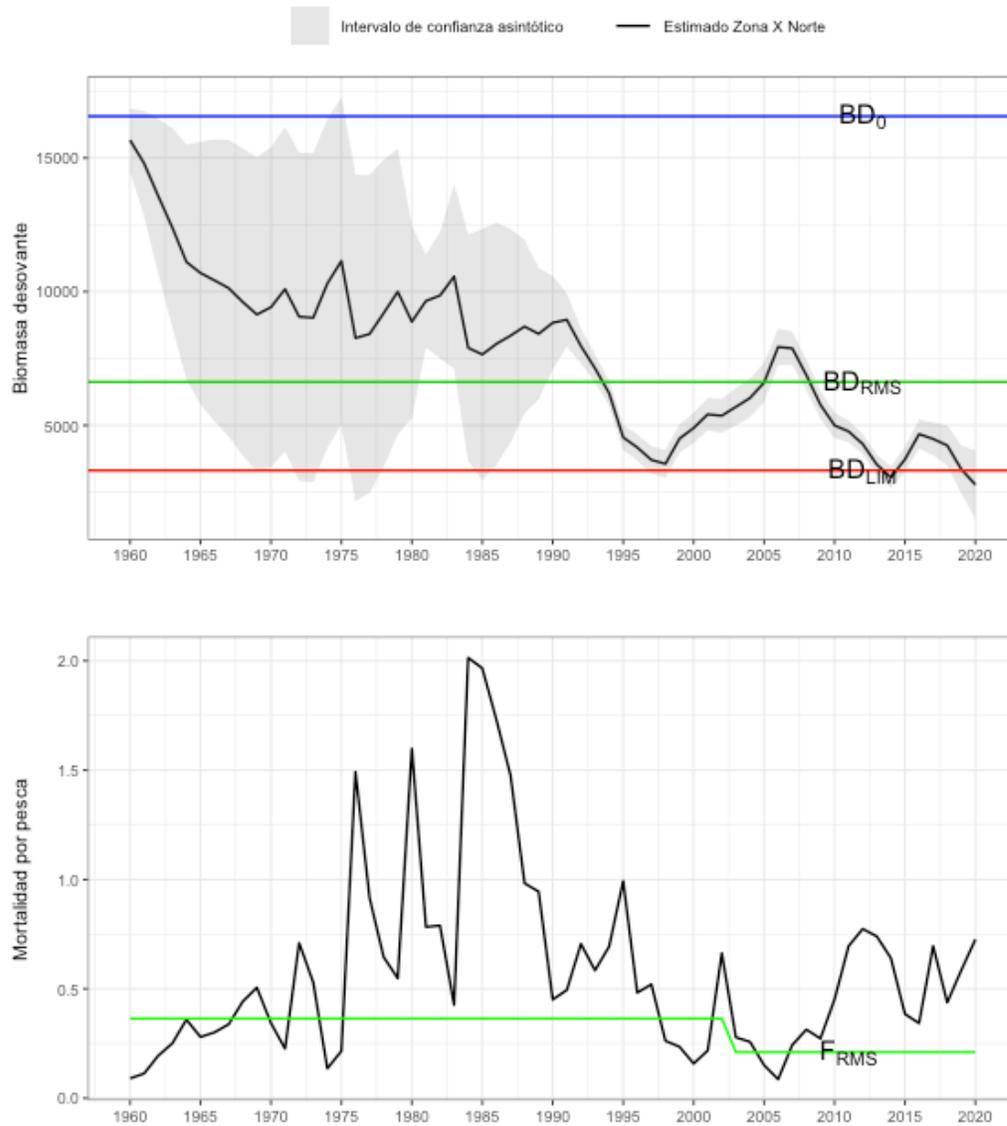


Figura 60. Puntos Biol3gicos de referencia de erizo zona X Norte.

En funci3n de la estimaci3n de PBR de erizo en la zona X Sur, la poblaci3n estuvo sometida a mortalidades por pesca y tasas de explotaci3n que fueron en aumento durante la segunda mitad de



los a1os 70, con tasas de explotaci3n m1ximas pr3ximas al 90% de la biomasa del recurso. El recurso vuelve a registrar incrementos en la mortalidad por pesca de manera creciente entre los a1os 1998 y 2010, llegando a una tasa de explotaci3n sobre la biomasa total de un 60%. En los 1ltimos tres a1os dichas tasas se han elevado, estim1ndose para el 2020 un $F=0,50 \text{ a1o}^{-1}$ (**Figura 61**).

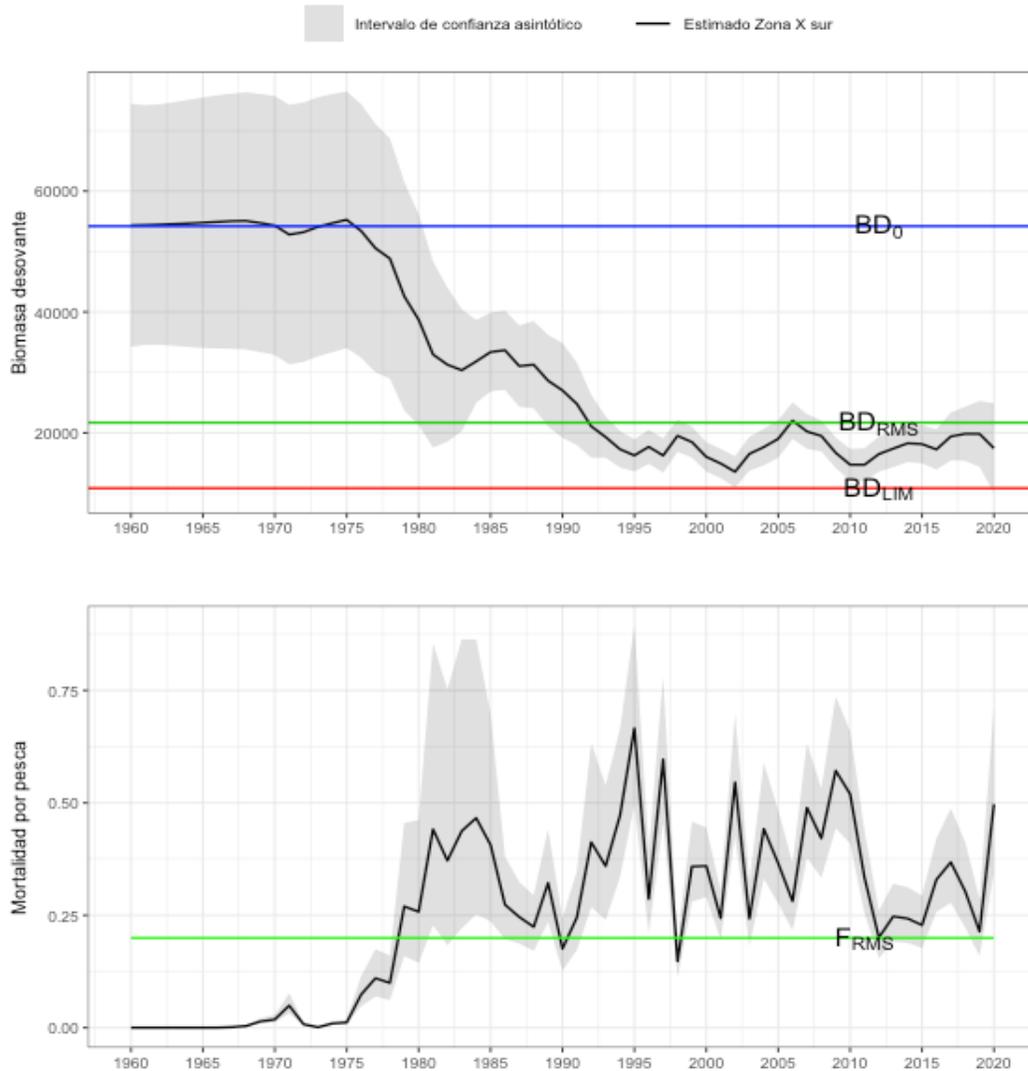


Figura 61. Puntos Biol3gicos de referencia de erizo zona X Sur.

En la zona XI, el potencial reproductivo del stock lleg3 a sus m1s bajos niveles (20%) en los 1ltimos a1os (**Figura 62**). Tambi3n se puede corroborar que la poblaci3n estuvo sometida a mortalidades por pesca y tasas de explotaci3n importantes durante los 1ltimos 15 a1os, con tasas de explotaci3n



m3ximas pr3ximas al 66% de la biomasa del recurso. Para el a3o 2020, la tasa de mortalidad por pesca se estim3 en 0,84.

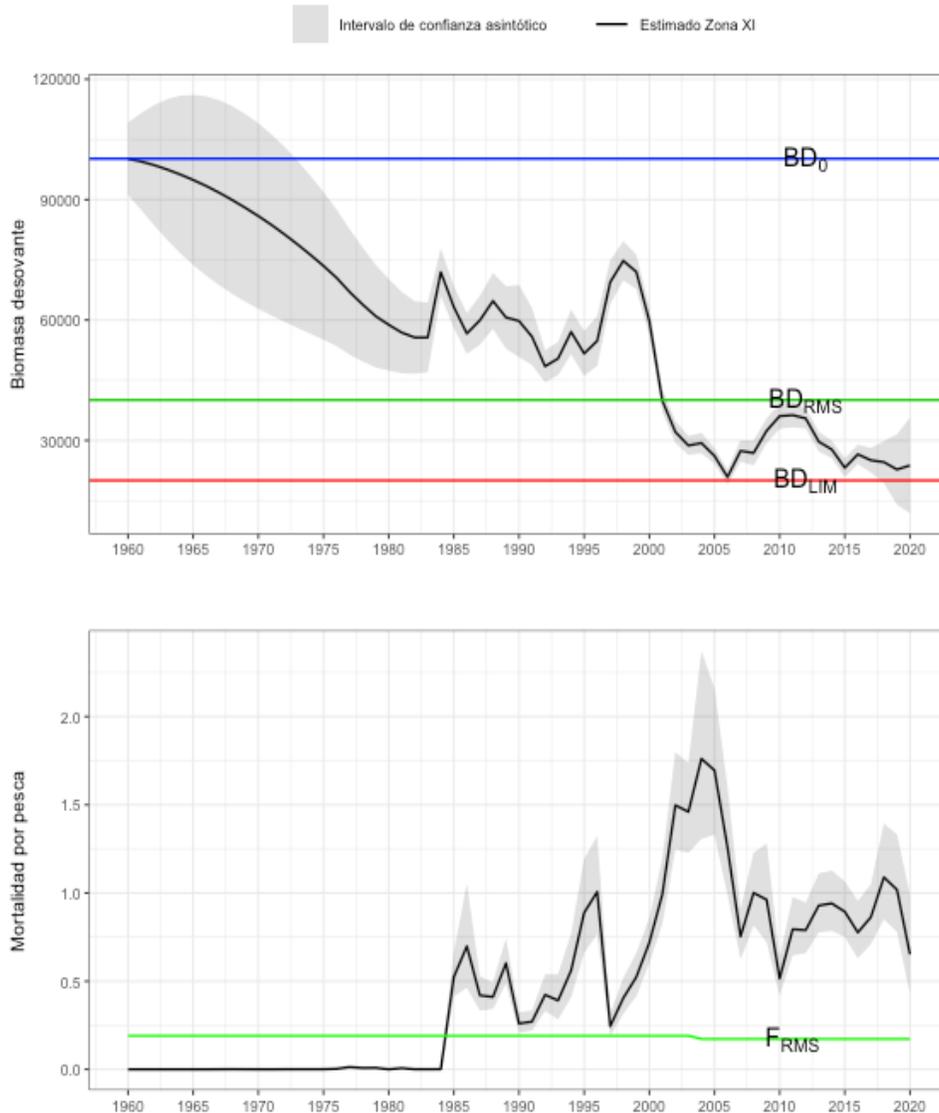


Figura 62. Puntos Biol3gicos de referencia de erizo zona XI.

Estado de explotaci3n de erizo.

Actualmente no est3n definidos los puntos biol3gicos de referencia para especies bent3nicas de importancia comercial, sin embargo, y como ejercicio exploratorio, se realiz3 la estimaci3n para erizo de cada una de las zonas evaluadas. A partir de la definici3n de los PBR y los indicadores de estatus



se construye el diagrama de fase para el erizo zona X Norte (**Figura 63**). Consecuentemente con lo observado en los indicadores del estatus, en los inicios el recurso estuvo sometido a bajos niveles de explotación para después llegar rápidamente al recurso a niveles de sobrepesca. Sin embargo, la situación ha ido avanzando hasta el colapso en los últimos años. La relación de reducción de la biomasa virgen y las tasas de explotación ubican al erizo en el límite inferior del estado de sobreexplotación, debido a que su biomasa desovante se ubica por debajo la biomasa que genera el RMS. La mortalidad por pesca se encuentra por encima del objetivo y con $(F > F_{RMS}) = 4,2$, es decir, con síntomas de sobrepesca.

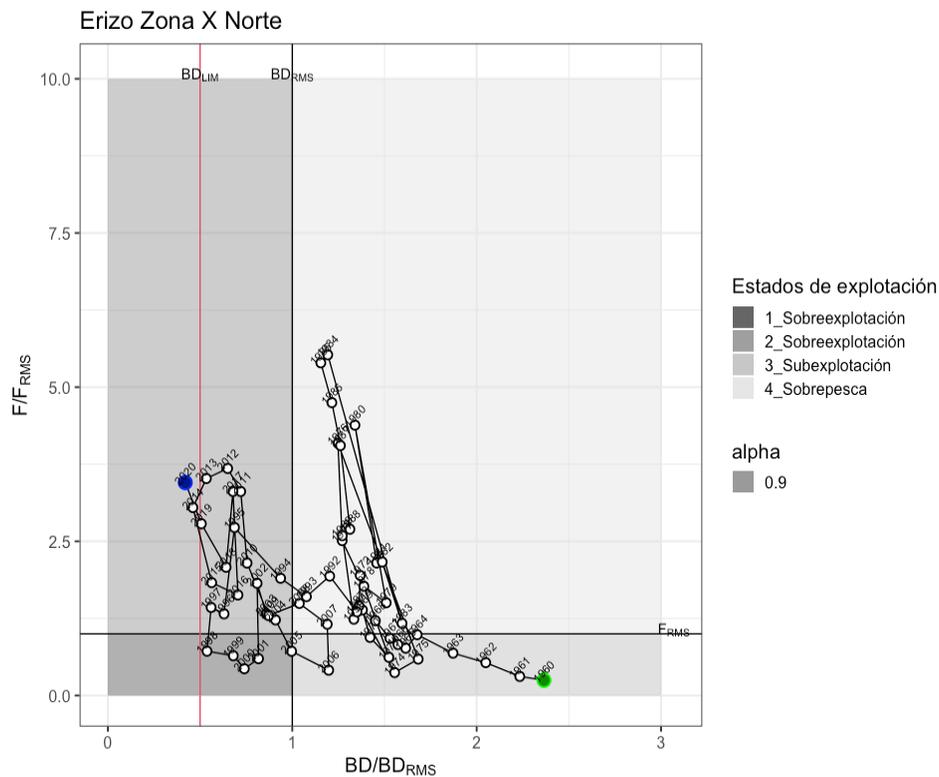


Figura 63. Diagrama de fase propuesto para erizo zona X Norte. En el eje Y se presenta la razón entre el nivel de reducción de la biomasa desovante (BD) estimada en la evaluación de stock respecto de la biomasa objetivo (BD_{RMS}), la cual define el estatus de sub-explotación, plena explotación, sobreexplotación y colapso. El eje X representa la razón entre la mortalidad por pesca proveniente de la evaluación respecto del F40% considerado objetivo para alcanzar el RMS (proxy), sobre la línea continua ($F/F_{RMS} > 1$), se define la condición de sobrepesca.

Los resultados de la evaluación de stock para el caso base indican que la relación de reducción de la biomasa virgen y las tasas de explotación ubican al erizo en una condición de sobrepesca, debido a



que su biomasa desovante se ubica por debajo de la biomasa que genera el RMS ($BD/BD_{RMS}=0,71$), con una $p(BD < BD_{RMS})=1$. La mortalidad por pesca se encuentra por encima del objetivo ($F_{2020}=0,33$ año⁻¹) con $p(F < F_{RMS})=2,5$. El diagrama de explotación es estandarizado respecto de la mortalidad por pesca que produce el RMS. Se debe tener en cuenta que el modelo base de esta evaluación es el que presenta los indicadores menos optimistas para el recurso (**Figura 64**).

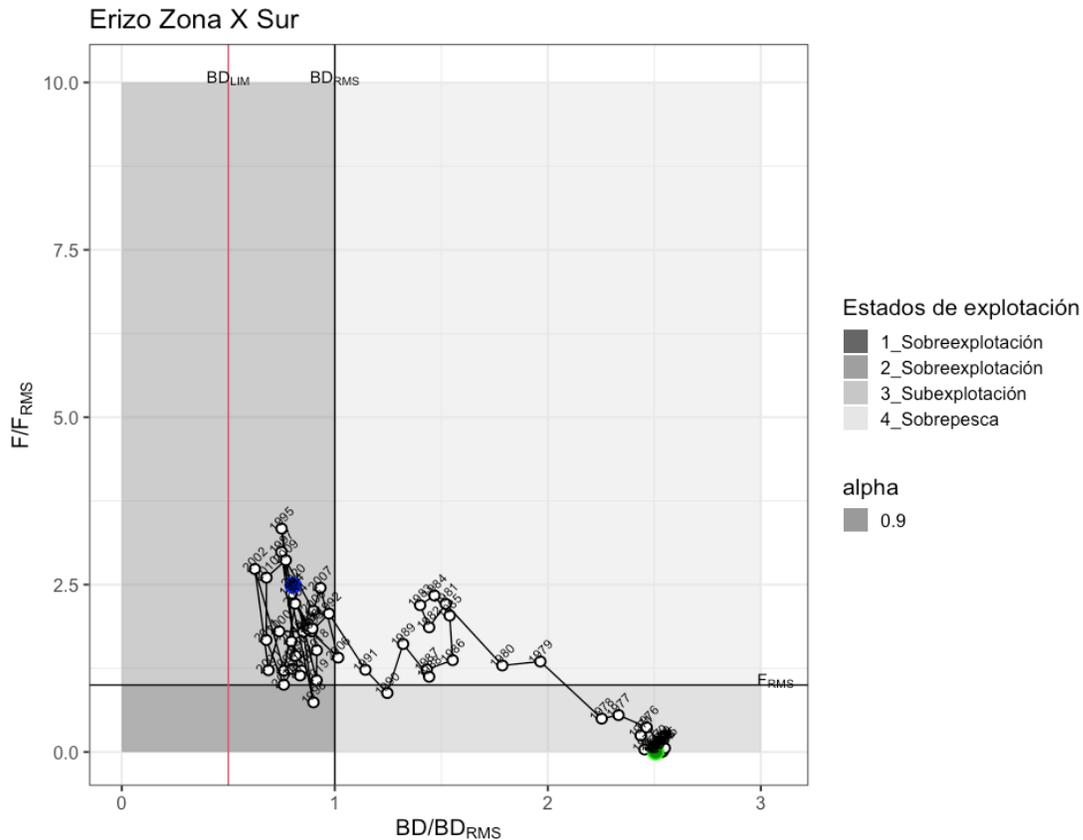


Figura 64. Diagrama de fase erizo zona X Sur. Año 2020.

Los resultados de la evaluación de stock para el caso base indican que la relación de reducción de la biomasa virgen y las tasas de explotación ubican erizo en condición de sobrepesca, debido a que su biomasa desovante se ubica por debajo de la biomasa que genera el RMS ($BD/BD_{RMS}=0,59$), con una $p(BD < BD_{RMS})=1$. Se debe tener en cuenta que el modelo base de esta evaluación es el que presenta los indicadores menos optimistas para el recurso (**Figura 65**).

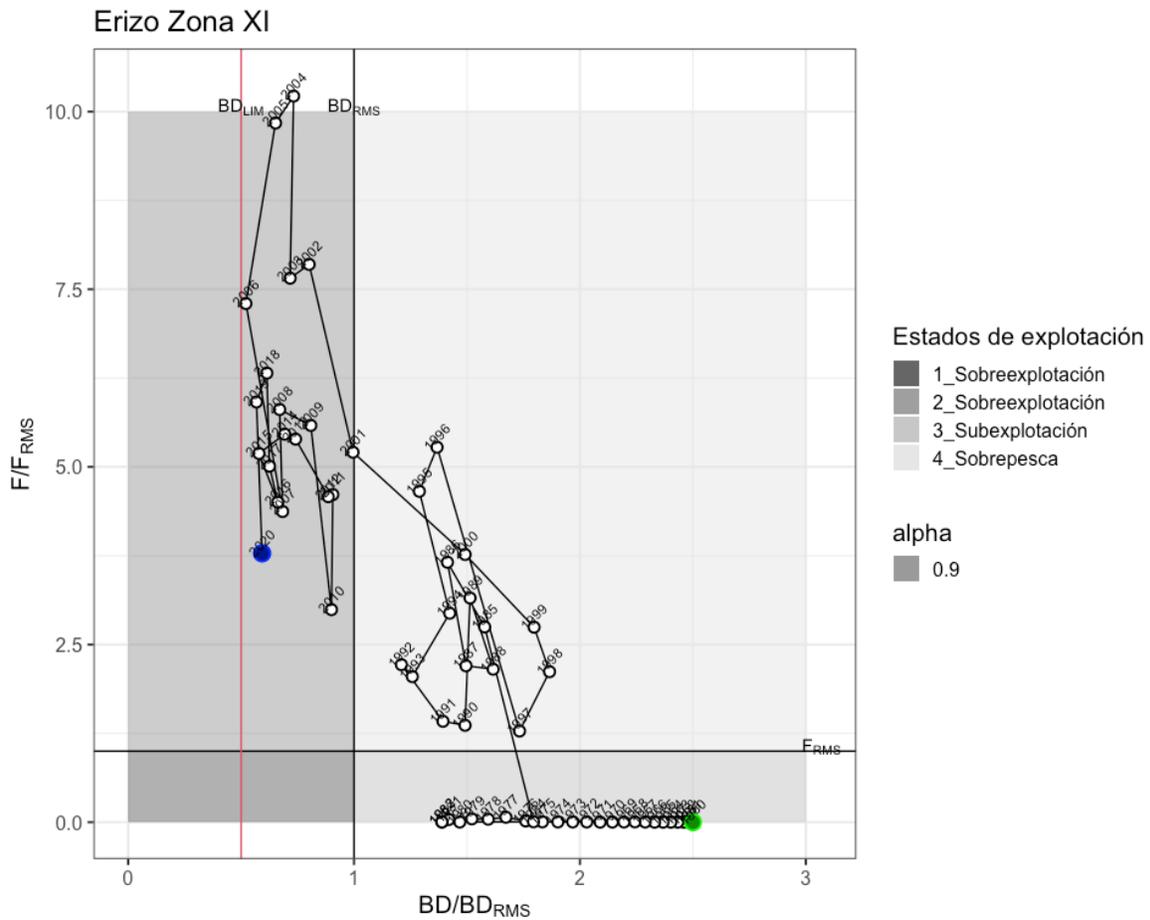


Figura 65. Diagrama de fase erizo zona XI. A3o 2020.

An3lisis integrado de las tres zonas de estudio.

Finalmente se presentan los resultados de las biomazas totales, ya sean estas por zona y sumando todo. Primero la biomass desovante y luego la total. De acuerdo a lo estimado, el mayor reservorio de biomasa lo contiene la Regi3n de Ays3n, lo cual ha sido consistente con las evaluaciones previas, y que tambi3n es la zona que muestra mayor decaimiento poblacional (**Figura 66**).

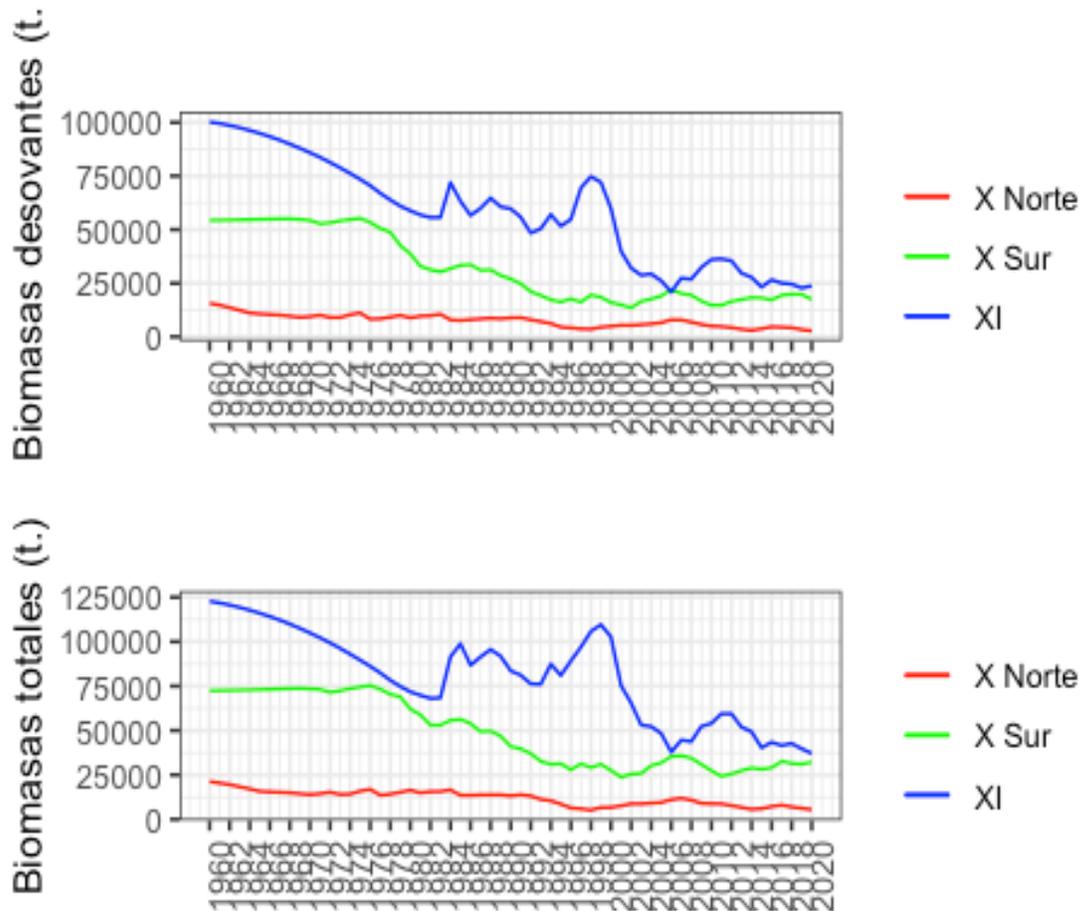


Figura 66. Biomosas Totales y Desovantes.

Análisis exploratorio de los datos de AMERB de las regiones de Los Lagos y Aysén y su pertinencia en la evaluación de stock.

Para este análisis se consideraron 177 AMERB que están dentro del área del Plan de Manejo del erizo de la zona contigua. En ella se visualizaron indicadores de tallas y muestreos directos, como densidades y abundancias. Las AMERB analizadas se distribuyen en gran parte del espacio en donde se desarrolla la pesquería de erizo en zonas de libre acceso, como lo ilustra la **Figura 67**.

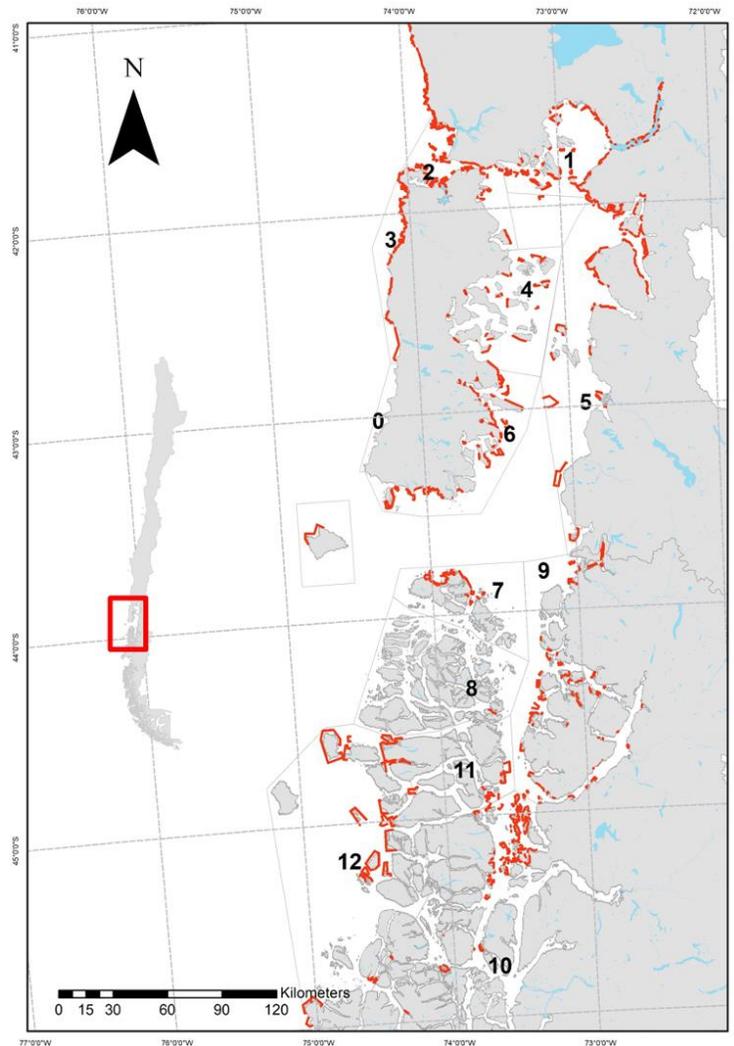


Figura 67. Distribuci3n de las AMERB ubicadas en los espacios del Plan de Manejo de Zona Contigua de erizo. Cada lnea roja representa la ubicaci3n geogr1fica de cada AMERB.

Por su parte, es posible identificar los registros de densidades medias de cada AMERB durante todo el periodo de operaci3n de cada 1rea (**Figura 68**). Esta observaci3n, basada en el supuesto de las mismas superficies evaluadas en cada oportunidad, da a entender donde se encuentran las AMERB mas productivas, dado que este indicador de densidad tiene directa relaci3n con las abundancias estimadas y por ende, las cuotas asignadas.

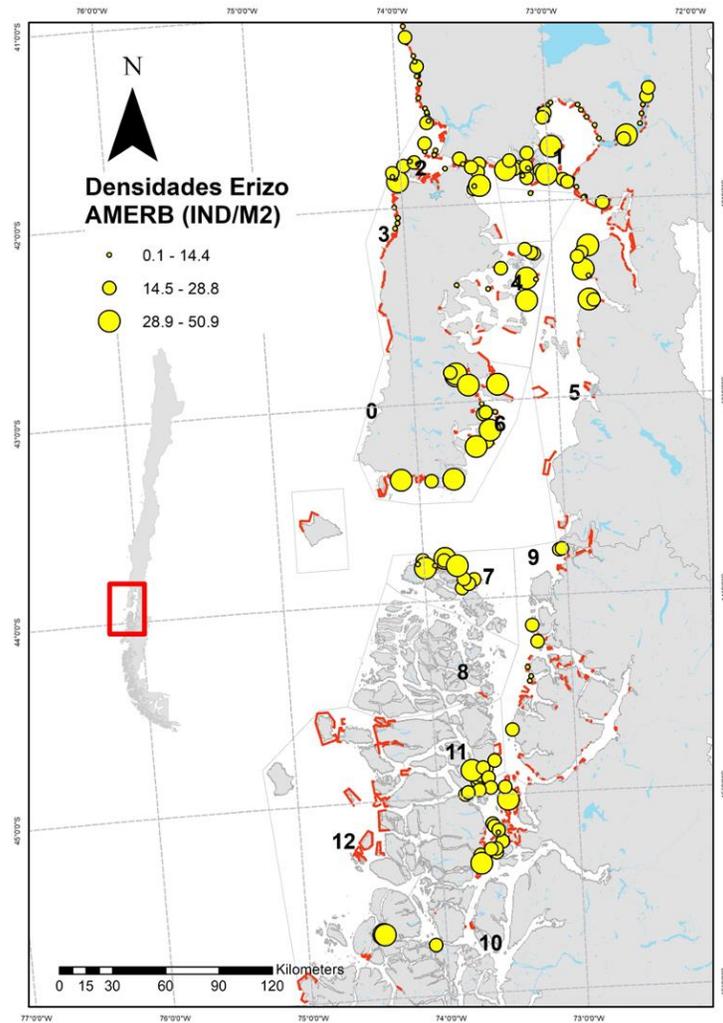


Figura 68. Densidades medias promedio de los ulti10 a1os por AMERB ubicadas en los espacios del Plan de Manejo de Zona Contigua de erizo. Cada l1nea roja representa los l1mites de cada AMERB y los n1meros los poligono1 identificados por Molinet *et al.*, 2011.

Por otro lado, y para comparar con las tendencias de este indicador indirecto de abundancia con el de las CPUE, asociamos a las AMERB con el poligono en el cual se ubican y ploteamos las densidades medias a trav3s de los a1os. No se identifican patrones comunes entre poligono1 y/o macrozonas de evaluaci3n de stock (**Figura 69**).

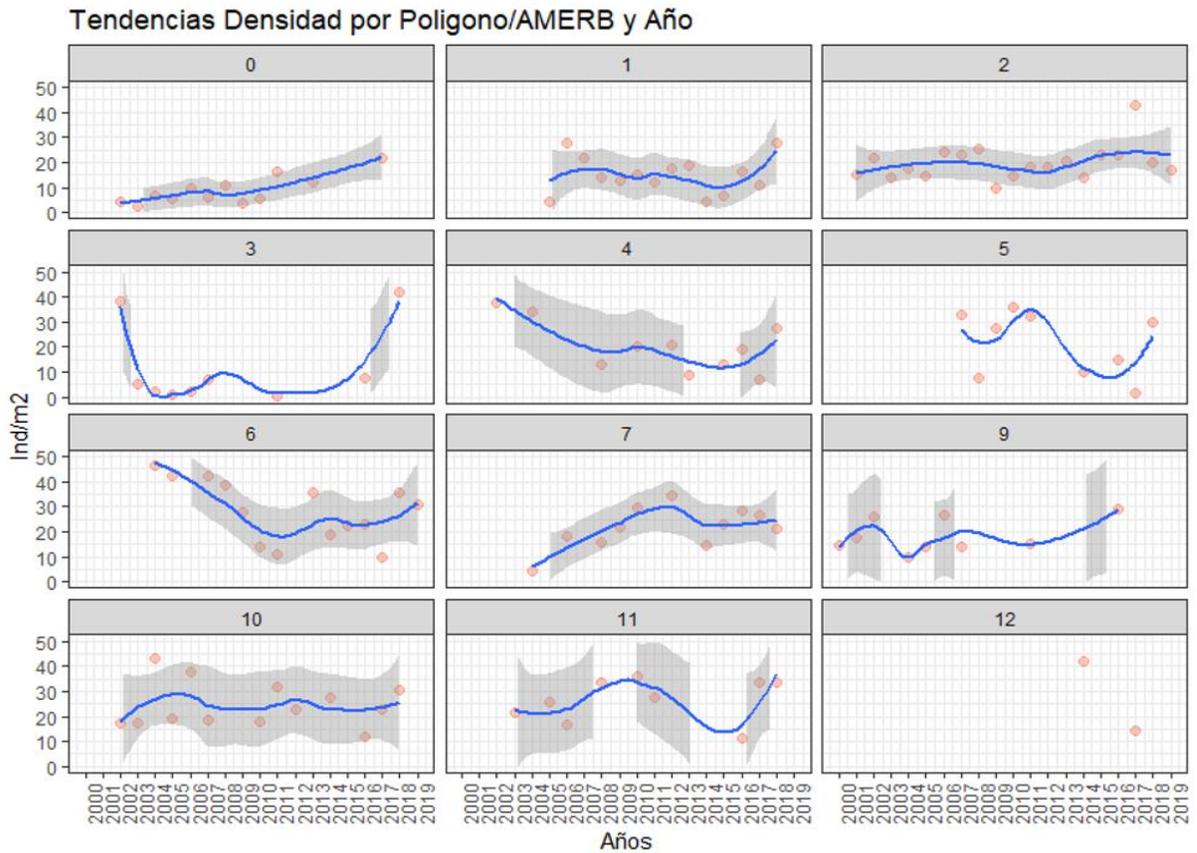


Figura 69. Trayectorias de densidades medias de AMERB agrupadas por pol3gonos del Plan de Manejo de Zona Contigua de erizo entre los a3os 2000 y 2019.

Respecto a las estructuras de tallas provenientes de las AMERB, fue posible analizar las estructuras de cada a3o y para cada AMERB. Sin embargo y para prop3sitos de visualizaci3n se desplegaron las estructuras a trav3s de los a3os de la serie (**Figura 70**).

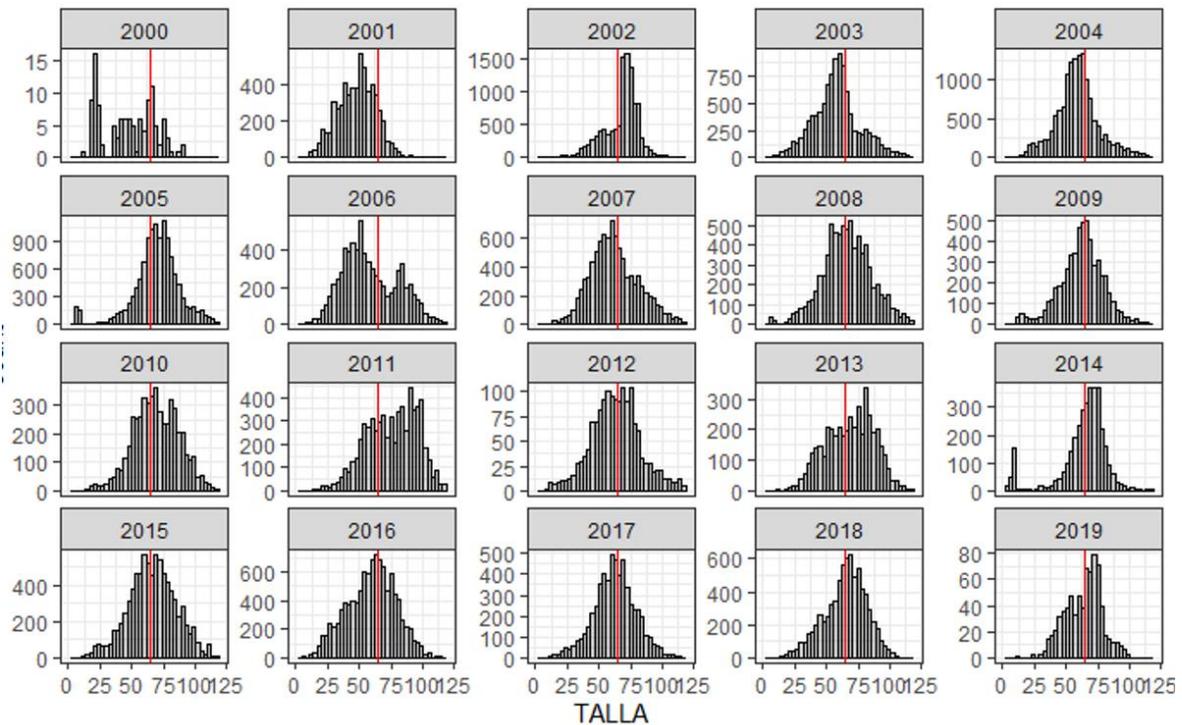


Figura 70. Distribuci3n de frecuencia de tallas del monitoreo de AMERB de erizo en las 3 zonas de evaluaci3n a trav3s de los a1os. La l3nea roja representa la TML de 65 mm (R. Ex. N 763-2018) de di3metro de testa. Per3odo 2000-2019.

6.1.1.2 Revisi3n de agrupaci3n espacial del recurso erizo en las regiones de Los Lagos y Ays3n.

Revisi3n, validaci3n y selecci3n de la informaci3n disponible.

Se dispuso de la Base de datos del monitoreo del programa de seguimiento bent3nico que desarrolla IFOP en las regiones de Los Lagos y Ays3n. Se trabaj3 con la serie disponible desde el a1o 2010 al a1o 2019. Se excluy3 del an3lisis el a1o 2020 por la perturbaci3n generada al asignar una cuota regional, sin la consideraci3n de las “zonas contiguas” de los a1os previos, lo que habr3a generado una actividad furtiva de la flota.

La informaci3n es generada seg3n los protocolos de monitoreo del desembarque en puertos, caletas y muelles, adem3s de la levantada a bordo de los distintos tipos de embarcaciones que operan en la pesquer3a. El detalle de la operaci3n del monitoreo se puede encontrar en los reportes t3cnicos de dicho estudio, parte del Convenio ASIPA al igual que el presente reporte.



A modo de contexto, se debe tener presente que la pesquería de erizo en estas regiones sustenta casi el 50 % de los desembarques a nivel nacional, en un mercado en el cual Chile es el principal proveedor mundial. Las características de la operación extractiva son la temporalidad de esta (en la práctica entre marzo y agosto) y la operación de “faenas de pesca”, que en la Región toman la forma de asentamientos temporales de pescadores y embarcaciones extractivas, comunicadas a un puerto mayor (Melinka o Quellón principalmente) a través de embarcaciones de “acarreo o transportadoras”, que llevan las capturas de la faena a puerto y provisionan con los elementos necesarios la operación de la faena (alimentos e insumos para la actividad de pesca). Así el monitoreo de la pesquería condiciona su representatividad a la trazabilidad que se pueda hacer con los muestreos de la actividad de las faenas, donde se pueden levantar los datos de rendimientos y muestreos biológicos asociados a la mayor parte de los desembarques.

En consideración a lo anterior, se procedió en una primera etapa a la revisión exploratoria de los datos, discriminando los aportes monitoreados de ellos según la calificación de función de las embarcaciones monitoreadas y los viajes de pesca monitoreados, habida consideración que de ellos se puede obtener la información de esfuerzos y rendimientos, los resultados graficados en la **Figura 71**, donde se manifiesta un 51,8% de desembarque monitoreado en embarcaciones extractivas, que representan un 97,9% de los viajes monitoreados, en la serie acumulada. En la exploración anual, estos registros representan en la serie anual una representación alrededor del 50% para cada uno de los años de la serie y un registro homogéneo de viajes de pesca, sobre el 90%, para cada uno de esos años (**Figura 72**).

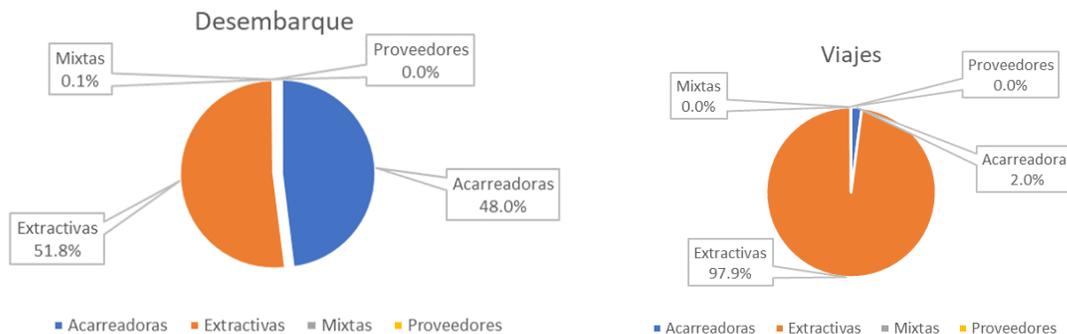


Figura 71. Desembarque monitoreado por funciones de las embarcaciones en las regiones de Los Lagos y Aysén. 2010 – 2019.

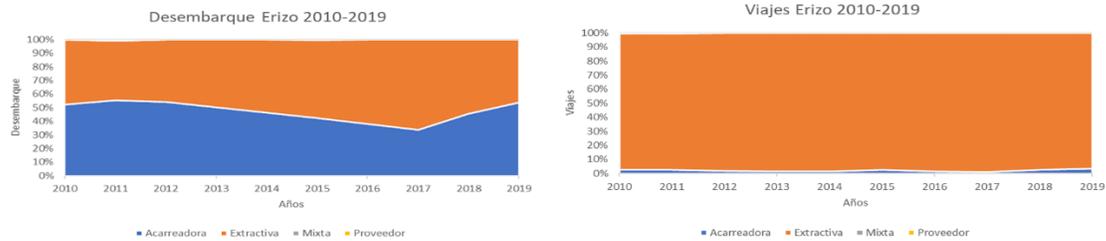


Figura 72. Desembarque anual monitoreado por tipo de embarcaci3n y viajes de pesca identificados por funci3n de tipo de embarcaci3n. 2010 – 2019.

Dentro esta distribuci3n de informaci3n levantada *in situ*, la referencia a una “procedencia de pesca” (s3mil de un caladero de pesca en otras pesquer3as) (identificaci3n de la localidad geogr3fica donde ocurre la actividad extractiva e identificada con una georreferencia en la Base de Datos) es la requerida para el an3lisis. As3, una revisi3n en mayor detalle permiti3 verificar que un 100 % del desembarque monitoreado corresponde extracciones monorecurso (se puede hacer un s3mil a los viajes llamados monoespec3ficos en otras pesquer3as) y que un 98,82 % de estos desembarques est3n asociados a una procedencia de pesca, a su vez, de todo el desembarque asociado a procedencias de pesca, un 52,25% corresponde a viajes de pesca de embarcaciones calificadas como de funci3n extractiva (**Figura 73**).

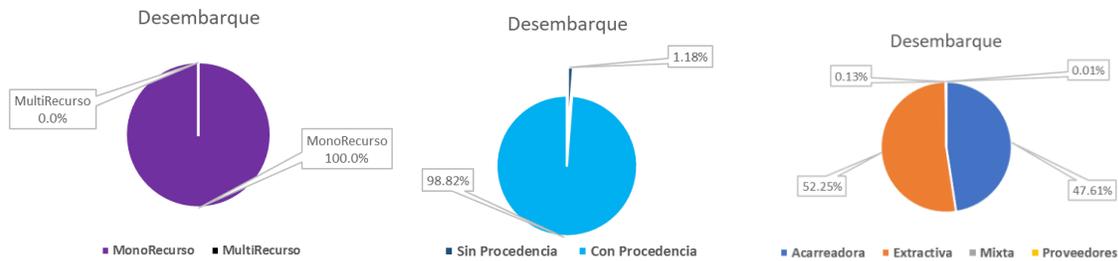


Figura 73. Registros de procedencias de pesca por tipo de viaje (mono o multirecurso), desembarque monitoreado y funci3n de embarcaci3n registrada.

Luego de la revisi3n de los datos, se generaron gr3ficos de percentiles y medianas (box plot) de la informaci3n en vistas resultados de filtros por:

- Puerto de desembarque
- Viejes de pesca
- Profundidad de buceo
- Temporalidad de los desembarques
- Funci3n de embarcaci3n del registro
- Agrupaci3n regional
- Agrupaci3n por zonas de asignaci3n de cuota



Lo anterior, de forma de evaluar la existencia de registros outliers o atípicos, de las variables: capturas, rendimientos, tiempo de duración de viajes de pesca. Dado lo extenso de este reporte, se obvia la extensa generación de salidas gráficas de la revisión de la Base de Datos, pero redundó en:

- No consideración de viajes sin procedencia de pesca identificadas con georreferencia en la Base de Datos. Resultado de esto se eliminó un 0,36% de los viajes y un 2,19 por ciento de las capturas.
- No se consideró la información de las embarcaciones con funciones mixtas y proveedores. Lo anterior significó eliminar 0,01% de los viajes de pesca y un 0,05% de las capturas.
- No se consideró la información asignada al Polígono 0 (Molinet *et al*, 2011), lo que significó prescindir de un 0,04% de los viajes de pesca y un 0,06% de las capturas.
- No se consideraron los viajes de pesca de embarcaciones extractivas con más de 2.500 Kilos. Con este filtro, no fueron analizados un 4,34% de los viajes de pesca y un 17,72% de las capturas.
- Para la variable CPUE no se consideraron los viajes de pesca con valores de esfuerzo cero (0), eliminando un 3,88% de los viajes de pesca, que representaron un 53,36% de las capturas, adjudicado principalmente a los viajes de embarcaciones con funciones de “acarreo”.
- Para la serie de CPUE se consideró como valor outlier aquellos que no cumplieron con el criterio de estar en el rango de una mediana sobre el valor estimado para cada año, esto significó eliminar un 3,92% de los viajes, con un 3,6% de las capturas.

Exploración de datos y determinación de método de agrupación.

En esta etapa secuencial de la metodología empleada, se identificaron las agrupaciones de la pesquería existentes y conocidas, sobre las cuales se ha desarrollado o implementado algún proceso de gestión o análisis para la pesquería, y en las cuales se pudiera asignar con certeza la asignación geográfica de la información disponible.

Se identificaron cuatro agregaciones espaciales de la pesquería (**Figura 74**):

- a) **Regiones:** Se identifica una primera agregación regional, que considera 2 grupos: la Región de Los Lagos y la Región de Aysén. Esta agrupación de tipo administrativo corresponde a la reconocida regionalización de la actividad extractiva regional y la asignación regional de la cuota global de pesca recomendada por el Comité Científico Técnico Bentónico.
- b) **Zonas de asignación de cuotas y evaluación de stock:** estas zonas corresponden a las zonas a las cuales se ha asignado una fracción de la cuota global de erizo en el contexto del Plan de Manejo y la consecuente existencia de la denominada Zona Contigua. Estas zonas, también conocidas de norte a sur como X Norte, X Sur y XI Región, son objeto de la evaluación de stock realizada en el programa que ampara este informe desde el año 2016 y presentada su situación actual en el punto 6.1 de este informe.



- c) **Polígonos de pesca:** corresponden a 12 polígonos espaciales en las aguas interiores de las regiones de Los Lagos y Aysén, propuestos para el manejo de los recursos erizo, almeja y luga en el contexto del Plan de Manejo de las Zonas Contiguas (Molinet *et al*, 2011).
- d) **Macrozona:** área completa de la ocurrencia de la pesquería y la asignación global de cuota anual de extracción y corresponde a la suma de las aguas interiores de las regiones de Los Lagos y Aysén.

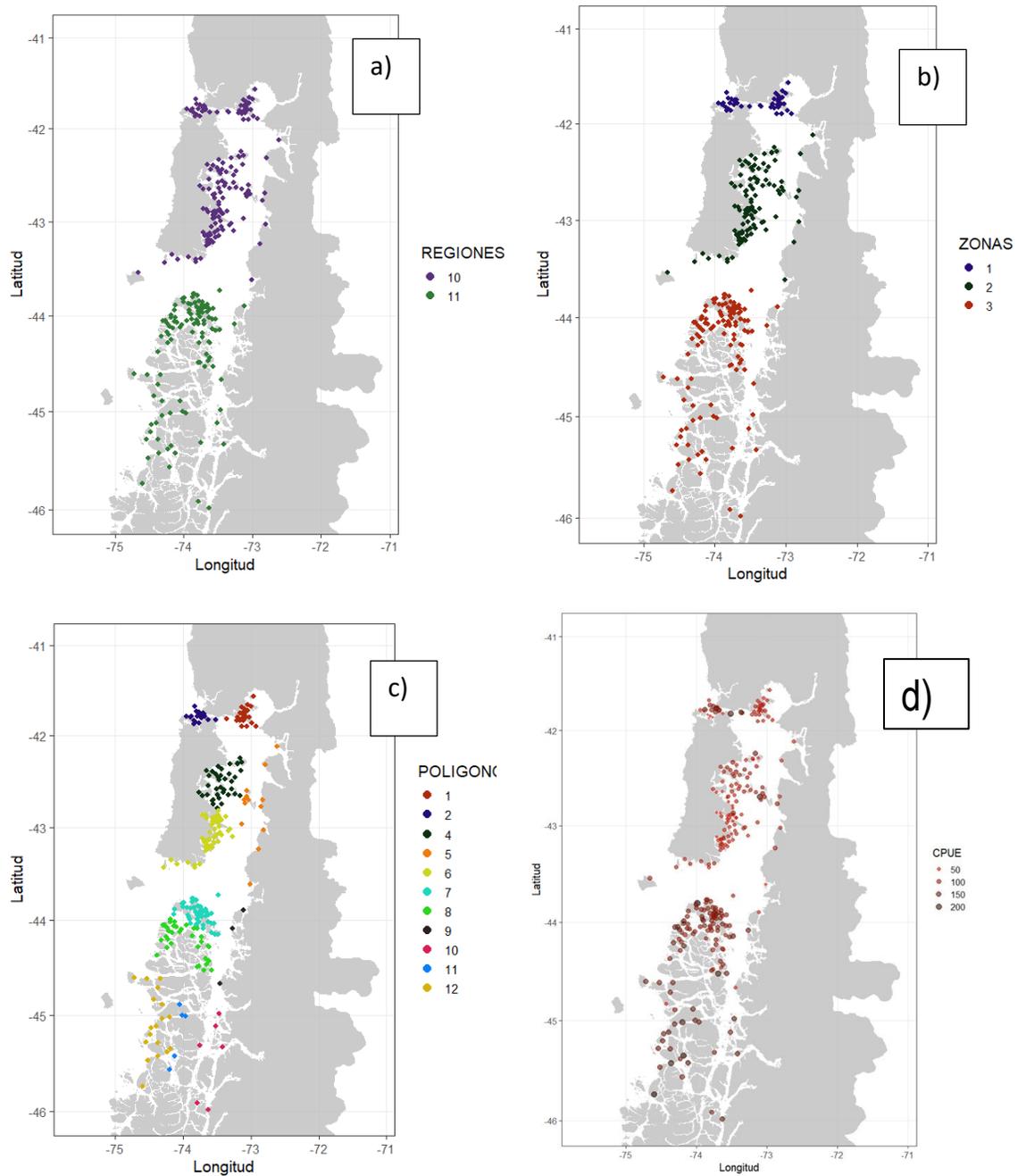


Figura 74. Agrupaciones de pesquería de erizo identificadas para el presente estudio: a) regiones de Los Lagos y Aysén b) Zonas de asignación de cuotas y evaluación c) polígonos propuestos por Molinet *et al.*, 2011 y d) macrozona de operación de la pesquería.



La data validada según el procedimiento del punto anterior, fue sometida a un proceso de exploración, en el que se buscó la observación de la continuidad temporal de las variables y decir el empleo de la serie disponible. Se exploró la variabilidad de la actividad a través de la observación de la movilidad de las capturas, así se generó una categorización de estas a nivel de procedencia de pesca (**Figura 75**). Los centros de masa de las capturas anuales, para la unidad de agregación macrozona se señala en la **Figura 76**, donde en general las capturas se observan entre el sector de Melinka y Quellón.



Figura 75. Procedencias de pesca de erizo monitoreadas por año en las regiones de Los Lagos y Aysén. 2010-2019.

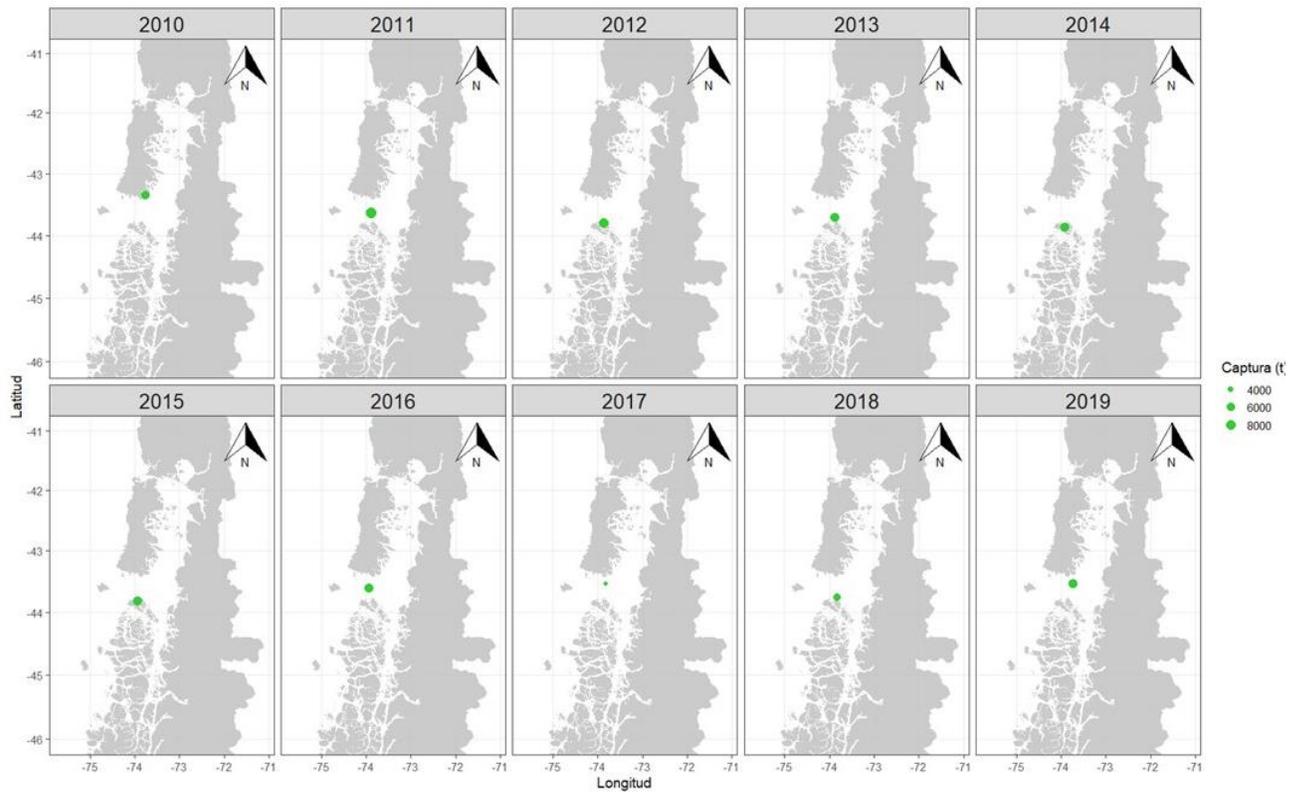


Figura 76. Centros de masa de captura de erizo en macrozona regiones Los Lagos y Aysén por año. 2010-2019.

En escala espacial regional y temporalidad semestral, se observa un desplazamiento desde el límite sur de la Región de Los Lagos, hacia el norte de la Región de Aysén en el segundo semestre (**Figura 77**). La observación anual de los centros de masa en la escala los polígonos, muestra algunos polígonos sin registros de operación todos los años, como los números 5, 9 y 10 (**Figura 78**).

Las zonas de asignación de cuotas y evaluación (**Figura 79**) muestra estabilidad en los centros de masa en los años analizados.

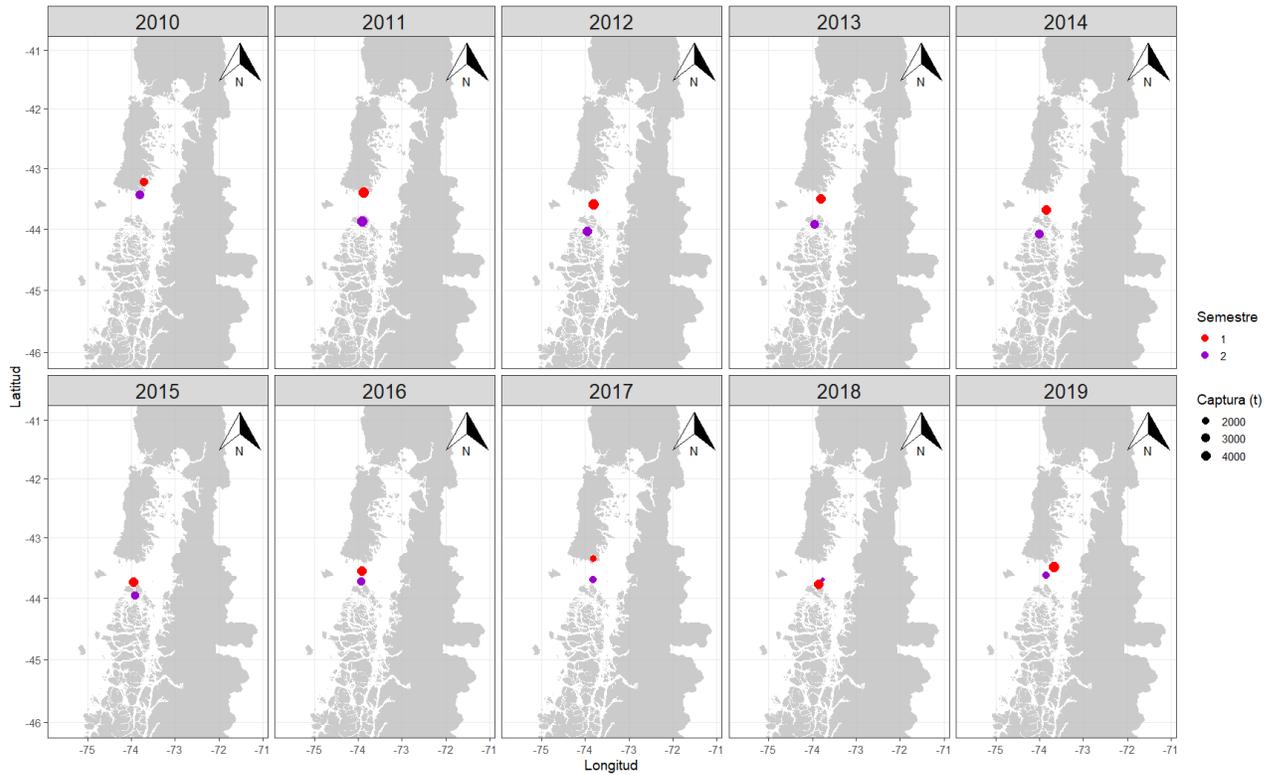


Figura 77. Centro de masas de captura en macrozona por semestre y año. 2010 – 2019.



Figura 78. Centro de masa de captura para cada uno de los 12 pol3gonos (Molinet *et al*, 2011) por a3o. 2010 – 2019.

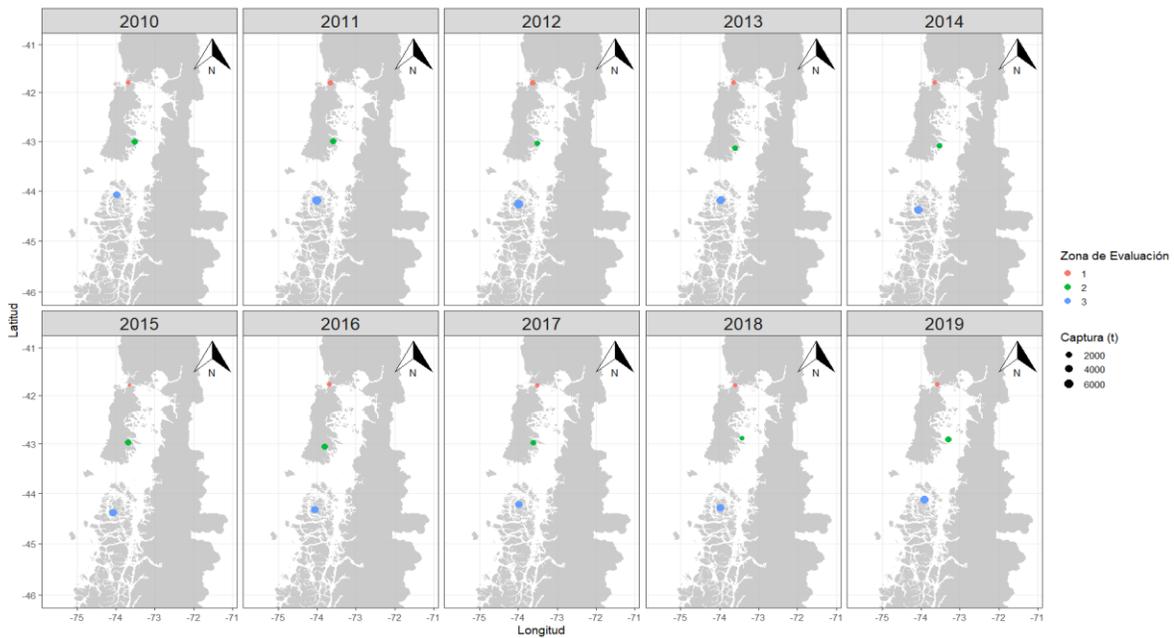


Figura 79. Centro de masa de capturas por zona de asignaci3n cuota y evaluaci3n de stock de IFOP. 2010-2019.



Para la variable CPUE, se procedió a generar salidas gráficas similares a las construidas para las capturas, que se muestran en las **Figuras 80, 81, 82, 83 y 84**. En general se observa una dinámica similar a la de las capturas en las escalas geográficas menores a la macrozona, pero al referir la escala señalada, a diferencia de las capturas, este centro de masa se ubica en la zona norte de la Región de Los Lagos, las de menor asignación de cuota. Lo anterior en principio se adjudica al sesgo producto de los muestreos para esta variable, que no coincide con las zonas de mayor aporte a los desembarques, la Región de Aysén. En la escala temporal de trimestres para la observación de la CPUE, esta se muestra variable en los primeros años de la serie, con una concentración de los valores anuales en la zona norte de la Región de Los Lagos, en consistencia con el desplazamiento de los mayores rendimientos a la Región de Aysén al término de la temporada anual de pesca. Con respecto a los polígonos, si bien el centro de masa de las CPUE se mantiene, varía en general en los polígonos de la Región de Aysén, algunos años no aparecen con registros los polígonos 9, 10 y 11, ubicados en dicha Región.

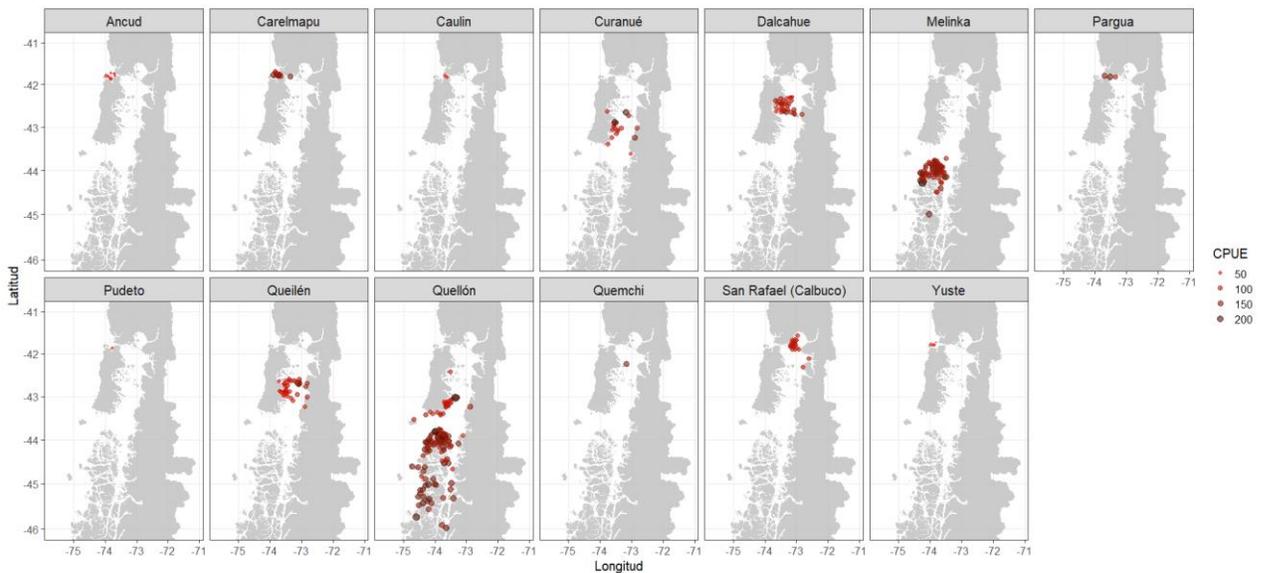


Figura 80. Registro de procedencias de pesca con valores de CPUE para la pesquería del erizo, por Puertos de monitoreo. Regiones de Los Lagos y Aysén. 2010-2019.



Figura 81. Centro de masas de la CPUE para la pesquería del erizo, para las procedencias con viajes de pesca monitoreados en la Base de Datos para la macrozona de las regiones de Los Lagos y Aysén. 2010-2019.

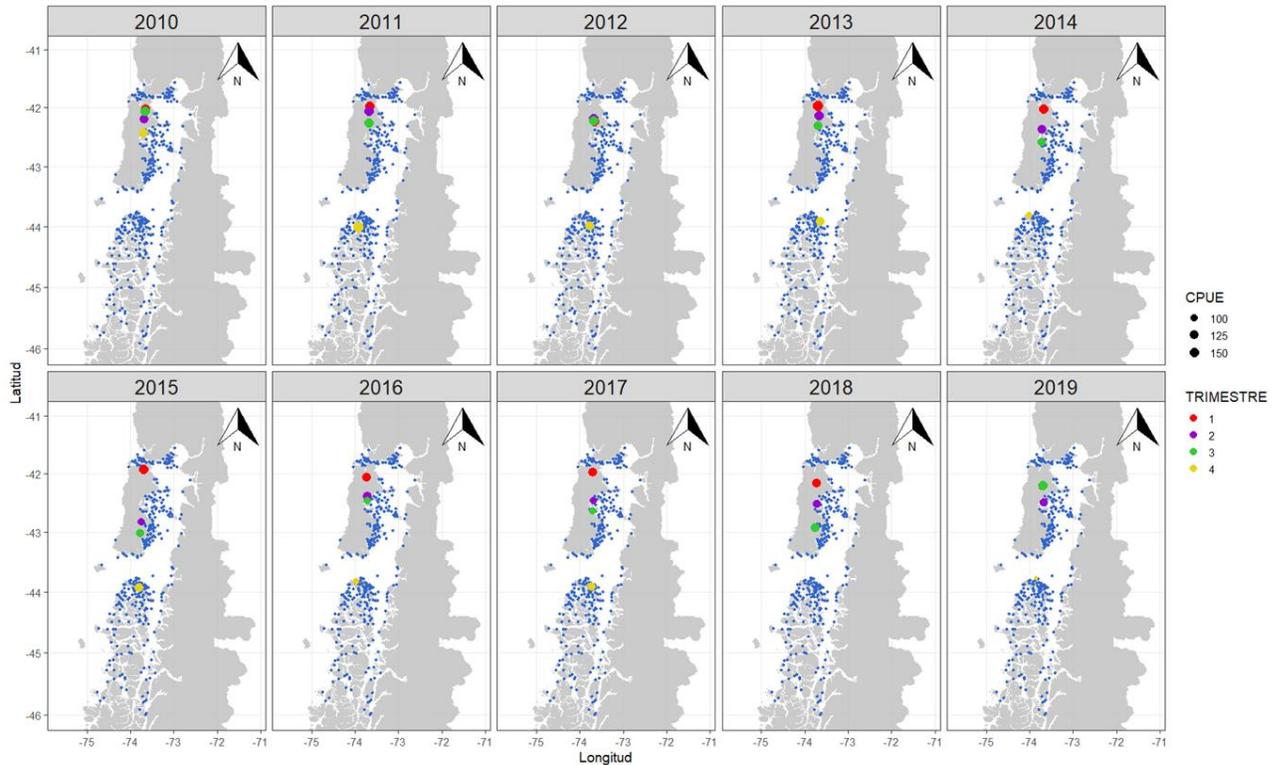


Figura 82. Centro de masas de la CPUE en escala temporal trimestral, para la pesquería del erizo, para las procedencias con viajes de pesca monitoreados en la Base de Datos para la macrozona de las regiones de Los Lagos y Aysén. 2010-2019.

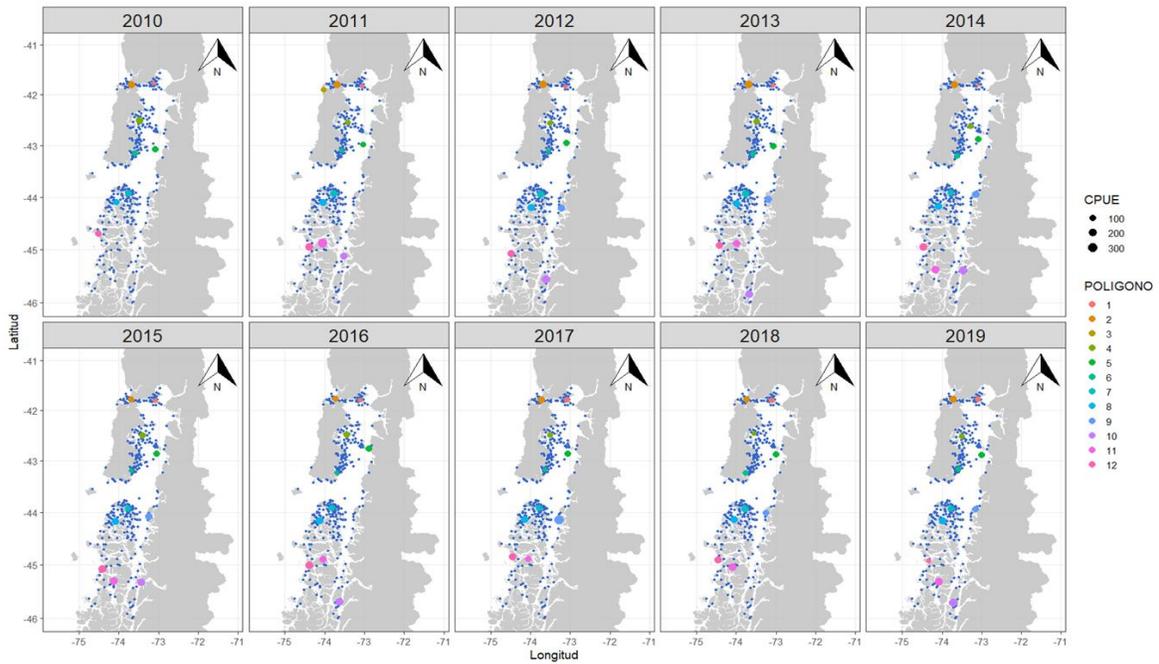


Figura 83. Centro de masas de la CPUE para la pesquería del erizo, para las procedencias con viajes de pesca monitoreados en la Base de Datos, para la escala geográfica polígonos. 2010-2019.

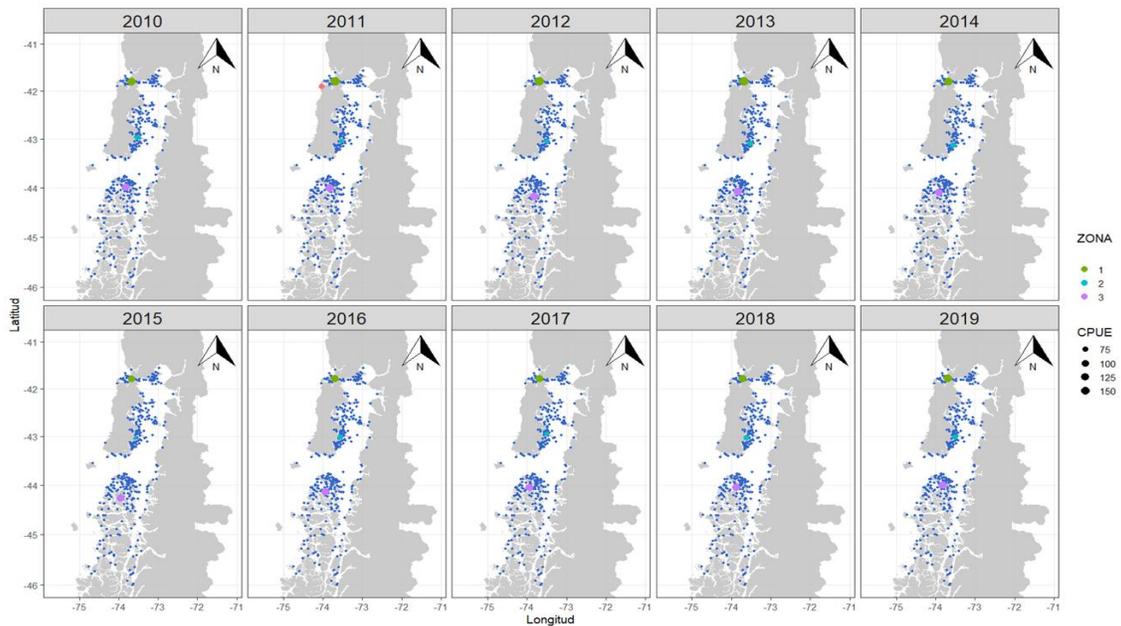


Figura 84. Centro de masas de la CPUE para la pesquería del erizo, para las procedencias con viajes de pesca monitoreados en la Base de Datos, para la escala geográfica zonas de asignación de cuota y evaluación de stock. 2010-2019.



Para una proposici3n de agrupaci3n alternativa, que fuera evaluada contrastando su desempe1o con las existentes para esta pesquería, se determin3 emplear la serie temporal de los a1os 2015 a 2019 (5 1ltimos a1os), en consideraci3n a que una agrupaci3n de procedencias de pesca, derivadas desde el monitoreo de la pesquería, es objeto de la variabilidad de la actividad extractiva, dada su condici3n de muestreo indirecto.

Se emple3 un m3todo de agrupamiento espacial de tipo supervisado, es decir, el equipo de analistas genera la agrupaci3n, que en este caso particular fue la observaci3n de la agrupaci3n natural de las procedencias en funci3n de su valor para las variables captura y CPUE, evidenciadas a trav3s de mapas de hotspot, generados seg1n la metodología y representados en las **Figuras 85 y 86**.

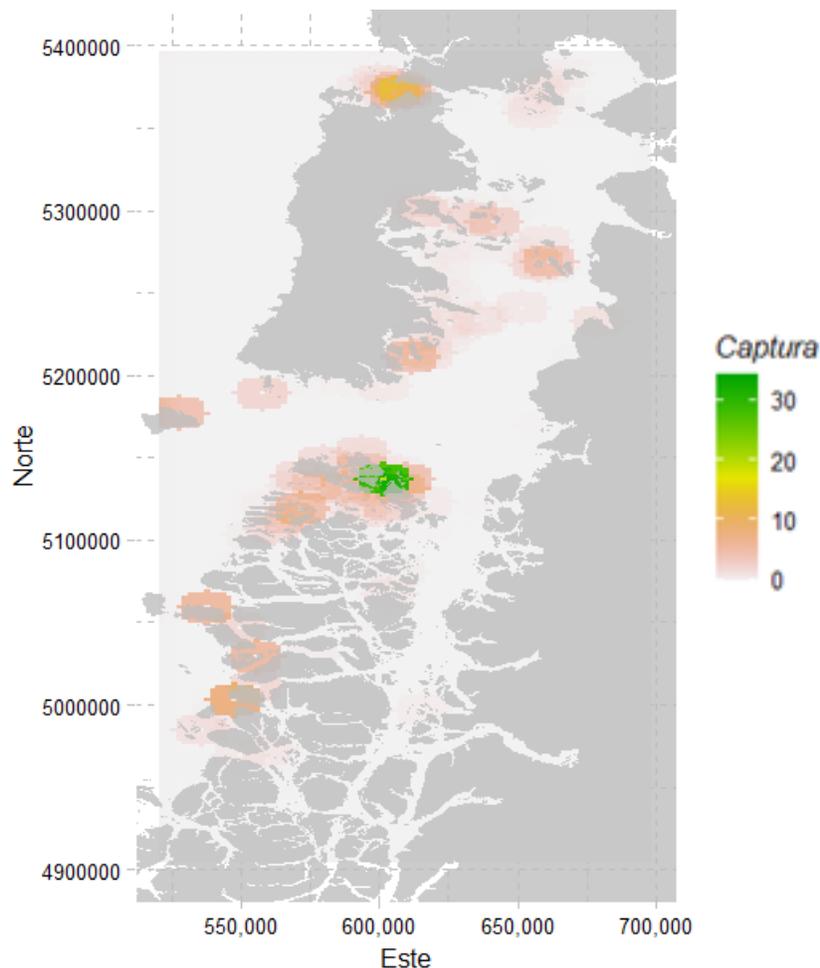


Figura 85. Hotspot (10 km) para las capturas, generado para las embarcaciones extractivas, acumulado para 5 a1os (2015 – 2019).

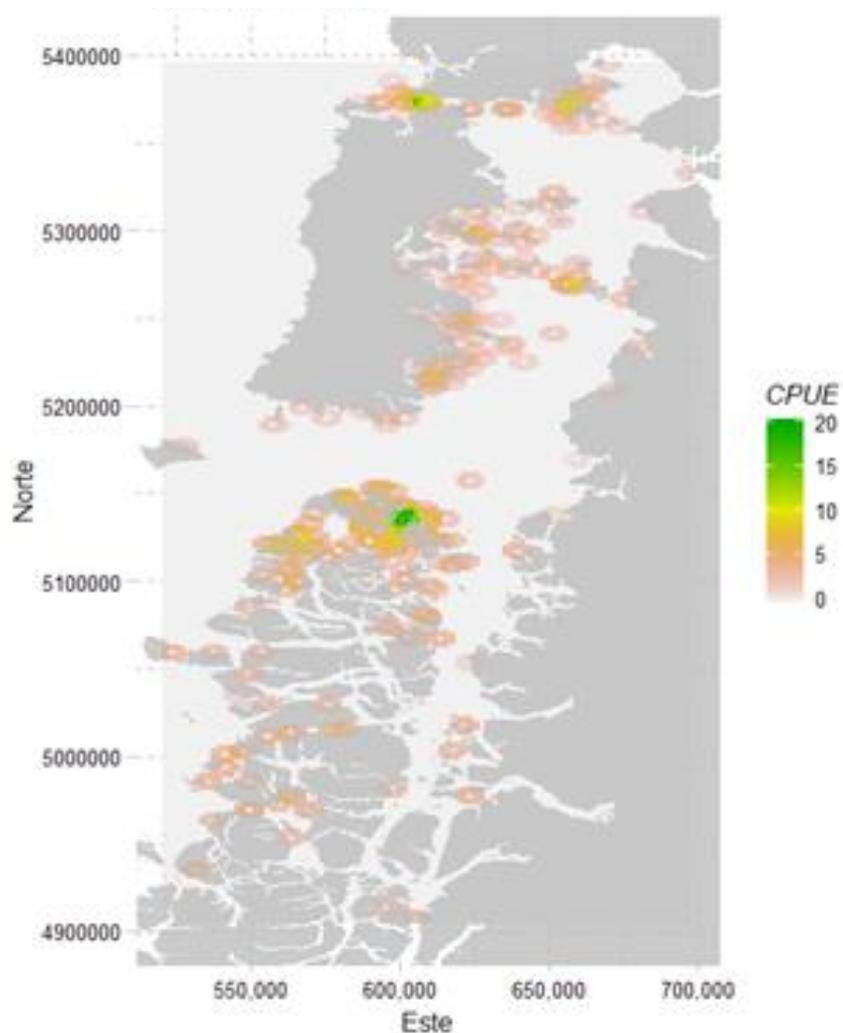


Figura 86. Hotspot (5 km) para la CPUE generado para las embarcaciones extractivas, acumulado para 5 años (2015 – 2019).

El resultado de la agrupación propuesta se presenta en la **Figura 87**, con 4 grupos en la Región de Los Lagos y 4 grupos en la Región de Aysén.

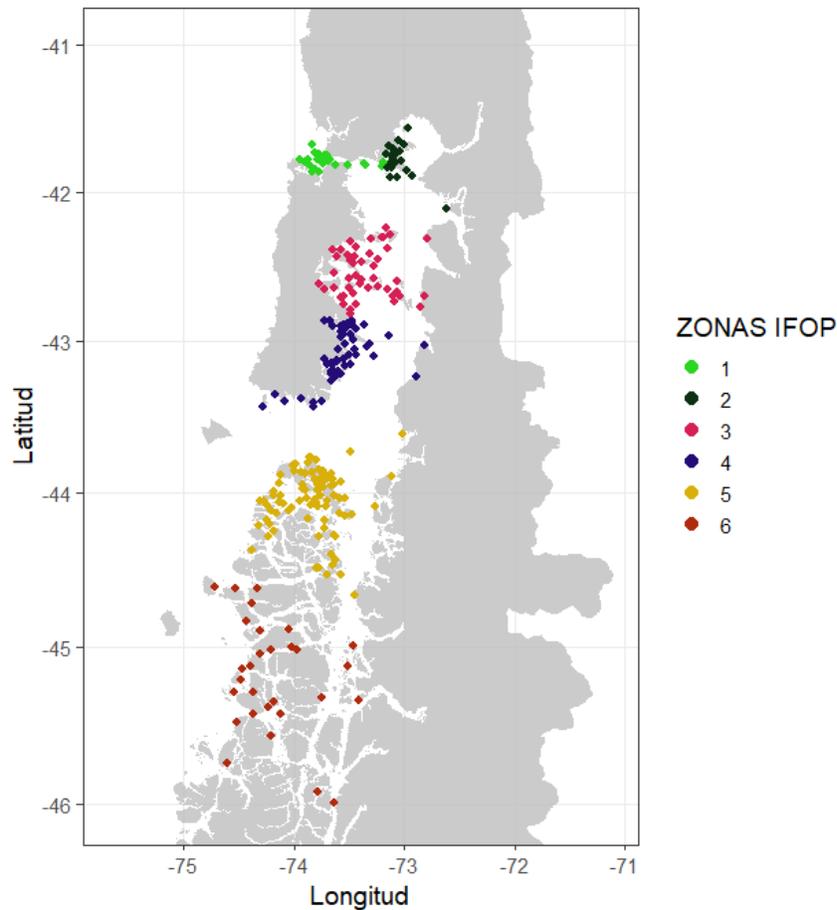


Figura 87. Agrupación de procedencias en las 6 zonas propuestas en el presente estudio para evaluar su desempeño versus las zonificaciones preexistentes.

Evaluación de desempeño explicativo y análisis comparativo entre agrupaciones.

La distribución de los datos disponibles para cada una de las agrupaciones se presenta en las Tablas de Contingencia de las **Figuras 88 y 89**. Los viajes de pesca, que son el insumo para las variables captura y CPUE, muestran en general una mayor presencia para los distintos grupos ubicados en la parte norte de las aguas interiores de la Región de Los Lagos, disminuyendo hacia el sur, en concordancia con la disponibilidad de información y las dificultades logísticas del monitoreo. Una situación inversa se observa en la disponibilidad de los muestreos de tallas, en las cuales hay una mayor representación en los grupos que coinciden en la ubicación sur.

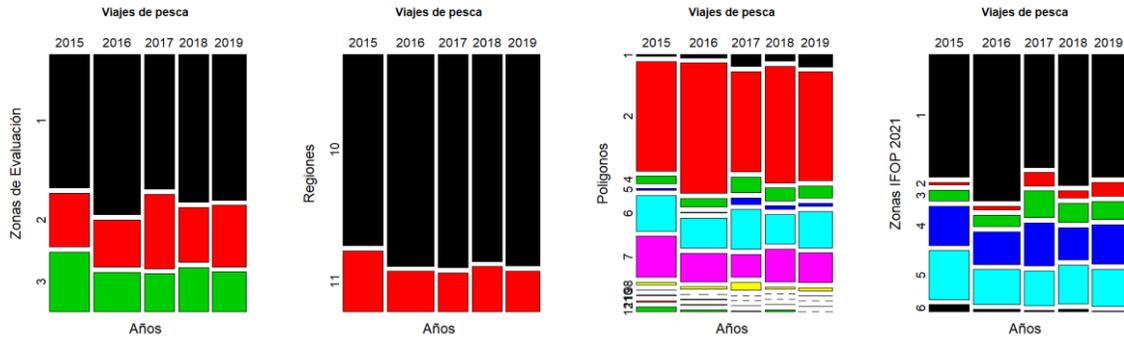


Figura 88. Tablas de contingencia de registro de viajes de pesca para las agrupaciones evaluadas, a1os 2015 a 2019.

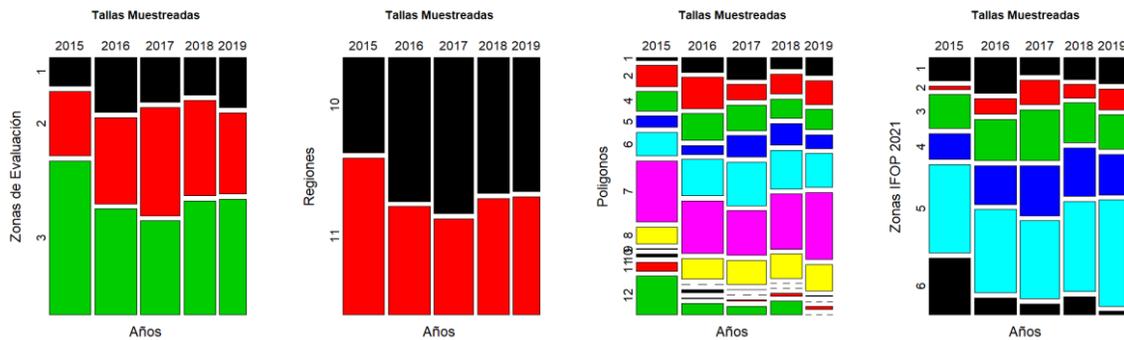


Figura 89. Tablas de contingencia con registros de talla totales para agrupaciones evaluadas, a1os 2015 a 2019.

CPUE.

La distribuci3n de la CPUE nominal, de tipo normal, no se trat3 en forma transformada, dado que no se consider3 necesario el uso de una serie transformada, puesto que no se observ3 una mejora en los ajustes (Figura 90 y 91). La distribuci3n de la variable entre las distintas agrupaciones se grafica en la Figura 92.

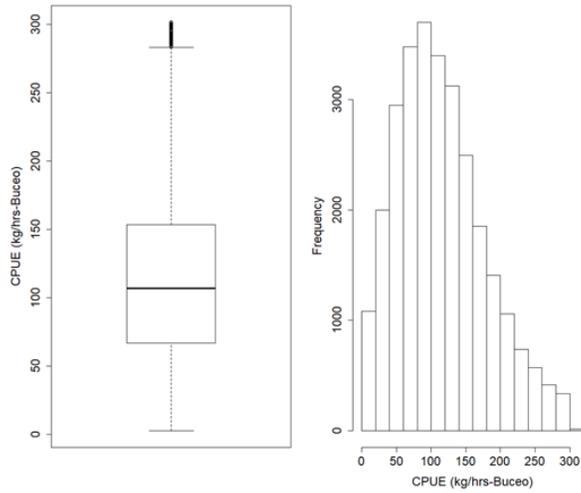


Figura 90. Distribuci3n de registros de CPUE en Kg/hr buceo para erizo en la Regi3n de Los Lagos y Regi3n de Ays3n. 2015 – 2019.

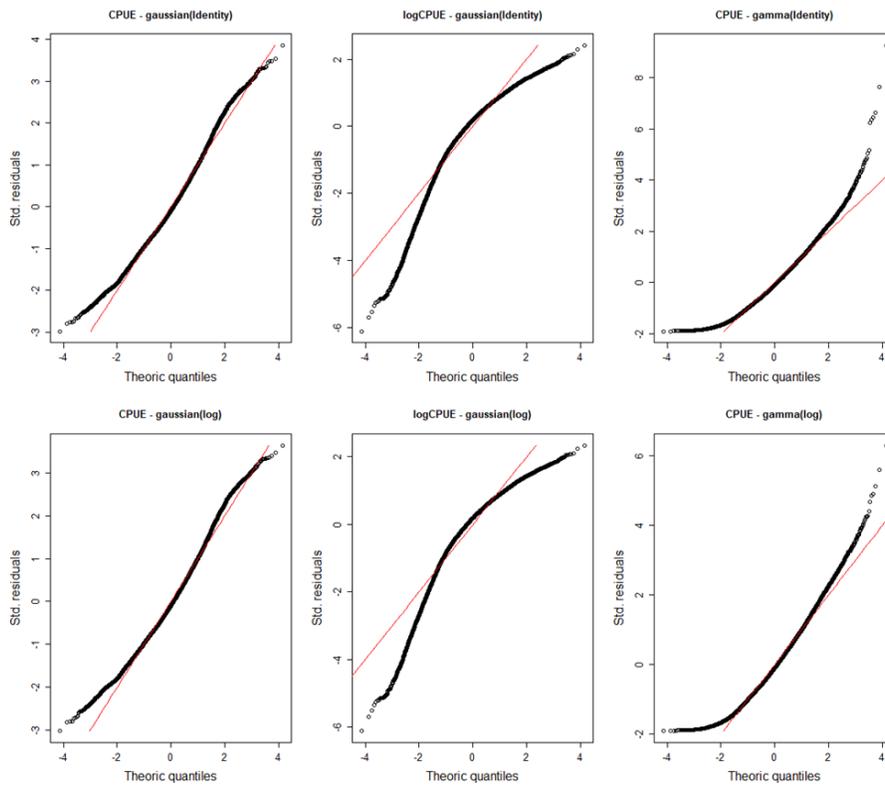


Figura 91. QQ plot de transformaciones de series de CPUE.

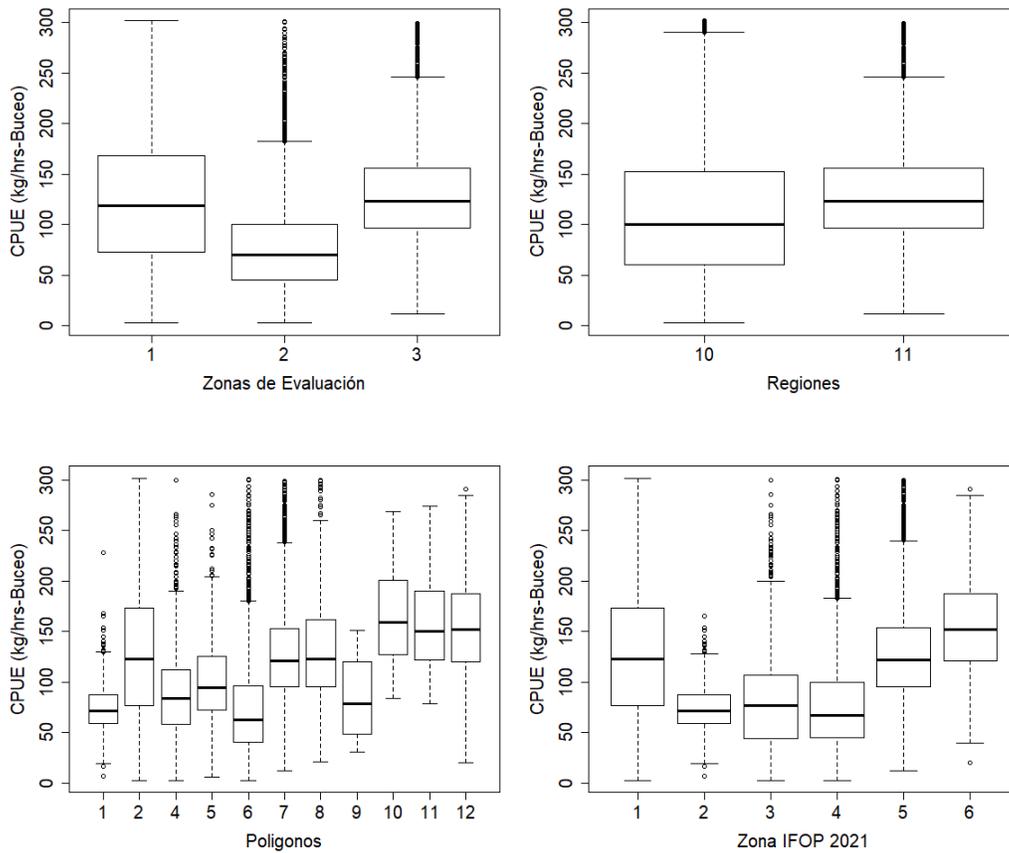


Figura 92. Distribuci3n en percentiles de los registros de CPUE en Kg/hr buceo para las agrupaciones evaluadas.

Las tallas (expresadas como diámetro de testa), presentan un distribuci3n normal, que a diferencia de la distribuci3n de la CPUE no evidencia diferencias en la distribuci3n de los percentiles para las distintas agrupaciones (**Figuras 93 y 94**).

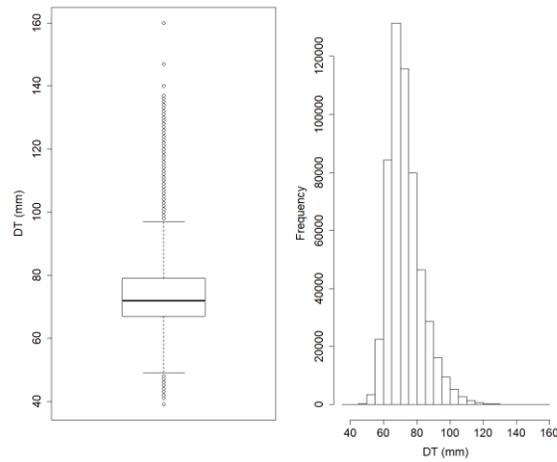


Figura 93. Distribuci3n de registros de tallas para erizo en la macrozona Regi3n de Los Lagos y Regi3n de Ays3n. 2015 – 2019.

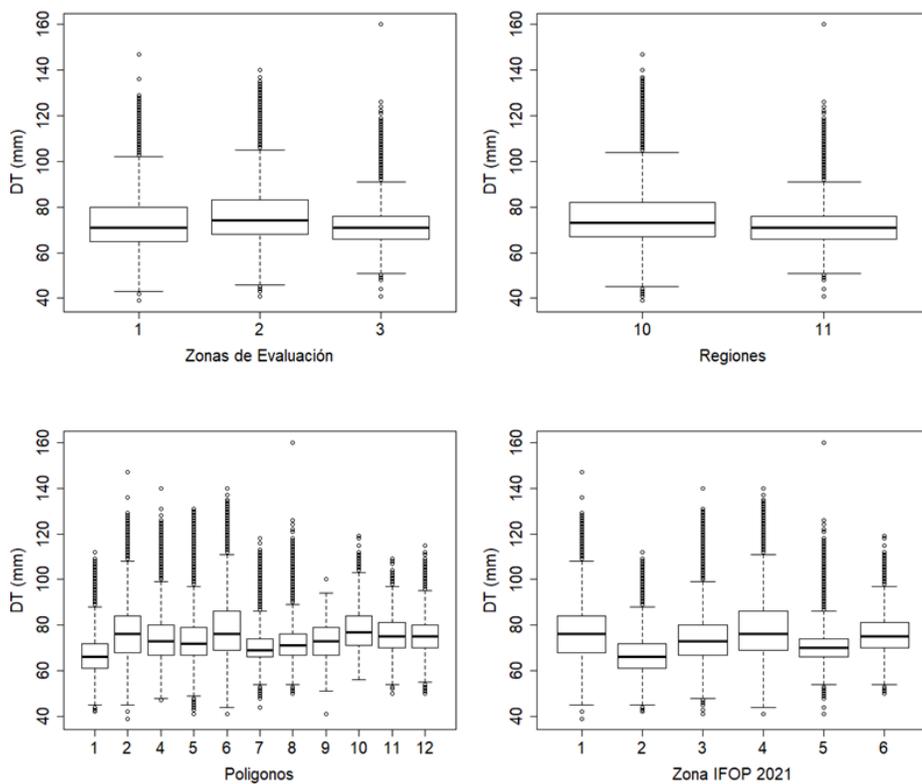
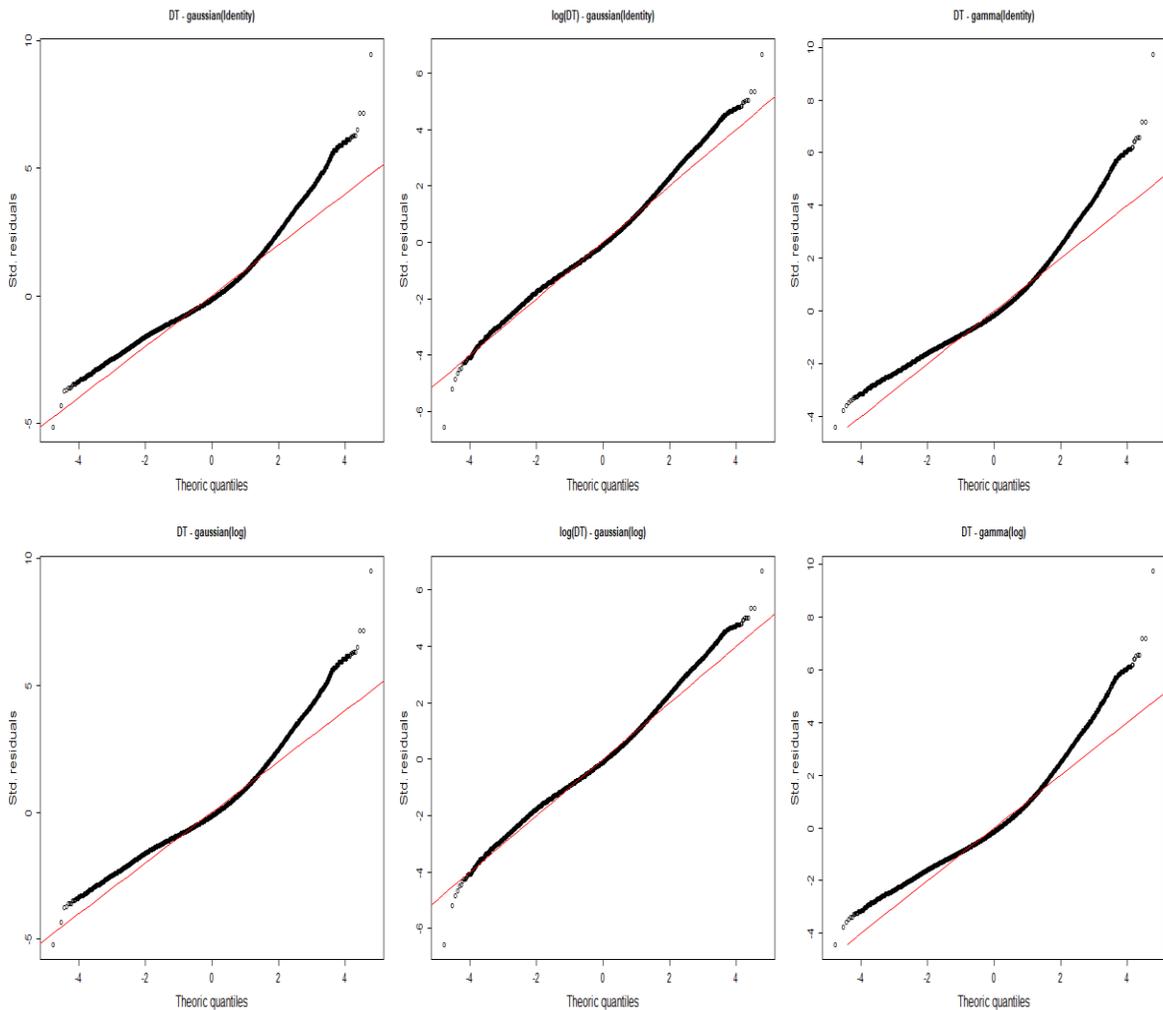


Figura 94. Distribuci3n en percentiles de los registros de tallas para las agrupaciones evaluadas.



Evaluaci3n de alternativas para modelar las tasas de captura (CPUE) y las tallas de los individuos a trav3s de un GLM.

Se evaluaron modelos considerando la distribuci3n Normal para ambas respuestas (CPUE y Talla) en su escala original y logaritmizada y Gamma para las respuestas sin transformar. Los gr3ficos Q-Q para la comparaci3n de las distribuciones de probabilidad y las distintas distribuciones evaluadas para la CPUE se muestran en la **Figura 95**.



Figuras 95. Gr3ficos Q-Q para la comparaci3n de las distribuciones de probabilidad y las distintas distribuciones evaluadas para CPUE y tallas.



Asumiendo conceptualmente que el objetivo de la agrupación es ser un insumo que permita una mejor explicación y observación de las variables de interés para la vigilancia del estado de la población, se evalúan las distintas agrupaciones en función de su aporte a la mejor explicación de las variables de interés, a saber: CPUE y tallas, se emplearon modelos de GLM para evaluar la mejor explicación de las variables respuesta, incluyendo en el análisis como factor explicativo, en forma separada, cada una de las agrupaciones, a la interacción de los factores: año, semestre, destino, número de buzos y profundidad.

Los resultados para cada uno de los análisis se muestran en las **Tablas 23, 24, 25 y 26**.

Tabla 23.

Salidas de GLM para el modelo con la agrupación en zonas de asignación de cuota y evaluación.

	CPUE					log(DT)				
	Deviance	Coeff.	Std. Error	t	Pr(> t)	Deviance	Coeff.	Std. Error	t	Pr(> t)
Intercept	19.4%	122.94	1.227	100.2	2.00E-16	19.1%	1.442	0.000	#####	<2e-16
Zonas de Evaluación	10.4%					4.1%	0			
Zona 2		-33.630	0.969	-34.7	2.00E-16		0.019	0.000	168.5	<2e-16
Zona 3		19.135	1.177	16.3	2.00E-16		0.011	0.000	94.7	<2e-16
Año	0.8%					0.6%				
2016		7.920	0.982	8.1	7.52E-16		-0.001	0.000	-8.4	<2e-16
2017		2.693	1.100	2.4	1.43E-02		0.003	0.000	27.6	<2e-16
2018		3.317	1.107	3.0	2.74E-03		-0.002	0.000	-15.1	<2e-16
2019		15.437	1.071	14.4	2.00E-16		0.004	0.000	29.7	<2e-16
Semestre	0.3%					1.7%				
Semestre 2		-5.112	0.739	-6.9	4.85E-12		-0.006	0.000	-72.2	<2e-16
Destino	0.2%					12.8%				
Fresco		-21.876	0.963	-22.7	2.00E-16		0.041	0.000	298.0	<2e-16
N° de Buzos	4.2%									
> 1		-24.512	0.714	-34.4	2.00E-16					
Profundidad	3.5%									
10 - 20 m		4.210	0.960	4.4	1.17E-05					
20 - 30 m		11.978	1.243	9.6	2.00E-16					
> 40 m		44.058	1.376	32.0	2.00E-16					



Tabla 24.

Resultados de GLM para el modelo con la agrupación en regiones (Los Lagos y Aysén).

	CPUE					log(DT)				
	Deviance	Coeff.	Std. Error	t	Pr(> t)	Deviance	Coeff.	Std. Error	t	Pr(> t)
Intercept	16.0%	105.35	1.141	92.3	2.00E-16	14.9%	1.456	0.000	14417	<2e-16
Regiones	1.2%					2.7%				
XI		37.620	1.072	35.1	2.00E-16		-0.003	0.000	-36.0	<2e-16
Año	0.9%					0.6%				
2016		9.397	1.001	9.4	2.00E-16		-0.002	0.000	-15.2	<2e-16
2017		0.745	1.121	0.7	5.07E-01		0.003	0.000	29.5	<2e-16
2018		3.696	1.130	3.3	1.08E-03		-0.002	0.000	-14.0	<2e-16
2019		16.614	1.093	15.2	2.00E-16		0.003	0.000	21.8	<2e-16
Semestre	0.2%					1.8%				
Semestre 2		-3.078	0.753	-4.1	4.31E-05		-0.006	0.000	-80.2	<2e-16
Destino	0.2%					9.9%				
Fresco		-18.517	0.978	-18.9	2.00E-16		0.034	0.000	255.2	<2e-16
N° de Buzos	7.2%									
> 1		-28.712	0.718	-40.0	2.00E-16					
Profundidad	6.3%									
10 - 20 m		11.026	0.960	11.5	2.00E-16					
20 - 30 m		26.802	1.192	22.5	2.00E-16					
> 40 m		59.397	1.330	44.7	2.00E-16					



Tabla 25.

Resultados de GLM para el modelo con la agrupación en 12 polígonos (según Molinet *et al.*, 2011).

	CPUE					log(DT)				
	Deviance	Coeff.	Std. Error	t	Pr(> t)	Deviance	Coeff.	Std. Error	t	Pr(> t)
Intercept	21.9%	4.437	0.026	173.2	2.00E-16	22.7%	1.432	0.000	8343.1	2.00E-16
Polígonos	13.3%					12.5%				
	2	0.521	0.025	20.7	2.00E-16	0.015	0.000	76.3	2.00E-16	
	3									
	4	0.197	0.030	6.7	2.45E-11	0.026	0.000	142.2	2.00E-16	
	5	0.343	0.036	9.4	2.00E-16	0.024	0.000	123.6	2.00E-16	
	6	-0.029	0.027	-1.1	2.76E-01	0.030	0.000	173.1	2.00E-16	
	7	0.523	0.025	20.8	2.00E-16	0.014	0.000	84.3	2.00E-16	
	8	0.614	0.031	19.8	2.00E-16	0.020	0.000	108.7	2.00E-16	
	9	0.146	0.332	0.4	6.60E-01	0.021	0.001	17.0	2.00E-16	
	10	0.861	0.085	10.1	2.00E-16	0.039	0.000	88.3	2.00E-16	
	11	0.819	0.054	15.1	2.00E-16	0.032	0.000	97.8	2.00E-16	
	12	0.819	0.034	24.1	2.00E-16	0.032	0.000	158.2	2.00E-16	
Año	1.0%					1.3%				
	2016	0.070	0.008	8.5	2.00E-16	0.001	0.000	10.7	2.00E-16	
	2017	0.041	0.010	4.2	2.47E-05	0.006	0.000	56.8	2.00E-16	
	2018	0.022	0.009	2.3	2.11E-02	0.001	0.000	5.9	3.80E-09	
	2019	0.132	0.009	15.0	2.00E-16	0.007	0.000	59.0	2.00E-16	
Semestre	0.2%					1.1%				
	Semestre 2	-0.059	0.006	-9.4	2.00E-16	-0.005	0.000	-63.9	2.00E-16	
Destino	0.7%					7.9%				
	Fresco	-0.151	0.008	-19.6	2.00E-16	0.036	0.000	238.2	2.00E-16	
N° de Buzos	4.3%									
	> 1	-0.228	0.006	-36.4	2.00E-16					
Profundidad	2.3%									
	10 - 20 m	-0.080	0.009	-8.6	2.00E-16					
	20 - 30 m	-0.064	0.011	-5.9	4.46E-09					
	> 40 m	0.152	0.011	13.8	2.00E-16					



Tabla 26.

Resultados de GLM para el modelo con la agrupación en 6 zonas propuestas en este estudio.

	CPUE					log(DT)				
	Deviance	Coeff.	Std. Error	t	Pr(> t)	Deviance	Coeff.	Std. Error	t	Pr(> t)
Intercept	21.2%	129.724	1.257	103.2	2.00E-16	22.1%	1.446	0.000	9323.2	2.00E-16
Zonas IFOP 20:	12.9%					11.3%				
2		-46.601	2.022	-23.049	2.00E-16		-0.014	0.000	-71.532	2.00E-16
3		-40.738	1.452	-28.057	2.00E-16		0.012	0.000	76.579	2.00E-16
4		-39.875	1.107	-36.006	2.00E-16		0.014	0.000	93.705	2.00E-16
5		8.703	1.233	7.058	1.73E-12		0.001	0.000	7.933	2.14E-15
6		46.729	3.346	13.967	2.00E-16		0.018	0.000	101.027	2.00E-16
Año	1.0%					1.3%				
2016		8.375	0.972	8.6	2.00E-16		0.002	0.000	13.8	2.00E-16
2017		5.857	1.096	5.3	9.20E-08		0.007	0.000	58.7	2.00E-16
2018		4.784	1.098	4.4	1.32E-05		0.001	0.000	7.0	2.52E-12
2019		17.796	1.064	16.7	2.00E-16		0.008	0.000	60.5	2.00E-16
Semestre	0.2%					1.1%				
Semestre 2		-5.590	0.732	-7.6	2.31E-14		-0.005	0.000	-66.8	2.00E-16
Destino	0.6%					8.3%				
Fresco		-23.468	0.956	-24.6	2.00E-16		0.036	0.000	243.8	2.00E-16
N° de Buzos	3.6%									
> 1		-23.602	0.711	-33.2	2.00E-16					
Profundidad	2.9%									
10 - 20 m		-0.090	0.974	-0.1	9.26E-01					
20 - 30 m		4.827	1.271	3.8	1.46E-04					
> 40 m		36.813	1.398	26.3	2.00E-16					

Los criterios de AIC, Devianza, Incidencia de cada zonificación en la Devianza e incremento de AIC son factor zonificación, así como los modelos de variables predictoras y repuestas de los GLM empleados, se muestran en la **Tabla 27**. Los mejores desempeños son obtenidos de forma muy similar para la agrupación “Polígonos” y la agrupación “Zonas IFOP 2021”, muy por sobre las otras agrupaciones evaluadas. La agrupación “Zonas de evaluación”, si bien, también tiene un buen desempeño para mejorar la predicción de la variable CPUE, esta es baja para explicar la predicción del logaritmo de la talla. En consideración a la parsimonia como objetivo de análisis subyacente a la selección de un modelo, la agrupación propuesta por IFOP 2021 la satisface de mejor manera que los polígonos.



Tabla 27.

Criterios de selecci3n de modelo de CPUE y Log (DT) para las agrupaciones evaluadas.

AGRUPACIONES	CPUE				Log(DT)			
	AIC	Devianza	Incidencia % Zonficacion en la devianza	Aumento del AIC sin el factor zonficacion	AIC	Devianza	Incidencia % Zonficacion en la devianza	Aumento del AIC sin el factor zonficacion
MacroZona	315028	0.12	-	-	-763269	0.15	-	-
Zona de Evaluaci3n	312644	0.19	54%	0.8%	-792391	0.19	21%	3.7%
Regiones	313824	0.16	7%	0.4%	-764562	0.15	18%	0.2%
Poligonos	311743	0.22	61%	1.1%	-816891	0.23	55%	6.6%
Zonas IFOP 2021	311998	0.21	61%	1.0%	-812769	0.22	51%	6.1%

Variables Respuesta	Distribuci3n Error	Link	Variables Predictoras
CPUE	Gaussian	Identity	Agrupaci3n + A3o + Semestre + Destino + Profundidad + N° Buzos
log(DT)	Gaussian	log	Agrupaci3n + A3o + Semestre + Destino

6.1.1.3 Recurso almeja com3n (*Venus antiqua*).

6.1.1.3.1 Evaluaci3n de stock Almeja de Bah3a de Ancud.

Se ajust3 el modelo base para el per3odo comprendido entre 1965 a 2020. La tendencia de la CPUE a lo largo de la serie analizada ha presentado variaciones debido a la eficiencia del esfuerzo (capturabilidad) orientado sobre ciertos sectores y permitiendo capturas en cortos periodo de tiempo. El modelo reproduce correctamente estos cambios y parece indicar que no es necesario m3s de 12 grupos etarios para explicar la din3mica de la poblaci3n. Las variables poblacionales de inter3s se presentan a continuaci3n, ajustadas en el modelo de evaluaci3n.

El modelo de evaluaci3n presenta algunas dificultades para reproducir adecuadamente las estructuras de tallas provenientes de las capturas de los 3ltimos a3os. Sin embargo, el modelo reproduce con suficiencia las estructuras a trav3s de todos los a3os (**Figura 96**).

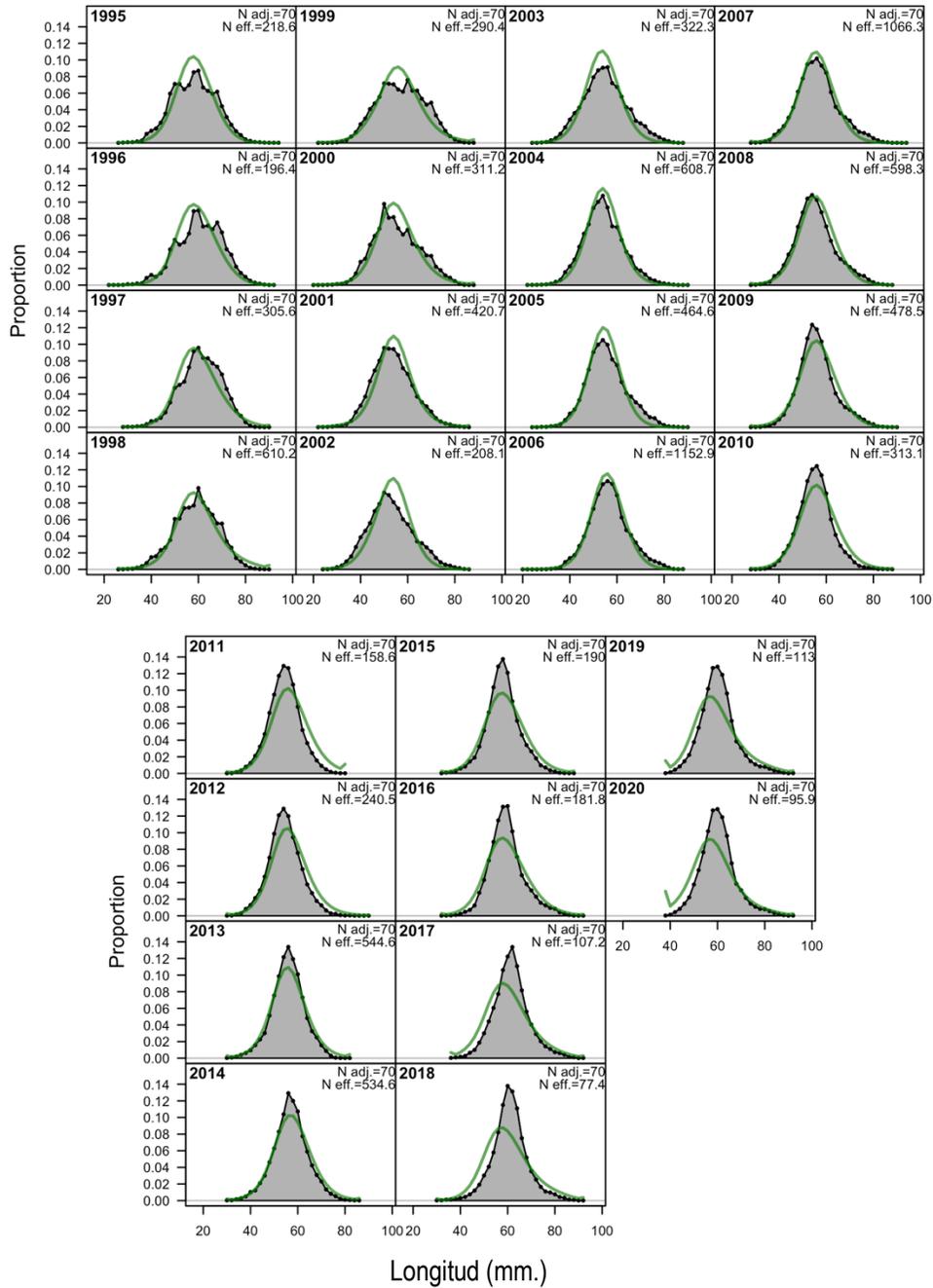


Figura 96. Ajuste del modelo a las estructuras de talla de las capturas de almeja Bahía de Ancud entre los años 1996 y 2020. Las barras representan las proporciones de capturas observadas y las líneas, el ajuste del modelo.



El ajuste del modelo a las tallas medias de la flota artesanal es adecuado y recoge la tendencia de las observaciones, con excepción de los últimos años en donde se visualiza una subestimación del modelo a las tallas. Esto se puede comprobar con los residuales del ajuste en las tallas (**Figura 97**).

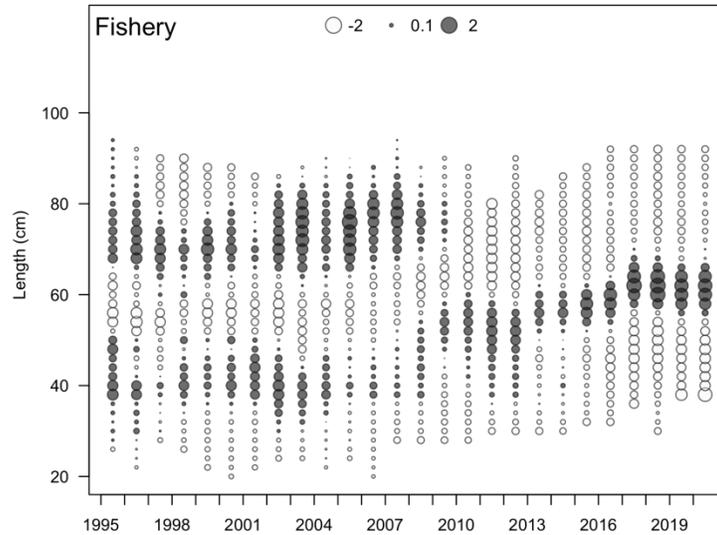


Figura 97. Ajuste del modelo a las tallas medias de almeja en la bahía Ancud entre los años 1965 y 2019.

De acuerdo a las estimaciones del modelo, se genera la relación Stock Recluta de las biomazas con los reclutamientos de la almeja de bahía Ancud (**Figura 98**).

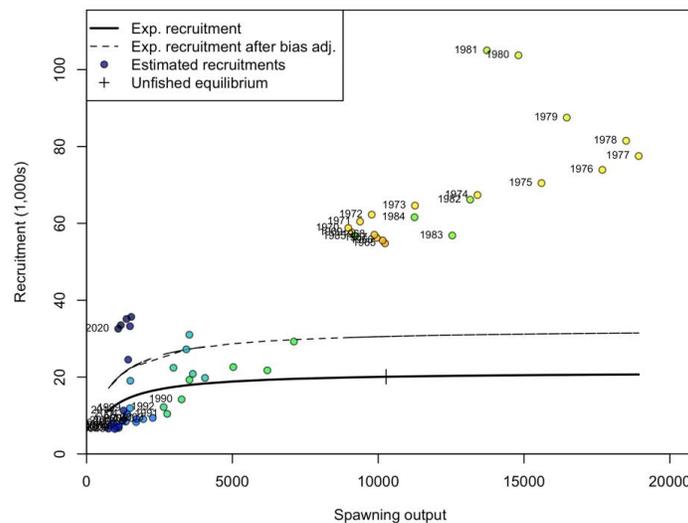


Figura 98. Modelo de relación stock-recluta de almeja de la bahía Ancud.



Principales Variables de Estado almeja Bahía de Ancud.

Las trayectorias de las biomazas estimadas por el modelo para los años 1965 a 2020 se presentan en la **Figura 99**. Se observa que en los primeros años los niveles poblacionales promedio eran de 30 mil t, mientras que en la segunda mitad de los años 80s se produjo un aumento de sus niveles hasta las 60 mil t en el año 1981. En los últimos 30 años, los niveles poblacionales han disminuido fuertemente, sin embargo, los últimos años, la biomasa muestra señales de recuperación.

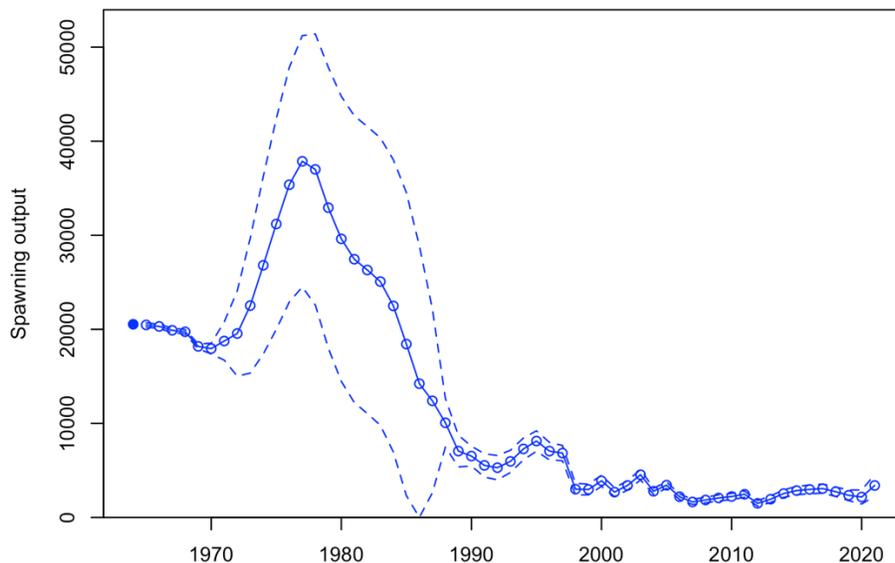


Figura 99. Biomazas totales y desovantes estimadas por el modelo para almeja de Bahía de Ancud período 1965 - 2020.

Los resultados de la evaluación indirecta del stock de almeja indican que desde una condición de baja explotación hasta el año 1975, el stock estuvo sometido a mortalidades por pesca bajas, para luego estar bajo efectos de niveles de pesca importantes entre los años 1985 y finales del 90, con tasas de explotación máximas promedio de un 80% de la biomasa del recurso. Posteriormente, los niveles de mortalidad por pesca fueron irregulares, manteniéndose por debajo de la mortalidad por pesca objetivo en los últimos 5 años. Para el año 2020 la remoción se estimó en $F = 0,21 \text{ año}^{-1}$ (**Figura 100**).

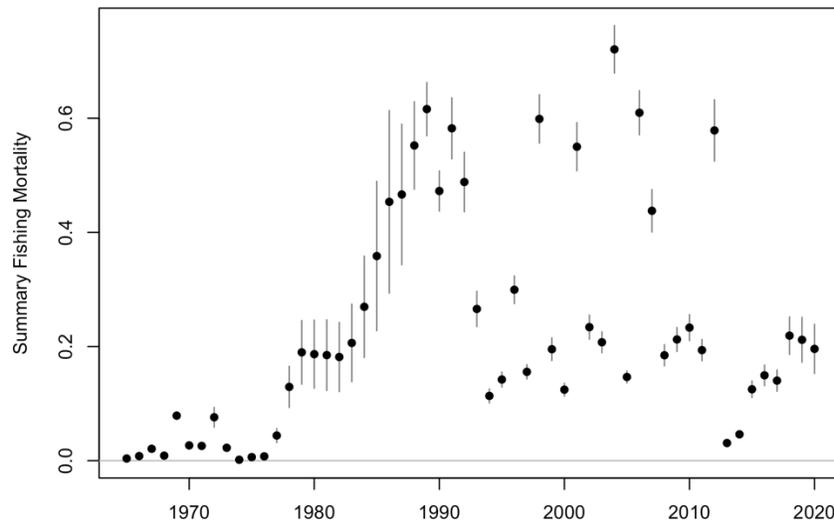


Figura 100. Trayectoria de la mortalidad por pesca estimada por el modelo para almeja en la Bahía de Ancud entre los años 1965 y 2020.

El impacto de la actividad extractiva (mortalidad por pesca) se presenta a través del cociente entre la biomasa desovante virginal estimada y la biomasa desovante de largo plazo, la cual es estimada al interior del modelo en funci3n de los reclutamientos medios observados en la serie analizada. El potencial reproductivo del stock lleg3 a sus niveles m3s bajos en los ańos 1991 y 1995 (9%). Para el 3ltimo ańo y bajo el escenario base la biomasa desovante virginal es del orden del 22%, es decir, dos puntos por sobre un nivel de referencia l3mite para el recurso (**Figura 101**).

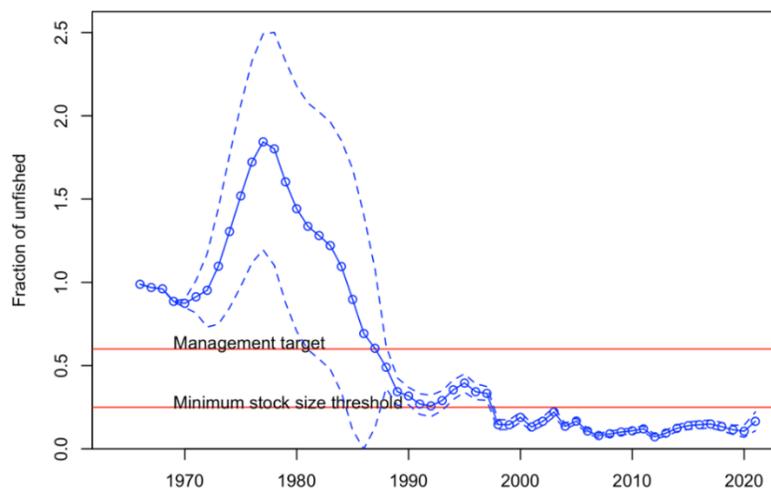


Figura 101. Trayectoria de la raz3n de la biomasa desovante anual y la biomasa desovante en equilibrio. L3nea roja representa el punto de referencia de la raz3n de la Biomasa Desovante Virginal.



6.1.1.3.2 Evaluaci3n del stock de Almeja com3n zona X Sur.

Se ajust3 el modelo base para el per3odo comprendido entre 1965 y 2020. El modelo de evaluaci3n presenta algunas dificultades para reproducir adecuadamente las estructuras de tallas provenientes de las capturas de los primeros a3os. Sin embargo, se reproduce con suficiencia las estructuras a trav3s de los dem3s a3os de la serie de monitoreo (**Figura 102**).

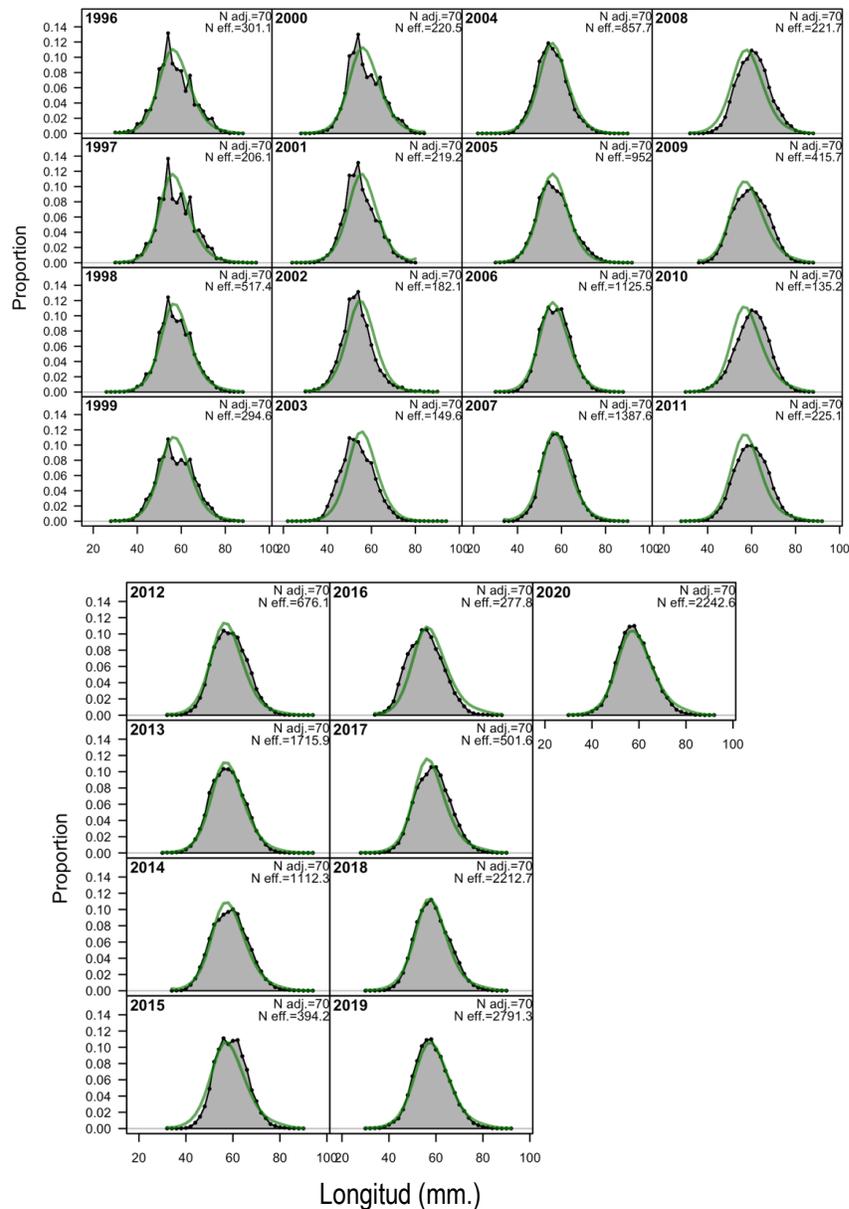


Figura 102. Ajuste del modelo a las estructuras de talla de las capturas de almeja Zona X Sur. La zona gris representa las proporciones de capturas observadas y las l3neas, el ajuste del modelo.



El patrón de residuales de las tallas indica comportamientos de la flota en términos de cambios en la selectividad. Estos se pueden identificar entre los años 2008 y 2015 (Figura 103).

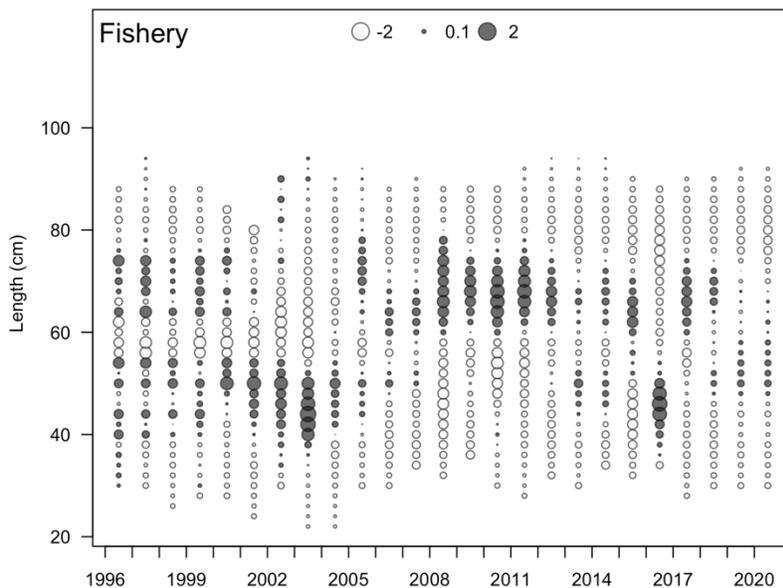


Figura 103. Ajuste del modelo a las tallas medias de almeja en la Zona X Sur entre los años 1965 y 2020.

De acuerdo a las estimaciones del modelo, se genera la relación Stock Recluta de las biomazas con los reclutamientos de la almeja de Zona X Sur (Figura 104).

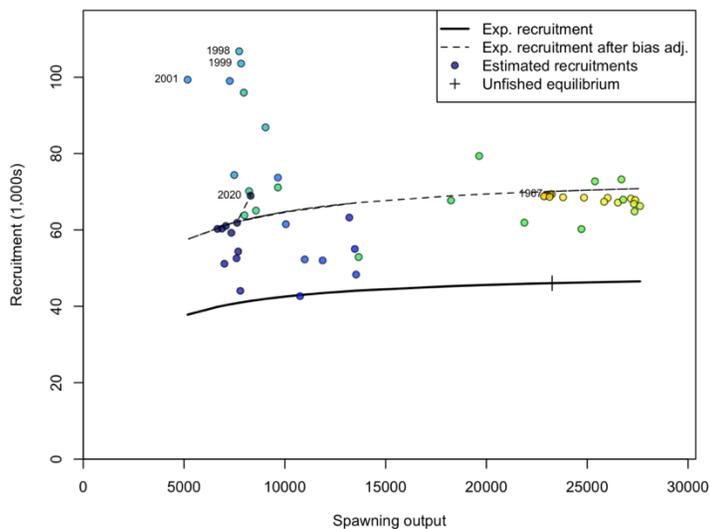


Figura 104. Relación stock-recluta de almeja de la Zona X Sur.



Principales Variables de Estado.

Las trayectorias de las biomazas estimadas por el modelo para los a1os 1967 a 2020 se presentan en la **Figura 105**. Se observa que en los primeros a1os los niveles poblacionales promedio eran de 60 mil t, con variaciones irregulares durante la serie analizada. Desde inicios de los 90s, los niveles poblacionales se han mantenido constantes alrededor de las 30 mil t para la biomasa total.

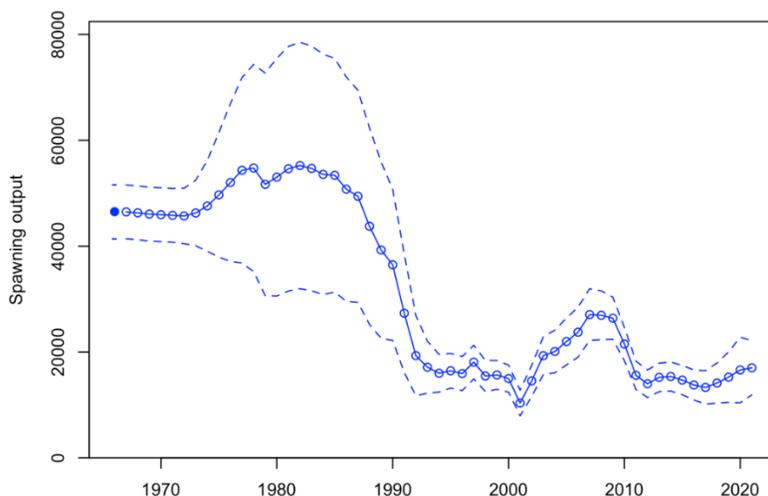


Figura 105. Biomasa total estimadas por el modelo para almeja de Zona X Sur periodo 1967 - 2020.

La evaluaci3n de stock de almeja en la zona X Sur, indica que la poblaci3n estuvo sometida a mortalidades por pesca y tasas de explotaci3n bajas desde el inicio de la serie hasta el a1o 2001, con tasas de explotaci3n m1ximas pr3ximas al 70% de la biomasa del recurso. El recurso vuelve a registrar incrementos en la mortalidad por pesca de manera crecientes entre los a1os 2005 y 2011, llegando a una tasa de explotaci3n sobre la biomasa total de un 60% (**Figura 106**). En los 1ltimos tres a1os dichas tasas se estabilizan, estim1ndose para el a1o 2020 un $F=0,15 \text{ a1o}^{-1}$.

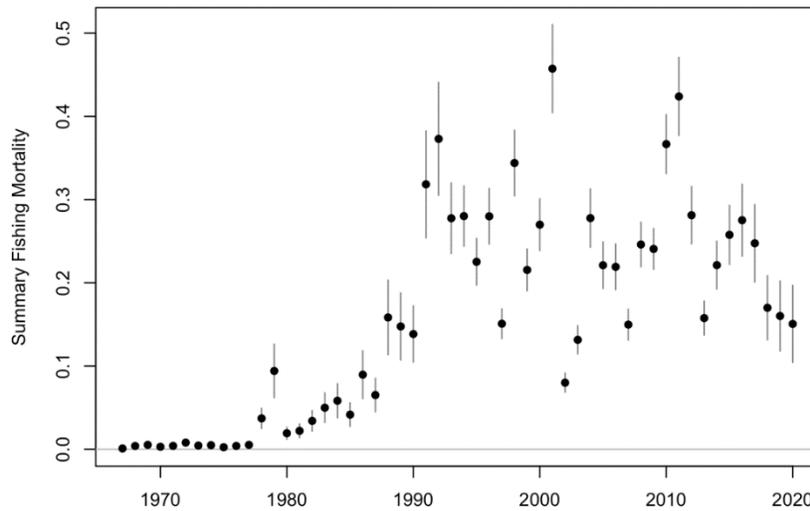


Figura 106. Trayectoria de la mortalidad por pesca estimada por el modelo para almeja en la Zona X Sur entre los a1os 1967 y 2020.

El potencial reproductivo del stock de almeja lleg3 a sus niveles m1s bajos entre los 2011 y 2018, llegando a niveles del 35%, bajo de un eventual nivel de referencia del 40% BD/BDo (**Figura 107**).

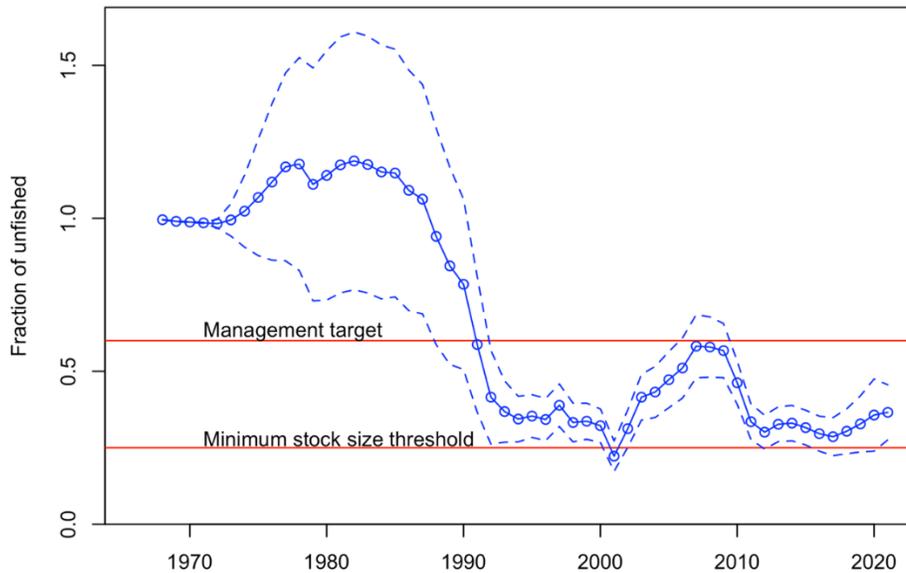


Figura 107. Trayectoria de la raz3n de la biomasa desovante anual y la biomasa desovante en equilibrio de la almeja en la Zona X Sur. L3nea roja representa el punto de referencia de la raz3n de la Biomasa Desovante Virginal.



6.1.2 Plan de Manejo de bahía Corral.

Los resultados dan cuenta de las abundancias de cada una de las especies evaluadas en términos de número y de biomasa. Los resultados en detalle se encuentran disponibles en el **ANEXO I**, donde además de los recursos huepo y navajuela se presentan resultados para choro y chorito, pero cuyos estados y abundancia no son estimados por el equipo de este estudio.

6.1.2.1 Evaluaciones directas.

a) Recurso huepo (*E. macha*) y navajuela (*T. dombeii*).

En las **Figuras 108** se entrega la distribución de densidades por punto de muestreo para la especie *E. macha*, observándose mayores densidades en el norte de la Bahía, específicamente frente a San Carlos y caleta Amargos, y menores densidades desde Isla Mancera hacia el sur de la Bahía. Para el recurso navajuela, la concentración en los distintos puntos de la bahía de Corral se muestra en la **Figura 109**, donde se observan mayores densidades en el centro de la Bahía, específicamente al norte de isla Mancera y frente a Corral, y menores densidades hacia el sur de la Bahía frente a caleta San Juan.

Las estructuras de tallas poblacionales, las relaciones longitud – peso y la distribución de densidades observadas en el muestreo se presentan en las **Figuras 110, 111 y 112**. Las tallas muestran una predominancia de individuos sobre la TML.

La **Tabla 28** resume las estimaciones de abundancia para huepo y navajuela. En términos generales, hay una importante disminución en la estimación de biomasa total para huepo, de 516 t el año 2020 a 346 t el año 2021, con similares densidades (0,4 Ind/m² el año 2020, versus 0,38 Ind/m² el año 2021) y se observó un incremento de navajuela, hasta 2710 t, desde las 1805 t estimadas el año 2020 en el mismo periodo, explicado por el aumento de densidad, desde 6,68 Ind/m² a 7,25 Ind/m². Este valor de recuperación revierte en parte la estimación de 2546 t el año 2018.

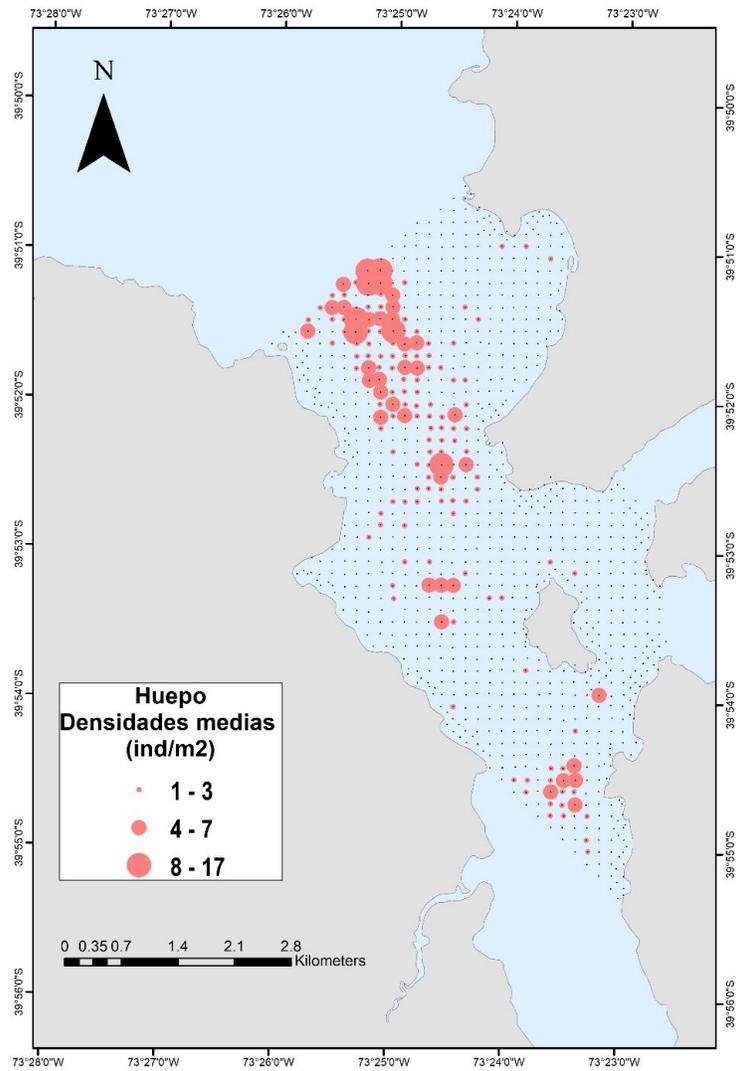


Figura 108. Concentraciones de huepo observadas en la grilla de muestreo en bahía Corral.

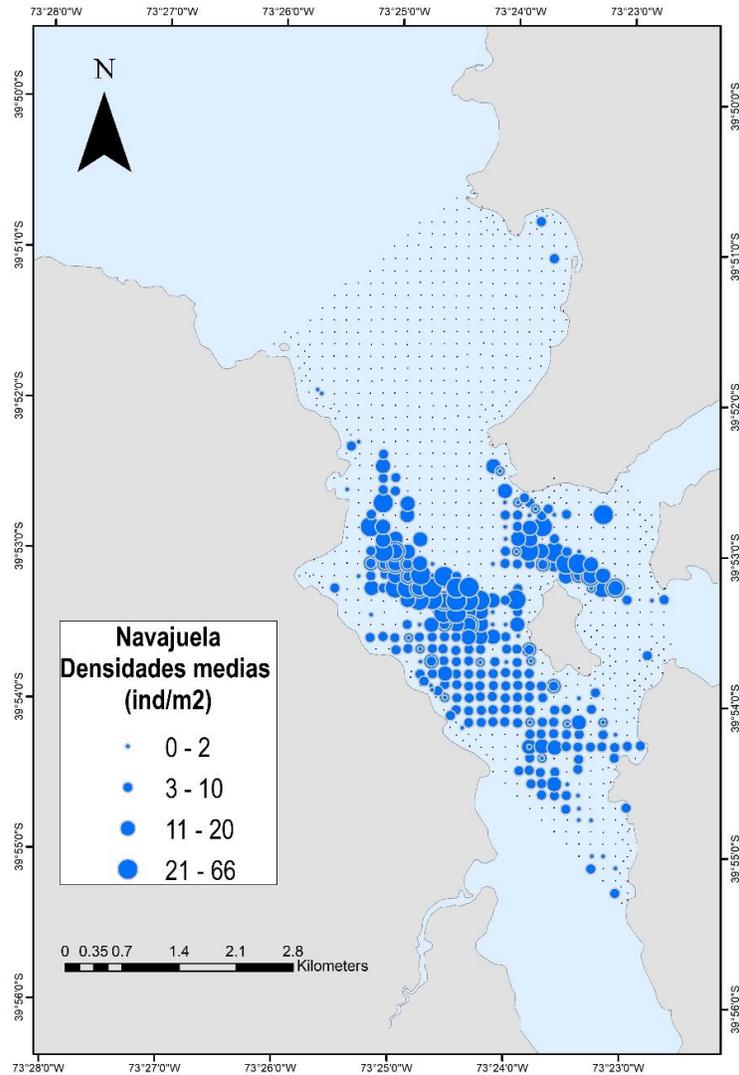


Figura 109. Concentraciones de navajuela observadas en la grilla de muestreo en bahía Corral.

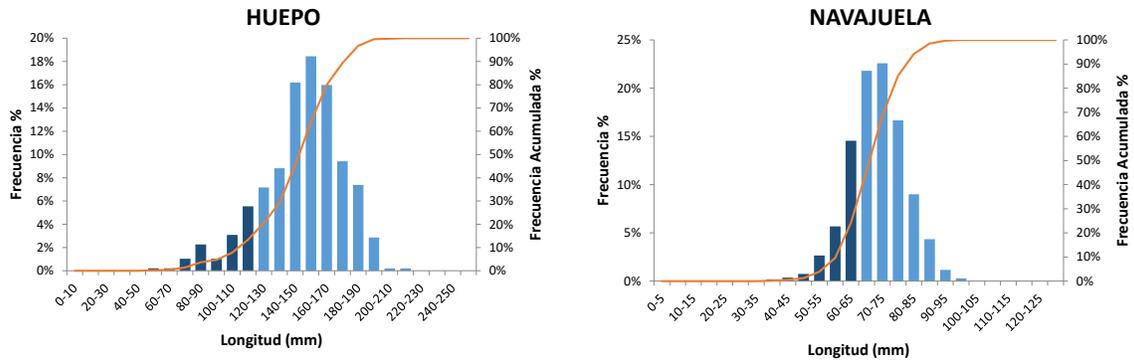


Figura 110. Distribuciones de frecuencia de tallas de huepo y navajuela en bahía Corral. Barras oscuras señalan las tallas de individuos bajo TML, año 2021.

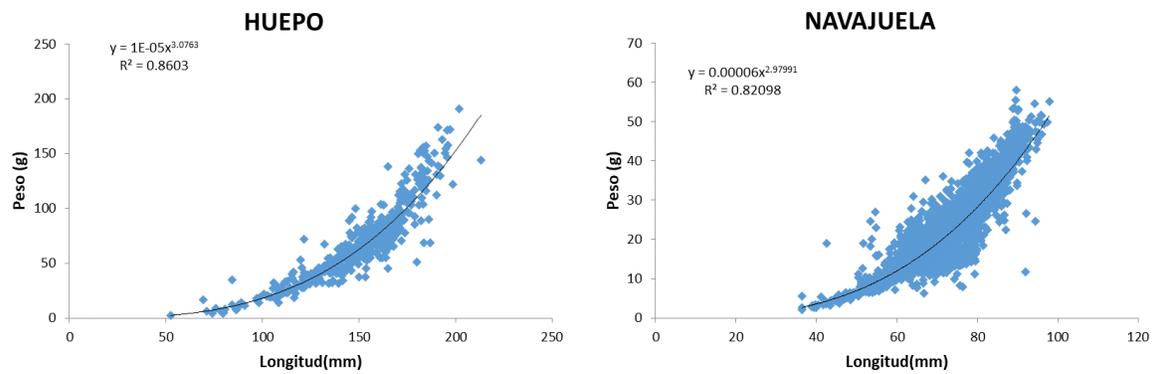


Figura 111. Graficas de relaciones longitud – peso de huepo y navajuela en bahía Corral, año 2021.

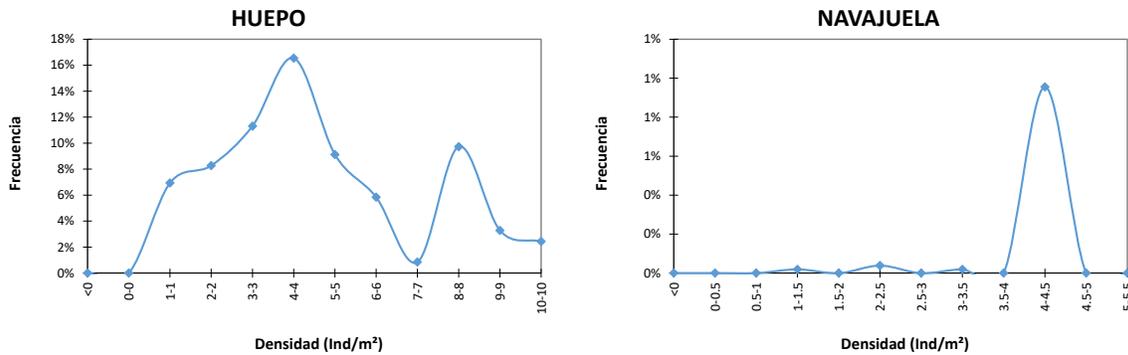


Figura 112. Distribuci3n de frecuencias de densidades observadas de huepo y navajuela en bahía Corral.

**Tabla 28.**

Estimaciones de abundancia de huepo y navajuela en bahía Corral, evaluación año 2021.

Parámetro /Unidad	HUEPO	NAVAJUELA
Numero de Observaciones	2138	2138
Densidad Kriging (ind/m ²)	0.38	7.25
Coeficiente de Variacion	4.54	2.97
Área distribución Efectiva (Hás)	14,521,860	14,521,860
Abundancia Total (Individuos)	5,583,241	105,239,335
Abundancia explotable (Individuos)	4,839,571	79,841,327
Peso Medio (g)	62.05	20.62
Biomasa Total (t)	346	2,170
Biomasa explotable (t)	333	1,871

6.1.2.2 Evaluación indirecta de navajuela en bahía Corral.

El pronunciamiento sobre el estatus del recurso navajuela en bahía Corral, se realiza con un método de datos pobres, en consideración a la situación de la información disponible, expuesta en periodos anteriores de este programa, que se resumen en:

- Serie incompleta de desembarques en la historia de la pesquería.
- Series históricas incompletas de monitoreo de la pesquería de navajuela.
- Ausencia de Puntos de Referencia en el manejo de la pesquería.
- Ojivas de madurez descritas en forma local.
- Parámetros de crecimiento conocidos y validados para la especie.

En etapas previas de este estudio se han empleado métodos de datos pobres basados en capturas, con requerimiento de valores *a priori* para métodos bayesianos ante la ausencia de datos, pero con alta dependencia en los resultados de los valores de entrada. Un proceso de precertificación de la pesquería de navajuela en bahía Corral pone en manifiesto esta condición. De forma de evaluar en forma alternativa con un método basado en Tallas y parámetros del ciclo de vida. Así, en esta pesquería se aplica el método LBSPR para la población de navajuela considerada en el Plan de Manejo de bahía Corral.

Los parámetros empleados en el método se presentan en la **Tabla 29**.



Tabla 29.

Parámetros empleados en la evaluación del recurso navajuela en el método LBSPR.

Parameters	Value
Name	“Navaja”;“Navajuela”
Study area	Corral bay
Max age	18
Natural mortality	0.28
Recruitment	
Linf	93.2
k	0.21
to	0
Lm100%	63.8(mm); 90.3(mm)
Ls50%; Ls95%	30(mm); 56(mm)
Lenght Landing	
Lenght Survey	2012;2014;2016;2020;2021
Steepness	0.75
Lwa	0.00003578
Lwb	3.09

Las curvas de selectividad de la pesquería, crecimiento en peso, ojiva de madurez y crecimiento en talla se muestra en la **Figura 113**. La estructura de tallas observada, de las evaluaciones directas, del recurso navajuela para los años 2012, 2014, 2016, 2017, 2018, 2020 y 2021 se muestra en la **Figura 114**, versus las simuladas por el método, que se presentan en la **Figura 115**. La selectividad de las tallas, versus la ojiva de madurez se presenta en la **Figura 116**, se debe hacer notar que en esta evaluación se considera una selectividad similar a la de la pesquería, dado el método de muestreo.

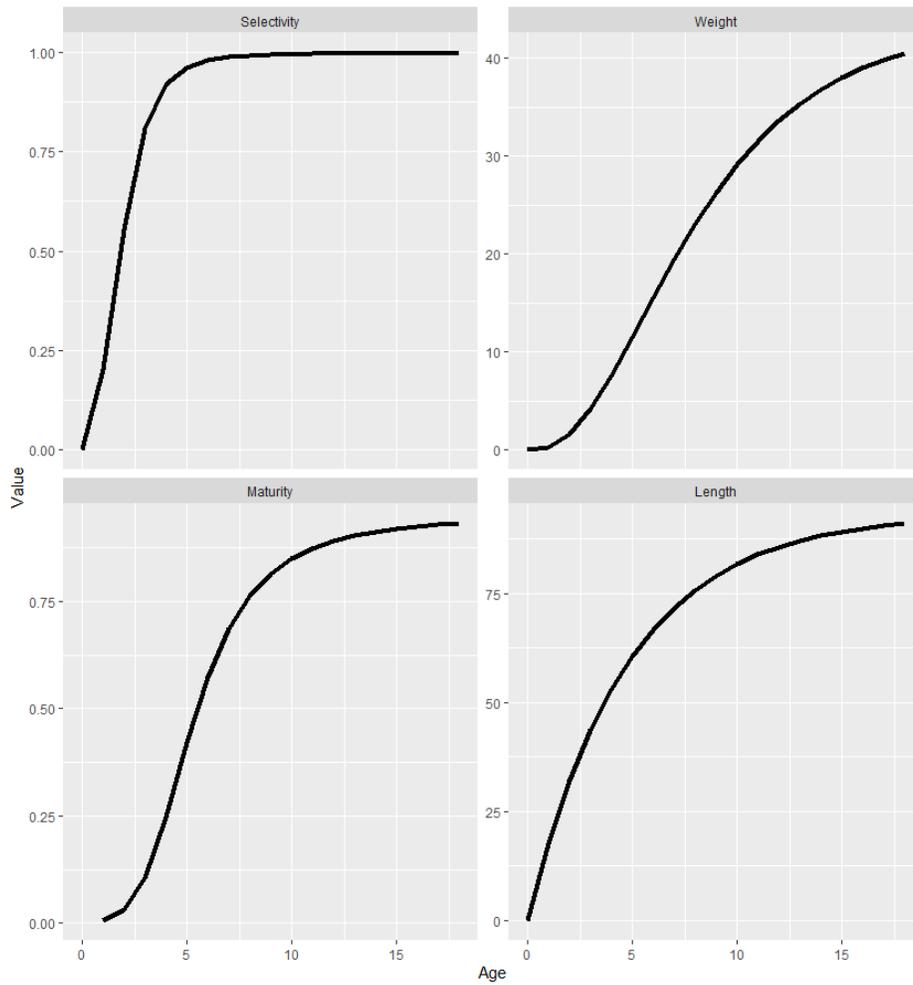


Figura 113. Curvas de selectividad de la pesquería, crecimiento en peso, ojiva de madurez y crecimiento en talla para el recurso navajuela en bahía Corral.

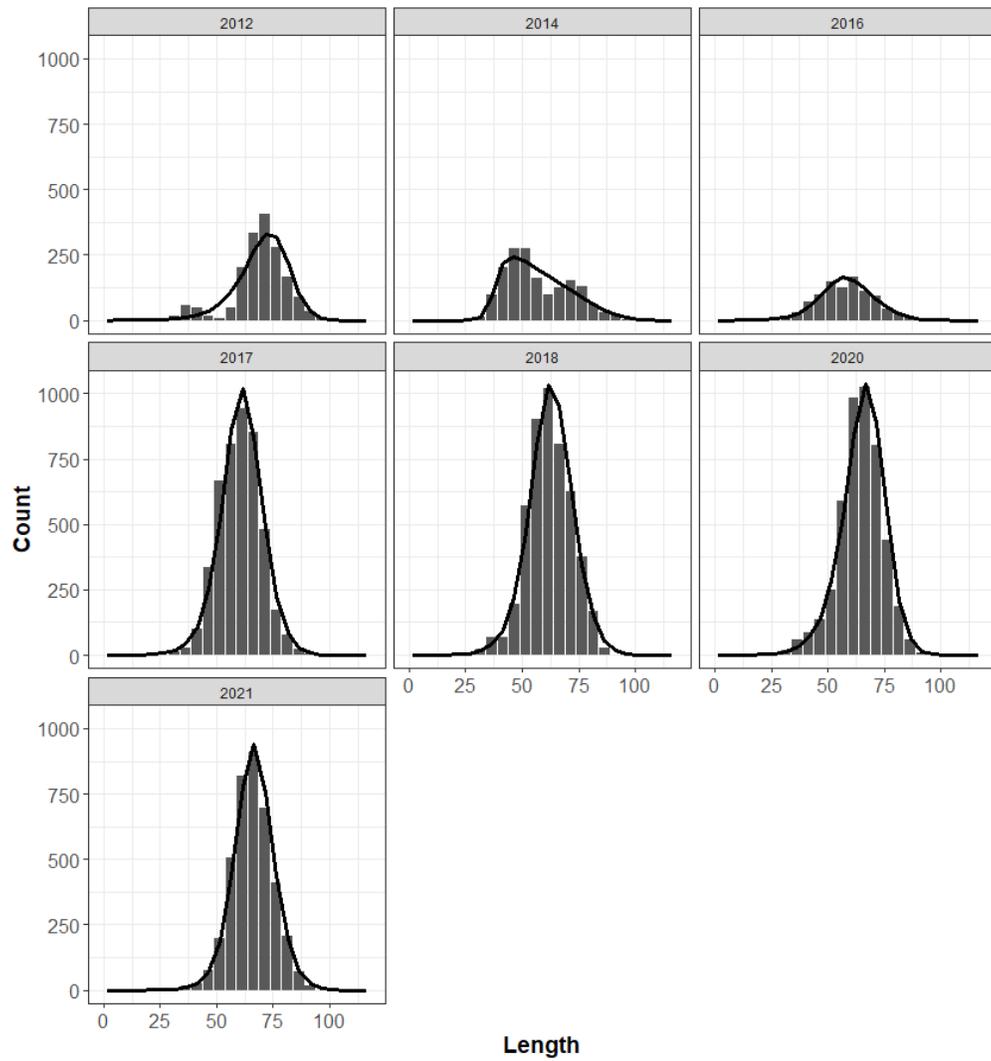


Figura 114. Estructura de tamaños de *T. dombeii* observada en las evaluaciones directas realizadas en bahía Corral.

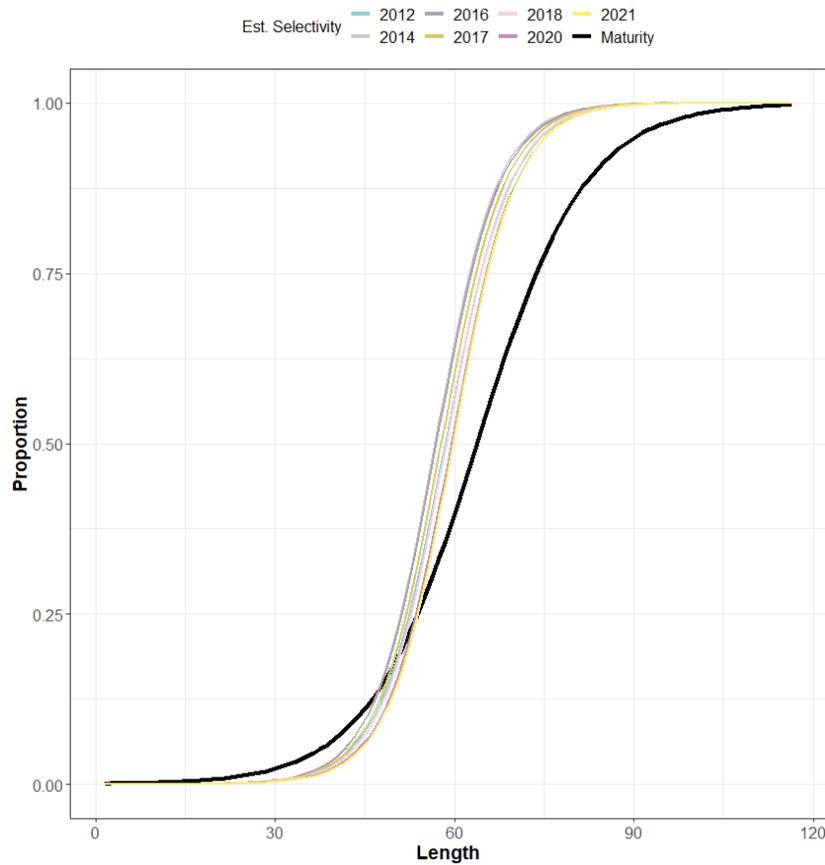


Figura 115. Selectividad obtenida desde las estructuras de tallas versus ojiva de madurez para *T. dombeii* en bahía Corral. 2021.

Los resultados sobre el estado de la poblaci3n en base a los criterios presentados por el m3todo, en relaci3n a F/M , muestran una tendencia al alza en los 3ltimos a3os, con valores de F menores a los de mortalidad natural. Para el potencial reproductivo (SPR) se estar3a vulnerando el objetivo de manejo de un 60% fijado para el an3lisis, pero acerc3ndose al objetivo en los 3ltimos tres a3os (**Figura 116**). La estructura de tama3os objetivo, de un 60% de fracci3n desovante, se presenta en la **Figura 117**.

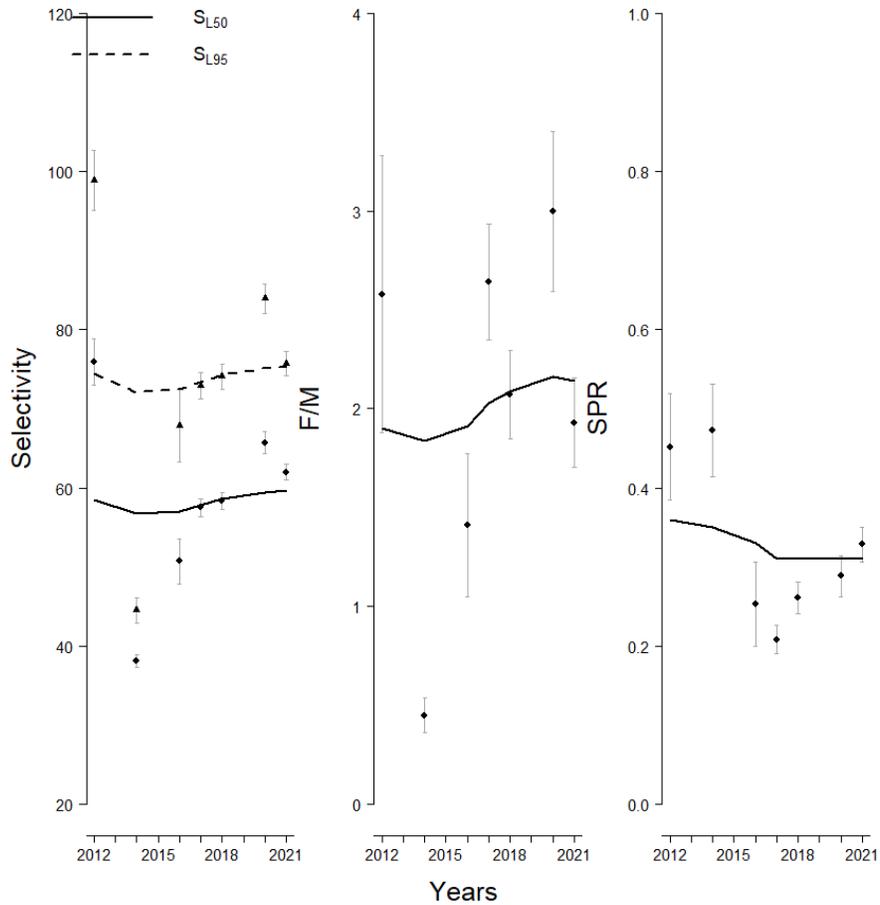


Figura 116. Resultados de estatus para la poblaci3n de *T. dombeii* en bahía Corral.

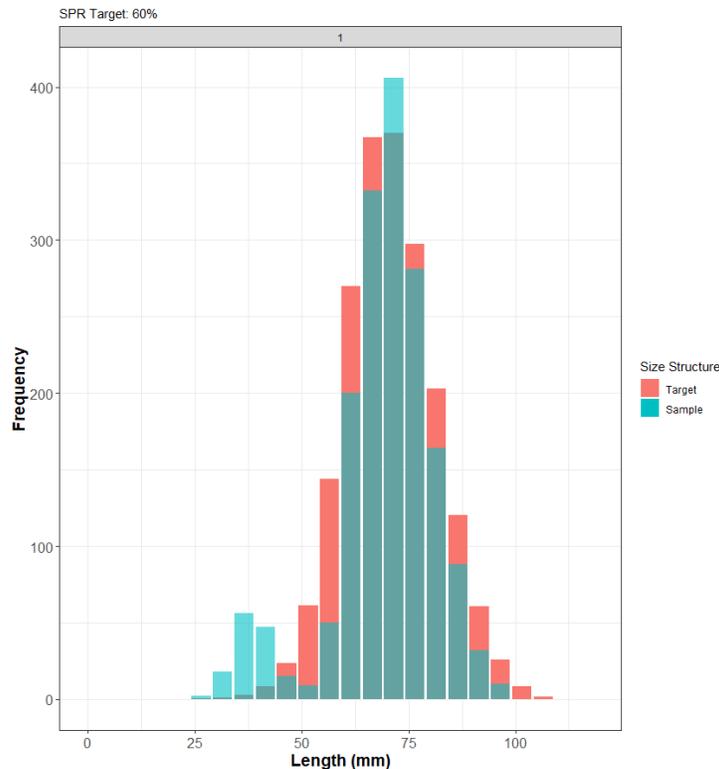


Figura 117. Estructura de tallas objetivo versus la observada con método LBSPR.

6.1.3 Plan de Manejo del Golfo de Arauco.

6.1.3.1 Recurso huepo (*Ensis macha*).

Estandarización de la CPUE Kg/h buceo.

La CPUE medida como kg de huepo por horas de buceo, obtenida del monitoreo del desembarque que realiza el estudio Seguimiento de Pesquerías Bentónicas que realiza IFOP en el contexto del convenio ASIPA. Esta forma de medir el rendimiento fue contrastado en la etapa previa de este estudio versus la unidad de viajes de pesca a través de un modelo GLM. Esta misma metodología ha sido empleada para la estandarización de la serie de la CPUE desde el año 2018, con los factores estacionalidad (medida en trimestres), profundidad, procedencia y número de buzos. La distribución de los valores nominales versus los factores de procedencia, profundidad y estacionalidad se señalan en la, **Figura 118**, **Figura 119** y **Figura 120**.

Para la estandarización de la CPUE se seleccionaron 4 procedencias, en función de su continuidad en la operación a lo largo de la serie histórica de la pesquería, representando las procedencias de Pichicuy, Isla Santa María, Bajo Weste y Bajo del Medio sobre el 90% del desembarque y viajes de pesca monoespecíficos para el recurso huepo.

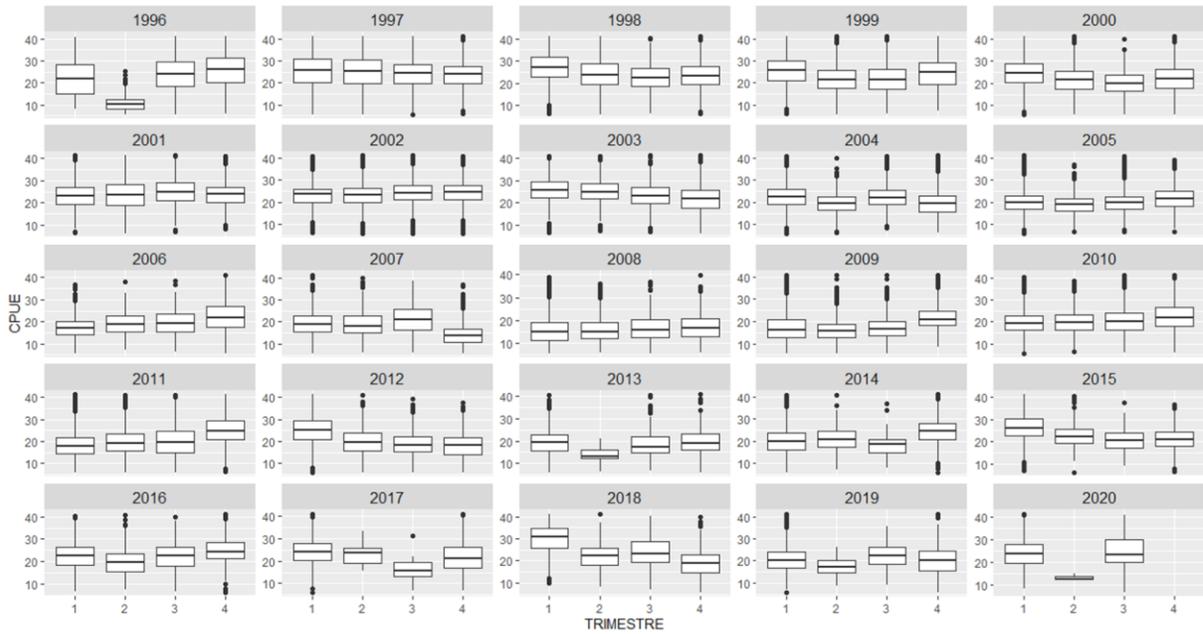


Figura 118. Agrupaci3n de valores nominales de CPUE por trimestre para las procedencias seleccionadas en el presente estudio.

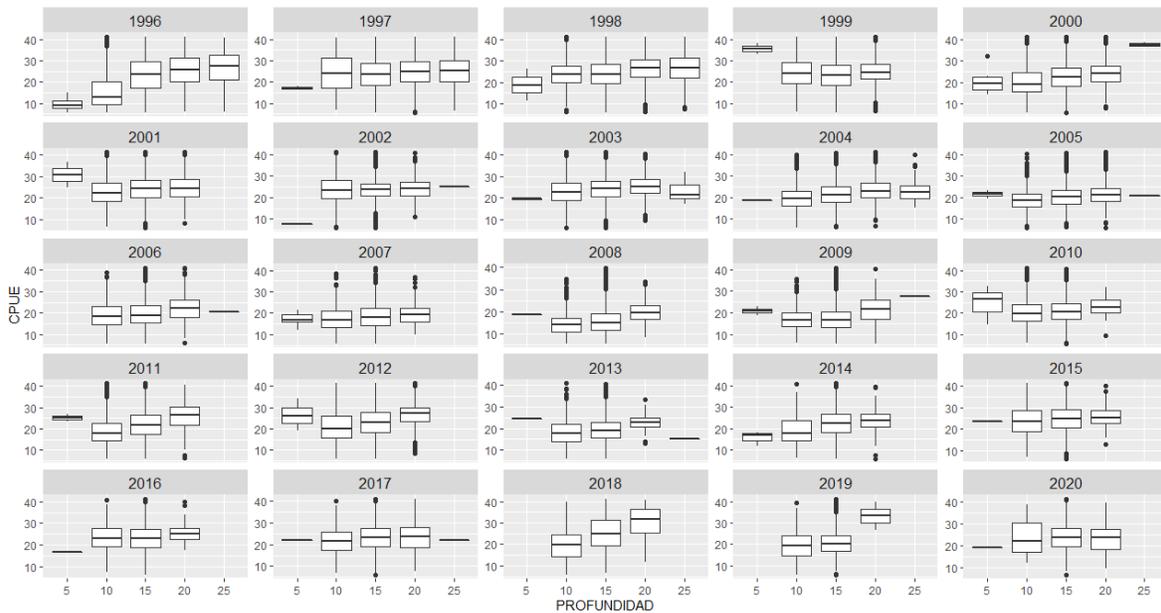


Figura 119. Agrupaci3n de valores nominales de CPUE por las profundidades seleccionadas para el presente estudio.

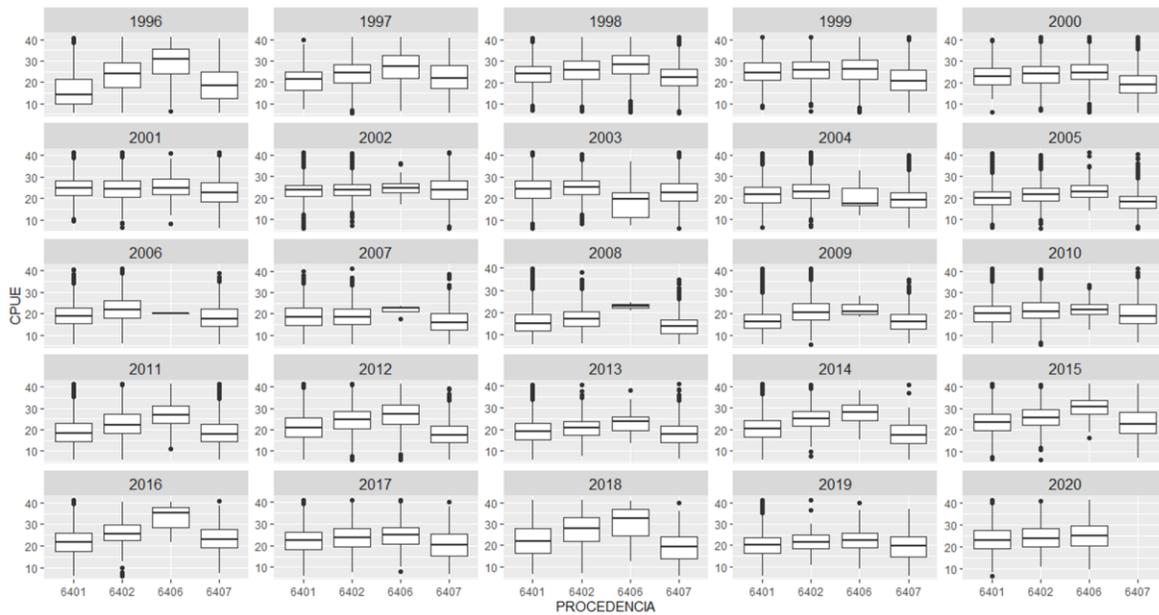


Figura 120. Comportamiento de CPUE nominal con respecto a la procedencia, para los a1os de la serie.

Los resultados del 3ndice AKAIKE y Devianza se presentan en la **Tabla 30**. Con ellos se seleccion3 el modelo que consider3 la interacci3n de todos los factores como el que genera la serie con la mejor se1al de abundancia estandarizada.



Tabla 30.

Valores de Índice AKAIKE y Devianza de los resultados de los modelos GLM aplicados a los escenarios de ajuste de interacción de los factores de estandarización.

	Pred+Intera (1+3)	Pred+Intera (1)	Pred+Intera (1+2)	Pred+Intera (1+3)	Pred+Intera (2)	Pred+Intera (2+3)	Pred+Intera (3)	Pred	stepAIC	Criterio (2%)	Distribución residuos
AIC	38,869	38,998	38,975	38,891	39,142	39,035	39,040	39,143	38,976	39,961	Gaussiana
Devianza	0.257	0.256	0.256	0.257	0.255	0.256	0.256	0.255	0.256	0.249	
AIC	664,668	664,815	664,782	664,700	664,922	664,803	664,813	664,929	664,738	665,662	Gamma
Devianza	0.250	0.249	0.250	0.250	0.248	0.249	0.249	0.248	0.250	0.243	

Pred+Intera (1+3)	CPUE ~ AÑO+PROCED+PROF+N_BUZOS+TRIMESTRE+TRIMESTRE:PROCED+TRIMESTRE:PROF+PROCED:PROF,
Pred+Intera (1)	CPUE ~ AÑO+PROCED+PROF+N_BUZOS+TRIMESTRE+TRIMESTRE:PROCED,
Pred+Intera (1+2)	CPUE ~ AÑO+PROCED+PROF+N_BUZOS+TRIMESTRE+TRIMESTRE:PROCED+TRIMESTRE:PROF,
Pred+Intera (1+3)	CPUE ~ AÑO+PROCED+PROF+N_BUZOS+TRIMESTRE+TRIMESTRE:PROCED+PROCED:PROF,
Pred+Intera (2)	CPUE ~ AÑO+PROCED+PROF+N_BUZOS+TRIMESTRE+TRIMESTRE:PROF,
Pred+Intera (2+3)	CPUE ~ AÑO+PROCED+PROF+N_BUZOS+TRIMESTRE+TRIMESTRE:PROF+PROCED:PROF,
Pred+Intera (3)	CPUE ~ AÑO+PROCED+PROF+N_BUZOS+TRIMESTRE+PROCED:PROF,
Pred	CPUE ~ AÑO+PROCED+PROF+N_BUZOS+TRIMESTRE,
stepAIC	CPUE ~ AÑO+N_BUZOS+PROCED:PROF+PROCED:TRIMESTRE+PROF:TRIMESTRE ,
Criterio (2%)	CPUE ~ AÑO+PROCED+N_BUZOS,

Se seleccionó el modelo de interacción de todos los factores con distribución de tipo Gaussiana. Las series generadas por ese modelo, con los dos tipos de distribución se muestran en la **Figura 121**, junto con los valores nominales, donde se muestra las mismas tendencias de los valores normalizados. El análisis de los residuales se grafican en la **Figura 122**, donde no se revela un sesgo en la tendencia de ellos.

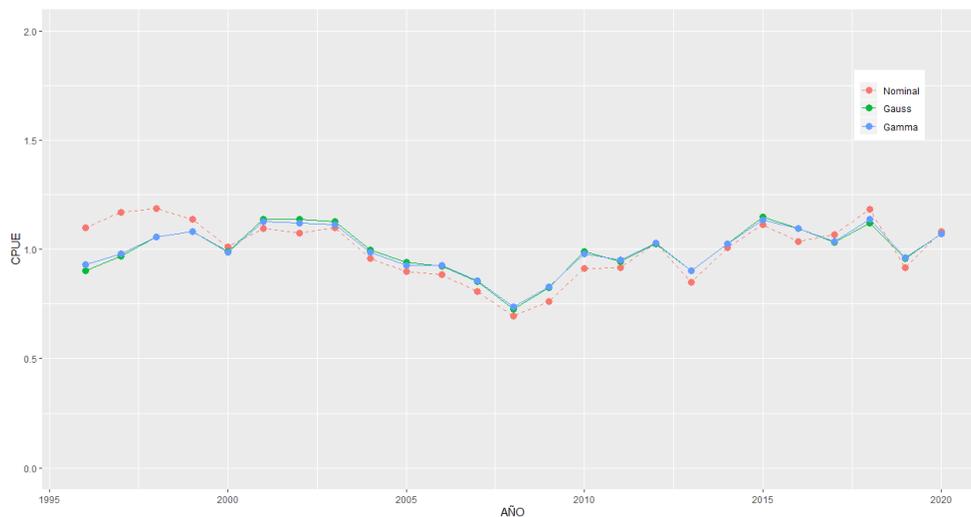


Figura 121. Valores de CPUE nominal y estandarizados con distribuciones Gauss y Gamma para la serie histórica del recurso huepo en bahía Corral.

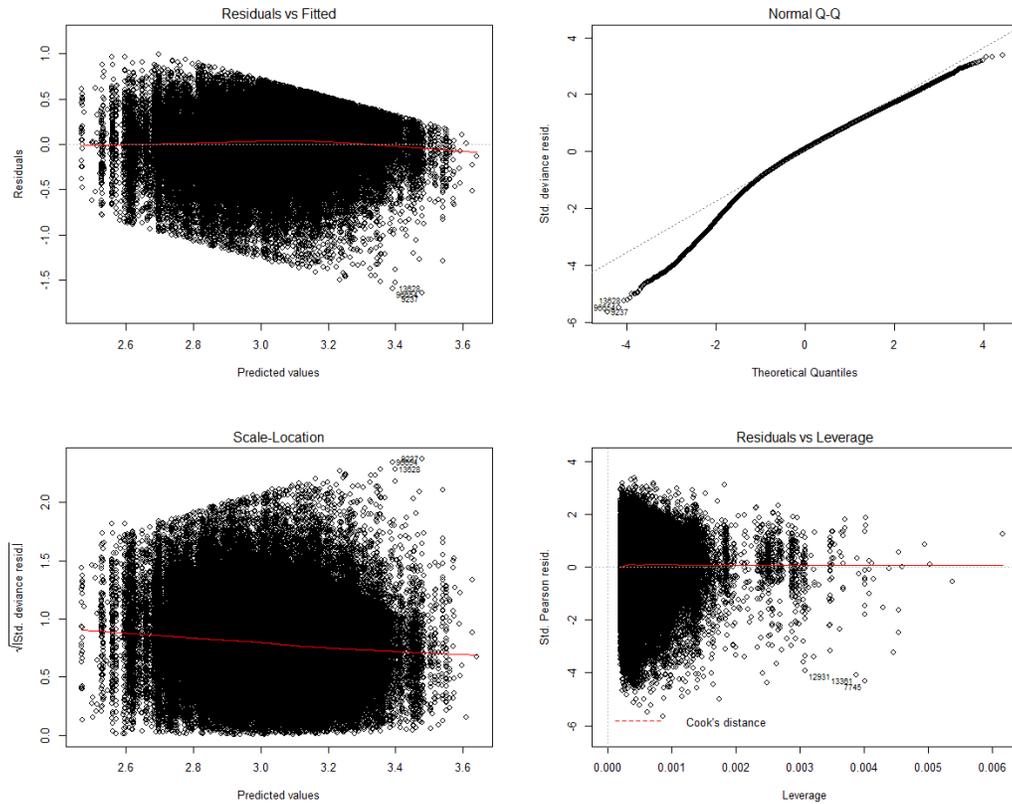


Figura 122. Análisis de los residuales del ajuste de los valores de la serie de CPUE estandarizada.

Ajuste del modelo de evaluaci3n.

El modelo se ajust3 de buena forma a la informaci3n de entrada, particularmente a las series de capturas, CPUE y tallas (Figura 123, 124 y 125). Al igual que el periodo anteriormente evaluado, se destaca la tendencia al alza de la talla promedio observada desde 2009, que se corresponde con la estabilizaci3n de los vol3menes desembarcados y leve incremento de la CPUE.

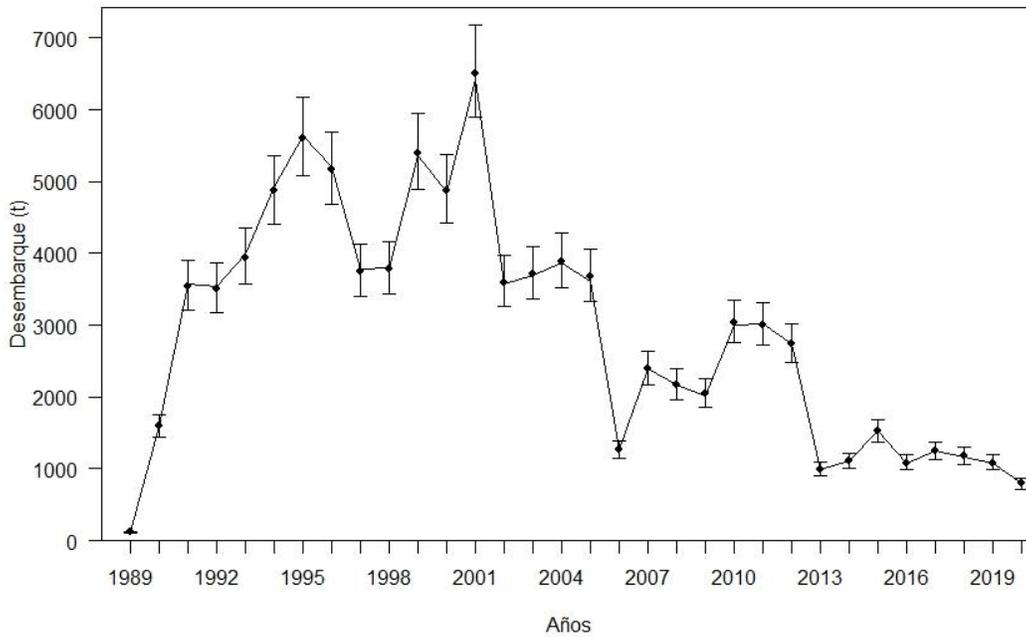


Figura 123. Desembarque de huego en Golfo de Arauco, observado y predicho por el modelo, 1989 – 2020.

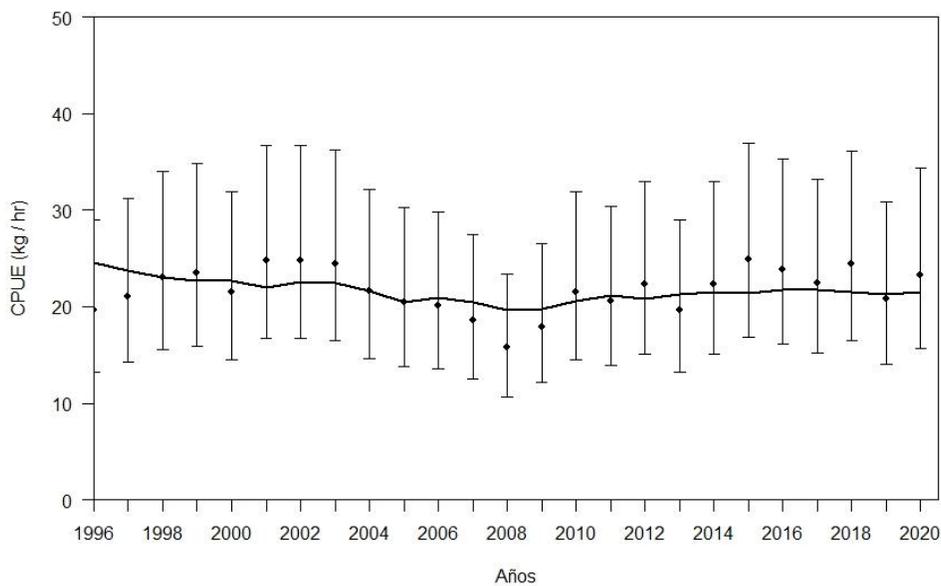


Figura 124. CPUE para serie temporal de huego en el Golfo de Arauco observada y predicha por el modelo, 1996 – 2020.

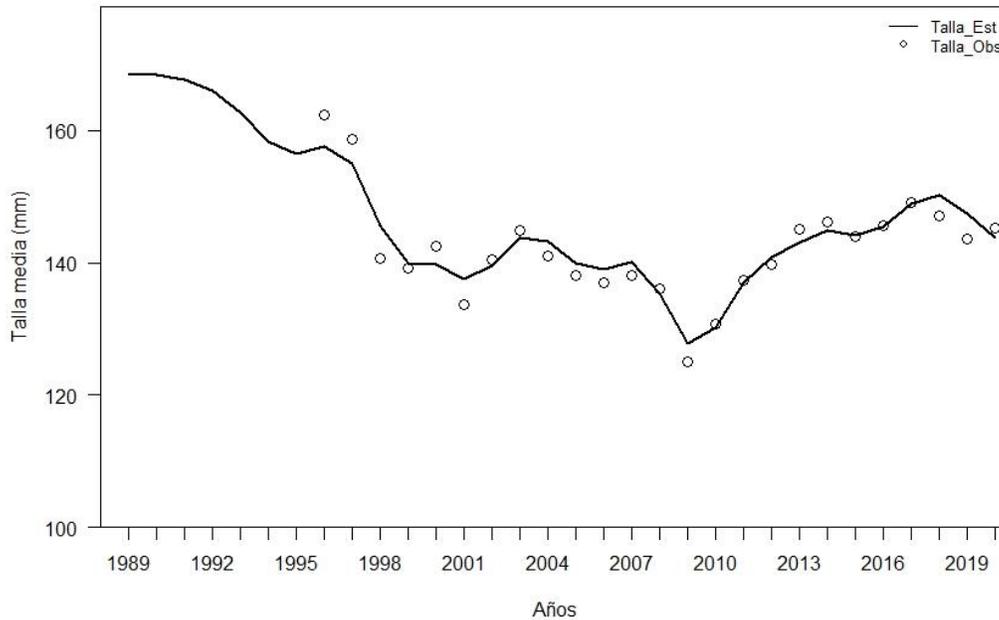


Figura 125. Talla media de huego del Golfo de Arauco observada y predicha por el modelo. 1989 – 2020.

Variables poblacionales.

Mortalidad por pesca y selectividad.

La mortalidad por pesca en el periodo de anlisis es alta y supera significativamente el valor de la mortalidad natural desde los primeros aos de inicio de la pesqueria, declinando en forma continua desde el ao 2008 (Figura 126). El efecto edad-especfico de la mortalidad por pesca correspondiente al patron de selectividad fue estimado para 1 bloque temporal, determinndose que la edad de completo reclutamiento corresponde al grupo de edad 5 (Figura 127). Las curvas de selectividad se muestran constantes entre los aos.

Para todos los periodos analizados, la selectividad permite el escape de los individuos en la talla de primera madurez, lo que se considera favorable, ya que disminuye el riesgo de sobreexplotaci3n por reclutamiento, aunque la Biomasa desovante se encuentre con valores muy menores a los estimados al inicio de la pesqueria.

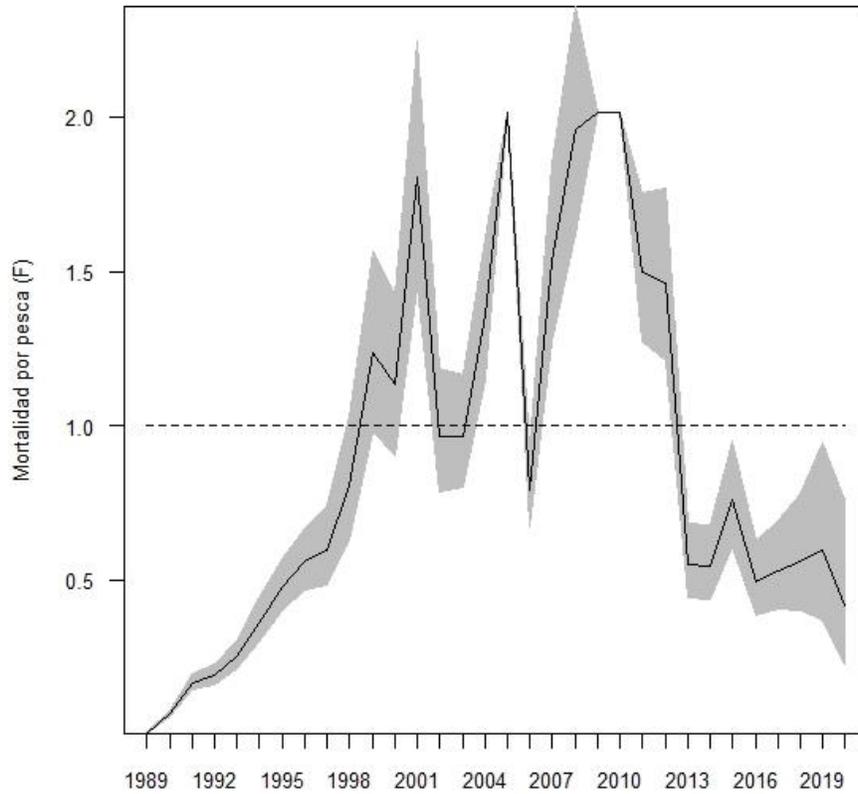


Figura 126. Mortalidad por pesca para huepo determinada para el Golfo de Arauco.1989-2020.

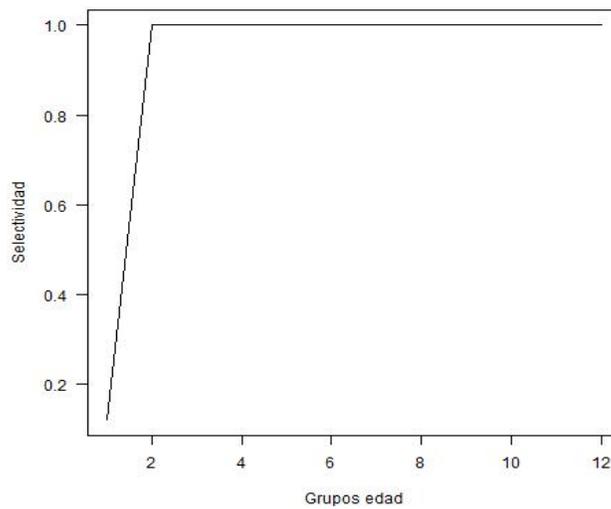


Figura 127. Selectividad para huepo en edades para el Golfo de Arauco. No se establecieron diferencias entre los a1os de la serie analizada.



Reclutamiento.

El reclutamiento fue estimado con error de proceso en torno a un modelo Stock Recluta (S/R) tipo Beverton & Holt con pendiente $h=0,7$. Este valor implica una relaci3n de denso-dependencia entre reclutas y desovantes, aunque es un proceso determinado por cuestiones ambientales. Los resultados muestran un valor promedio en declinaci3n (**Figura 128**), los desvi3s de las estimaciones se se~alan en la **Figura 129**.

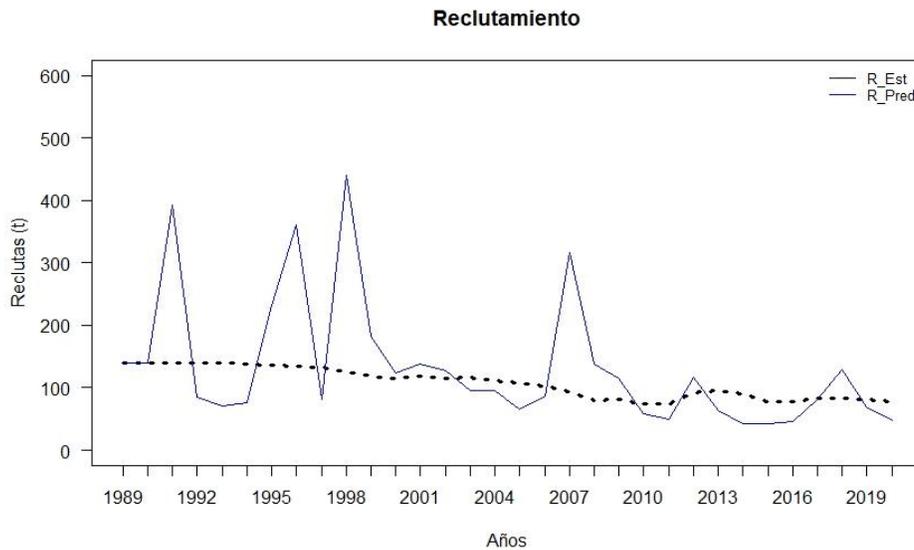


Figura 128. Reclutamiento observado y predicho para huepo del Golfo de Arauco sobre la serie temporal analizada.

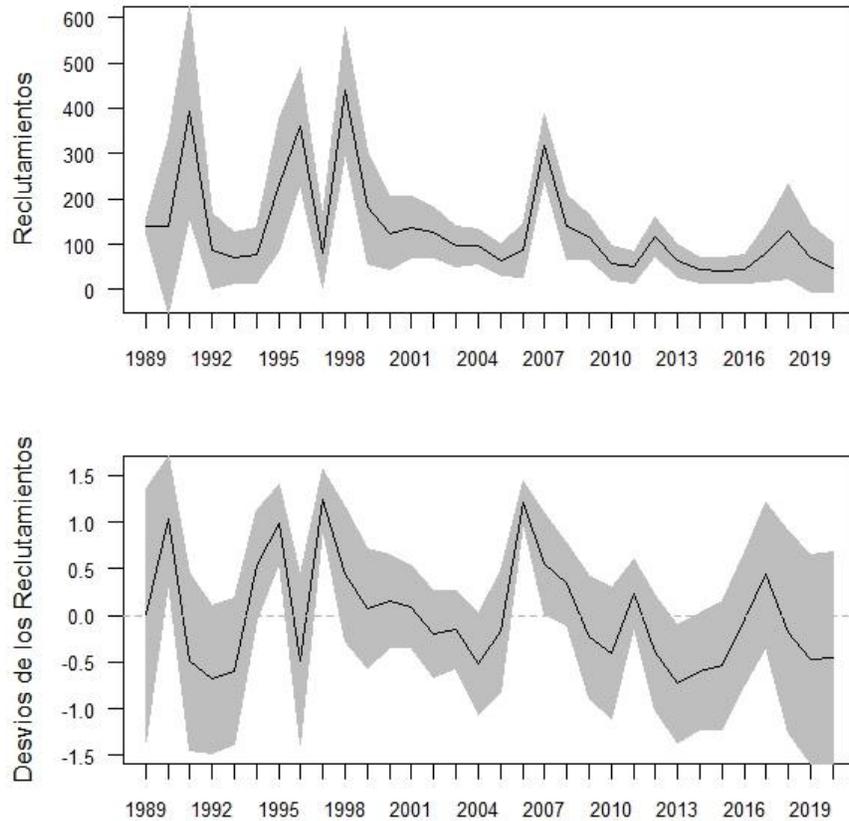


Figura 129. Reclutamientos y desvíos de los reclutamientos predichos para huepo.

Biomasa.

El modelo señala una disminuci3n constante de la Biomasa, tanto total como de la fracci3n desovante. Se estima una Biomasa Desovante Virginal dinámica cercana a las 27600 t y una situaci3n de estabilidad dinámica alrededor de las 7000 t en los últimos 10 años. La **Figura 130** y la **Figura 131** señalan los recorridos de las Biomasa Total y Desovante, con los respectivos desvíos de la estimaci3n.

Diagn3stico de la poblaci3n.

Se utiliz3 la raz3n entre la Biomasa desovante y la Biomasa desovante virginal (**Figura 132**). Los resultados muestran que la poblaci3n desovante de huepo ha sido fuertemente explotada. Considerando un objetivo de manejo aceptado, como es la mantenci3n del 40% de la Biomasa desovante de la poblaci3n virginal, este nivel se habría alcanzado el ańo 1996, para disminuir en forma continua a un nivel bajo el 20% con una tendencia al alza en los ańos recientes, saliendo de su condici3n crítca en el último ańo.

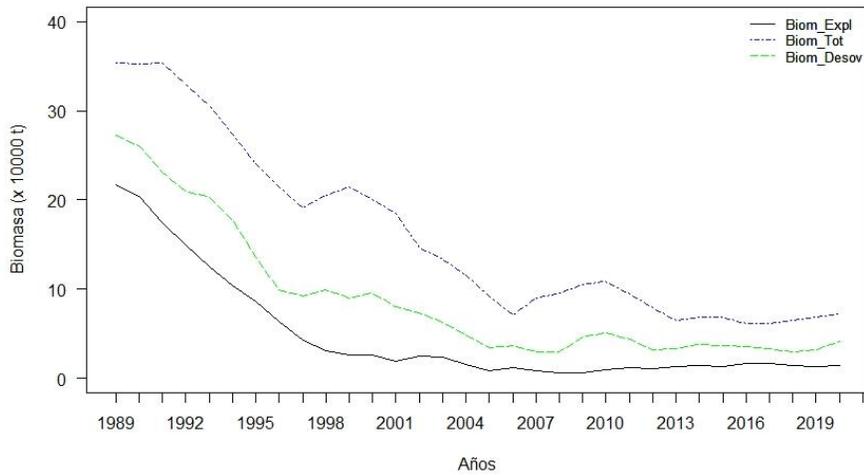


Figura 130. Serie temporal de Biomasa Desovante, Biomasa Total y Biomasa Explotable simulada para huego del Golfo de Arauco para la serie temporal analizada.

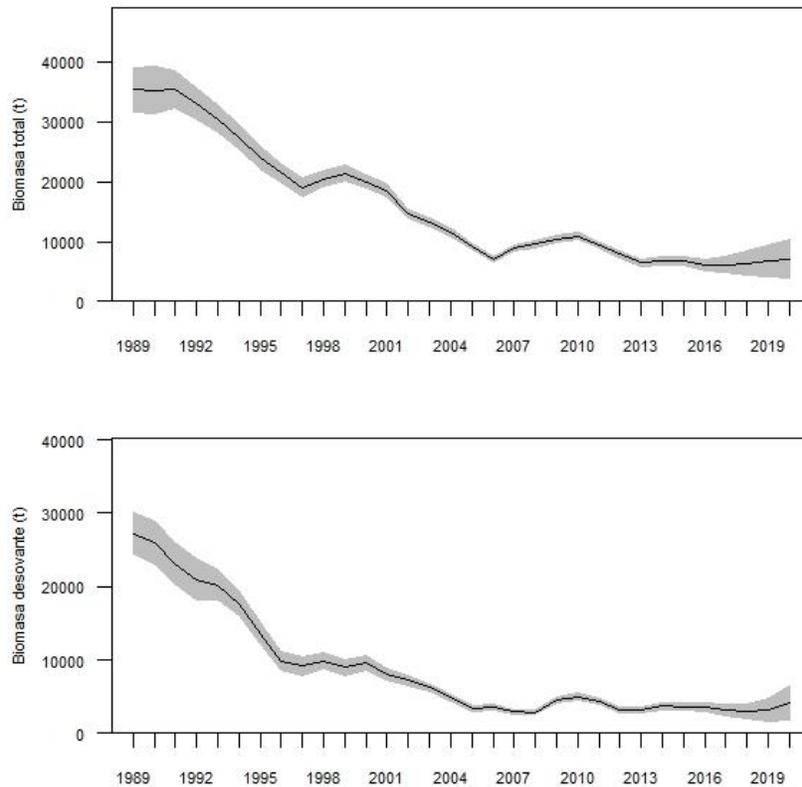


Figura 131. Serie temporal de Biomasa Total y Biomasa Desovante, con sus respectivos desvíos, simulada para huego del Golfo de Arauco para la serie temporal analizada.

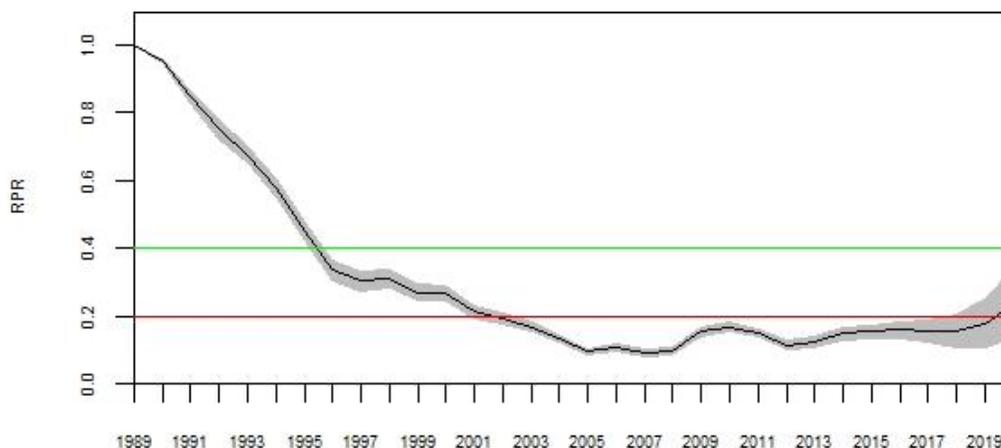


Figura 132. Reducci3n de la Biomasa Desovante Virginal de huepo. La l3nea roja representa la situaci3n no deseada y la l3nea verde el objetivo de manejo propuesto en este estudio.

6.1.3.2 Recurso navajuela (*Tagelus dombeii*).

Estandarizaci3n de la CPUE.

La CPUE medida como rendimiento de huepo por horas de buceo, obtenida del monitoreo del desembarque que realiza el estudio Seguimiento de Pesquer3as Bent3nicas que realiza IFOP en el contexto del convenio ASIPA. Esta forma de medir el rendimiento fue contrastado en la etapa previa de este estudio versus la unidad de viajes de pesca a trav3s de un modelo GLM. Esta misma metodol3g3a fue usada para la estandarizaci3n de la serie de la CPUE hasta el a3o 2019, con los factores estacionalidad (medida en trimestres), profundidad, procedencia y n3mero de buzos. La distribuci3n de los valores nominales versus los factores de procedencia, profundidad y estacionalidad se se3alan en la **Figura 133**, **Figura 134** y **Figura 135**.

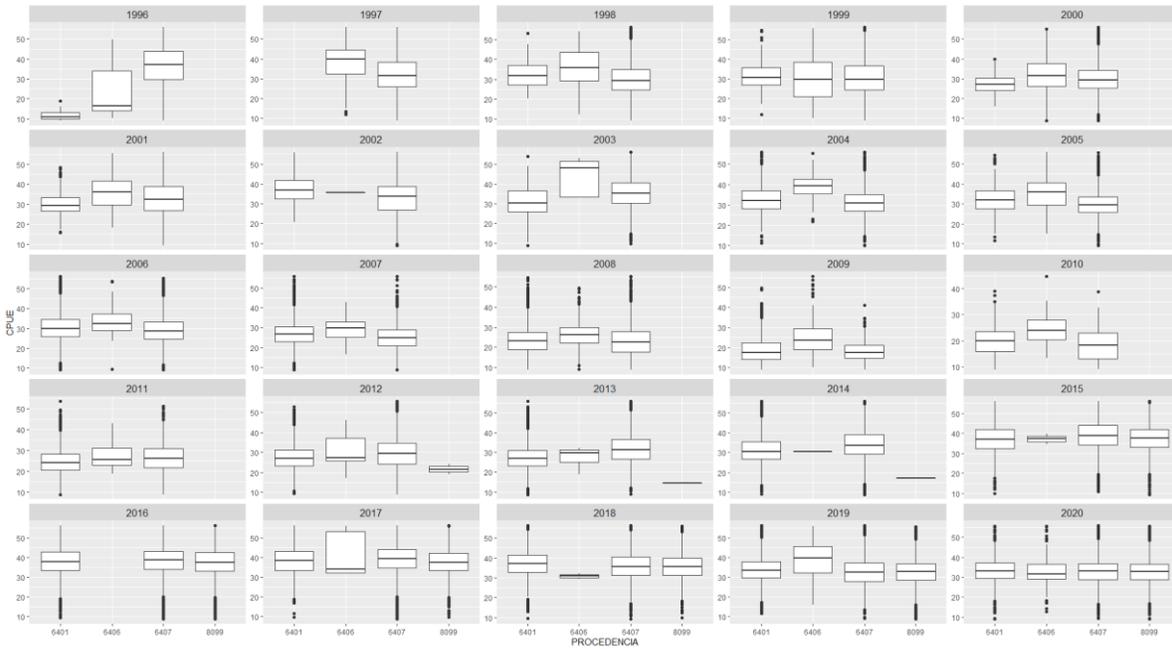


Figura 133. Comportamiento de CPUE nominal con respecto a las procedencias, expresada en trimestres, para los a1os de la serie.

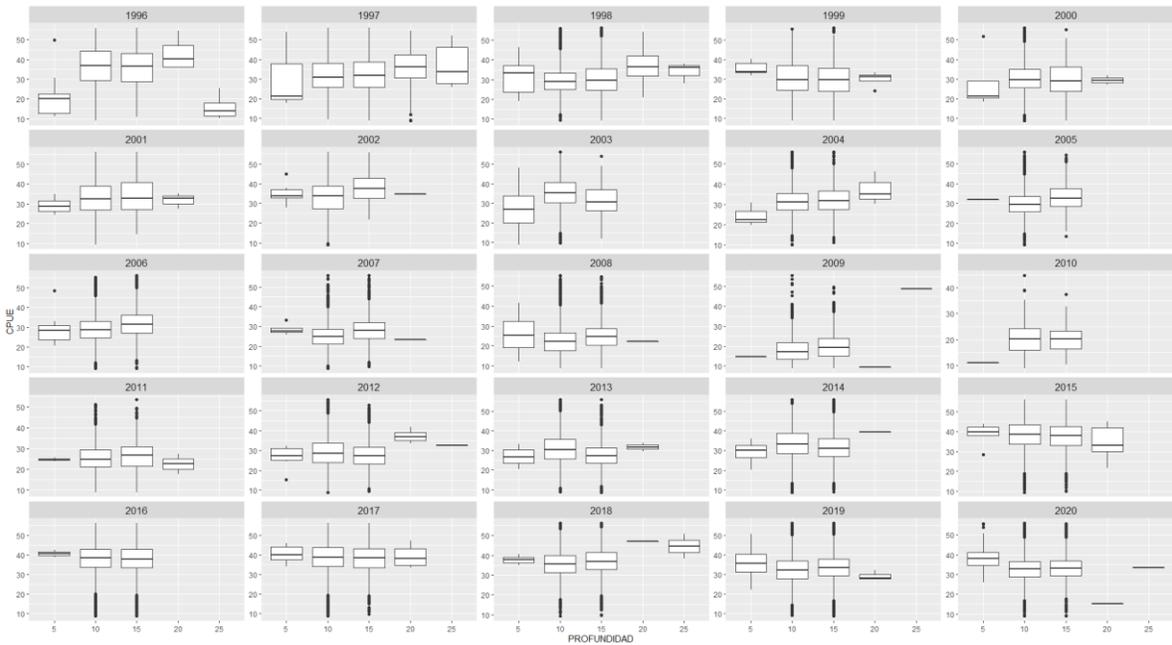


Figura 134. Comportamiento de CPUE nominal con respecto a la profundidad, en niveles de 5, 10, 20 y 25 m, para los a1os de la serie.

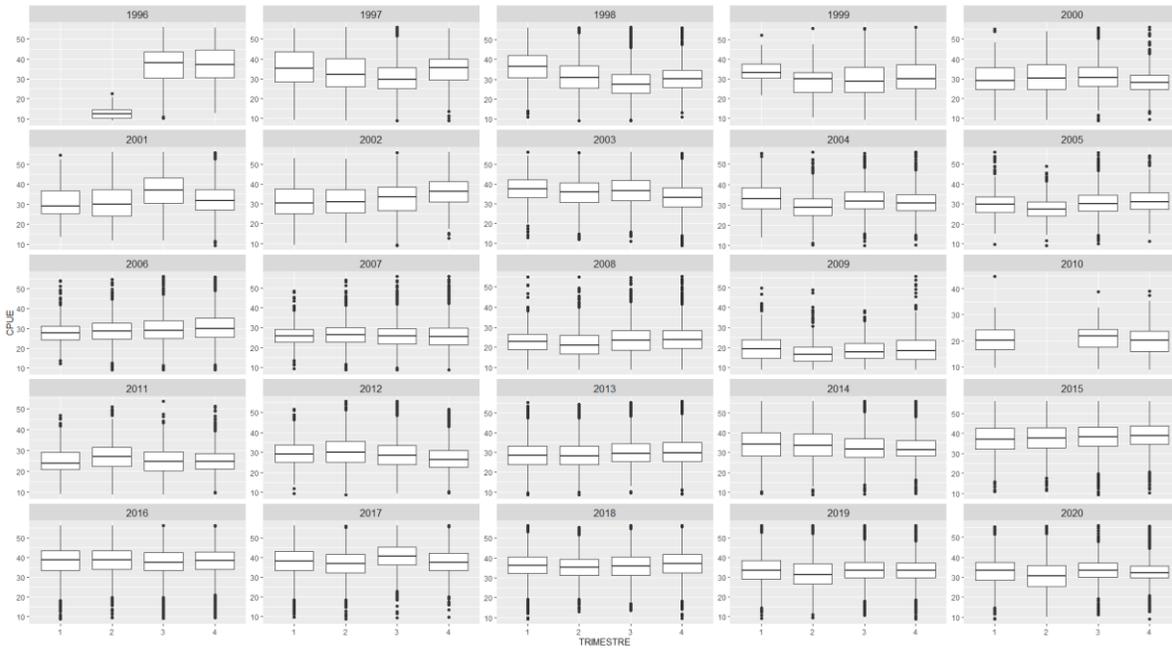


Figura 135. Comportamiento de CPUE nominal con respecto a la estacionalidad, expresada en trimestres, para los años de la serie.

Para la estandarizaci3n de la CPUE se seleccionaron 4 procedencias, en funci3n de su continuidad a lo largo de la serie hist3rica de la pesquería, representando las procedencias de Pichicuy, Isla Santa María, Bajo Weste y Este de Pichicuy, donde participa sobre el 90% del desembarque y viajes de pesca monoespecíficos para el recurso navajuela (**Figura 136**).

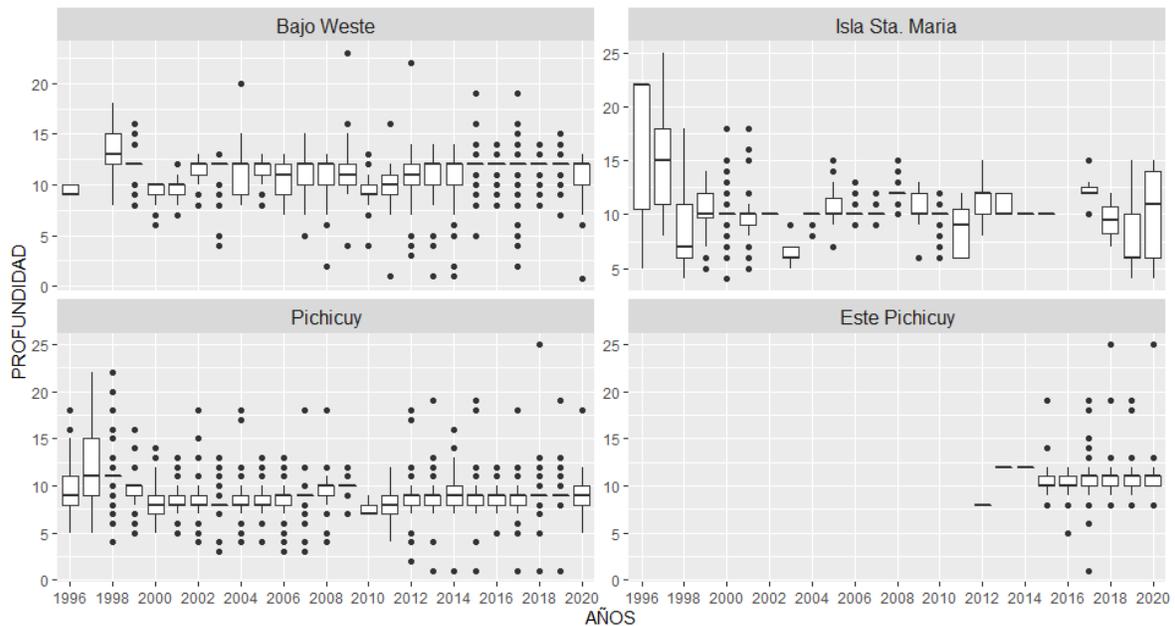


Figura 136. Distribuci3n de los datos de profundidad a trav3s de los a1os por procedencia de pesca empleada en la evaluaci3n.

Los resultados del 3ndice AKAIKE y Devianza se presentan en la (Tabla 31), donde se seleccion3 el modelo que consider3 la interacci3n de todos los factores como el que genera la serie con la mejor se1al corregida de abundancia, gr3ficamente casi superpuesta a la nominal (Figura 137).

El modelo de GLM con la interacci3n de todos los factores explicativos, fue seleccionado por los valores de los 3ndices de discriminaci3n empleados cuyo comportamiento por procedencia se observa la concentraci3n de los datos del monitoreo en un rango menor de profundidades a lo largo de la serie temporal. La serie generada por el modelo de las profundidades y los valores nominales, con similares tendencias en la escala normalizada. Los residuales del modelo seleccionado se se1alan en la Figura 138.



Tabla 31.

Valores de Índice AKAIKE y Devianza de los resultados de los modelos GLM aplicados a los escenarios de ajuste de interacci3n de los factores de estandarizaci3n.

	Pred+Intera (1:3)	Pred+Intera (1)	Pred+Intera (1+2)	Pred+Intera (1+3)	Pred+Intera (2)	Pred+Intera (2+3)	Pred+Intera (3)	Pred	stepAIC	Criterio (2%)	Distribuci3n residuos
AIC	38,869	38,998	38,975	38,891	39,142	39,035	39,040	39,143	38,976	39,961	Gaussiana
Devianza	0.257	0.256	0.256	0.257	0.255	0.256	0.256	0.255	0.256	0.249	
AIC	664,668	664,815	664,782	664,700	664,922	664,803	664,813	664,929	664,738	665,662	Gamma
Devianza	0.250	0.249	0.250	0.250	0.248	0.249	0.249	0.248	0.250	0.243	

Pred+Intera (1:3)	CPUE ~ AÑO+PROCED+PROF+N_BUZOS+TRIMESTRE+TRIMESTRE:PROCED+TRIMESTRE:PROF+PROCED:PROF,
Pred+Intera (1)	CPUE ~ AÑO+PROCED+PROF+N_BUZOS+TRIMESTRE+TRIMESTRE:PROCED,
Pred+Intera (1+2)	CPUE ~ AÑO+PROCED+PROF+N_BUZOS+TRIMESTRE+TRIMESTRE:PROCED+TRIMESTRE:PROF,
Pred+Intera (1+3)	CPUE ~ AÑO+PROCED+PROF+N_BUZOS+TRIMESTRE+TRIMESTRE:PROCED+PROCED:PROF,
Pred+Intera (2)	CPUE ~ AÑO+PROCED+PROF+N_BUZOS+TRIMESTRE+TRIMESTRE:PROF,
Pred+Intera (2+3)	CPUE ~ AÑO+PROCED+PROF+N_BUZOS+TRIMESTRE+TRIMESTRE:PROF+PROCED:PROF,
Pred+Intera (3)	CPUE ~ AÑO+PROCED+PROF+N_BUZOS+TRIMESTRE+PROCED:PROF,
Pred	CPUE ~ AÑO+PROCED+PROF+N_BUZOS+TRIMESTRE,
stepAIC	CPUE ~ AÑO+N_BUZOS+PROCED:PROF+PROCED:TRIMESTRE+PROF:TRIMESTRE ,
Criterio (2%)	CPUE ~ AÑO+N_BUZOS,

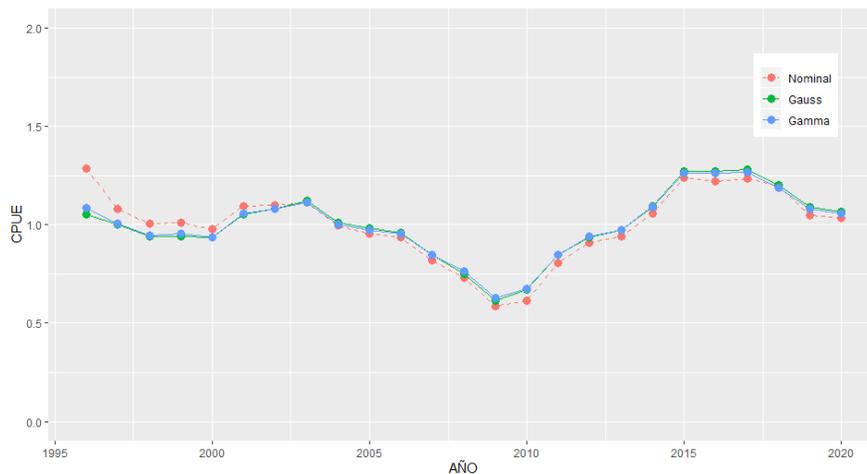


Figura 137. Serie de valores de CPUE nominales versus series de CPUE estandarizadas seleccionadas con tipos de distribuci3n gamma y gaussiana. Recurso navajuela, Golgo de Arauco, 2020.

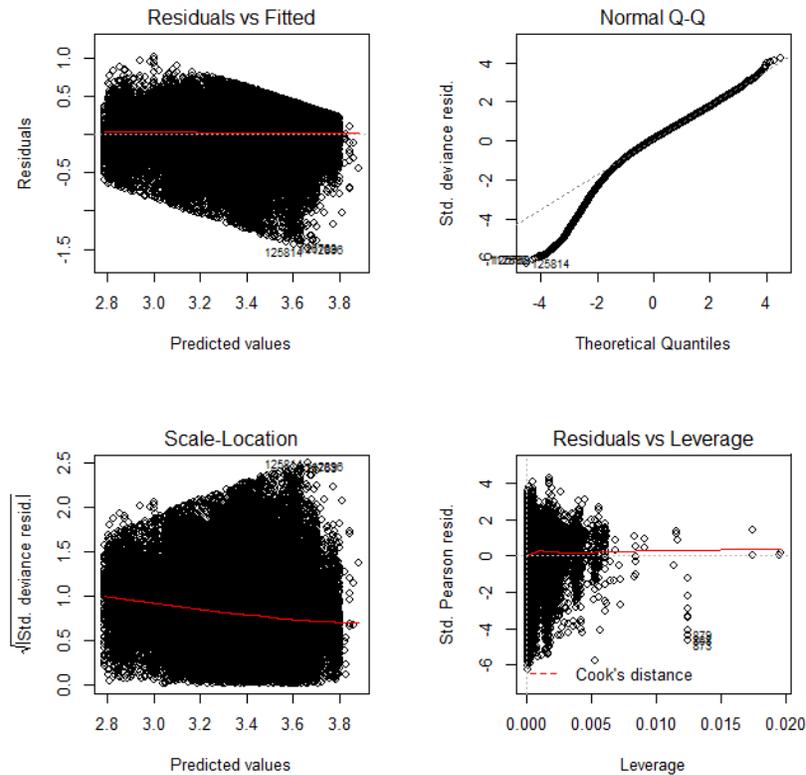


Figura 138. Análisis de los residuales del modelo de estandarizaci3n de CPUE seleccionado.

Desembarques ilegales pesquería de navajuela.

El Plan de Manejo del Golfo de Arauco tiene una estrategia de explotaci3n denominada LER (Límite de Extracci3n de Referencia), para el cual el Comité de Manejo ha establecido normas de control que operan entre los pescadores y el Sernapesca. Este sistema ha funcionado bien para la pesquería del recurso huepo, cuyo destino es casi 100% para proceso en Planta. Para el recurso navajuela en cambio, no se han implementado la misma disciplina en el control del "LER" lo que ha generado una estadística de desembarques oficiales menor a las proyecciones de desembarques que realiza el proyecto Seguimiento de Pesquerías Bentónicas, en el contexto del Convenio ASIPA, hasta el año 2019 (**Figura 139**). La situaci3n expuesta, por el sesgo en el vector de las capturas, se considera que condiciona fuertemente los resultados, ya que las diferencias en el año 2019 llegan al 300% aproximadamente.

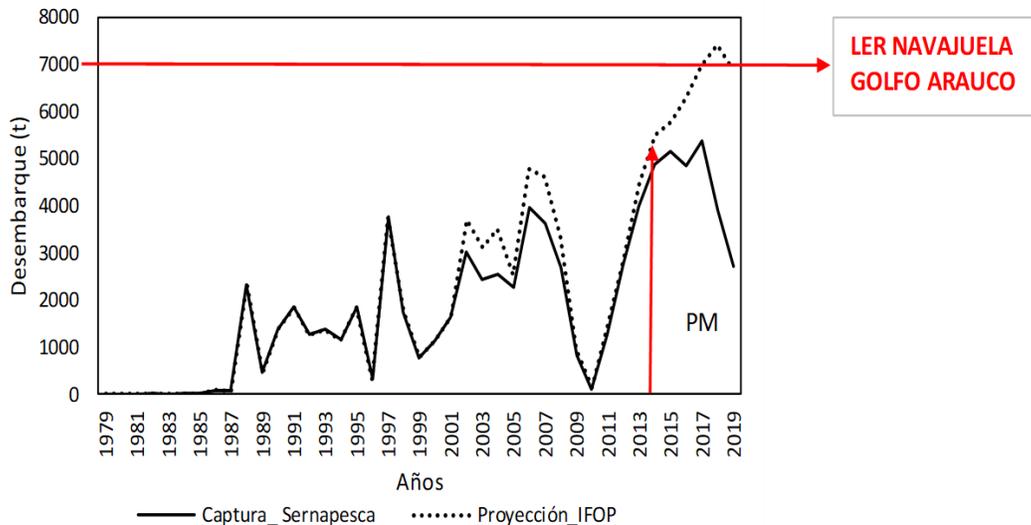


Figura 139. Desembarques oficiales de navajuela en el Golfo de Arauco versus proyecciones de desembarque realizadas por el proyecto de monitoreo de IFOP.

Ajuste del modelo de evaluación.

El modelo se ajustó a la información de entrada, particularmente a las series de capturas, CPUE y tallas (Figura 140, Figura 141 y Figura 142). Se mantiene la tendencia declinante de los desembarques, luego de un periodo de incremento de capturas desde el año 2010, luego del megaterremoto de ese año. La CPUE y las tallas medias presentan un comportamiento sincronizado, que pudiera indicar una eventual longevidad menor a la parametrizada, de 18 años.

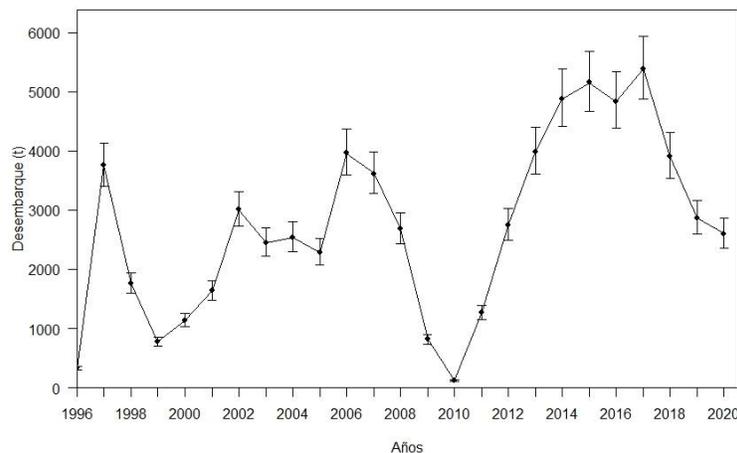


Figura 140. Desembarque de navajuela en Golfo de Arauco, observado y predicho por el modelo.

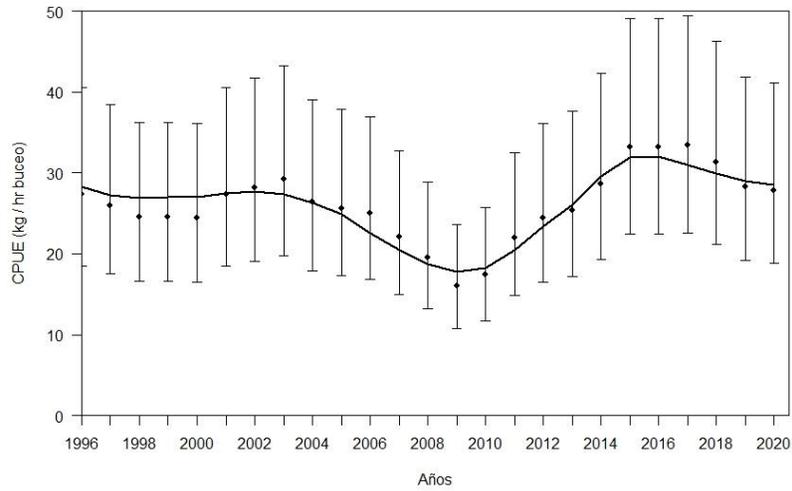


Figura 141. CPUE para serie temporal de navajuela en el Golfo de Arauco observada y predicha por el modelo.

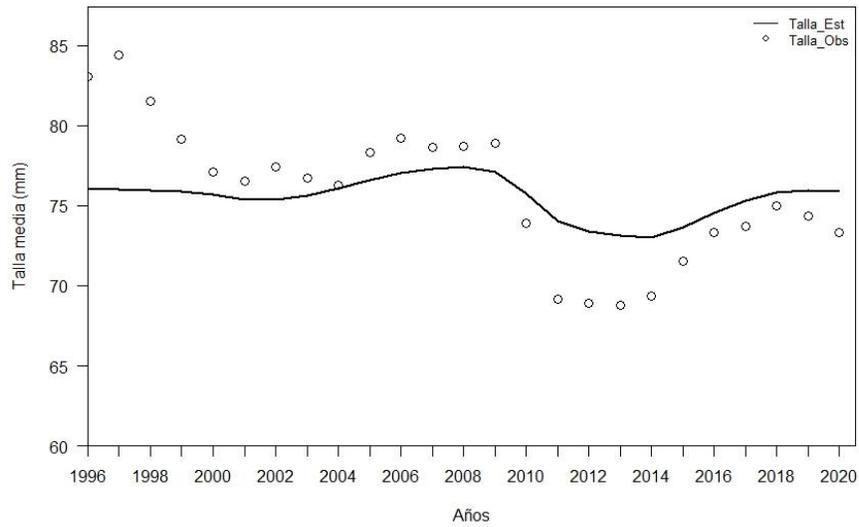


Figura 142. Talla media de navajuela del Golfo de Arauco observada y predicha por el modelo.



Variables poblacionales.

Mortalidad por pesca y selectividad.

La mortalidad por pesca en el per3odo de an3lisis es alta y supera significativamente el valor de la mortalidad natural desde los primeros a3os de inicio de la pesquer3a, declinando en forma continua desde el a3o 2013 (**Figura 143**). El efecto edad-espec3fico de la mortalidad por pesca correspondiente al patr3n de selectividad fue estimado para 1 bloque temporal, determin3ndose que la edad de completo reclutamiento corresponde al grupo de edad 3 (**Figura 144**). Las curvas de selectividad se muestran constantes entre los a3os.

Para todos los periodos analizados, la selectividad permite el escape de los individuos en la talla de primera madurez, lo que disminuye el riesgo sobre el recurso y favorece la resiliencia.

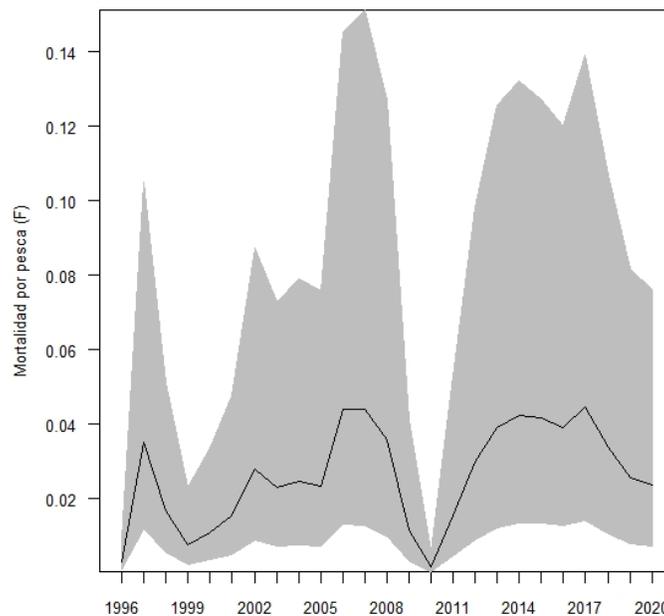


Figura 143. Mortalidad por pesca para navajuela modelada para el Golfo de Arauco.

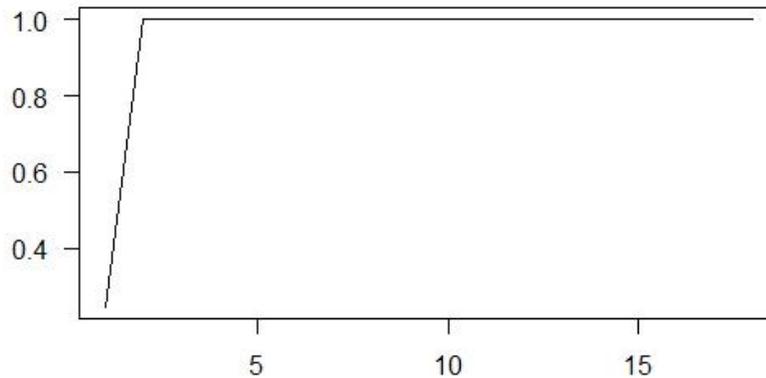


Figura 144. Selectividad para navajuela en edades para el Golfo de Arauco. No se establecieron diferencias entre los a3os analizados.

Reclutamiento.

El reclutamiento fue estimado con error de proceso en torno a un modelo Stock Recluta (S/R) tipo Beverton & Holt con pendiente $h=0,9$. Este valor implica una relaci3n de denso-dependencia entre reclutas y desovantes, aunque es un proceso determinado por cuestiones ambientales. Los resultados muestran un valor promedio estable (**Figura 145**) dentro de un comportamiento de caracteristicas c3clicas (**Figura 146**).

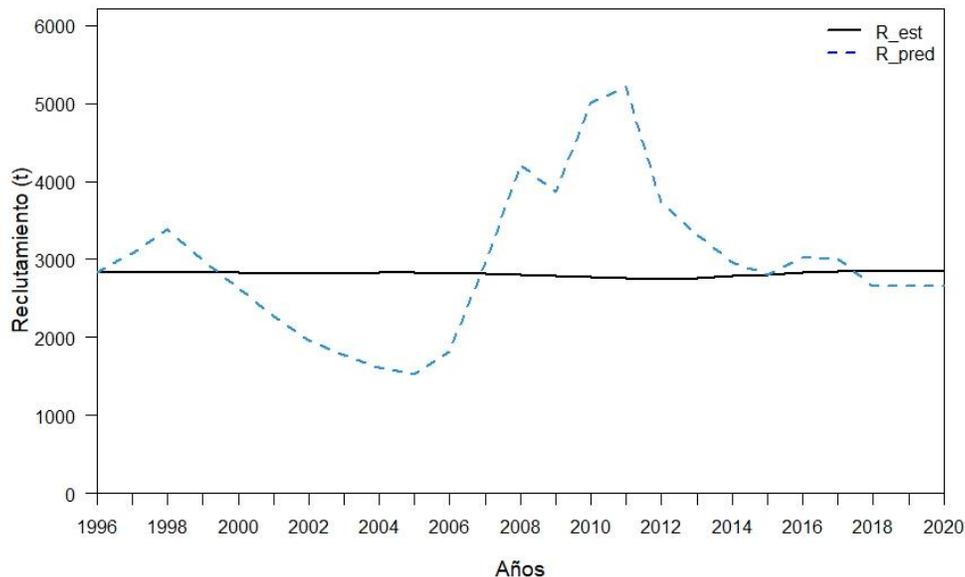


Figura 145. Reclutamiento observado y predicho para navajuela del Golfo de Arauco sobre la serie temporal analizada.

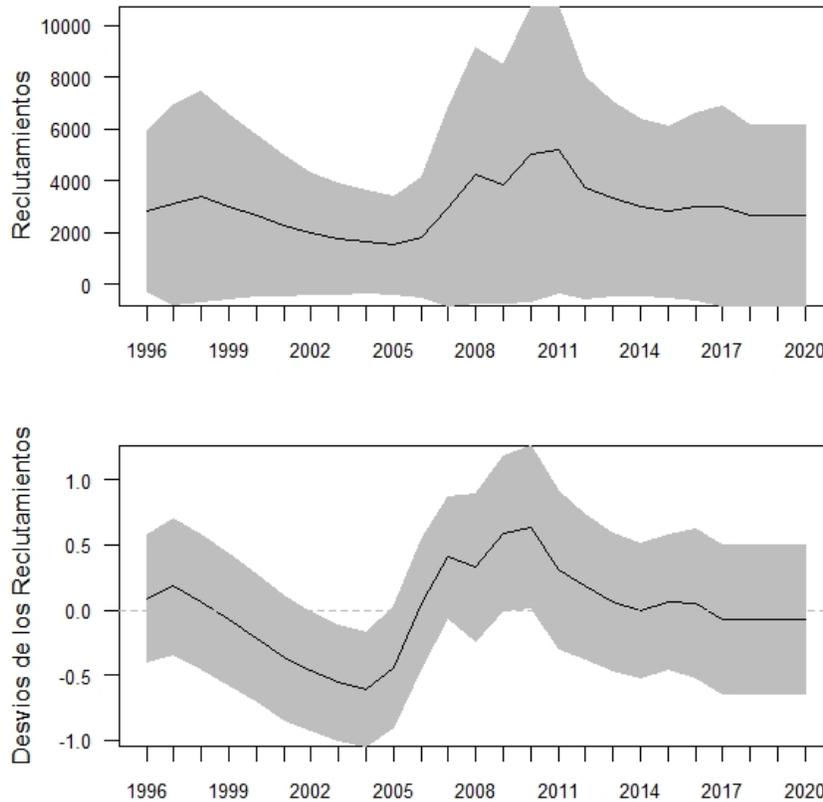


Figura 146. Desvíos de los reclutamientos predichos para la historia de la pesquería.

Biomasa.

Existe una variaci3n en las biomasa en torno a la BDo (**Figura 147**) estimada con la serie desde el a1o 1996, desde que se dispone de datos del monitoreo de la pesquería, aunque los desembarques est3n registrados desde el a1o 1976. Al no observarse depleci3n en la poblaci3n, las hip3tesis pueden ser un problema estructural del modelo, ya que se descarta una condici3n natural, debido a la variabilidad y tendencia a la disminuci3n revelada por las evaluaciones directas en etapas anteriores de este programa. As3, el vector de capturas o los par3metros de crecimiento se manifiestan a priori como objetos de revisi3n pr3xima. La elevada pesca no registrada puede ser un factor relevante a considerar en la evaluar para la exploraci3n de m3todos alternativos de evaluaci3n,

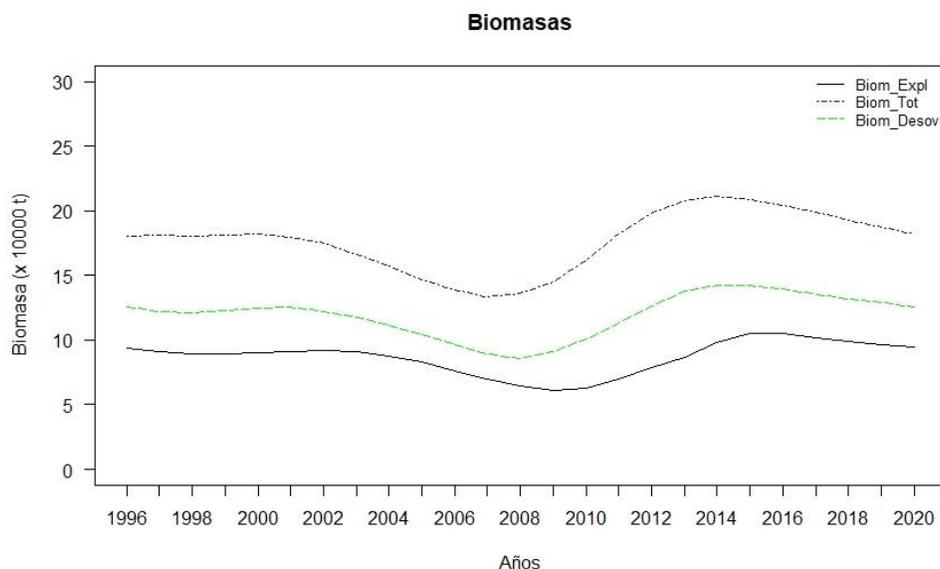


Figura 147. Recorrido de las biomasa de navajuela en la serie desde 1996, cuando se cuenta con datos del monitoreo bent3nico.

6.1.3.3 Evaluaci3n de las estrategias de manejo en huego y navajuela.

Desde el inicio del Plan de Manejo del Golfo de Arauco, se trabaj3 con una Estrategia de Manejo Denominada LER (L3mite de Extracci3n de Referencia), consistente en una “cuota” constante para los recursos huego y navajuela, que el Comit3 de Manejo acord3 en su distribuci3n mensual y diaria por buzo y bote.

Seg3n lo se3alado en el cap3tulo de la metodolog3a, se emple3 un modelo operativo generado desde el modelo de evaluaci3n (Modbento), para evaluar el logro del objetivo de manejo planteado de estos recursos en la evaluaci3n, esto es, una reducci3n hasta el 40% de la BDo. Este modelo ha sido la base para la versi3n que implementa el modelo operativo para simular estrategias de manejo, optimizado en la versi3n empleada en este reporte por el investigador Sr. Luis Cubillos, de la Universidad de Concepci3n.

Para el recurso Huego: se evalu3 una cuota LER de 1200 t, correspondiente al valor considerado para el a3o 2020, aunque los desembarques el a3o se3alado fueron un poco menores. Esta estrategia se contrast3 con una de Mortalidad por Pesca valor cero (F_0), que se considera extrema como medida de conservaci3n.

La evaluaci3n del recurso y las proyecciones a veinte a3os, desde el a3o 2020 se muestran en la **Figura 148**. Las proyecciones de la estartegia muestra a 10 a3os el probable logro del objetivo de manejo (40% de disminuci3n del stock desovante desde su estado virginal), pero con altos niveles de



incertidumbre en los plazos (**Figura 149**). La **Figura 150** representa los resultados en t3rminos de tasa de agotamiento del stock parental, con la misma proyecci3n de plazos para el logro del objetivo. Se puede observar una r3pida recuperaci3n, explicada por la temprana edad de incorporaci3n de los individuos al stock parental y la ojiva de selectividad completamente desplazada a la derecha de la ojiva de madurez, situaci3n com3n en invertebrados bent3nicos sedentarios.

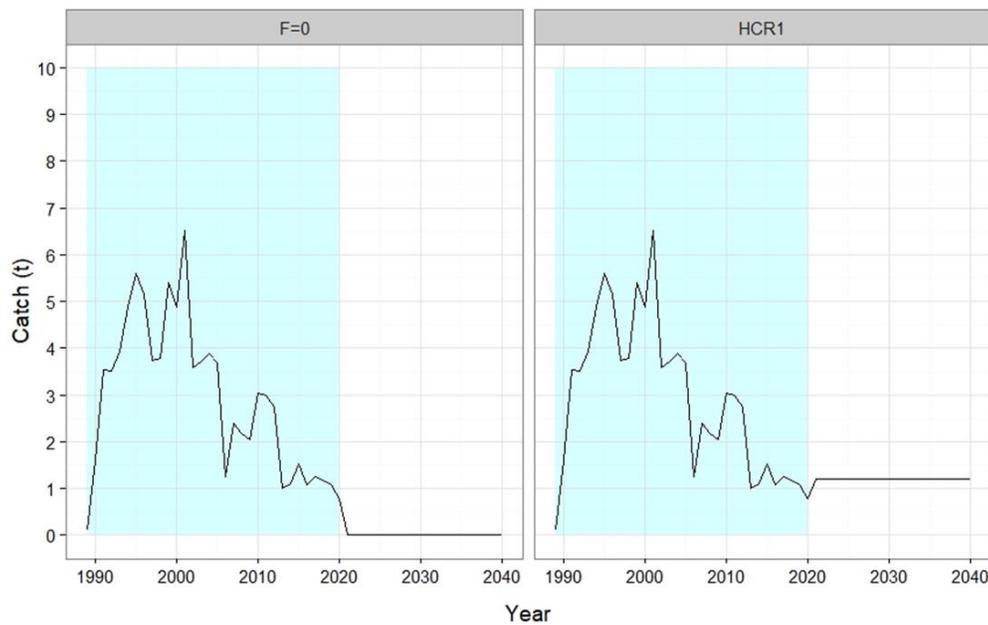


Figura 148. Capturas de huego del Golfo de Arauco simuladas para 20 a3os en dos escenarios: F=0 y LER 1200 t (captura constante, HCR1).

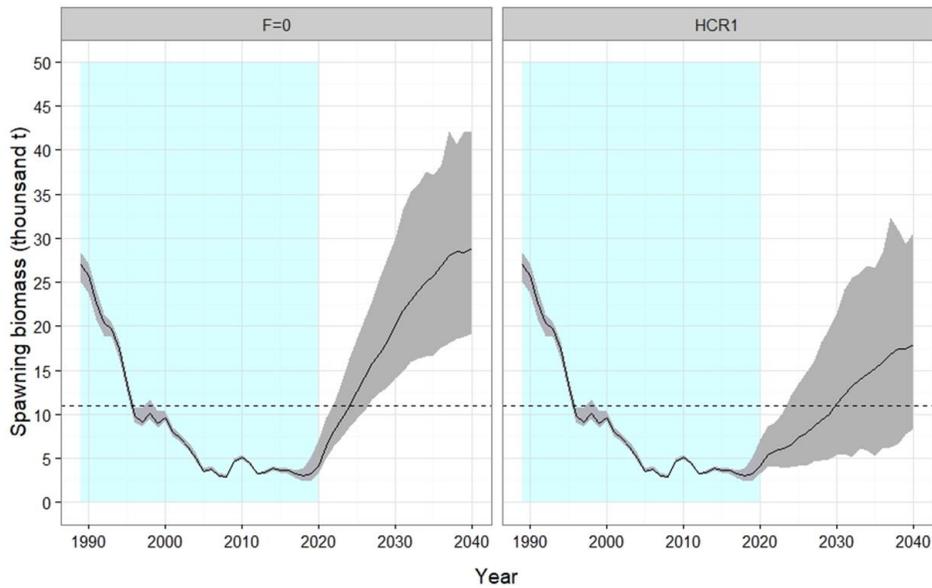


Figura 149. Evaluaci3n y simulaci3n de biomasa desovante a 20 a1os, del recurso huepo en el Golfo de Arauco con dos estrategias de manejo: F=0 y LER de 1200 t. (HCR1).

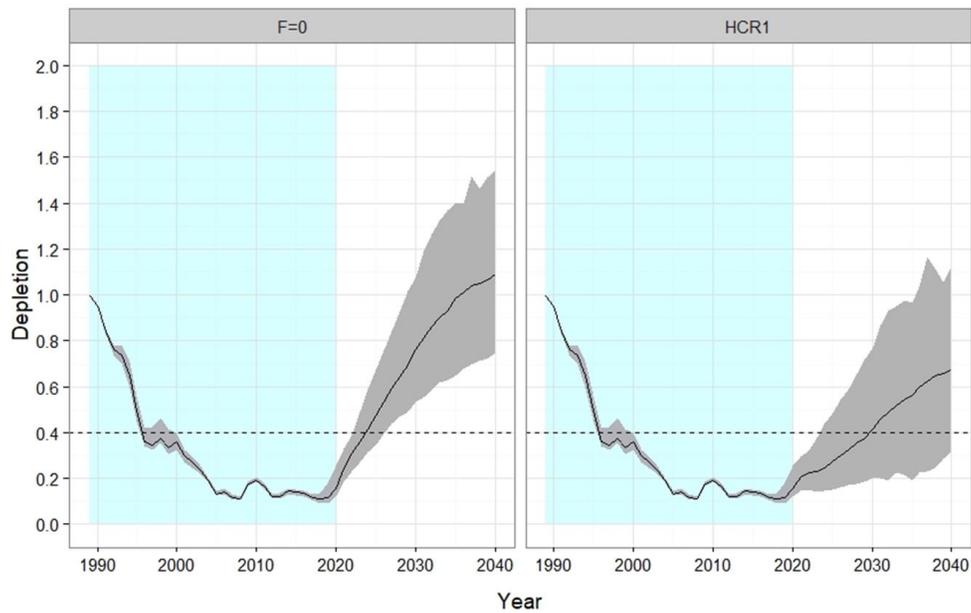


Figura 150. Representaci3n de la evaluaci3n y proyecciones del agotamiento del stock parenta de huepo en el Golfo de Arauco con dos estrategias de manejo: F=0 y LER de 1200 t. (HCR1).



Para el recurso Navajuela: se evalu3 una cuota LER de 6946 t, correspondiente al valor considerado para el a3o 2020, aunque los desembarques el a3o se3alado fueron 3 veces menores. En consideraci3n al subreporte de la captura, se emple3 un vector de capturas alternativo, no oficial y por ello no considerado en el punto anterior a este numeral, construido en base a las proyecciones realizadas por el Proyecto de monitoreo bent3nico de IFOP. Este valor de LER es el establecido por resoluci3n de la SSPA y acordado por el Comit3 de Manejo Bent3nico del Golfo de Arauco.

La **Figura 151** representa las capturas de la estrategia simulada con objetivos comparativos ($F=0$) y la estrategia del LER del Golfo de Arauco, donde se manifiesta la discordancia entre las capturas hist3ricas (del vector alternativo) y el volumen del LER, que incluso ser3a superado en las proyecciones de capturas alternativas de IFOP. En este escenario, la evaluaci3n muestra diferencias notables con el escenario de desembarques oficiales del numeral anterior, pero a3n as3 cumpliendo el objetivo de manejo, sin embargo, las proyecciones de la estrategia del LER para navajuela, en el tiempo proyectado, muestran un agotamiento continuo de la Biomasa Desovande en el largo plazo, aunque sin vulnerar el objetivo de manejo (**Figura 152**) en t3rminos de tasa de agotamiento, los resultados se muestran en la **Figura 153**.

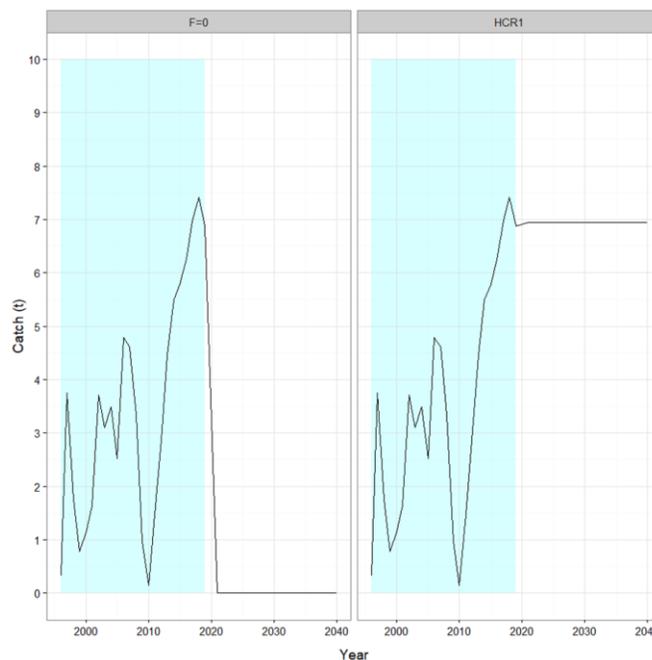


Figura 151. Capturas de huego del Golfo de Arauco simuladas para 20 a3os en dos escenarios: $F=0$ y LER 1200 t (captura constante, HCR1).

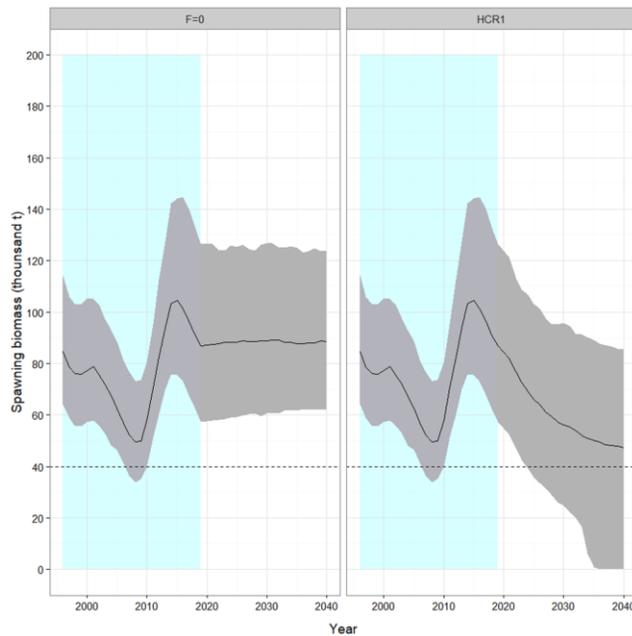


Figura 152. Evaluaci3n y simulaci3n de biomasa desovante a 20 a1os, del recurso huego en el Golfo de Arauco con dos estartegias de manejo: F=0 y LER de 1200 t. (HCR1).

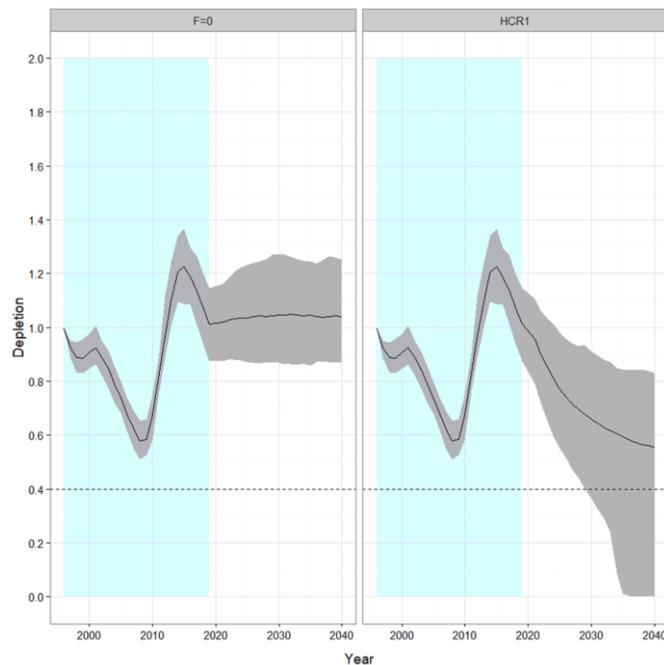


Figura 153. Representaci3n del la evaluaci3n y proyecciones del agotamiento del stock parental de huego en el Golfo de Arauco con dos estartegias de manejo: F=0 y LER de 1200 t. (HCR1).



6.1.3.4 Recurso taquilla (*Mulinia edulis*).

Análisis del desembarque.

Para la almeja Taquilla en el Golfo de Arauco se construyó la base de datos de desembarque total anual, derivada de los anuarios estadísticos de pesca del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA) de 1998 al 2018. Para el año 2020 se promediaron los desembarques de los últimos 5 años los cuales tuvieron un mínimo de 1127 t (en 2015), un máximo 1907 t (en 2019) y promedio de 1412 t.

Los desembarques han sido variables a lo largo de los años con máximos en 2002 (6079 t), 2005 (5909 t) y 2007 (6304 t). Posteriormente se observa una disminución en los desembarques hasta el 2012, donde se aprecia que la tendencia de los mismos va en aumento hasta la actualidad (**Figura 154**). Cabe destacar que entre 2015 y 2016 se implementó el plan de manejo para navajuela, huepo y taquilla.

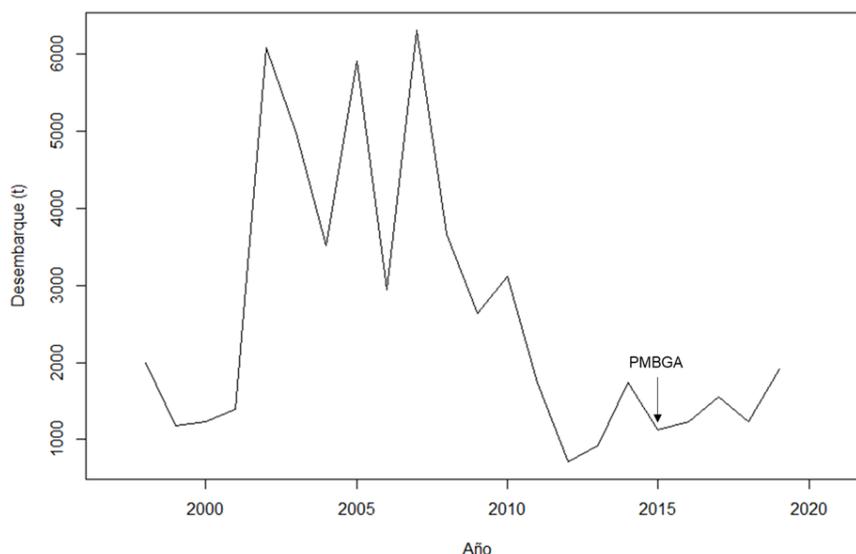


Figura 154. Desembarques totales por año de almeja taquilla (*M. edulis*) de 1998 al 2020. Tomado de los anuarios estadísticos de pesca de SERNAPESCA.

Selección de procedencias.

Las procedencias seleccionadas para la evaluación indirecta de almeja taquilla en el Golfo de Arauco se identifican con el nombre de: Los Liles (código 6334 en Base de Datos), Los Alamos (6338) y Arauco (9011), que aportan en promedio el 91% de la captura de almeja taquilla en el Golfo de Arauco. Para el presente informe se agregó la procedencia llamada Curaquilla (número 6641), ya que en 2019 y 2020 ha aportado 80 y 98% de los datos de captura derivados del muestreo IFOP respectivamente, mientras que el 20 y 2% restantes proviene de Los Alamos.



La **Figura 155** muestra la captura total y por procedencia seleccionada en el Golfo de Arauco. Los Alamos aporta con el 64%, Arauco 12% y Los Liles 3% de la captura total.

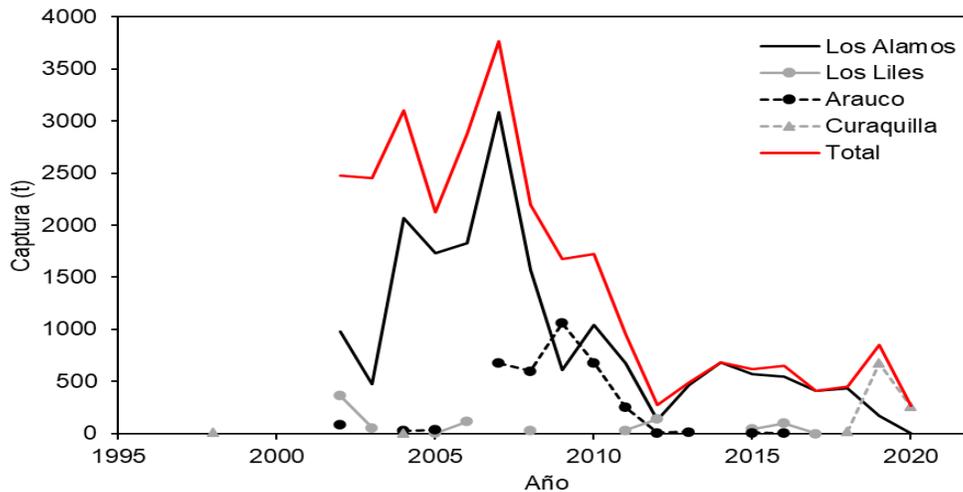


Figura 155. Desembarque de almeja taquilla (*M. edulis*) por procedencia seleccionada del Golfo de Arauco. En negro (línea continua) se muestra el total del desembarque monitoreado, Los Alamos (línea negra punteada), Arauco (línea gris continua) y Los Liles (línea gris punteada).

Relación longitud – peso.

Se analizaron los datos de longitud y peso muestreados en 2020, así como del total de los organismos muestreados entre el 2002 y el 2020. En el último año se muestrearon un total 410 organismos con una longitud promedio de 57,85 mm, mínima de 44,00 mm y máxima de 71 mm; respecto al peso se observa un promedio de 45,54 g, mínimo de 18,00 g y un máximo de 85 g (**Figura 156**). En la **Figura 157** se observan la relación longitud – peso obtenida de los individuos muestreados entre 2002 y 2019, con una longitud mínima y máxima de 28 y 81 mm respectivamente, y un peso mínimo y máximo de 3 y 130 g respectivamente. La **Tabla 32** muestra los valores de los coeficientes a y b del año 2019, así como del total de los organismos, los cuales fueron utilizados en los análisis posteriores.

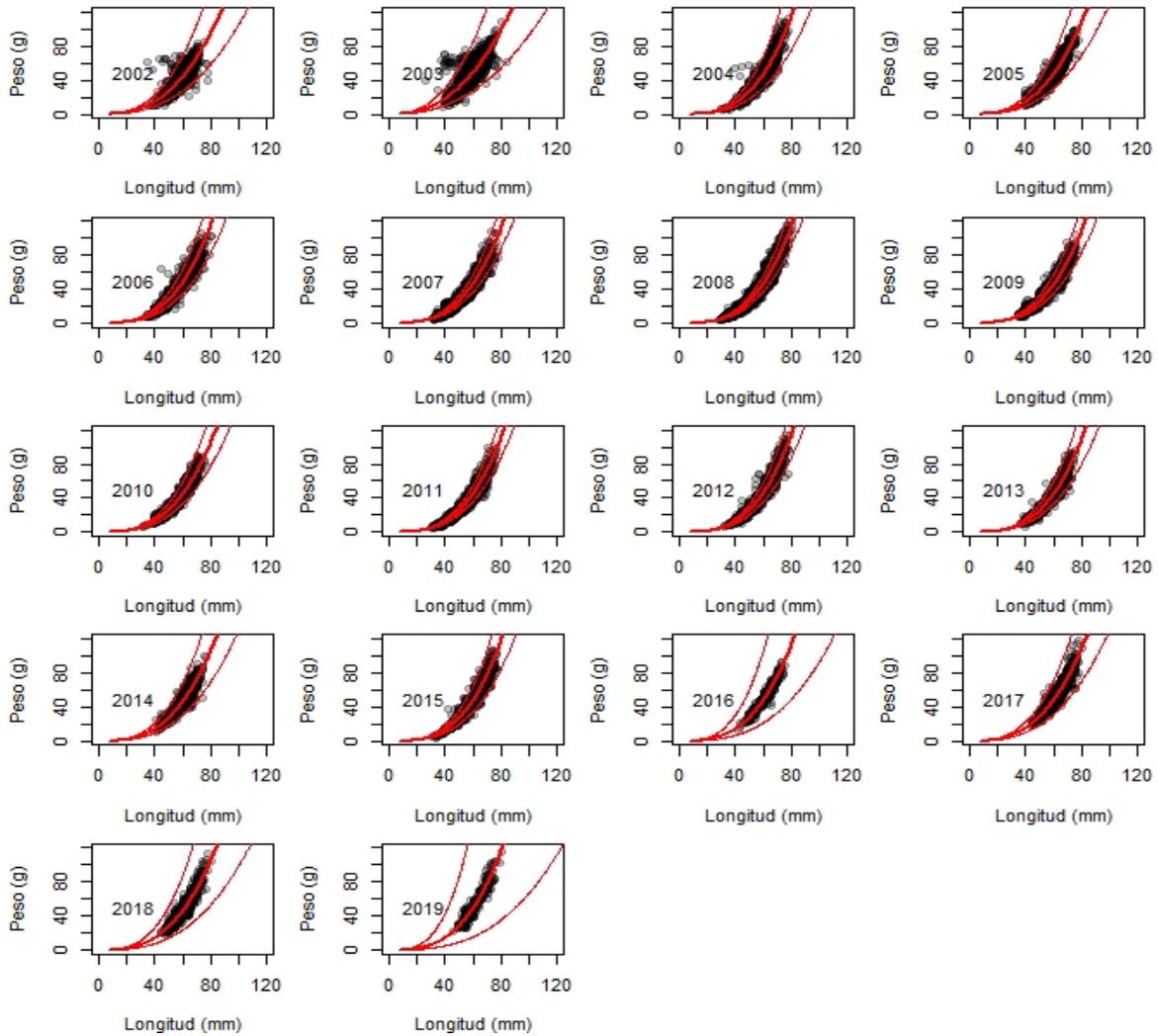


Figura 156. Relaci3n longitud-peso de almeja taquilla (*M. edulis*) de 2002 al 2019 en el Golfo de Arauco. n= 234.

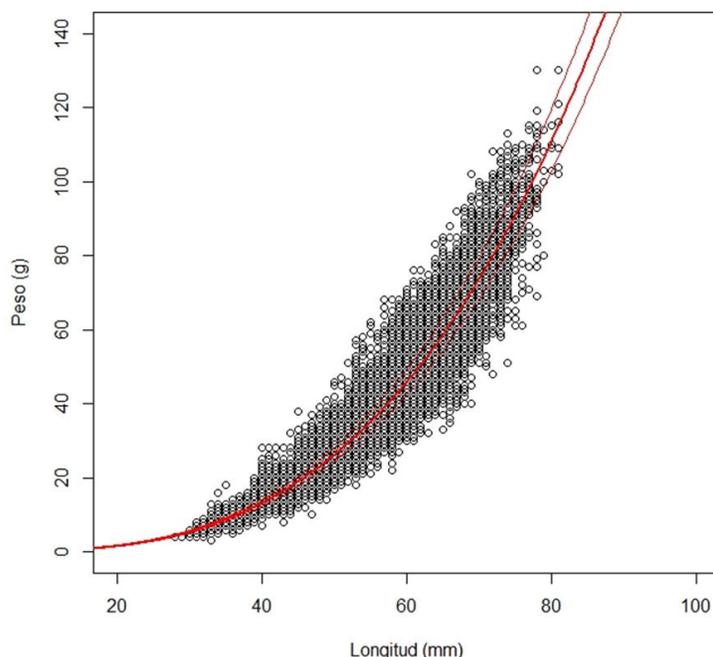


Figura 157. Relaci3n longitud-peso de almeja taquilla (*M. edulis*) total de 2002 al 2019 en el Golfo de Arauco. n= 32000.

Tabla 32.

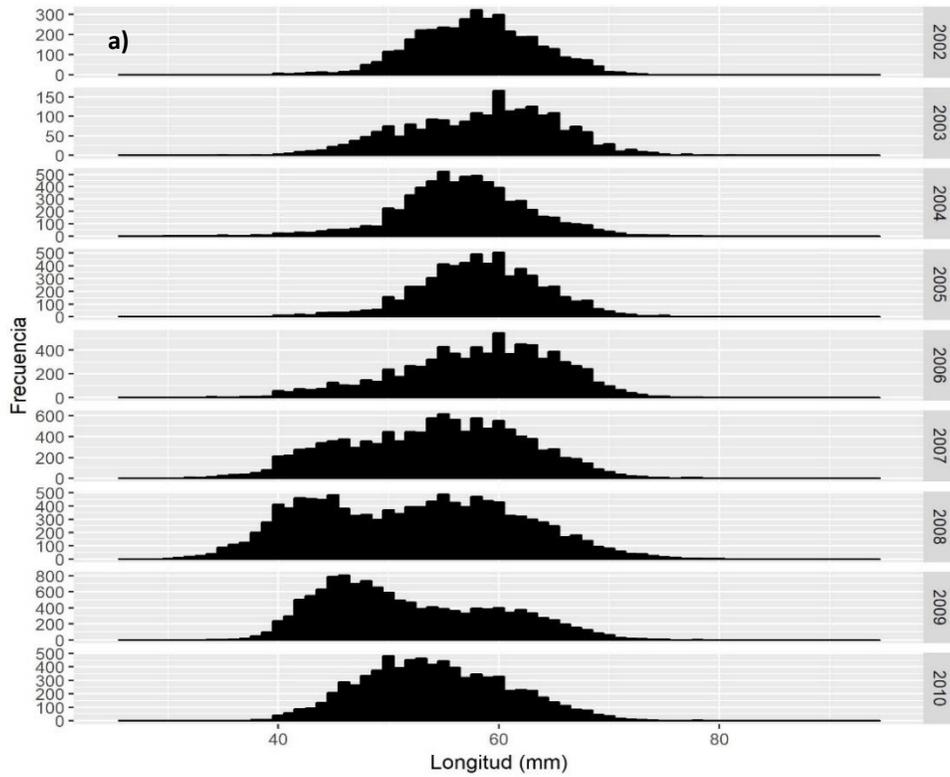
Valores de los parámetros de la relaci3n longitud - peso de taquilla en el Golfo de Arauco.

	a	b	r ²	p
Total	0,00016	3,066	0,93	<0,05
2020	0,00068	2.729	0,90	<0,05

Estructura de tallas.

La **Figura 158** muestra la frecuencia de tallas anuales de taquilla de 2002 al 2019. Se observa que en 2002 el rango de captura era entre 40 y 70 mm de longitud. Posteriormente el rango se amplía en años subsecuentes, siendo remarcables los años 2008 y 2009, donde se capturaron organismos de 30 a 87 mm de longitud. Finalmente, a partir del 2015 y 2016, cuando se implementó el plan de manejo para navajuela, huego y taquilla en la Regi3n de Biobío, se observa que el rango de tallas capturadas es superior los 55 mm de longitud y menores a 80 mm.

Entre el 2003 y el 2005 se observa un incremento en la captura de organismos mayores a 70 mm de longitud, lo cual coincide con el aumento en los desembarques en el Golfo de Arauco, así mismo, debido a esa captura de organismos de mayor longitud, en años posteriores se observa un aumento de organismos jóvenes (reclutamiento) que se mantiene hasta 2012.



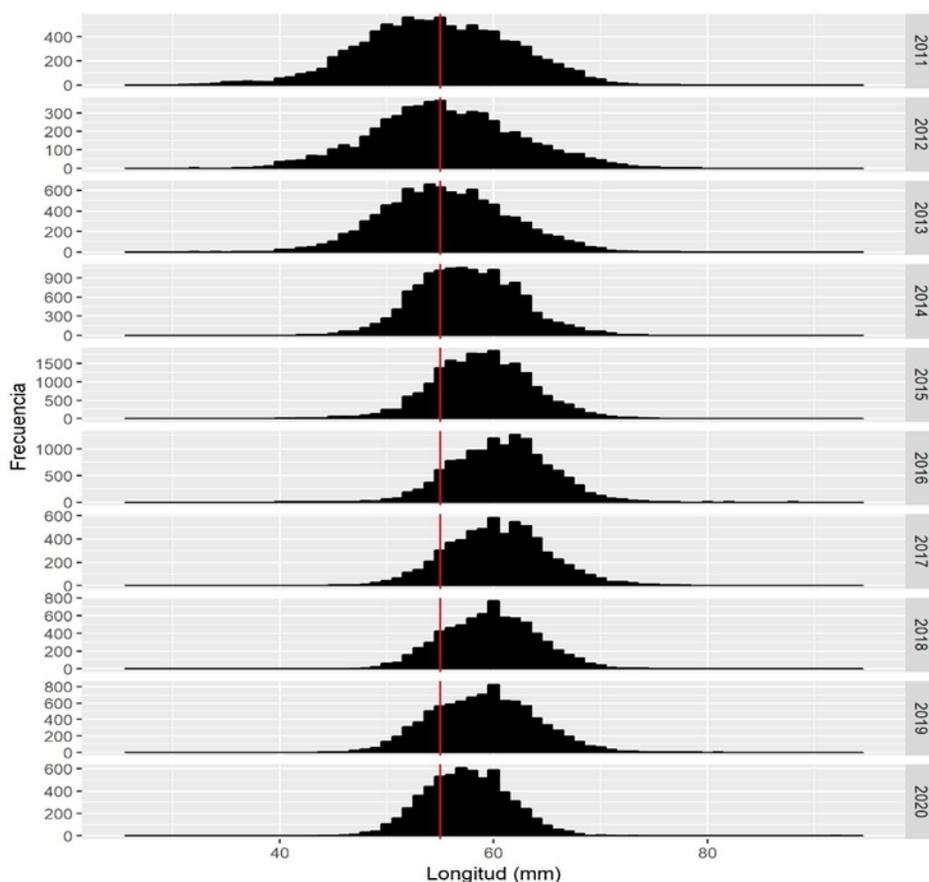


Figura 158. Histograma de frecuencia de tallas anual de almeja taquilla (*M. edulis*) en el Golfo de Arauco a) 2002 al 2010 y b) 2011 al 2020). La lnea roja representa la actual talla m3nima de captura que es de 55 mm de longitud, vigente desde noviembre 2015.

Madurez sexual.

La **Figura 159** muestra la ojiva de madurez sexual, as3 como la talla a la cual el 50% de los individuos est3 maduro, $L_{50} = 35,84$ mm, y la talla a la cual el 100% de los individuos est3n maduros, $L_{100} = 38,28$ mm, la cual sirvi3 como para metro de entrada para el modelo de evaluaci3n del recurso.

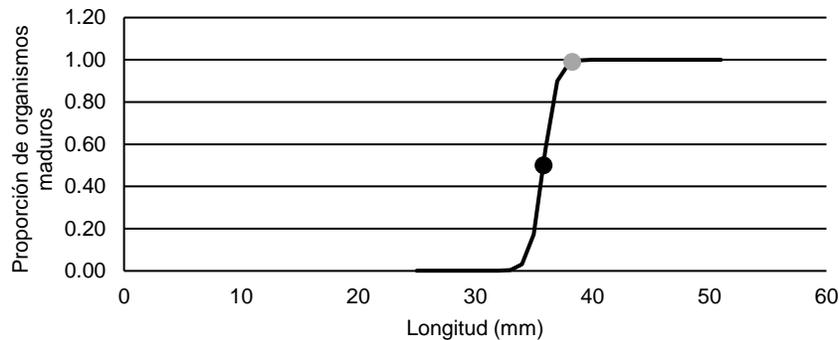


Figura 159. Ojiva de madurez sexual de taquilla en el Golfo de Arauco. Punto negro señala $L_{50} = 35,84$ mm y punto gris, $L_{100} = 38,28$ mm.

Parámetros biológicos.

Se realizó un análisis con el Modelo de Crecimiento de Composición por Tallas (MCCT), en el cual los datos de entrada y los resultados del mismo se muestran en la **Tabla 33**. Se fijó el parámetro L_{∞} para la convergencia del modelo.

Tabla 33.

Resultado de la exploración de parámetros de crecimiento modelo MCCT.

Escenario	L_{∞} (mm)	K	L_0 (mm)	alfa	beta	Func obj total	verosimilitud
Base	93,00	0,40	40,00	-	-	-	-
1	93,00	0,26	46,57	0,00099	0,0800	6146,10	6134,03
2	93,00	0,24	47,03	0,00099	0,0785	6135,01	6131,93
3*	89,20	0,26	47,21	0,00099	0,0784	6134,89	6131,45

*Parámetros seleccionados como datos de entrada para la evaluación (Modelo MODBENTO). En gris, el parámetro se fijó en el análisis

Estandarización de la CPUE.

Respecto a la estandarización de la CPUE de almeja taquilla, la **Tabla 34** muestra los resultados de las distintas distribuciones y funciones de enlace en los GLMs utilizados para la estandarización. Se probó la interacción de las variables señaladas en tres distribuciones de residuos en los cuales se mantuvieron las tendencias de la CPUE nominal (**Figura 160**).



Tabla 34.
Criterios de selección para la estandarización de CPUE de taquilla en el Golfo de Arauco.

Escenario	Criterio de selección		Factores	Distribución	Función de enlace
CPUE_1	AIC	281332,60	Año+N_Buzos+Profundidad+trimestre+Proced	Gaussian	Identity
	Devianza	0,37			
CPUE_2	AIC	281099,80	Año+N_Buzos+Profundidad+trimestre+Proced	Gaussian	Log
	Devianza	0,37			
CPUE_3*	AIC	279384,10	Año+N_Buzos+Profundidad+trimestre+Proced	Gamma	Log
	Devianza	0,36			

*Estandarización seleccionada por criterio de devianza explicada.

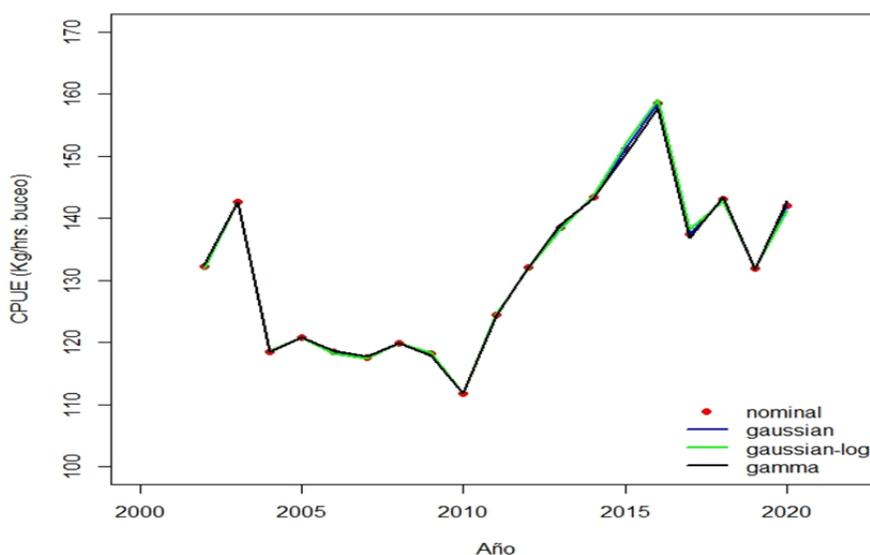


Figura 160. CPUE observada (nominal, puntos rojos) y estandarizada mediante GLMs. CPUE_1 (Gaussian, link= identity), CPUE_2 (Gaussian, link= log), CPUE_3 (Gamma, link= log).

La **Figura 161** muestra el ajuste del GLM seleccionado (con el factor anual extraído) con la CPUE observada, la cual se utilizó como vector de entrada junto con los desembarques de SERNAPESCA y la composición de tallas en el modelo de evaluación.

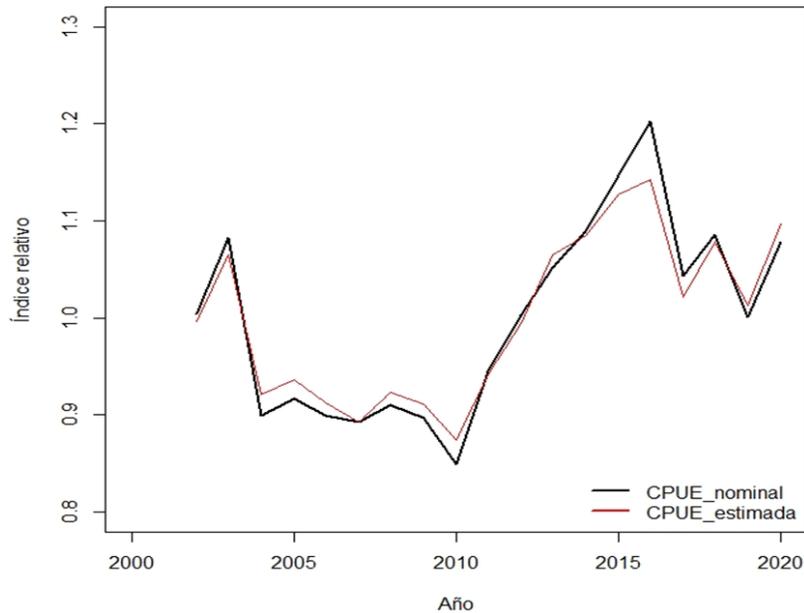


Figura 161. Ajuste del GLM seleccionado (línea roja) a la CPUE observada (línea negra).

Modelo de evaluación.

Parámetros de entrada del modelo de evaluación:

Tasa de mortalidad natural (M): $0,35 \text{ año}^{-1}$, obtenida en este estudio según método bioanalógico propuesto por Bray & Cage (1997)

Steepnes (h): 0,9

Coefficiente de hiperestabilidad de la CPUE: 1 (proporcional)

dt CPUE: 1 (concentración de capturas en mes 12)

dt desove: 0,16 (se distribuye a lo largo del año)

Grupo de edad de primera captura: 3

El reclutamiento se estima por un modelo Stock Recluta tipo Beverton & Holt.

Coefficiente de variación de los desvíos de reclutamientos anuales: 0,6

Número de bloques de selectividad: 1

Número de bloques de capturabilidad: 1

Parámetros del modelo de crecimiento obtenidos del modelo MCCT

L_{∞} : 89,20 mm

K: 0,26

Lo: 47,21 mm

c. v.: 0,1



Ajustes del modelo.

El modelo, en general tuvo un buen ajuste a las series temporales de datos, simulando las series retrospectivas de desembarque, CPUE y tallas medias (Figura 162, Figura163 y Figura 164).

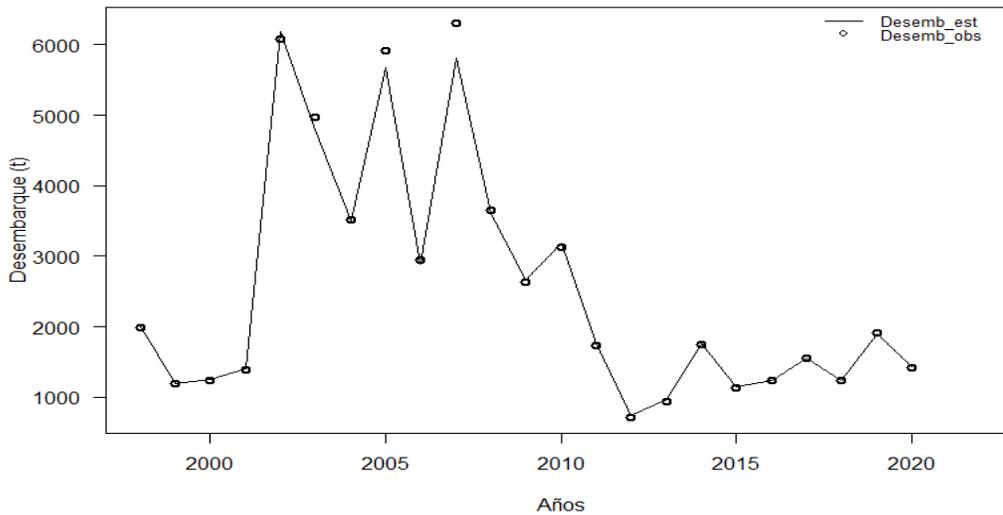


Figura 162. Ajuste del modelo Modbento a la serie temporal del desembarque de taquilla en el golfo de Arauco. Los círculos indican el desembarque observado (Desemb_obs) y la línea la línea negra lo estimado por el modelo (Desemb_est).

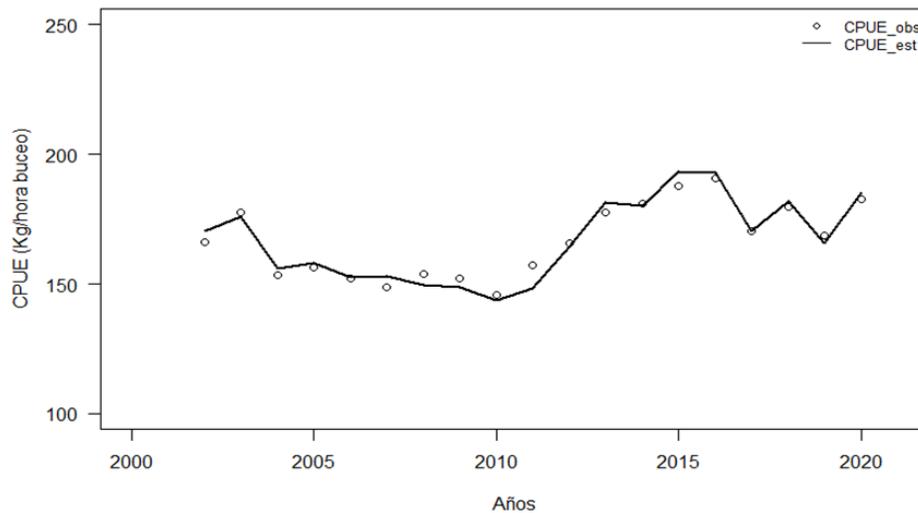


Figura 163. Ajuste del modelo Modbento a los datos de CPUE observados de taquilla en el Golfo de Arauco. Los círculos indican la CPUE observada (CPUE_obs), mientras que la línea negra indica lo estimado por el modelo (CPUE_est).

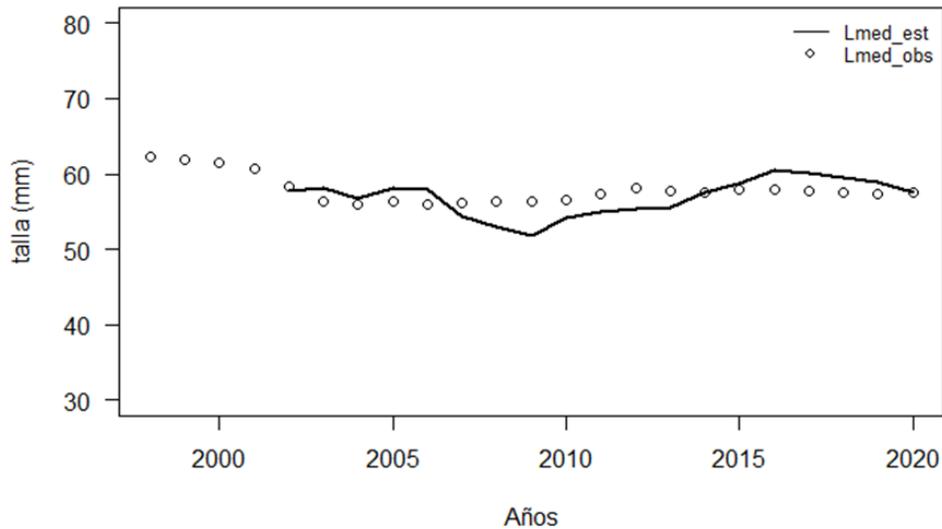


Figura 164. Ajuste del modelo Modbento a los datos observados de tallas medias de taquilla en el Golfo de Arauco. Los c3rculos indican las tallas median observada (Lmed_obs), mientras que la l3nea punteada indica el ajuste del modelo (Lmed_est).

Mortalidad por pesca y selectividad.

La mortalidad por pesca tuvo su mayor intensidad entre 2002 y 2008, disminuyendo r3pidamente hasta el 2012. Posteriormente y hasta 2019 se observa una tendencia en aumento de F con nuevos peaks en 2014 y 2017 (**Figura 165**). El efecto edad-espec3fico de la mortalidad por pesca correspondiente al patr3n de selectividad, fue estimado para un bloque de tiempo, determin3ndose que la edad de completo reclutamiento a la pesquer3a corresponde al grupo de edad de 3 a3os (**Figura 166**).

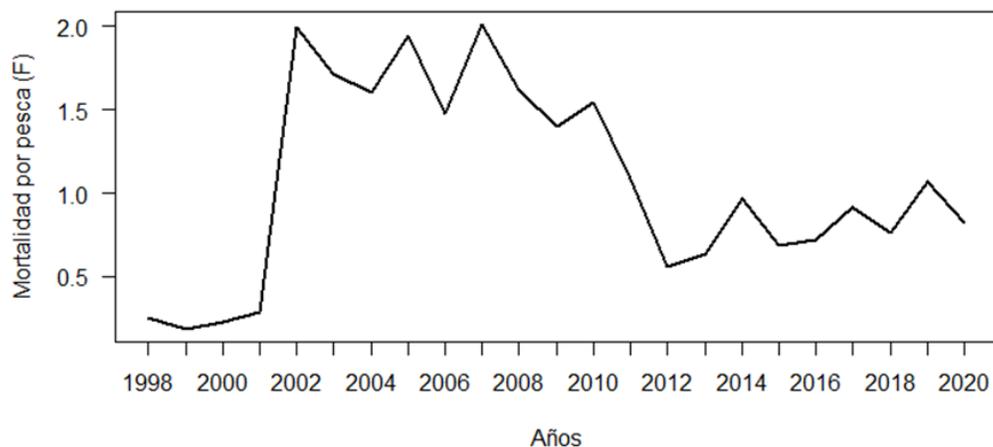


Figura 165. Mortalidad por pesca para taquilla en el Golfo de Arauco.

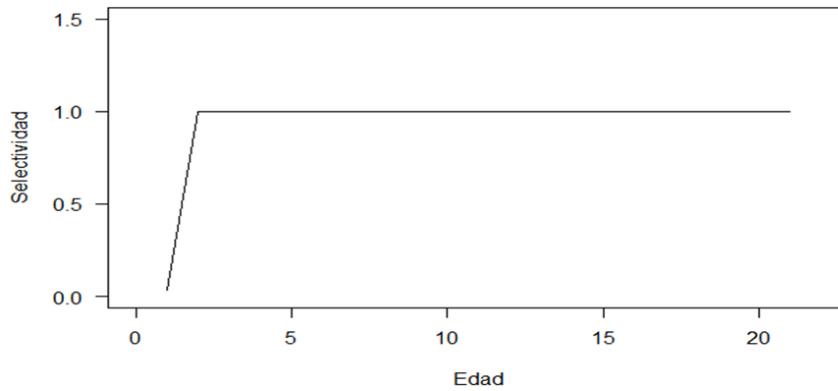


Figura 166. Selectividad determinada para taquilla en el Golfo de Arauco.

Reclutamiento.

La Figura 167 muestra un nivel de reclutamiento alto en la primera década de la pesquería, posteriormente se observan los niveles más bajos de la serie a partir del año 2008.

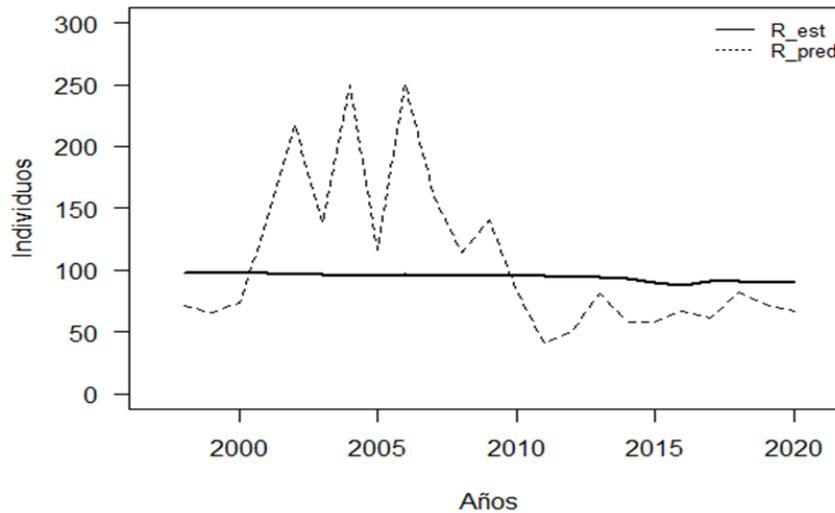


Figura 167. Reclutamiento para taquilla en el Golfo de Arauco.



Biomasa.

En la **Figura 168** se observa un incremento en la biomasa total y desovante de taquilla en el Golfo de Arauco en 2002 y 2007 probablemente debido a fuertes reclutamientos previos o por crecimiento de la población al comenzar la pesquería. Posteriormente se observa una tendencia declinante explicada por altos niveles de mortalidad por pesca (F) pronunciándose más a partir del 2010 y finalmente se estabiliza a partir del 2014 y se mantiene hasta el 2020.

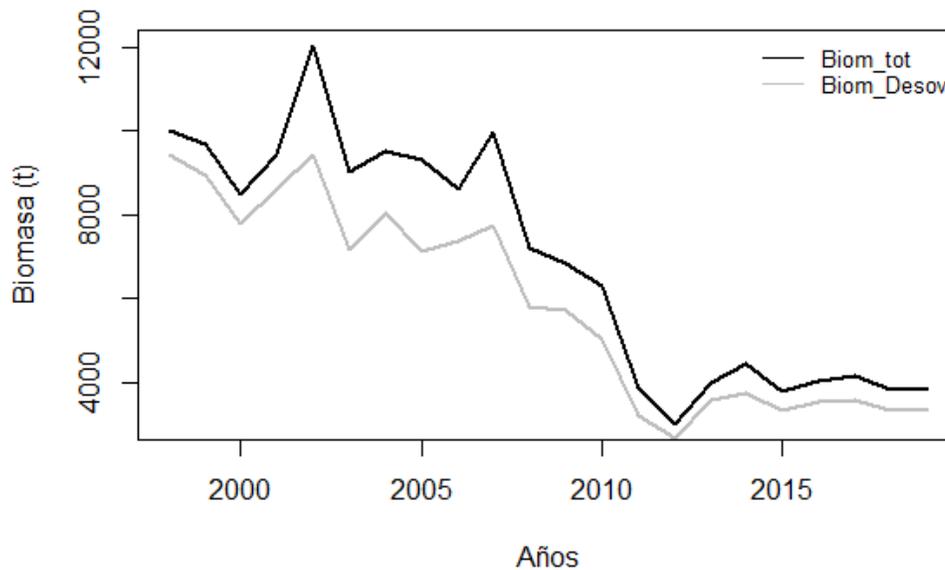


Figura 168. Desarrollo de la biomasa total (Biom_tot) línea negra y la desovante (Biom_Desov) línea gris determinada para taquilla en el Golfo de Arauco.

Diagnóstico de la población.

Se considera como criterio de diagnóstico a la razón entre la biomasa desovante actual (BD) y la biomasa desovante virginal (BDo). Los resultados muestran que la población desovante de taquilla ha sido fuertemente explotada ya que, considerando un objetivo de manejo internacionalmente aceptado para las poblaciones pesqueras la mantención del 40% de la biomasa de la población virginal, este nivel se ha sobrepasado desde el año 2010 y ha seguido disminuyendo en forma continua hasta casi alcanzar el 20% en el año 2012 Actualmente (año 2020) el recurso se encuentra sobre el límite del 20%, teniendo una tendencia de incremento (**Figura 169**).

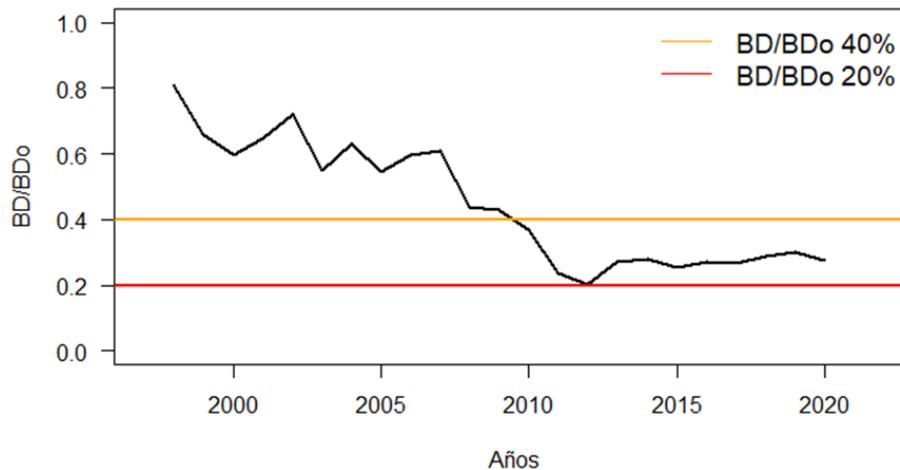


Figura 169. Reducci3n de la biomasa desovante virginal de taquilla (*M. edulis*) en el Golfo de Arauco. La l3nea naranja representa el posible objetivo de manejo. La l3nea roja limite que califica al stock como de alto riesgo.

Perspectivas de explotaci3n.

En la **Figura 170** muestra las respuestas simuladas del stock y el desembarque, respectivamente, de taquilla en el Golfo de Arauco con cuatro criterios de mortalidad por pesca en una proyecci3n de 10 a3os (2021-2030). Los casos analizados corresponden a variaciones relativas en la mortalidad por pesca actual (F_{2020}) constante a lo largo de 10 a3os, en F_0 ($F_{2020} \times 0$); $F_{0,5}$ ($F_{2020}/2$); F_1 (F_{2020}) y $F_{1,5}$ ($F_{2020} \times 1,5$), en t3rminos de la biomasa desovante y desembarque en toneladas.

La situaci3n hipot3tica de una veda extractiva (F_0) es capaz de generar una recuperaci3n del stock a su estado virginal en un plazo menor al lapso de tiempo simulado de 10 a3os y no produce desembarque. El escenario de la mitad de la mortalidad por pesca (F_{50}) recupera a la poblaci3n a un nivel de casi el 50% de la biomasa inicial y el desembarque se mantiene en un nivel estable cercano al actual. Los dem3s escenarios de proyecci3n de la poblaci3n, F_1 y $F_{1,5}$ generan aumentos en la poblaci3n y niveles de desembarque por arriba de los actuales, aun cuando se conoce el alto nivel de depleci3n del stock estimado (**Figura 171**).

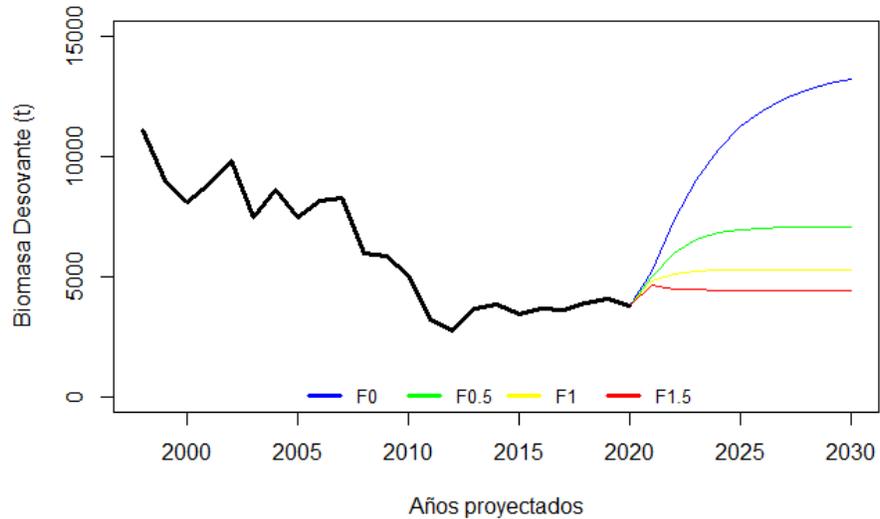


Figura 170. Biomasa desovante proyectada para el periodo 2021-2030 para diferentes escenarios de disminuci3n y aumento de la mortalidad por pesca observados en 2020. $F_0 = F_{2020 \times 0}$; $F_{0,5} = F_{2020/2}$; $F_1 = F_{2020}$ y $F_{1,5} = F_{2020 \times 1,5}$.

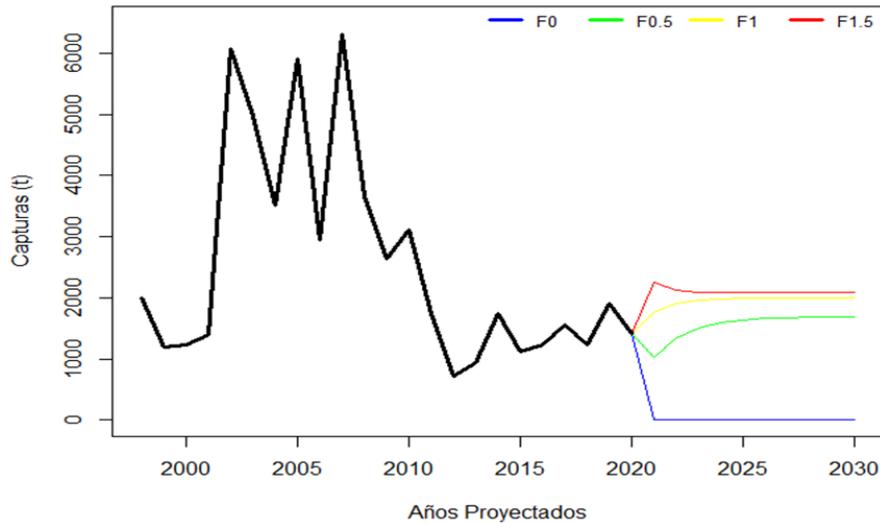


Figura 171. Desembarque proyectado para el periodo 2021-2030 en los escenarios de disminuci3n y aumento de mortalidad por pesca (F) observada en el a3o 2020.



6.1.4 Plan de Manejo de juliana, Regi3n de Los Lagos.

Zona de estudio.

La zona de estudio corresponde a las aguas interiores de la Regi3n de Los Lagos, que considera a los bancos de juliana identificados dentro de sus l3mites. Estos bancos tiene operaci3n intermitente en el transcurso de la historia de la pesquer3a, situaci3n dada por el traslado del esfuerzo pesquero, el agotamiento de bancos y certificaci3n para la exportaci3n de almejas julianas restringiendo la extracci3n legal solo a algunos de ellos (denominados sitios PSMB por el Programa de Sanidad de Moluscos Bivalvos). La **Figura 172** se3ala las procedencias de pesca (bancos), correspondientes al sector del Golfo del Corcovado y objetos de evaluaci3n en el presente estudio.

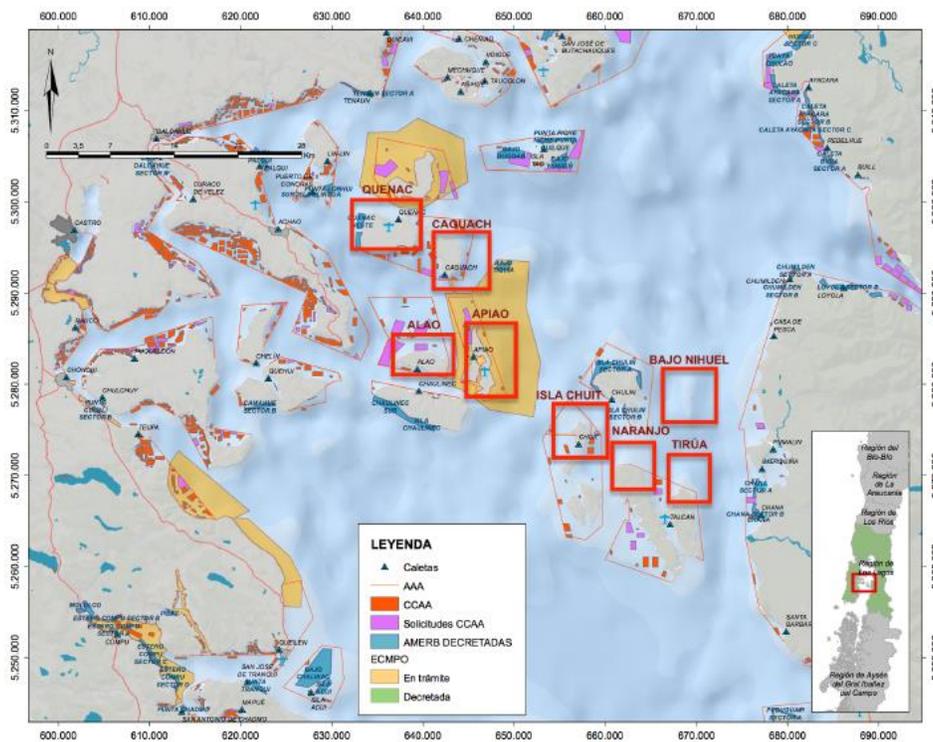


Figura 172. Bancos de juliana evaluados, Regi3n de Los Lagos 2021.



6.1.4.1 Evaluación directa de almeja juliana (*Tawera gayi*).

Detalles *in extenso* de estas evaluaciones están disponibles en el **ANEXO II**, incluyendo la batimetrías generada en estas evaluaciones.

Entre los días 25 y 28 de febrero de 2021 se efectuaron las actividades de evaluación directa de los 8 bancos seleccionados. En las **Figuras 173 y 174** se entrega un resumen fotográfico de las actividades de evaluación efectuadas.

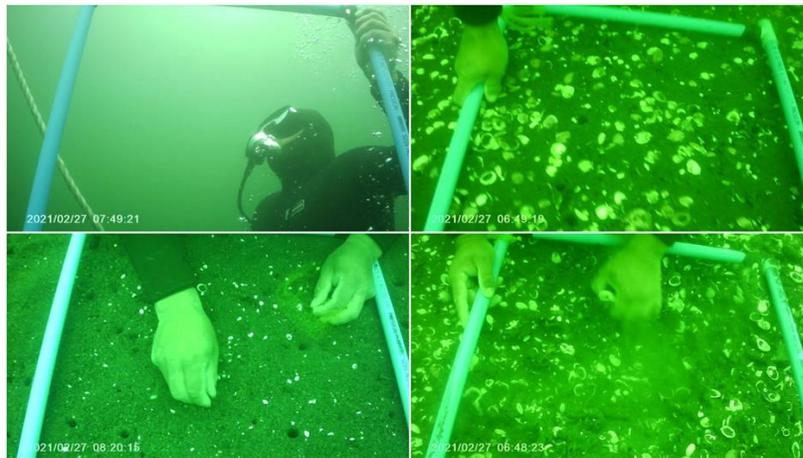


Figura 173. Extracción de individuos en una de las estaciones de la grilla de muestreo de almeja juliana en la Región de Los Lagos.

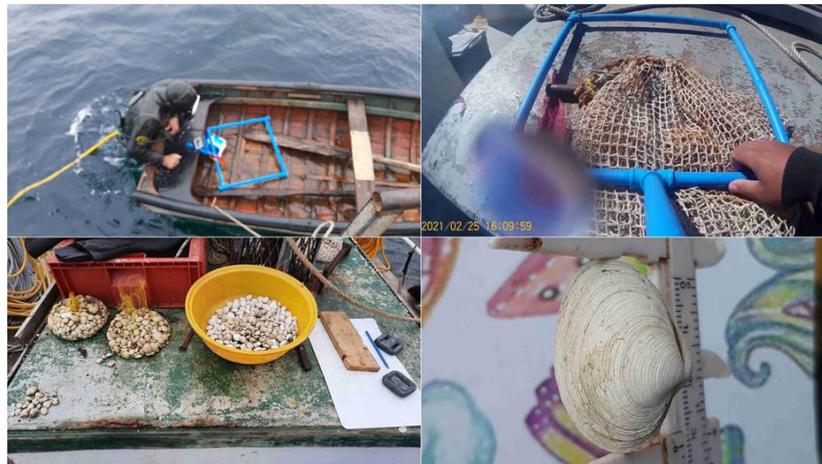


Figura 174. Actividad de muestreo a bordo de los individuos extraídos en muestreo de almeja juliana.



Resultados de evaluaci3n directa por banco evaluado.

Banco Alao.

Para Alao se obtuvo una muestra de 312 individuos para el an3lisis de la estructura de tallas y relaci3n longitud-peso. El an3lisis de la estructura de tama1os revel3 una talla promedio de 20,3 mm, con una alta proporci3n de individuos bajo talla, y una fracci3n explotable del 32,1%. La relaci3n longitud-peso entrega un valor del coeficiente b superior a 3, indicando una buena condici3n de los individuos muestreados.

La **Figura 175** se1ala el 3rea evaluada y los puntos de la grilla de muestreo, coincidente con la grilla aplicada en la evaluaci3n del a1o 2018, la zona de evaluaci3n fue limitada por la profundidad, siendo el l3mite establecido por el veril de 20 m. La **Figura 176** muestra la distribuci3n de frecuencia de tallas, en las que se se1ala con color oscuro la fracci3n bajo TML, que para los efectos de esta evaluaci3n se corresponde con la fracci3n explotable. La distribuci3n de frecuencia de densidades se muestra en la **Figura 177**, con una alta homogeneidad en la distribuci3n del recurso en el banco.

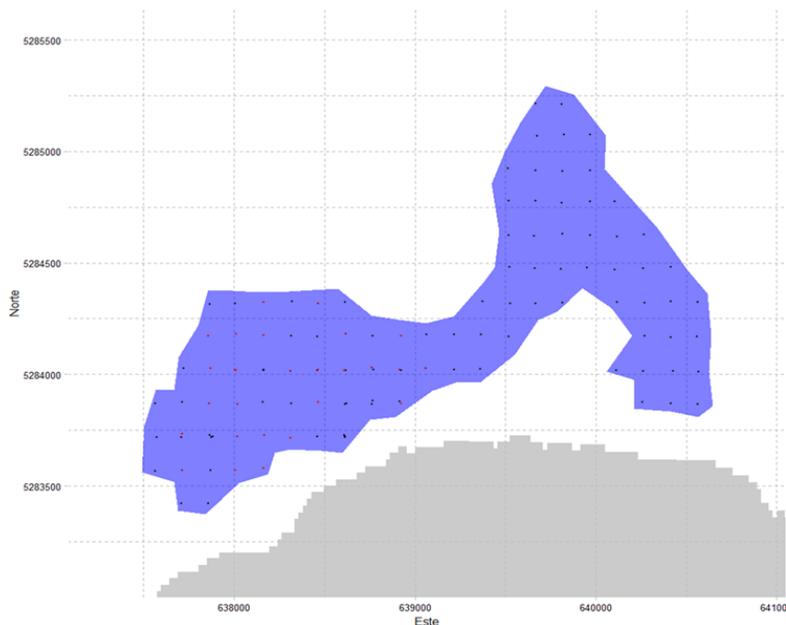


Figura 175. Mapa de zona de Alao, en azul. Puntos negros corresponden a la grilla de muestreo.

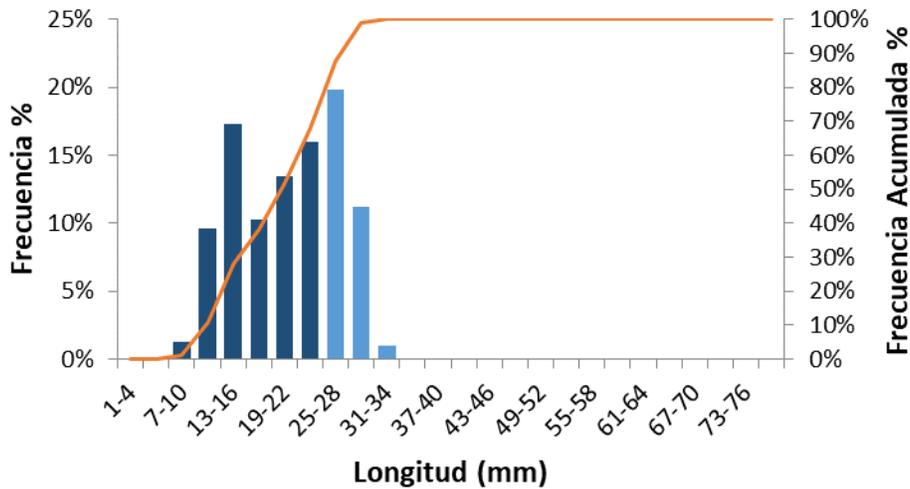


Figura 176. Distribución de frecuencia de tallas de los individuos del banco Alao. Color azul señala individuos bajo la TML.

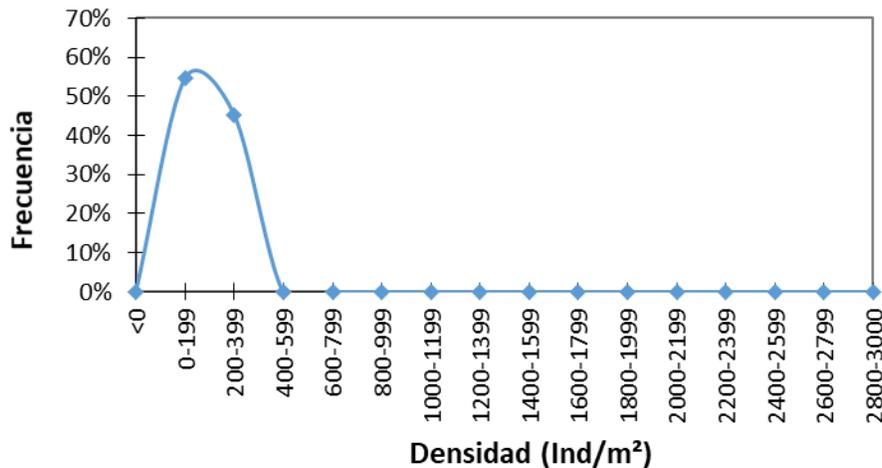


Figura 177. Distribución de frecuencia de densidades de individuos de almeja juliana contabilizados en banco Alao.

Banco Apiao.

Para Apiao se obtuvo una muestra de 325 individuos para el análisis de la estructura de tallas y relación longitud-peso. El análisis de la estructura de tamaños reveló una talla promedio de 19,2 mm, con una alta proporción de individuos bajo talla, y una fracción explotable del 10,5%.

La **Figura 178** señala el área evaluada y los puntos de la grilla de muestreo, coincidente con la grilla aplicada en la evaluación del año 2018, la zona de evaluación fue limitada por la profundidad, siendo el límite establecido por el veril de 20 m. **La Figura 179** muestra la distribución de frecuencia de tallas, en las que se señala con color oscuro la fracción bajo TML, que para los efectos de esta evaluación



se corresponde con la fracción explotable. La distribución de frecuencia de densidades se muestra en la **Figura 180**, con una alta homogeneidad en la distribución del recurso en el banco.

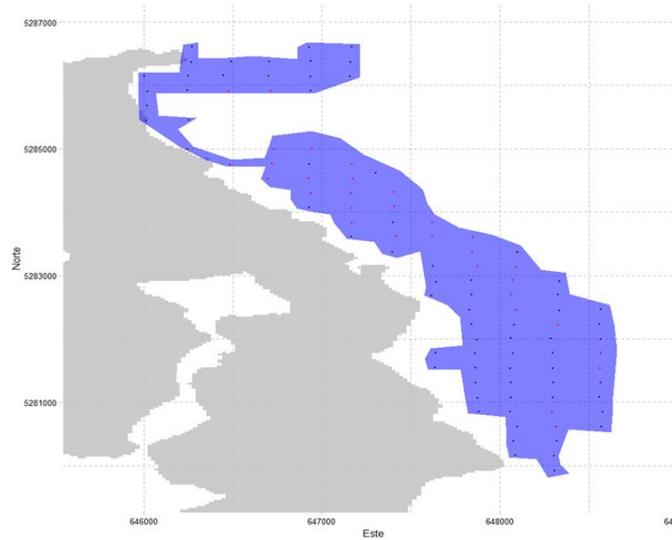


Figura 178. Mapa de zona de Alao, en azul. Puntos negros corresponden a la grilla de muestreo.

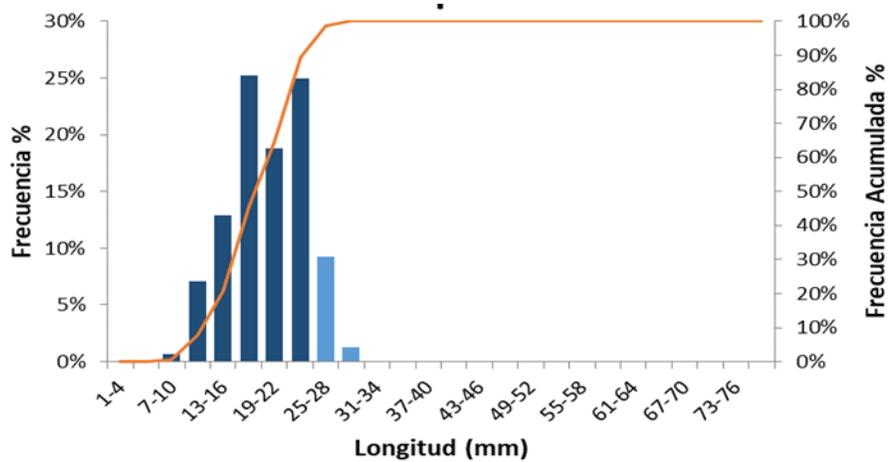


Figura 179. Distribución de frecuencia de tallas de los individuos del banco Apiao. Color azul señala individuos bajo la TML.

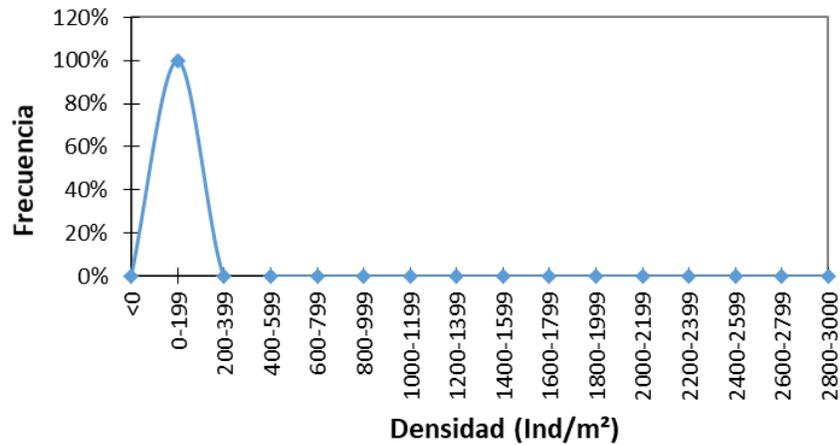


Figura 180. Distribuci3n de frecuencia de densidades de individuos de almeja juliana contabilizados en banco Apiao.

Banco Bajo Nihuel.

Para Bajo Nihuel se obtuvo una muestra de 400 individuos para el an3lisis de la estructura de tallas y relaci3n longitud-peso. El an3lisis de la estructura de tamaños revel3 una talla promedio de 24,6 mm, con una alta proporci3n de individuos bajo talla, y una fracci3n explotable del 43,3%.

La **Figura 181** señaala el 3rea evaluada y los puntos de la grilla de muestreo, coincidente con la grilla aplicada en la evaluaci3n del ańo 2018, la zona de evaluaci3n fue limitada por la profundidad, siendo el l3mite establecido por el veril de 20 m. La **Figura 182** muestra la distribuci3n de frecuencia de tallas, en las que se señaala con color oscuro la fracci3n bajo TML, que para los efectos de esta evaluaci3n se corresponde con la fracci3n explotable. La distribuci3n de frecuencia de densidades se muestra en la **Figura 183**, con una alta homogeneidad en la distribuci3n del recurso en el banco.

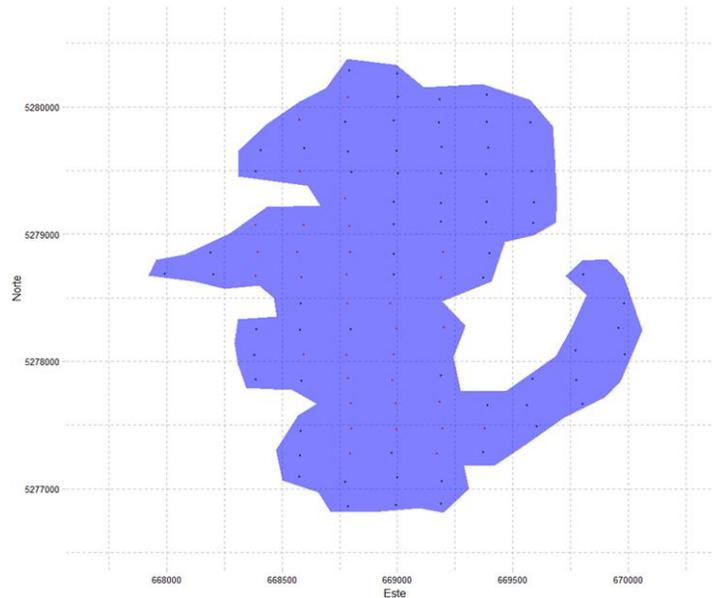


Figura 181. Mapa de zona de Alao, en azul. Puntos negros corresponden a la grilla de muestreo.

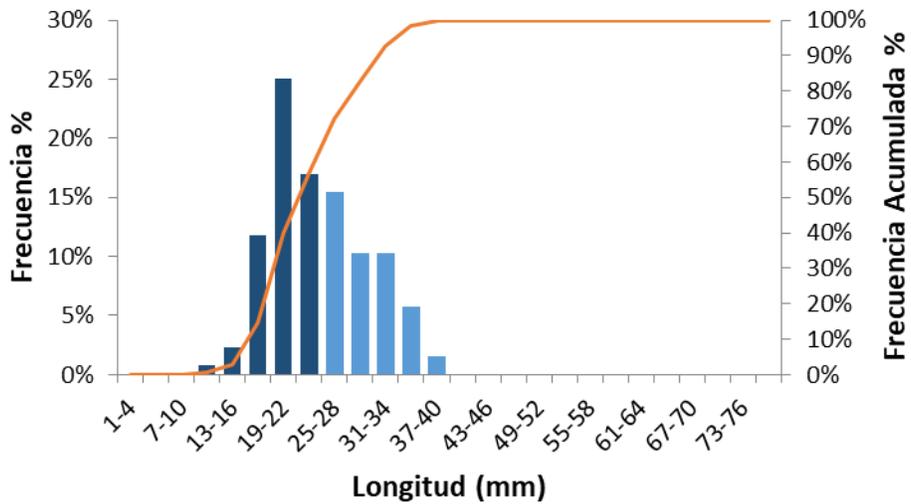


Figura 182. Distribuci3n de frecuencia de tallas de los individuos del banco Nihuel. Color azul se~ala individuos bajo la TML.

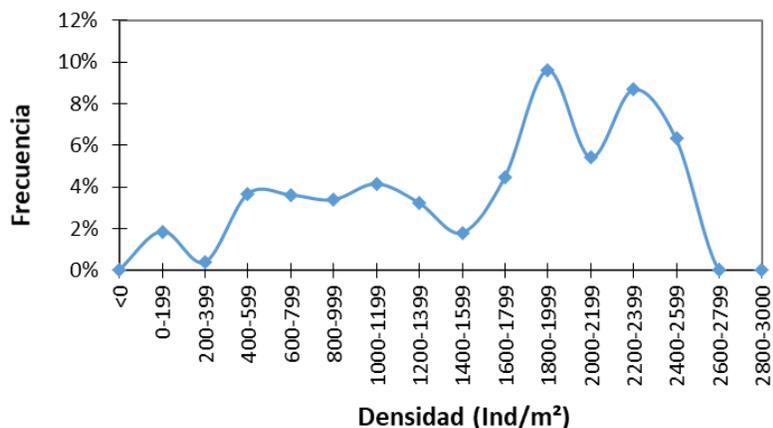


Figura 183. Distribución de frecuencia de densidades de individuos de almeja juliana contabilizados en banco Nihuel.

Banco Caguach.

Para Caguach se obtuvo una muestra de 188 individuos para el análisis de la estructura de tallas y relación longitud-peso. El análisis de la estructura de tamaños reveló una talla promedio de 18,6 mm, con una alta proporción de individuos bajo talla, y una fracción explotable del 15,4%.

La **Figura 184** señala el área evaluada y los puntos de la grilla de muestreo, coincidente con la grilla aplicada en la evaluación del año 2018, la zona de evaluación fue limitada por la profundidad, siendo el límite establecido por el veril de 20 m. **La Figura 185** muestra la distribución de frecuencia de tallas, en las que se señala con color oscuro la fracción bajo TML, que para los efectos de esta evaluación se corresponde con la fracción explotable. La distribución de frecuencia de densidades se muestra en la **Figura 186**, con una alta homogeneidad en la distribución del recurso en el banco.

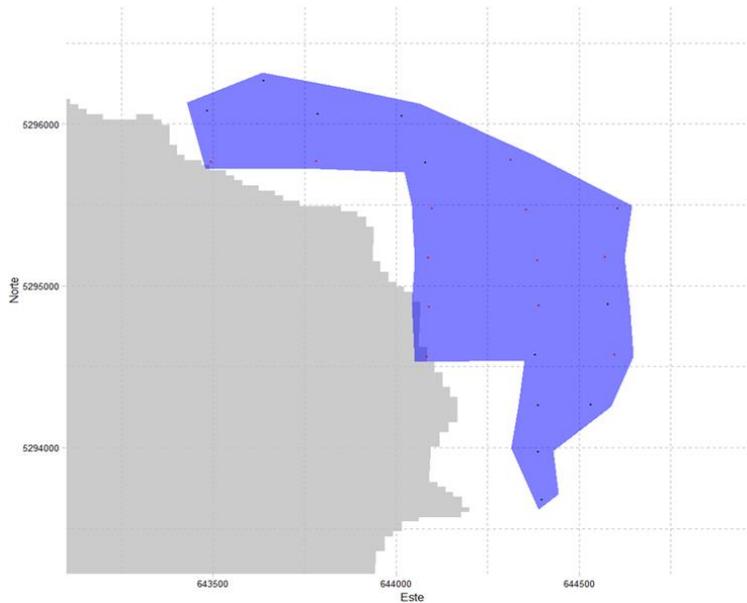


Figura 184. Mapa de zona de Alao, en azul. Puntos negros corresponden a la grilla de muestreo.

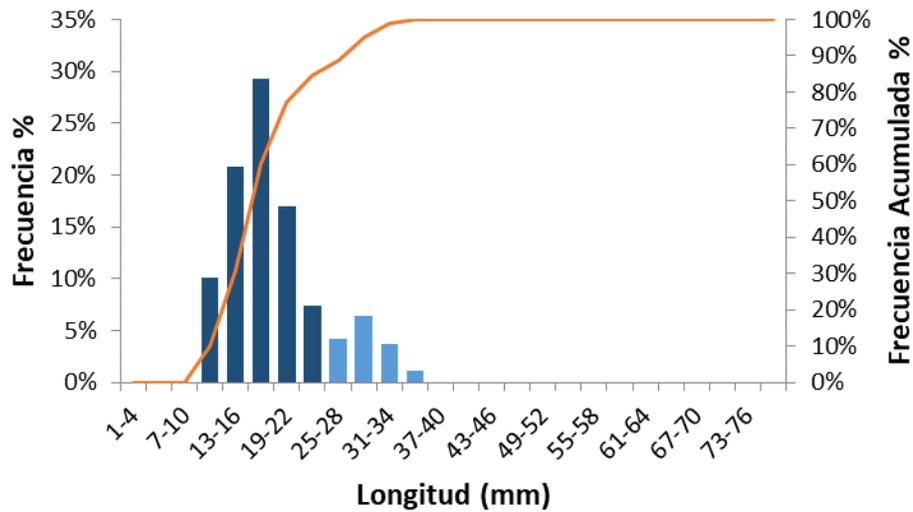


Figura 185. Distribuci3n de frecuencia de tallas de los individuos del banco Caguach. Color azul se~ala individuos bajo la TML.

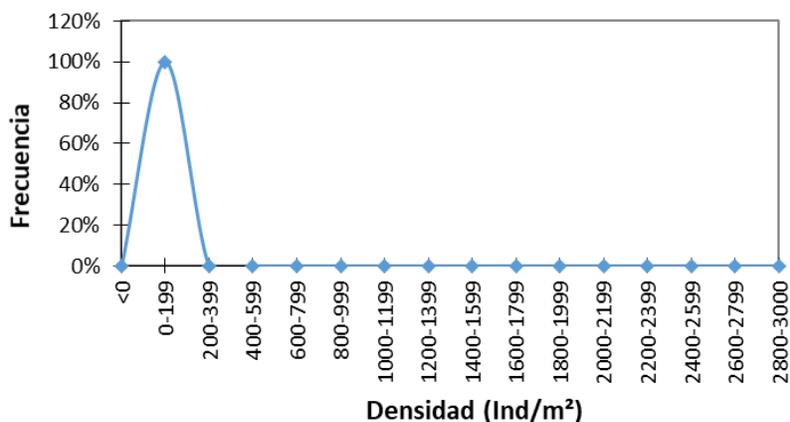


Figura 186. Distribución de frecuencia de densidades de individuos de almeja juliana contabilizados en banco Caguach.

Banco Chuit.

Para Chuit se obtuvo una muestra de 400 individuos para el análisis de la estructura de tallas y relación longitud-peso. El análisis de la estructura de tamaños reveló una talla promedio de 27,0 mm, con una alta proporción de individuos bajo talla, y con una fracción explotable del 70,8%.

La **Figura 187** señala el área evaluada y los puntos de la grilla de muestreo, coincidente con la grilla aplicada en la evaluación del año 2018, la zona de evaluación fue limitada por la profundidad, siendo el límite establecido por el veril de 20 m. La **Figura 188** muestra la distribución de frecuencia de tallas, en las que se señala con color oscuro la fracción bajo TML, que para los efectos de esta evaluación se corresponde con la fracción explotable. La distribución de frecuencia de densidades se muestra en la **Figura 189**, con una alta homogeneidad en la distribución del recurso en el banco.

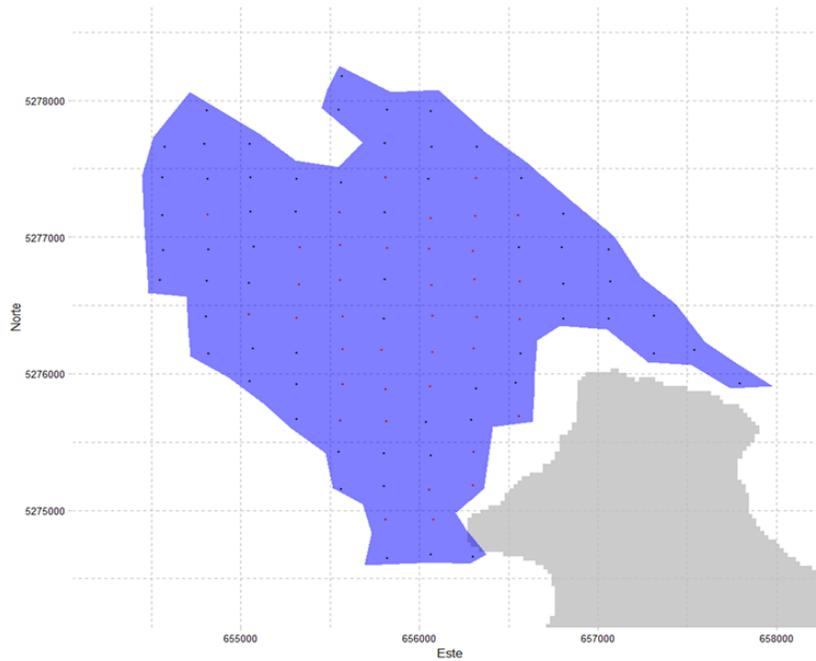


Figura 187. Mapa de zona de Chuit, en azul. Puntos negros corresponden a la grilla de muestreo.

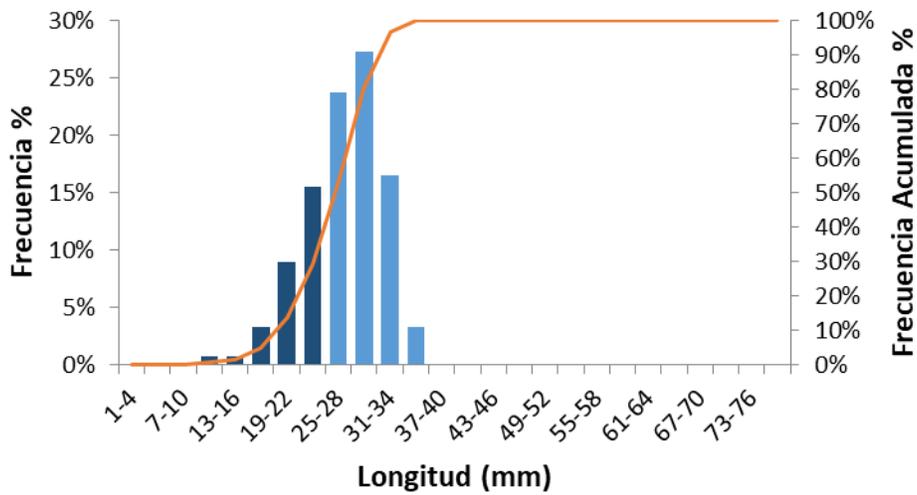


Figura 188. Distribuci3n de frecuencia de tallas de los individuos del banco Chuit. Color azul se~ala individuos bajo la TML.

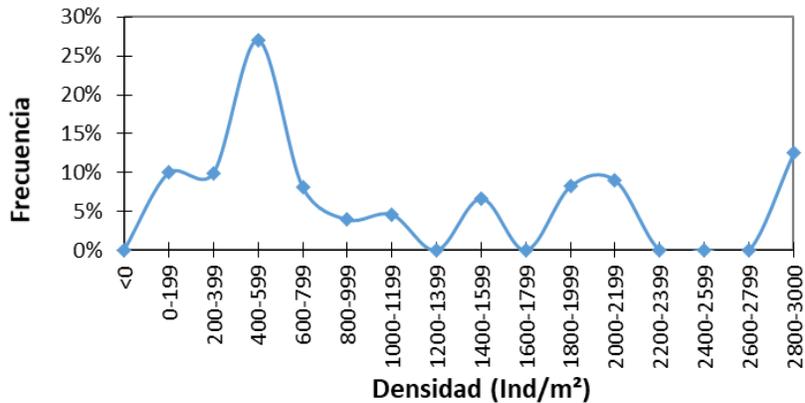


Figura 189. Distribuci3n de frecuencia de densidades de individuos de almeja juliana contabilizados en banco Chuit.

Banco Naranjo.

Para Naranjo se obtuvo una muestra de 400 individuos para el an3lisis de la estructura de tallas y relaci3n longitud-peso. El an3lisis de la estructura de tama1os revel3 una talla promedio de 25,9 mm, con una alta proporci3n de individuos bajo talla y una fracci3n explotable del 62,3%.

La **Figura 190** se1ala el 3rea evaluada y los puntos de la grilla de muestreo, coincidente con la grilla aplicada en la evaluaci3n del a1o 2018, la zona de evaluaci3n fue limitada por la profundidad, siendo el l3mite establecido por el veril de 20 m. La **Figura 191** muestra la distribuci3n de frecuencia de tallas, en las que se se1ala con color oscuro la fracci3n bajo TML, que para los efectos de esta evaluaci3n se corresponde con la fracci3n explotable. La distribuci3n de frecuencia de densidades se muestra en la **Figura 192**, con una alta homogeneidad en la distribuci3n del recurso en el banco.

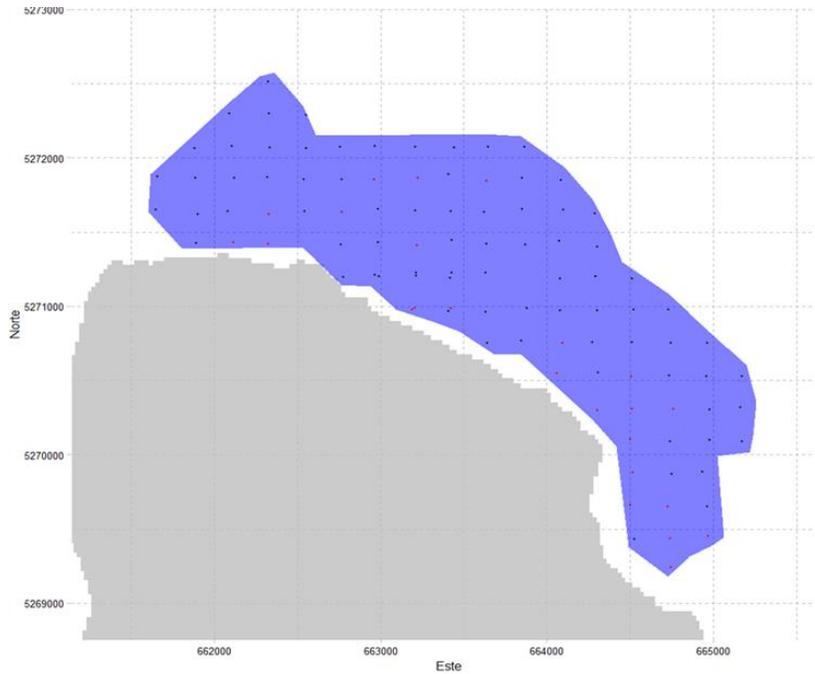


Figura 190. Mapa de zona de Alao, en azul. Puntos negros corresponden a la grilla de muestreo.

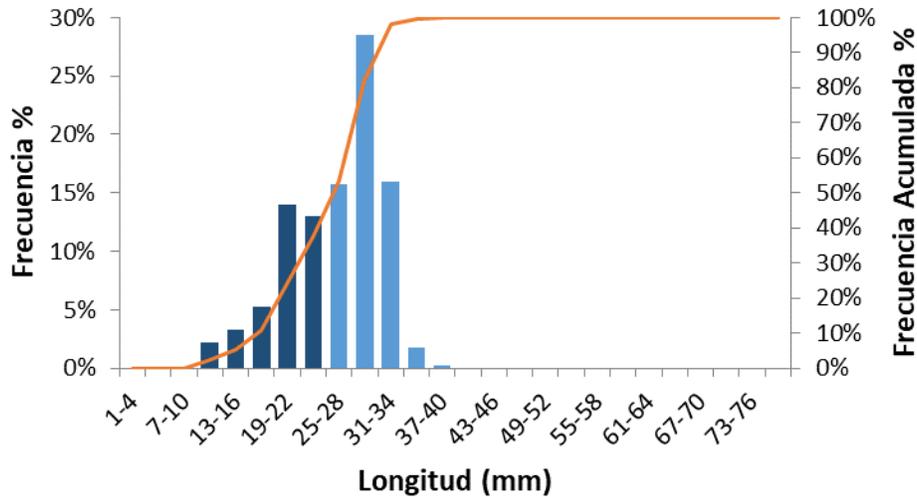


Figura 191. Distribuci3n de frecuencia de tallas de los individuos del banco Naranjo. Color azul se~ala individuos bajo la TML.

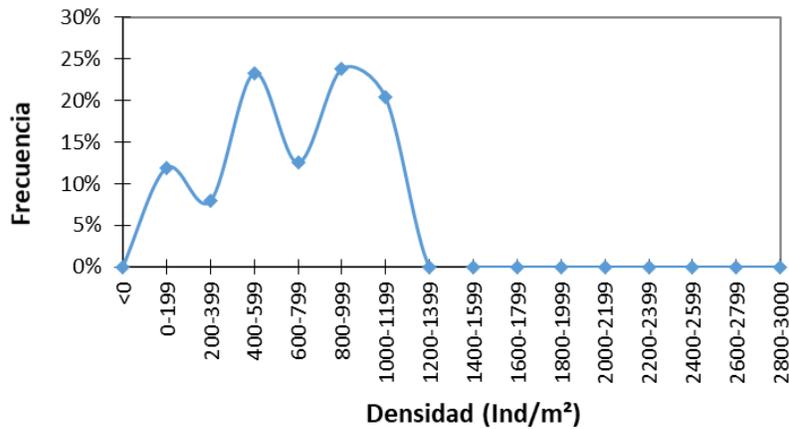


Figura 192. Distribuci3n de frecuencia de densidades de individuos de almeja juliana contabilizados en banco Naranjo.

Banco Quenac.

Para Quenac se obtuvo una muestra de 179 individuos para el an3lisis de la estructura de tallas y relaci3n longitud-peso. El an3lisis de la estructura de tamaños revel3 una talla promedio de 16,2 mm, con una alta proporci3n de individuos bajo talla y una fracci3n explotable del 12,8%.

La **Figura 193** señaala el 3rea evaluada y los puntos de la grilla de muestreo, coincidente con la grilla aplicada en la evaluaci3n del ańo 2018, la zona de evaluaci3n fue limitada por la profundidad, siendo el l3mite establecido por el veril de 20 m. La **Figura 194** muestra la distribuci3n de frecuencia de tallas, en las que se señaala con color oscuro la fracci3n bajo TML, que para los efectos de esta evaluaci3n se corresponde con la fracci3n explotable. La distribuci3n de frecuencia de densidades se muestra en la **Figura 195**, con una alta homogeneidad en la distribuci3n del recurso en el banco.

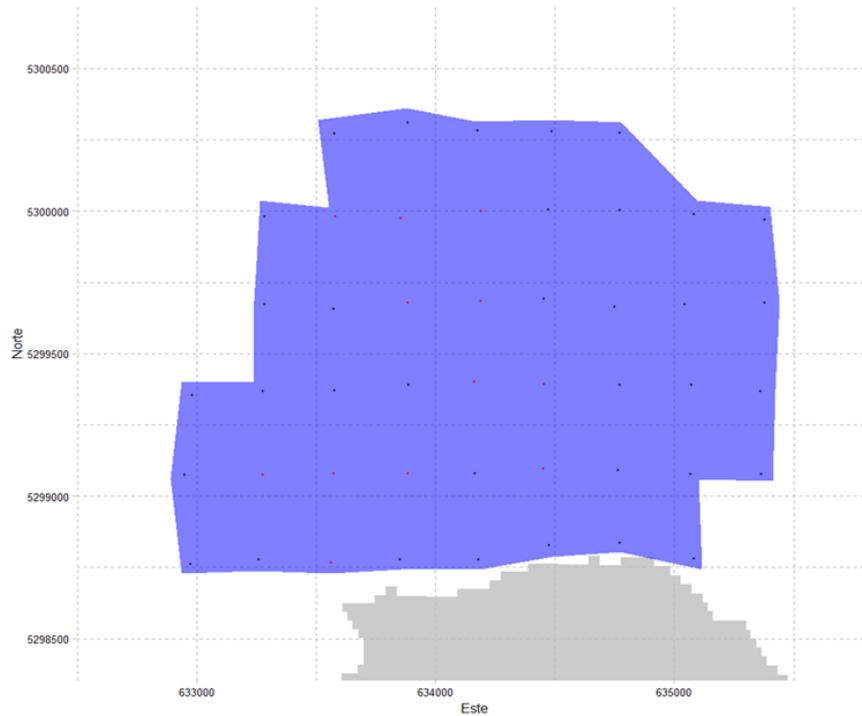


Figura 193. Mapa de zona de Alao, en azul. Puntos negros corresponden a la grilla de muestreo.

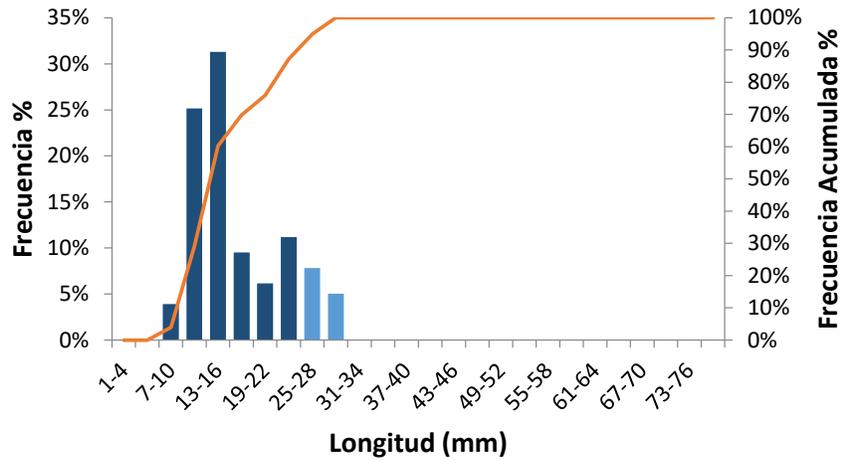


Figura 194. Distribuci3n de frecuencia de tallas de los individuos del banco Quenac. Color azul se~ala individuos bajo la TML.

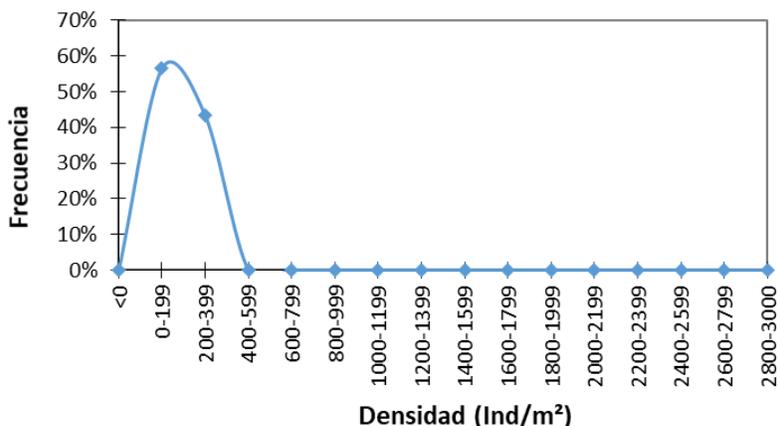


Figura 195. Distribuci3n de frecuencia de densidades de individuos de almeja juliana contabilizados en banco Quenac.

Banco Tirúa.

Para Tirúa se obtuvo una muestra de 434 individuos para el análisis de la estructura de tallas y relaci3n longitud-peso. El análisis de la estructura de tamaños reveló una talla promedio de 20,6 mm, con una alta proporci3n de individuos bajo talla y una fracci3n explotable del 15,4%.

La **Figura 196** señala el área evaluada y los puntos de la grilla de muestreo, coincidente con la grilla aplicada en la evaluaci3n del año 2018, la zona de evaluaci3n fue limitada por la profundidad, siendo el límite establecido por el veril de 20 m. La **Figura 197** muestra la distribuci3n de frecuencia de tallas, en las que se señala con color oscuro la fracci3n bajo TML, que para los efectos de esta evaluaci3n se corresponde con la fracci3n explotable. La distribuci3n de frecuencia de densidades se muestra en la **Figura 198**, con una alta homogeneidad en la distribuci3n del recurso en el banco.

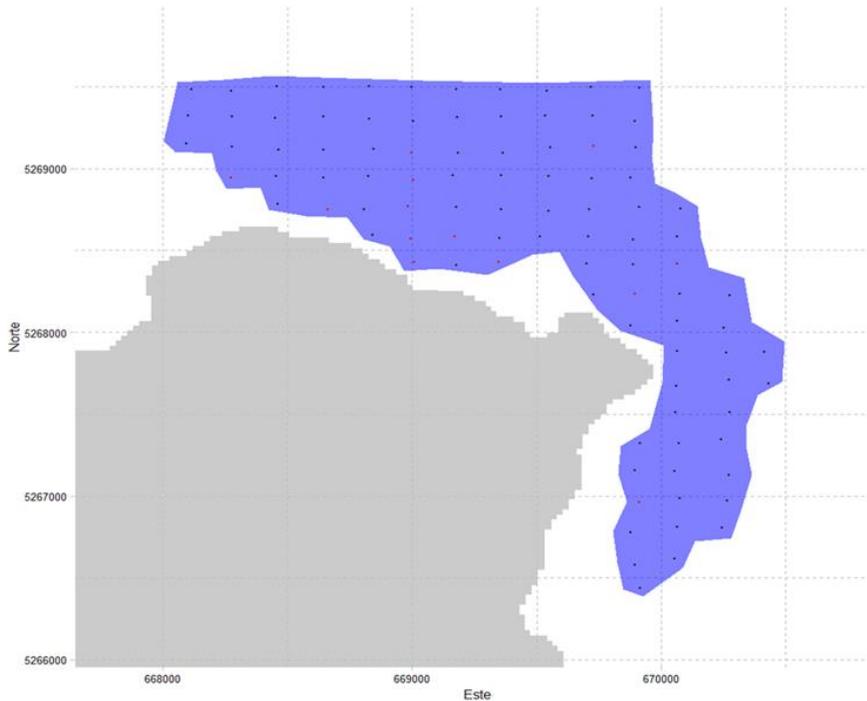


Figura 196. Mapa de zona de Alao, en azul. Puntos negros corresponden a la grilla de muestreo.

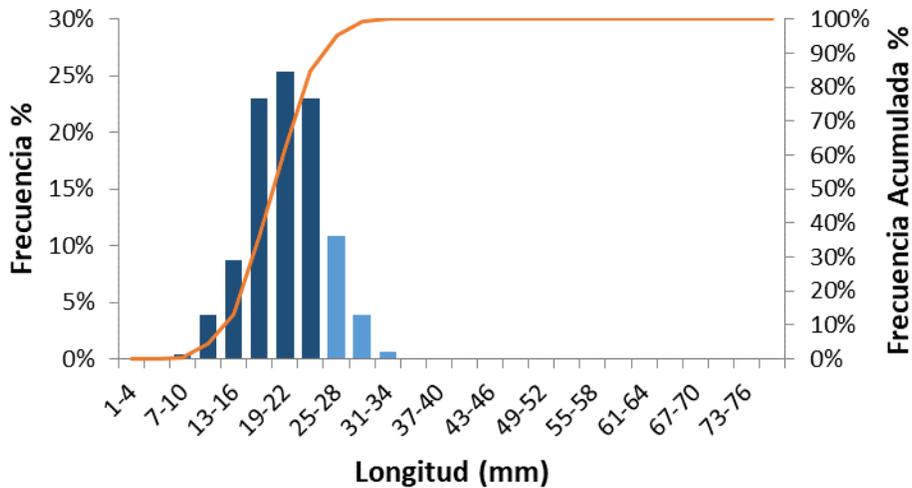


Figura 197. Distribución de frecuencia de tallas de los individuos del banco Tirúa. Color azul señala individuos bajo la TML.

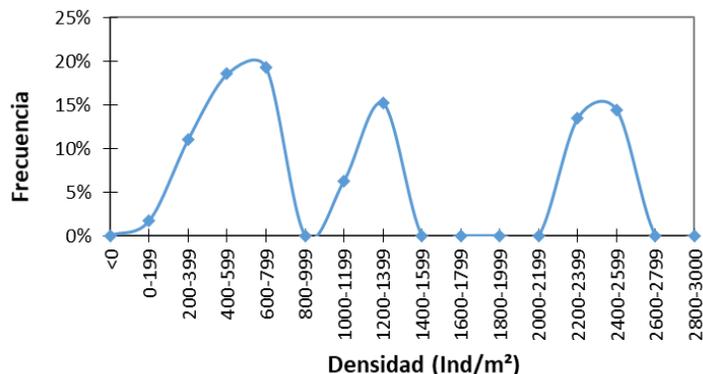


Figura 198. Distribuci3n de frecuencia de densidades de individuos de almeja juliana contabilizados en banco Tirúa.

Para establecer los parámetros de la relaci3n potencial entre longitud y peso, se emplearon los datos de todos los bancos, habida consideraci3n de la evaluaci3n del estado del recurso en una escala Regional en el pr3ximo numeral de este resultado para el Plan de Manejo de almeja juliana La representaci3n de la funci3n y la ecuaci3n con parámetros se muestra en la **Figura 199**.

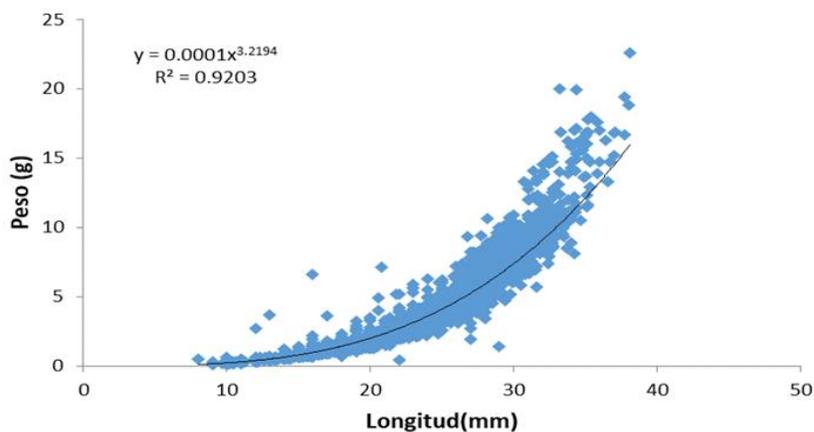


Figura 199. Funci3n potencial de la relaci3n alométrica de almeja juliana en los bancos evaluados en la Regi3n de Los Lagos.

Las estimaciones de densidad media, biomasa total y biomasa explotable se muestran en la **Tabla 35** para cada uno de los bancos evaluados.



Tabla 35.

Estimaciones de densidad, superficie de distribución efectiva y biomasa para cada banco evaluado para almeja juliana.

Parámetro /Unidad	Bancos de almeja juliana							
	Alao	Apiao	Bajo Nihuel	Caguach	Chuit	Naranjo	Quenac	Tirua
Numero de Observaciones	228	204	200	48	200	206	94	194
Densidad Kriging (ind/m ²)	7.16	8.69	393.02	13.42	117.86	51.92	17.49	89.46
Coefficiente de Variacion	3.97	1.35	0.99	1.18	1.70	2.19	1.68	2.01
Área distribución Efectiva (Hás)	214	469	397	122.98	598.06	442.80	331.63	285.24
Abundancia Total (Individuos)	15,292,212	40,747,053	1,561,576,147	16,499,535	704,876,934	229,914,155	58,000,040	255,186,252
Abundancia explotable (Individuos)	4,901,350	4,262,769	675,381,684	2,545,141	498,700,431	143,121,561	7,452,519	39,395,113
Peso Medio (g)	2.98	2.23	4.72	2.33	5.83	5.40	1.68	2.58
Biomasa Total (t)	46	91	7,377	38.42	4,112.89	1,242.11	97.61	657.22
Biomasa Explotable (t)	28	22	5,371	18.93	3,572.80	1,049.14	42.84	223.52

6.1.4.2 Evaluación indirecta de almeja juliana.

La evaluación del estado del recurso juliana, además de la evaluación directa para estimación de la biomasa en los principales bancos que soportan la pesquería, consideró el empleo de un método para pesquerías de datos limitados, en concordancia con las limitaciones que tiene el monitoreo de la pesquería que opera en la forma de faenas de pesca, similar a la de la pesquería del erizo en la zona sur – austral.

Previo a la evaluación, la revisión de la información del monitoreo muestra un bajo número de días de operación de pesca de embarcaciones extractivas por año (**Figura 200**), lo que condiciona la disponibilidad de datos de rendimientos y capturas.

Los rendimientos de esta pesquería, expresados en Kg extraídos por hora de buceo y Kg extraídos por viaje de pesca (diarios) (**Figuras 201 y 202**) coincidentes en la estabilidad en los años recientes, versus lo registrado en los primeros años del monitoreo de la pesquería, además de la disminución de los registros.

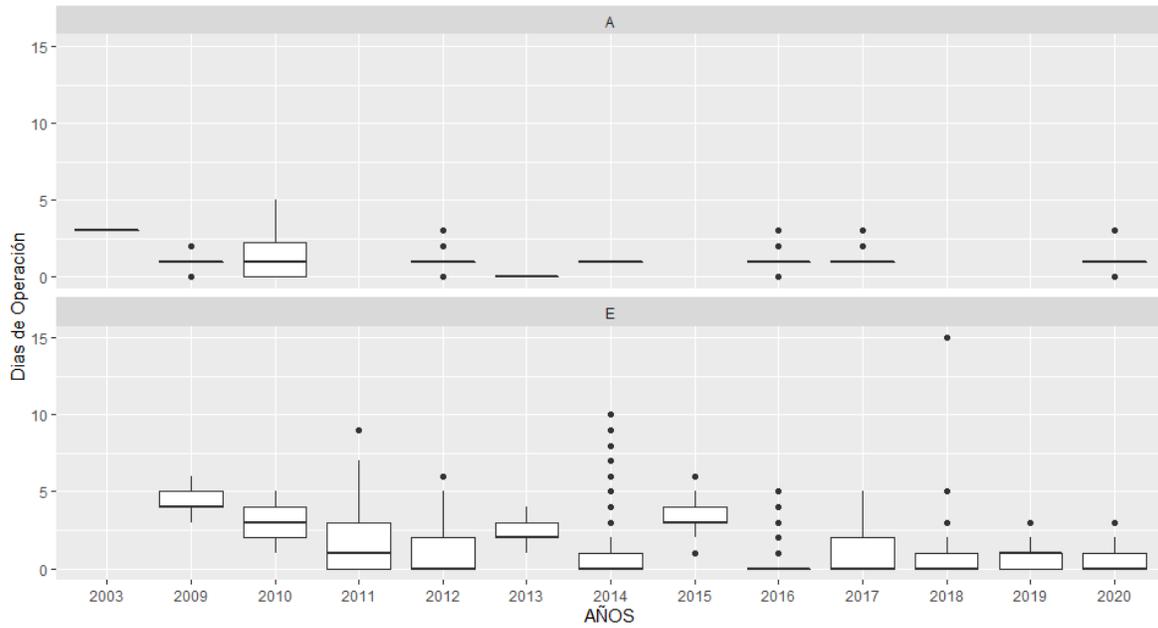


Figura 200. Monitoreo de la pesquería de almeja juliana expresado en días e operación por tipo de embarcación. A= lanchas de acarreo, E= lanchas extractivas.

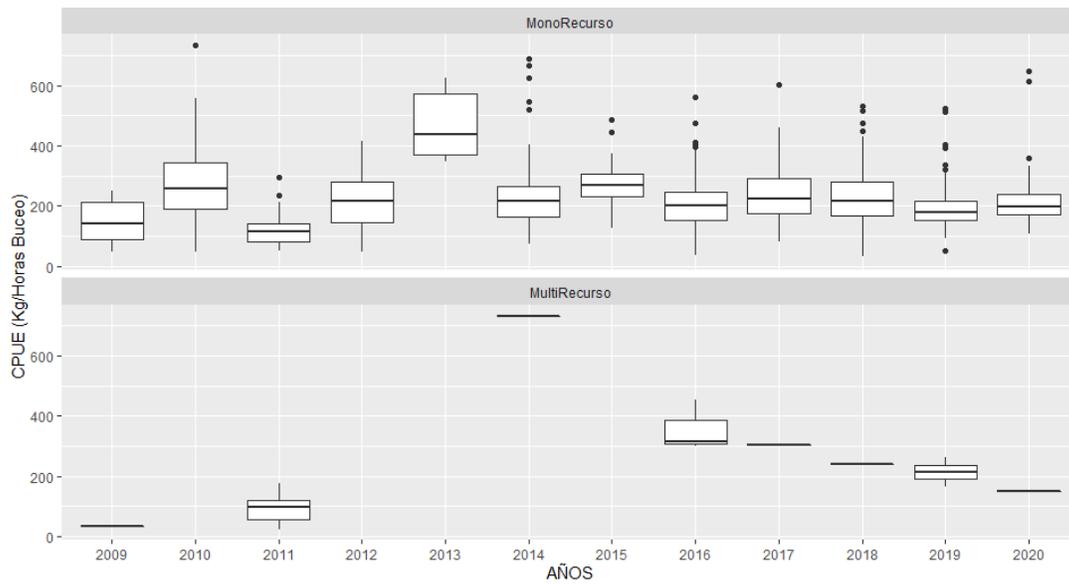


Figura 201. Rendimientos de pesca de almeja juliana, medidos en Kg por hora de buceo.

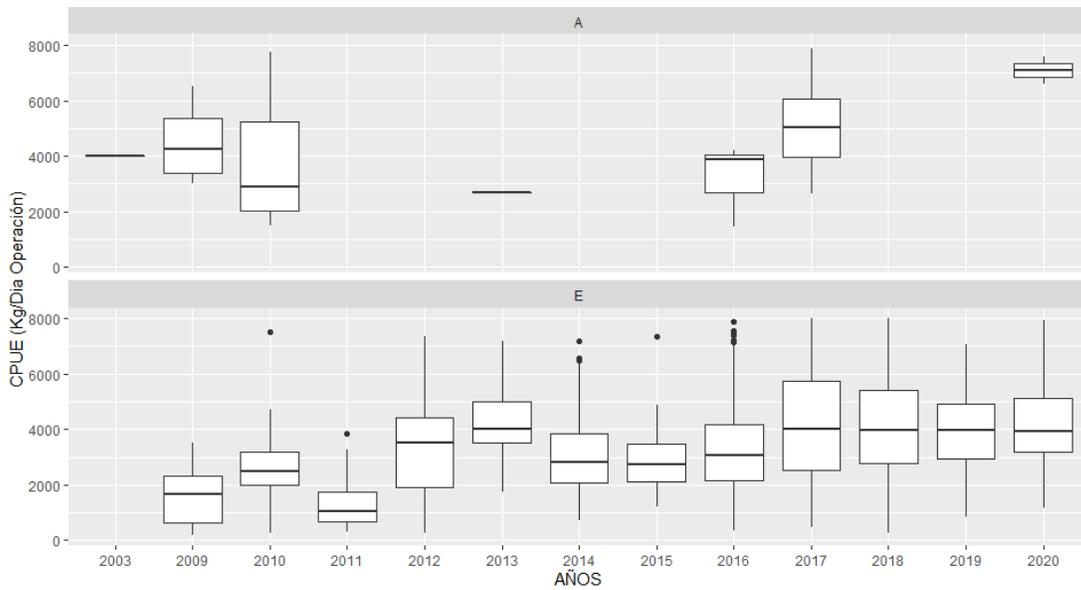


Figura 202. Rendimientos de pesca de almeja juliana, medidos en Kg por viaje de pesca.

Las Figuras 203 y 204, muestran las concentraciones de las capturas y las CPUE respectivamente, monitoreadas para la pesquería, donde se observa la continuidad de la operaci3n y las procedencias de pesca en los años, por lo que se puede asumir la ausencia de rotaci3n de bancos.

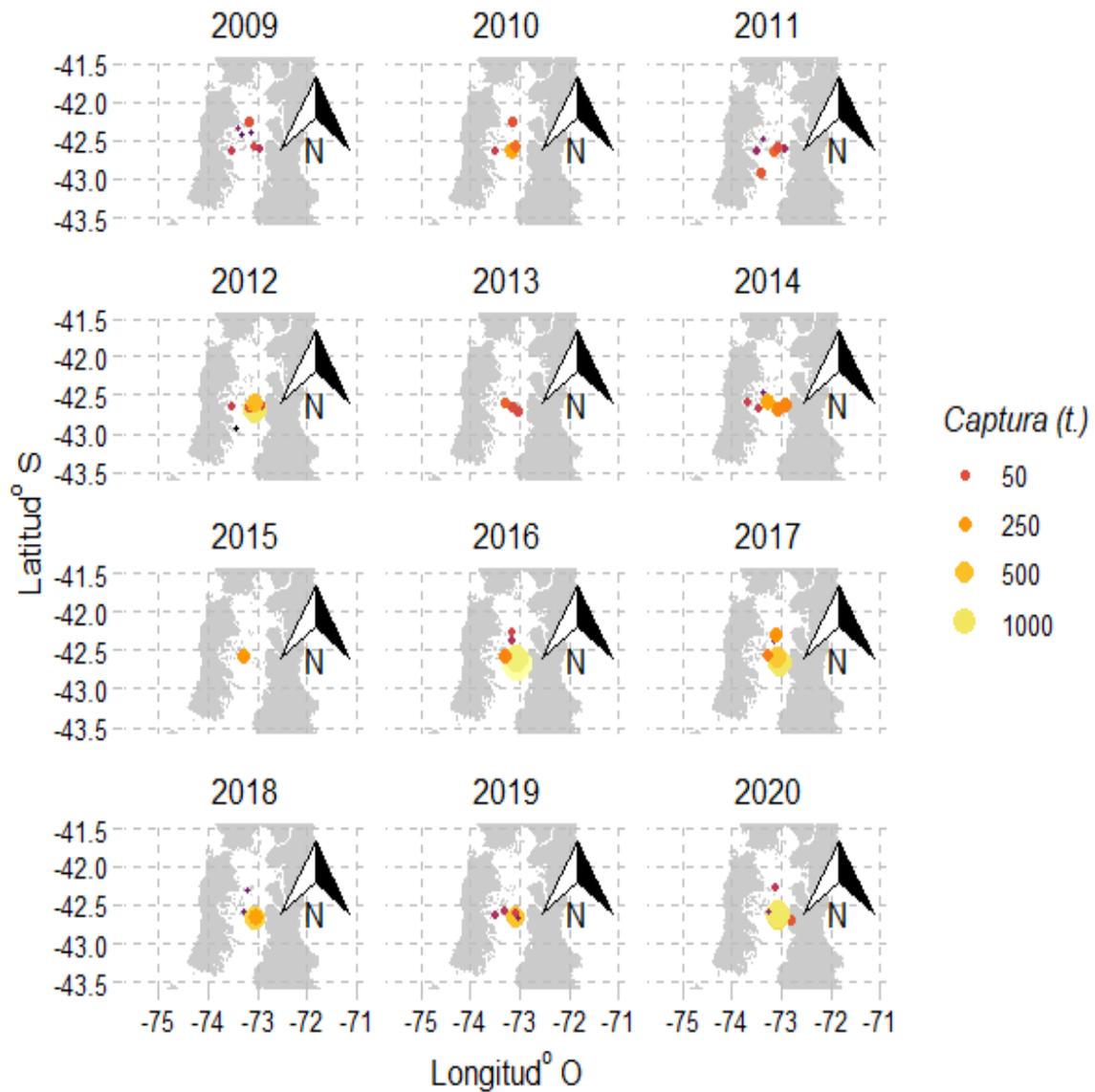


Figura 203. Captura en procedencias de pesca de juliana monitoreadas en aguas interiores de la Regi3n de Los Lagos.

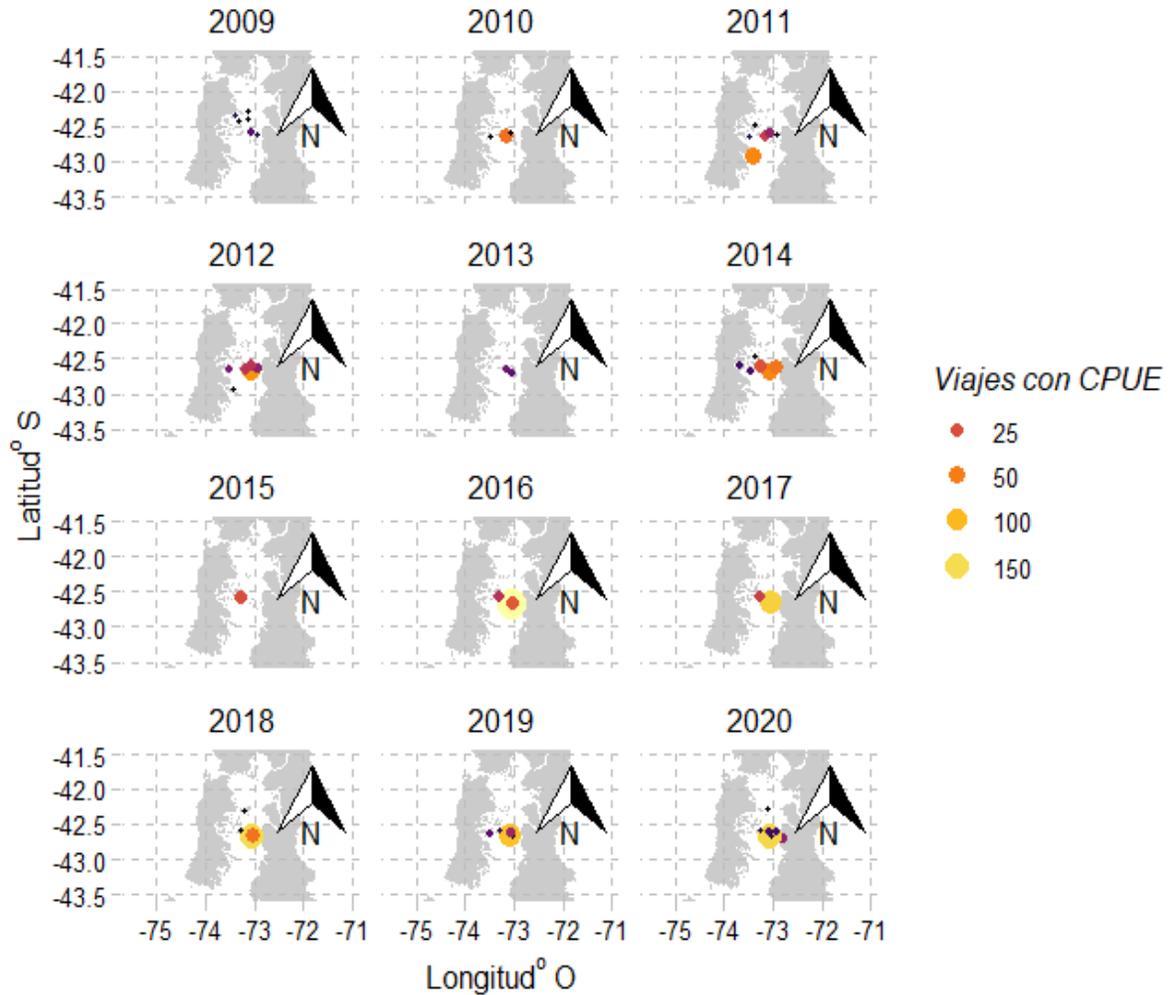


Figura 204. CPUE en procedencias de pesca de juliana monitoreadas en aguas interiores de la Regi3n de Los Lagos.

Se asume como plausible la consideraci3n de una 3nica poblaci3n para las procedencias de juliana en aguas interiores de la Regi3n.

LBSPR.

Con las consideraciones metodol3gicas se3aladas en el capitulo correspondiente, se asumieron condiciones *prior* en base al conocimiento de la pesqueria y recurso, indispensable para disminuir la incertidumbre asociada a la calificaci3n de la pesqueria como de datos limitados, que se suma a la inherente del monitoreo levantada desde las dificultades logistcas de este tipo de pesqueria artesanal. Los par3metros empleados en el modelo se muestran en la **Tabla 36**, obtenidos de Jerez *et al.* 2000.



Tabla 36.

Parámetros empleados en método LBSPR para el recurso almeja juliana.

Parameters	Value
Name	"Juliana"; "baby clam"
Study area	Los Lagos Zone
Max age	16
Natural mortality	0.581
Recruitment	Winter - Spring
Linf	40.6
k	0.287
to	-1.082
Lm100%	20.7(mm)
Ls50%; Ls95%	30(mm); 35(mm)
Lenght Landing	2010-2020
Lenght Survey	2007-2011;2013;2018;2020
Steepness	0.75
Lwa	0.0001783
Lwb	3.18

La representación gráfica de las funciones de selectividad a la pesquería, crecimiento en peso, ojiva de madurez sexual y crecimiento en tallas descritos para la especie en la Región de Los Lagos, se presenta en la **Figura 205**.

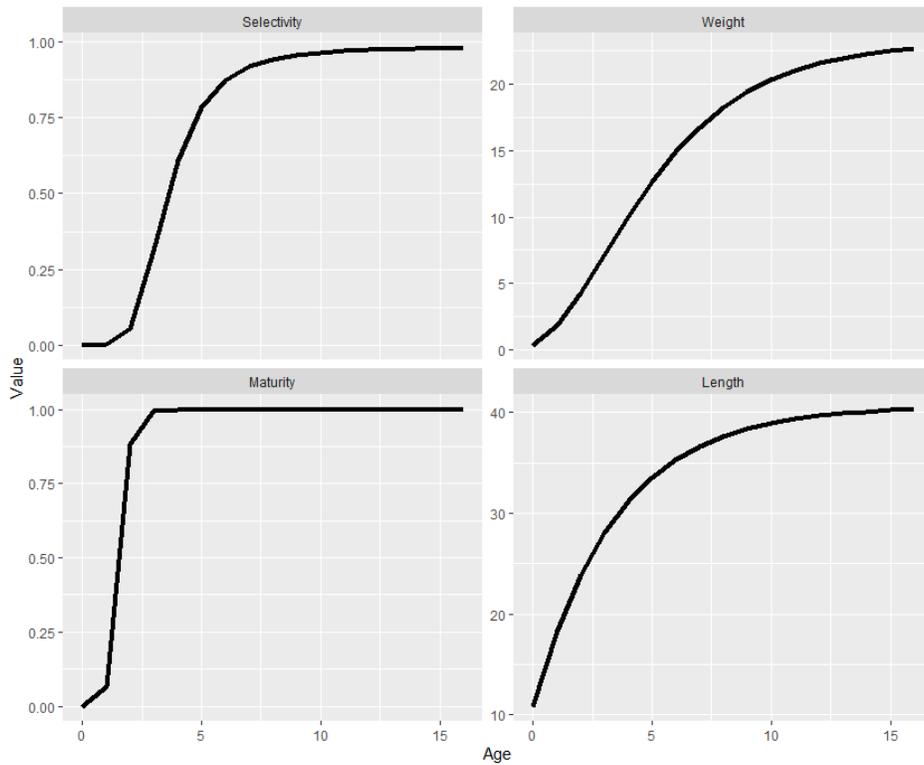


Figura 205. Funciones de selectividad a la pesquería, crecimiento en peso, ojiva de madurez (tipo filo de cuchillo) y crecimiento en talla descritos para la almeja juliana en la Regi3n de Los Lagos.

Los ajustes del modelo LBSPR a las tallas observadas se muestra en la **Figura 206**, con una buena representaci3n de los datos de tallas de las capturas monitoreadas.

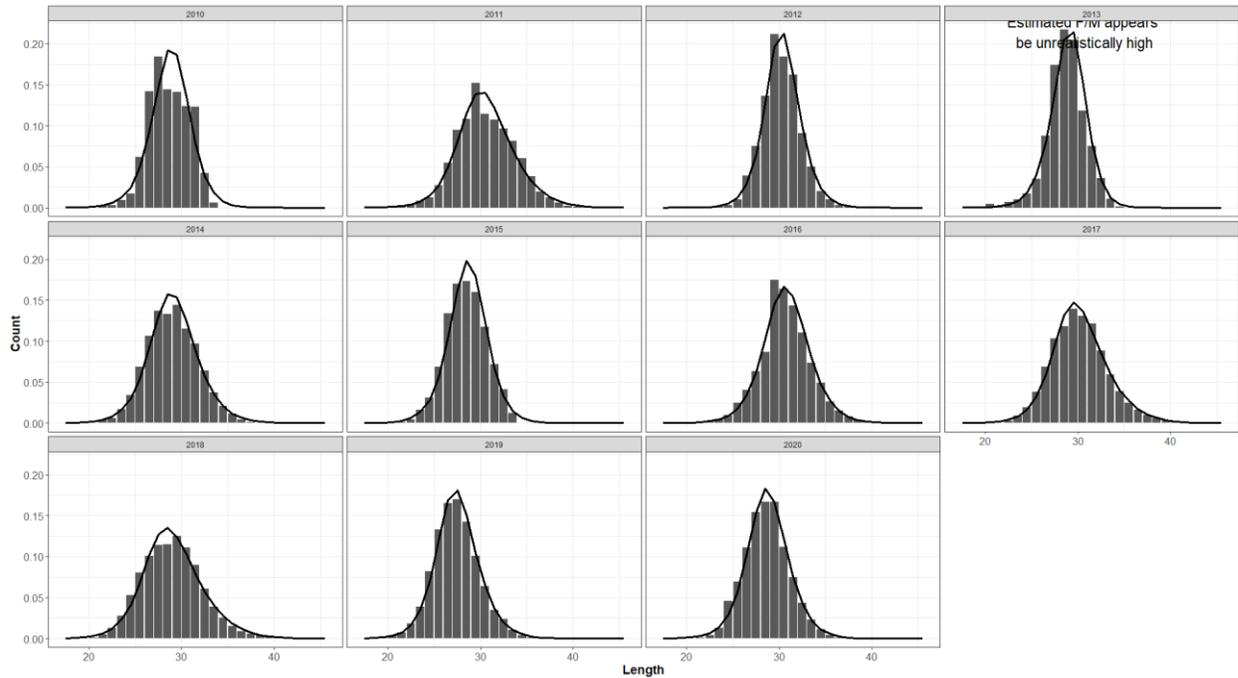


Figura 206. Representaci3n de los ajustes del modelo a las observaciones de tallas hist3ricas para juliana en la Regi3n de Los Lagos.

La selectividad de la pesquería, hist3ricamente se ha mantenido a la derecha de la ojiva de madurez, explicada por la talla a la que es alcanzada por este recurso, alrededor de los 11 mm, tamaños a los cuales no existe inter3s de mercado para su compra, a pesar que este no sea un recurso sometido a un proceso de transformaci3n, en este ejercicio se empleo en forma precatoria la talla de madurez al 100% y tipo filo de cuchillo (**Figura 207**).

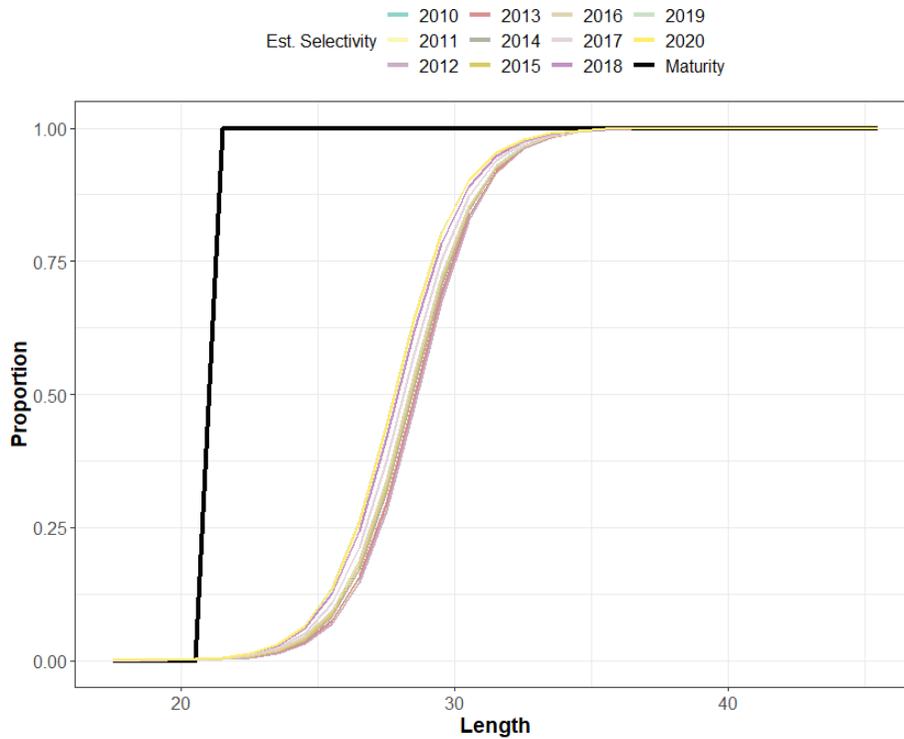


Figura 207. Ojiva de madurez tipo filo de cuchillo y selectividad hist3ricas monitoreadas para almeja juliana en la Regi3n de Los Lagos.

La estructura de talla objetivo te3rica, con un 60% del potencial reproductivo virginal, se representa en la **Figura 208**, sobre puesta a la estructura de tallas observada en la pesquería en el último ańo.

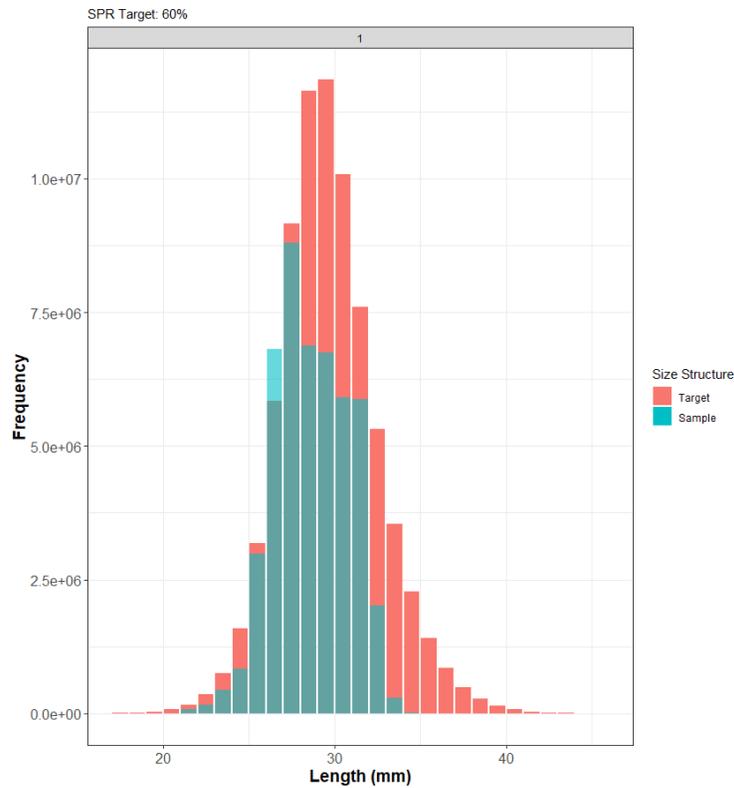


Figura 208. Estructura de tamaños objetivo al 60% del potencial reproductivo para almeja juliana (target) y estructura de tallas observada en el último periodo (sample).

El comportamiento de los puntos de referencia históricos alternativos para el recurso: selectividad al 50%; selectividad al 95%; razón F/M y SPR, son mostrados en la **Figura 209**. En ninguno de estos controles aparece que la población esté en un estado no deseado de vulneración.

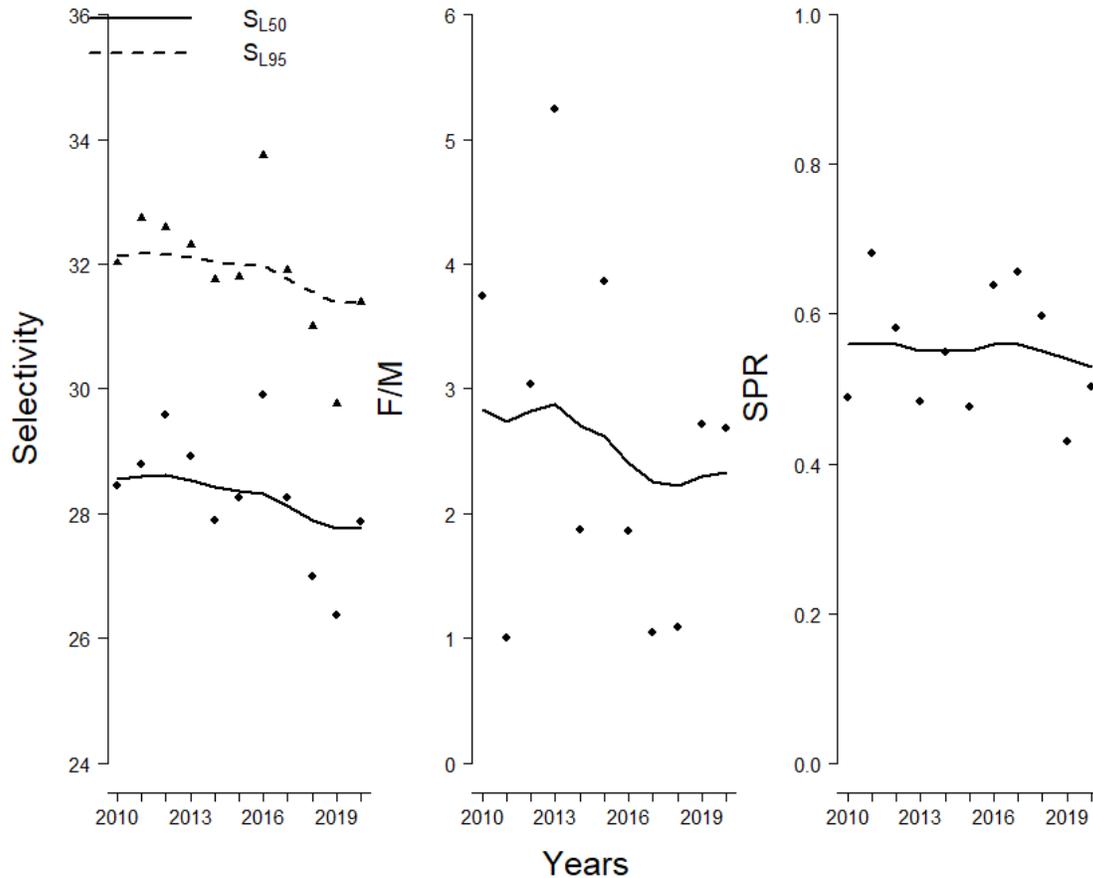


Figura 209. Representación de selectividad de la pesquería (50% y 95%), razón F/M y niveles de SPR históricos para la almeja juliana en la Región de Los Lagos.

El recurso no aparece sobre pescado según la referencia F/M y con un estado poblacional saludable debido a la selectividad desplazada a tallas mayores que la registrada como de primera madurez poblacional y un estado alrededor del punto de referencia del 60% de la estructura de tallas de una población virginal en equilibrio.

Las tendencias de SPR se muestra decreciente, pero aún en niveles sostenibles para el objetivo de manejo planteado del 40% de depleción del stock parental.

6.1.5 Plan de Manejo de machas, Región de Los Lagos.

Los resultados de este objetivo corresponden a las evaluaciones realizadas en el año 2020 (noviembre) de los sectores de la Comuna de Chaitén y las evaluaciones del año 2021 de las playas de los sectores de Maullín. En algunas de las playas, la ausencia de casi total de individuos, adultos



y reclutas, explican la ausencia de análisis, por los bajos tamaños muestrales, para los que se discute la eventual extinción de los bancos.

6.1.5.1 Evaluaciones directas de macha (*Mesodesma donacium*).

Playa Corcovado.

Ubicación espacial de los puntos de muestreo La evaluación directa efectuada en playa Corcovado, dio cuenta de un total de 78 transectas perpendiculares a la línea de costa, totalizando un total de 624 cuadrantes (8 cuadrantes por transecto) (Figura 210).

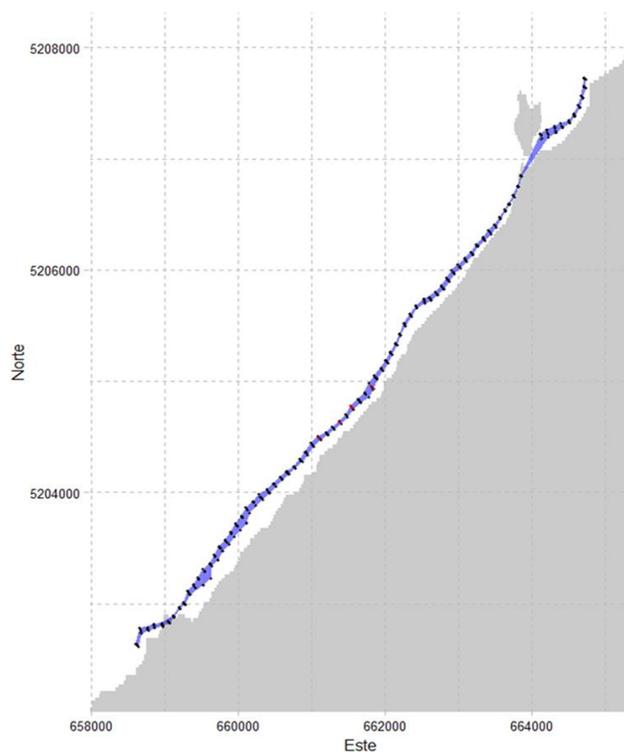


Figura 210. Disposición de transectos en Playa Corcovado, Comuna de Chaitén.

Distribucion de frecuencia de tallas y abundancia.

El analisis de la distribucion de tallas para *M. donacium* en Playa Corcovado indica que la proporcion de ejemplares sobre la talla de primera captura (barras naranjas) corresponde al 91,7%. La talla promedio estimada alcanzó a 75,1 mm, con una talla minima de 44 mm y una talla maxima de 88 mm. La moda se ubica en el rango de tallas de 75 a 79,9 mm de longitud Se muestra la distribución de



frecuencia de densidades, que evidencia la ausencia de individuos en los muestreos (Figura 211 y 212).

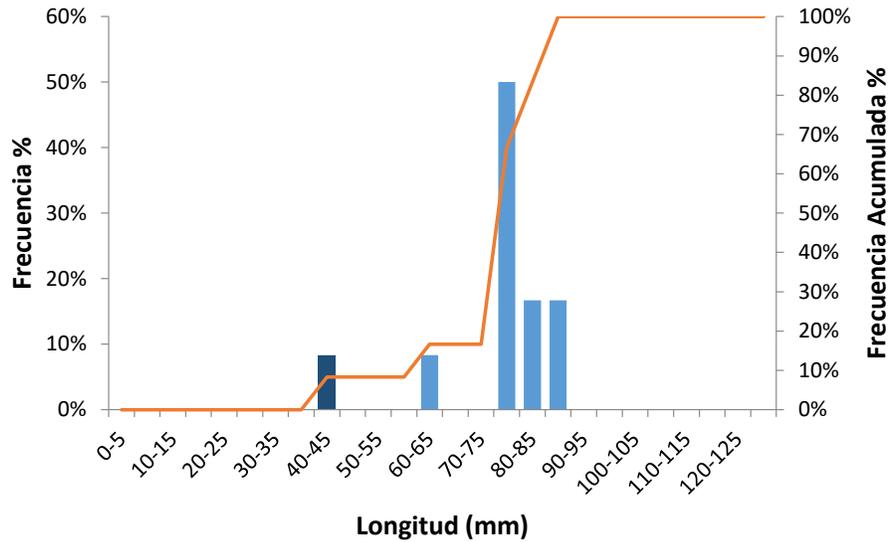


Figura 211. Distribución de frecuencia de tamaños de individuos de *M. donacium* en playa Corcovado, Comuna de Chaitén.

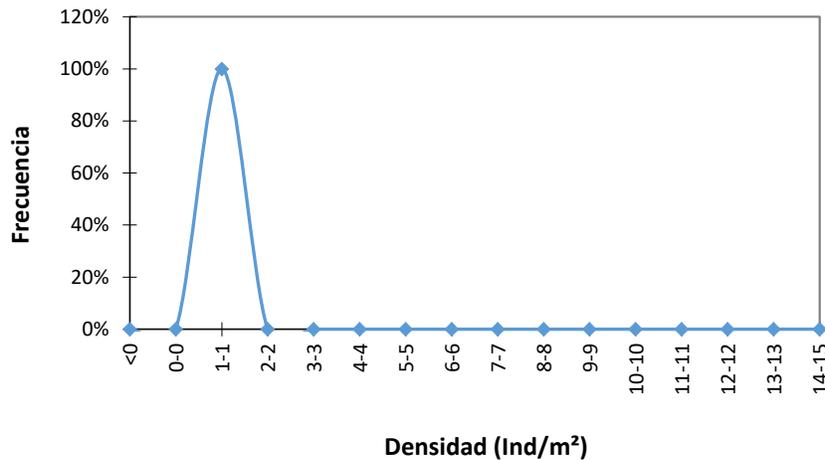


Figura 212. Distribución de frecuencia de densidades de individuos de macha en playa Corcovado, Comuna de Chaitén.



Playa Pucaihuen

Ubicación espacial de los puntos de muestreo. La evaluación directa efectuada en playa Pucaihuen, dio cuenta de un total de 93 transectas perpendiculares a la línea de costa, totalizando 744 cuadrantes (8 cuadrantes por transecto) (**Figura 213**).

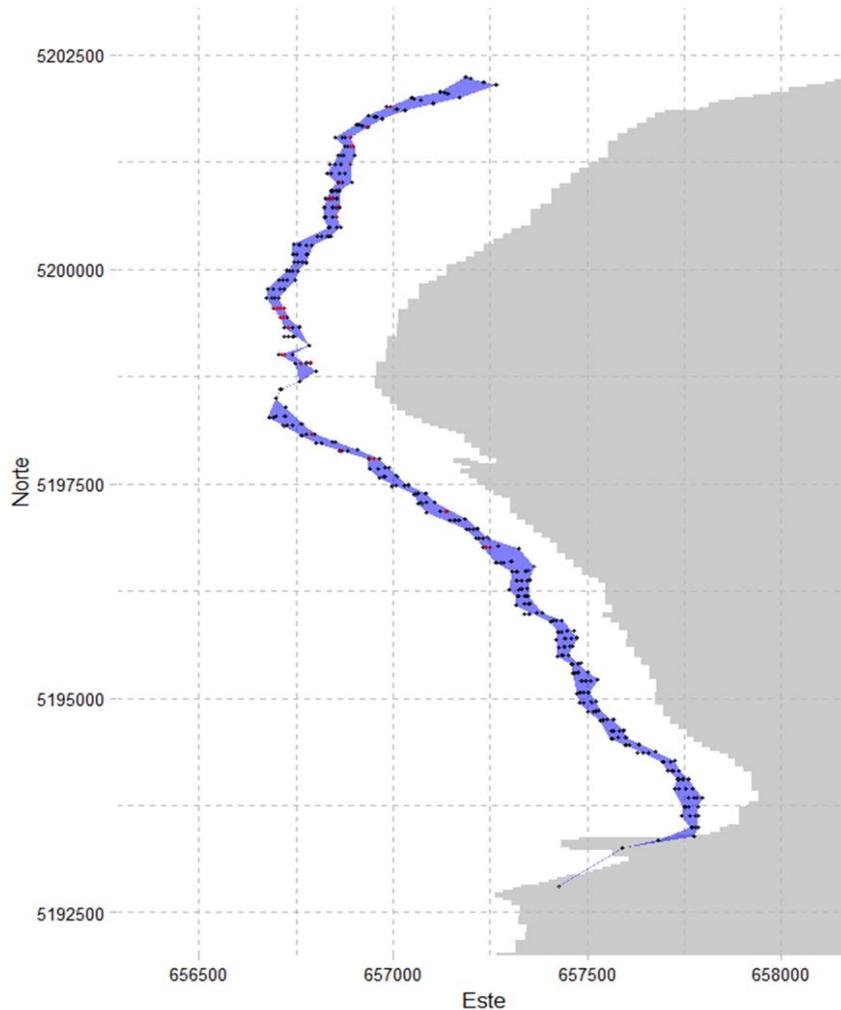


Figura 213. Disposición de transectos en Playa Pucaihuen, Comuna de Chaitén.

Densidad media, sustrato de distribución efectiva y abundancia estimada.

La distribución de frecuencia de tallas se presenta en la **Figura 214**. La distribución de frecuencia de densidades se muestra en la **Figura 215**, considerando el promedio de ambos cuadrantes por nivel (talon, rodilla, cintura, pecho). Se puede observar que las densidades máximas observadas estuvieron



en torno a 2 ind/m², ubicadas principalmente en la zona central de la playa. Por otro lado, en la sección sur de la playa, se observa ausencia de individuos.

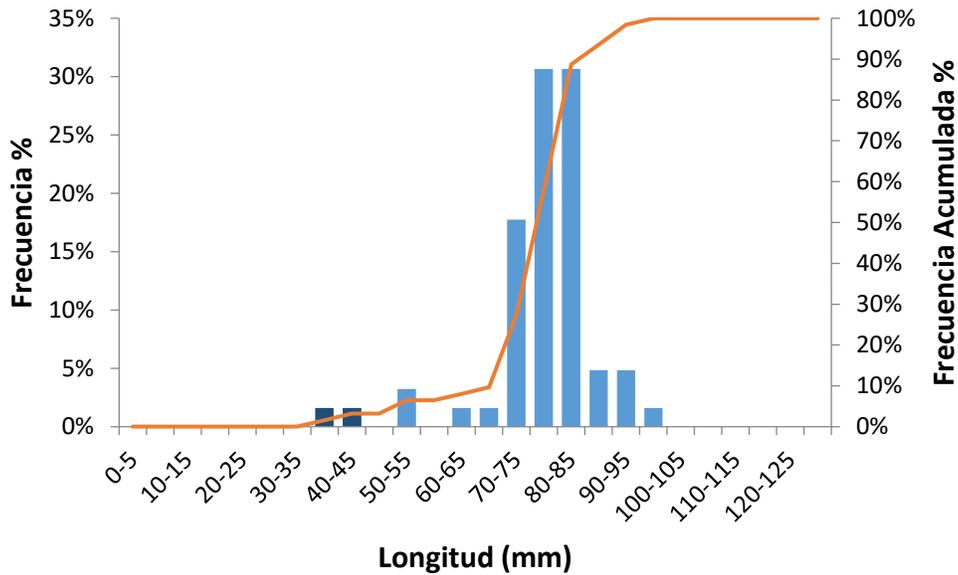


Figura 214. Distribución de frecuencia de tamaños de individuos de *M. donacium* en playa Pucaihuén, Comuna de Chaitén.

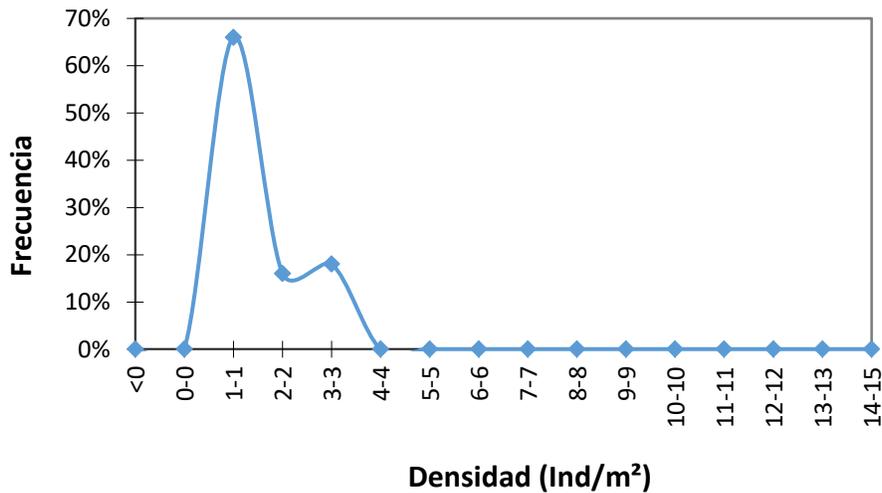


Figura 215. Distribución de frecuencia de densidades de *M. donacium* en playa Pucaihuén, en la Comuna de Chaitén.



Godoy (Comuna de Maullín).

La distribución de las unidades de muestreo y zona evaluada se muestra en la **Figura 216**.

En la **Tabla 37** se entregan los estadísticos más importantes analizados en el presente estudio en relación a la densidad de las evaluaciones directas para el banco de Godoy. Cabe destacar que la longitud media se encuentra en 44,5 mm, aumentando respecto a lo encontrado el año 2018 (33,6 mm). En esta playa, la Talla Mínima Legal quedó establecida en 50 mm de acuerdo a la R. Ex 832 - 18.

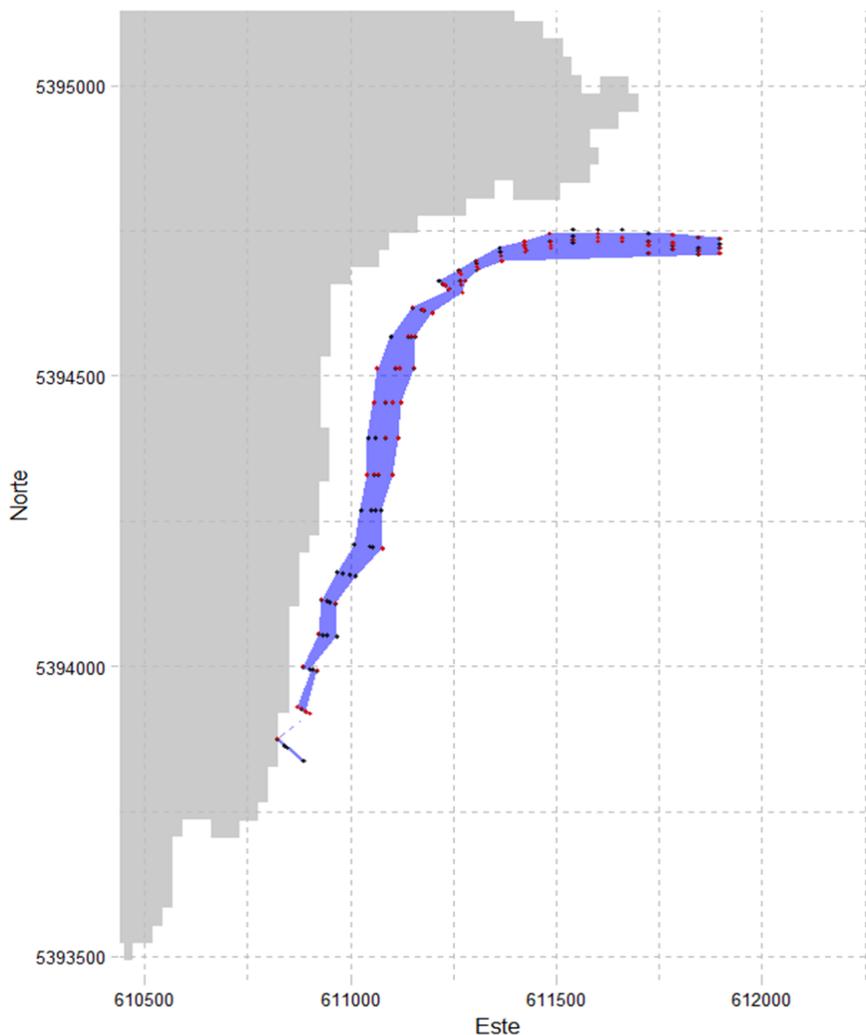


Figura 216. Distribución de unidades de muestreo en playa Godoy, Comuna de Maullín.



Tabla 37.

Estadígrafos relativos a la relación Longitud Peso playa Godoy, Comuna de Maullín.

Estadígrafo	Godoy		
	2017	2018	2021
N° individuos muestra	501	1179	579
Promedio (mm)	50.3	33.6	44.5
Longitud mínima (mm)	4	1	13
Longitud máxima (mm)	87	86	83
a	0.0005	0.0005	0.0005
b	2.63	2.6363	3.109
r ²	0.821	0.821	0.91

Si bien para este año la disponibilidad de datos fue menor que para años anteriores, la estructura de tallas de la playa de Godoy sigue teniendo un comportamiento bimodal al igual que en los años previos (2017, 2018 y 2019), en donde los individuos juveniles (< 50 mm) se encuentran en los estratos de 0 y 20 m mar adentro respecto a la línea de más baja marea (**Figura 217**). Los individuos mayores a 50 mm predominan en los estratos de 40 y 60 m para todos los años. La estructura de tallas consolidada se muestra en la **Figura 218**.

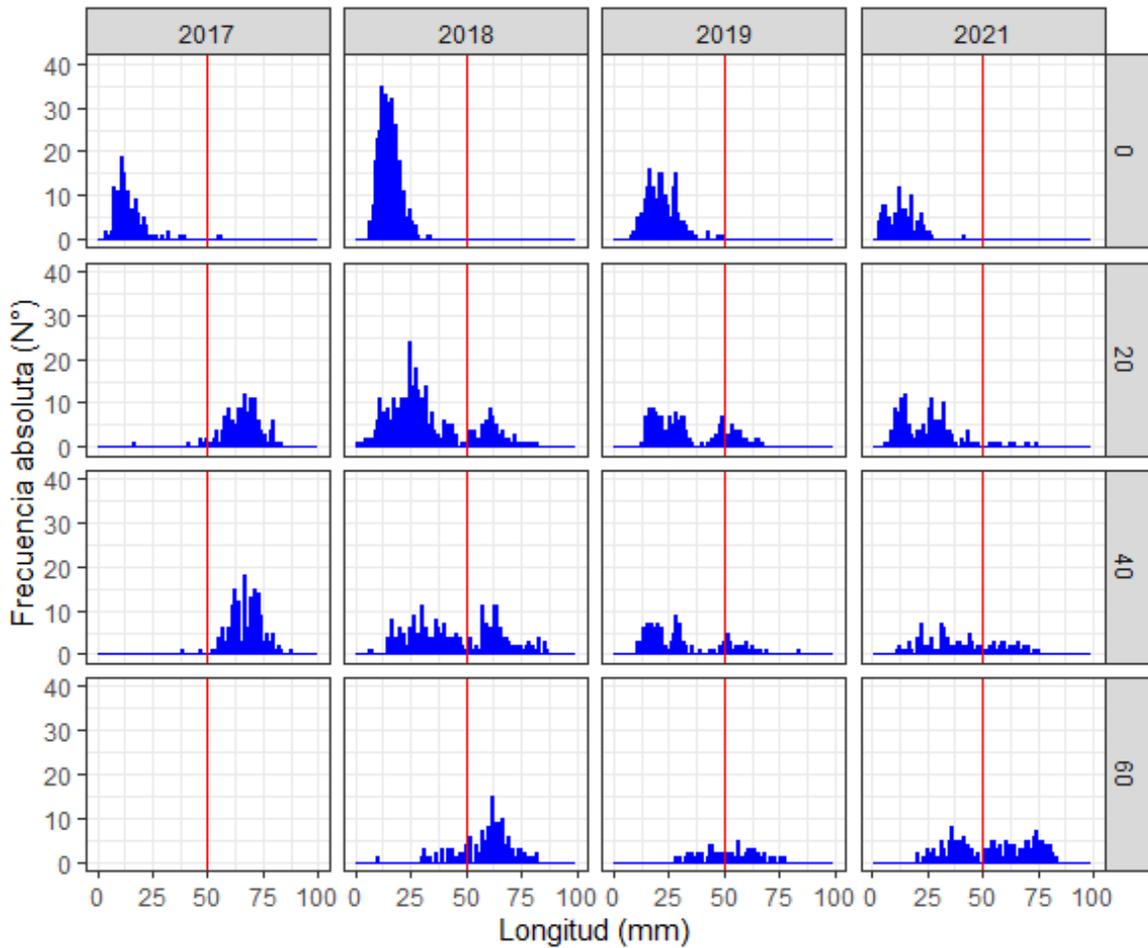


Figura 217. Distribuci3n de frecuencias de tallas de macha para Godoy. La lnea roja representa la talla m3nima de extracci3n legal (TML; 60 mm) (D. Ex.832 – 18).

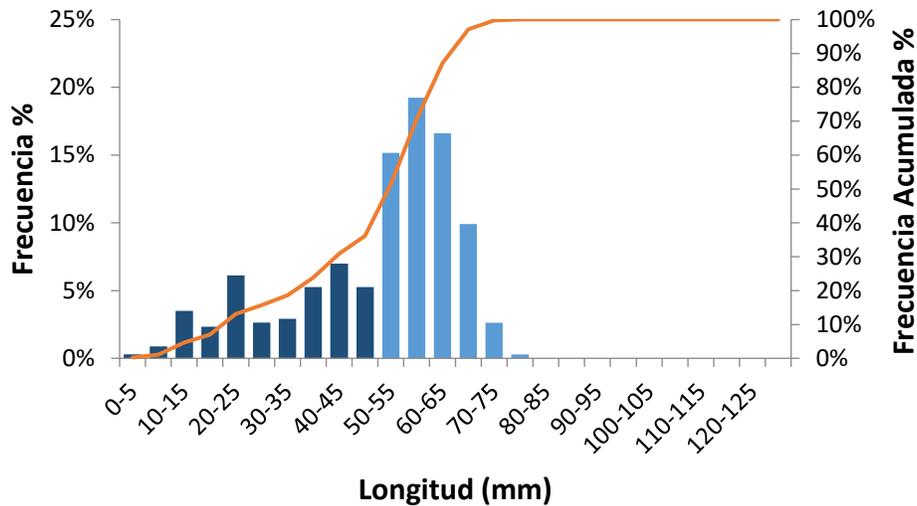


Figura 218. Distribuci3n de frecuencia de tama1os de individuos de *M. donacium* en playa Godoy, Comuna de Maull3n.

Las densidades observadas para el a1o 2021 fueron las mas abundantes de todas las playas analizadas en el presente estudio, sin embargo, cabe consignar, que gran parte de los individuos muestreados, fueron parte de la componente juvenil de la poblaci3n. La proporci3n de observaciones con registros positivos a lo largo de todas los cuadrantes utilizados alcanz3 el 73%. La distribuci3n de frecuencia de densidades (**Figura 219**), da cuenta de la distribuci3n agregada de los individuos, a diferencia de los casos de las playas mostradas anteriormente.

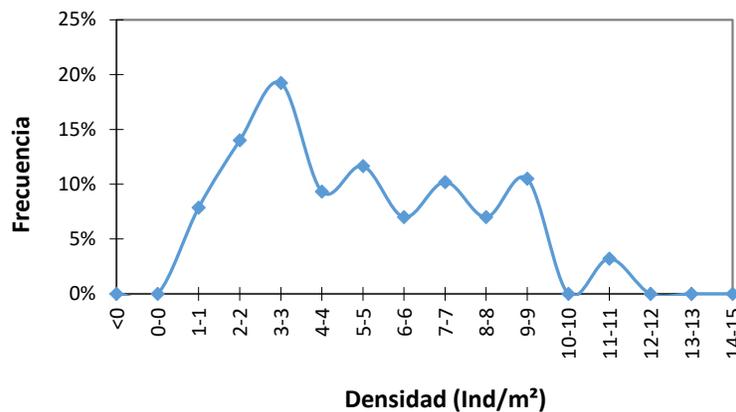


Figura 219. Frecuencia de densidades de *M. donacium* en playa Godoy, Comuna de Maull3n.



Playa Pangal.

La distribución de unidades de muestreo en Playa Pangal de muestran el la **Figura 220**. En la **Tabla 38** se entregan los estadísticos más importantes analizados en el presente estudio El promedio de las longitudes estuvo en 58 mm. lo cual se encuentra por sobre lo encontrado en el año 2018.

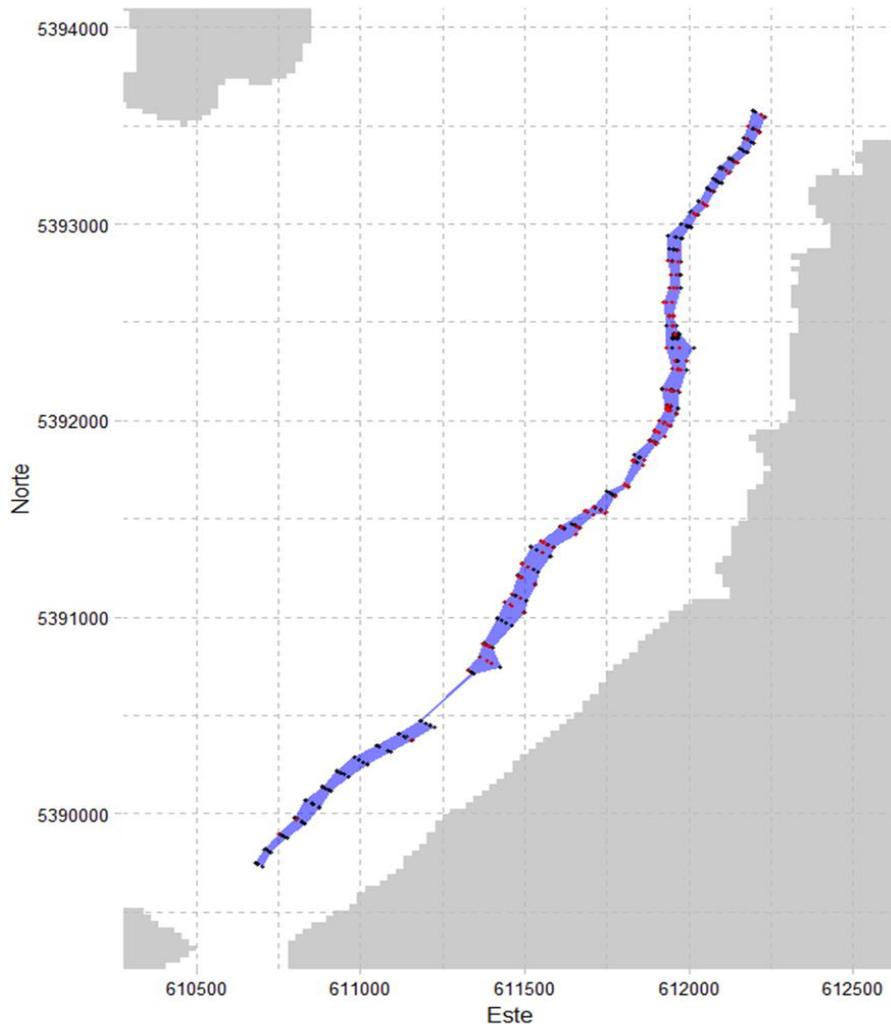


Figura 220. Distribución de unidades de muestreo en Playa Pangal, Comuna de Maullín.



Tabla 38.

Estadígrafos resumen del muestreo de tallas, relativos a las densidades y observaciones Pangal.

Estadígrafo	Pangal		
	2017	2018	2021
N° ind. muestra	441	598	237
Promedio (mm)	56.2	24.3	58.0
Longitud mínima (mm)	3	6	23
Longitud máxima (mm)	93	91	93

Respecto a la estructura de la poblaci3n, en este banco, al igual que el banco de machas de la playa de Godoy, se pudo apreciar una fuerte composici3n de juveniles, los cuales se ubicaron principalmente en los primeros metros de la playa y otra fracci3n adulta en los últimos estratos (40, 60 m.) evaluados (**Figura 221**).

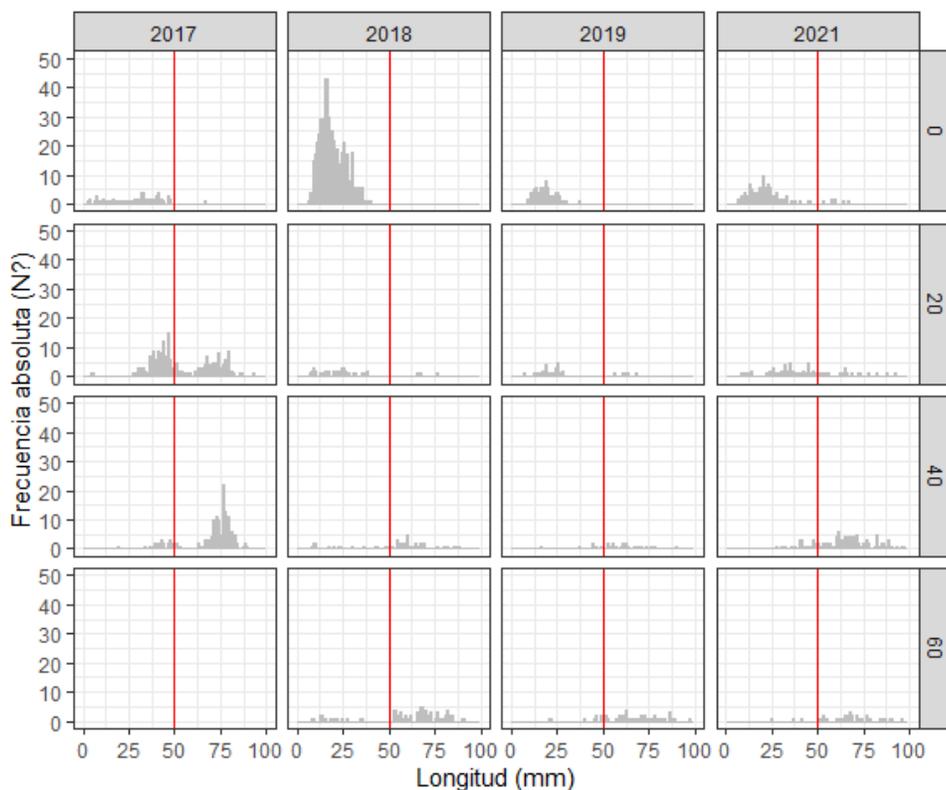


Figura 221. Distribuci3n de frecuencias de tallas de macha para playa Pangal. La lnea roja representa la talla m nima de extracci3n legal (TML; 50 mm) (R. Ex. 832 – 18).



La distribución de frecuencia de densidades del muestreo se presenta en la **Figura 222**.

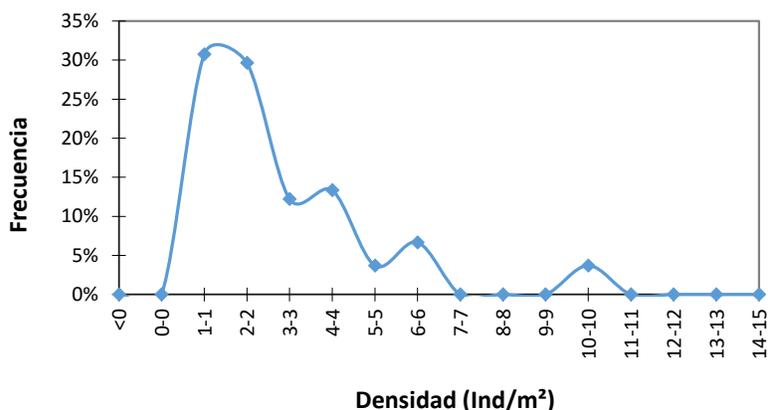


Figura 222. Distribución de frecuencia de densidades en playa Pangal, Comuna de Maullín.

Colo Colo (Comuna de Maullín).

El banco de machas de área de libre acceso de la playa de Colo Colo, es una de las playas que fueron evaluadas durante el año 2018 y 2019. En la **Tabla 39** se entregan los estadísticos más importantes analizados en el presente estudio en relación longitud - peso de las estimaciones para el banco de Colo Colo.

Tabla 39.
Estadígrafos relativos a las densidades y observaciones Colo Colo.

Estadígrafo	Colo Colo		
	2017	2018	2021
N individuos. muestra	-	7	26
Promedio (mm)	-	73	69,7
Longitud mínima (mm)	-	54	46
Longitud máxima (mm)	-	91	91



Mar Brava (Comuna de Maullín).

El banco asociado a Mar Brava fue evaluado el año 2018 y 2019 GEAM (2017, 2019). Cabe señalar que, si bien el año 2019 se levantaron los datos de este banco, no se realizaron estimaciones de abundancias y biomasa. En la **Tabla 40** se entregan los estadísticos más importantes analizados en el presente estudio en relación a aspectos biológicos de las evaluaciones directas para el banco de Mar Brava.

Tabla 40.
Estadígrafos relativos a las densidades y observaciones Mar Brava.

Estadígrafo	Mar Brava		
	2017	2018	2021
Nº individuos en la muestra	-	44	85
Promedio (mm)	-	68,2	82,2
Longitud mínima (mm)	-	20	20
Longitud máxima (mm)	-	89	94

Dado el escaso número de individuos muestreados, se construyó una función potencial para la relación longitud - peso (**Figura 223**), con la que se estimaron las biomasa en las cuatro playas que mostraron una mínima suficiencia de datos para ello (**Tabla 41**).

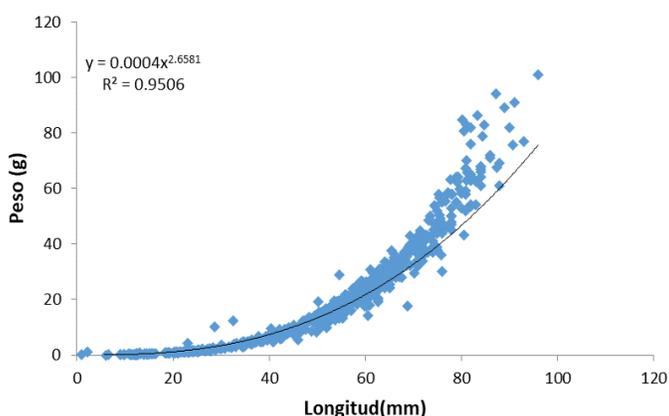


Figura 223. Relación potencial de longitud y peso para el recurso *M. donacium* en la Región de Los Lagos, 2021.

**Tabla 41.**Estimaciones de abundancia de *M. donacium* para 4 playas de la Región de Los Lagos, 2020 – 2021.

Parámetro /Unidad	Playas evaluadas Región de Los Lagos			
	GODOY	PANGAL	CORCOVADO	PUCAIHUEN
Numero de Observaciones	224	480	624	744
Densidad Kriging (ind/m ²)	1.53	0.56	0.01	0.07
Coefficiente de Variacion	0.73	0.99	4.13	2.32
Área distribución Efectiva (Hás)	6.55	20.54	48.16	39.55
Abundancia total (Individuos)	100,234	115,540	6,946	26,582
Abundancia explotable (Individuos)	63,998	63,761	6,367	25,724
Peso Medio (g)	15.94	18.28	42.46	44.06
Biomasa Total (t)	1.60	2.11	0.29	1.17
Biomasa Explotable (t)	1.41	1.84	0.29	1.16

6.1.5.2 Resultados de monitoreo de reclutamiento.

Estimacion del reclutamiento en Corcovado.

Estimación de la densidad y distribución de especies.

En esta localidad se evaluaron 78 puntos de muestreo, con una riqueza total que alcanzo apenas N=2 grupos taxonomicos, de los cuales *Emerita analoga* y el taxón Amphipoda estuvieron presentes en 1 de los 78 puntos evaluados, mientras que la especie *M. donacium* no fue detectada durante la presente evaluación.

Respecto a las densidades, *E. analoga* estuvo presente en densidades en torno a 50 ind/m²; mientras que el taxon Amphipoda presentó densidades superiores a 100 ind/m². Ambas especies presentaron baja cobertura espacial, estando presente solo en un punto de muestreo, en toda la playa evaluada.

Distribución de estructura de tallas y relación longitud-peso de reclutas en Playa Corcovado.

Dado que durante la presente evaluación no se encontro semillas de *M. donacium*, para esta playa no se realizó la estructura de tallas ni el cálculo de la relación longitud-peso.



Estimación del reclutamiento en Playa Pucaihuen.

Estimación de la densidad y distribución de especies identificadas.

En esta localidad se evaluaron 93 puntos de muestreo, con una riqueza total que alcanzó N=4 grupos taxonómicos, de los cuales el taxon Amphipoda estuvo presente en 3 de los puntos de evaluación efectuados, y secundariamente el taxon *Polychaeta* estuvo presente en 2 de los 93 puntos evaluados. La especie *Mesodesma donacium* estuvo presente en apenas una unidad de muestreo (WP 124).

El taxón Amphipoda y Polychaeta, fueron los que presentaron las mayores densidades, con peaks por sobre los 150 ind/m², especialmente en la sección norte de la playa. La especie *M. donacium* estuvo presente en solo un punto de muestreo con densidades cercanas a 50 ind/m².

Distribución de estructura de tallas y relación longitud-peso de reclutas en Playa Pucaihuen.

En playa Pucaihuen se encontró solamente 1 individuo de macha, cuya talla fue de 3 mm y 2,35 g. Debido al número de muestras, para esta playa no se realizó la estructura de tallas ni el cálculo de la relación longitud-peso.

Muestreo de Reclutas para Playas de la Comuna de Maullín.

En cuanto a las densidades de reclutas registradas, se dispusieron un total de 313 puntos corer en todas las playas, en las cuales se registró la presencia de reclutas en los primeros metros, dado que es en esta zona donde las machas se asientan. Para ello se utilizó un corer de 0,002735 m³. Los resultados del muestreo de reclutas se ilustran en la **Tabla 42**, e incluyen su expansión a metros cúbicos

Tabla 42.

Ubicación de los reclutas y sus densidades en el banco de Playa Blanca, comuna de Maullín.

Playas	Corer utilizados
Godoy	38
Pangal	54
ColoColo	24
MarBrava	100

En playa Godoy se encontraron 6 individuos de macha, cuyas tallas oscilaron entre 0,13 mm y 2,5 mm. En la playa Pangal se encontraron 4 individuos de macha, cuyas tallas oscilaron entre 0,9 mm y 2,58 mm.

Los individuos considerados en este recuento tenían longitudes de menos de 2 cm. Esta situación contrasta con lo encontrado el año 2018, dado que los registros son comparativamente menores.



6.1.5.3 Situación reportada para *M. donacium* en AMERB de la Región de Los Lagos.

Dada la situación de veda para el recurso macha en la Región de Los Lagos, no existen referencias comparativas a las evaluaciones directas, como podrían ser datos de rendimientos de pesca y desembarques. En tal sentido se revisaron las densidades y abundancias estimadas para los “bancos” de machas en la Región de Los Lagos bajo régimen de AMERB (Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos). Las **Tablas 43** y **44** muestran las síntesis de densidades y abundancias para estas áreas.

Tabla 43.

Densidades de *M. donacium* en AMERB de la Región de Los Lagos.

AMERB <i>M. donacium</i>	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
BAHIA TONGOY DE ANCUD										1310.8	303.5	
CABALLO MATEO					13.38							
CALETA GOABIL			383.84		221.3				0.35			
CHEPU SECTOR C		729.8			77		1.0139	11.4761		17.94		
CUCAO NORTE								359.06		78.74	244.3	316.1
DUHATAO				23.24					0.12			
MAR BRAVA			532.08	190.1		13.13		17.91		19.96	16.87	
PUNTA LOCOS-PUNTA OLLETA			44.3	64.01								
PUNTA MALA		181.33		220.667	324.92		94.07	2.73		37.86	114.31	
PUPELDE	321		1098									

Tabla 44.

Abundancia de *M. donacium* en AMERB de la Región de Los Lagos.

AMERB <i>M. donacium</i>	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
BAHIA TONGOY DE ANCUD										312286837	72302785	
CABALLO MATEO					4164824							
CALETA GOABIL			112081651		64629333				98248			
CHEPU SECTOR C		1328308800			140140000		1845277	20886667		3642363		
CUCAO NORTE								385039770		94972633	291329245	377235551
DUHATAO				18034349					174135			
MAR BRAVA			1718671608	623012327		43720191		61805687		68869194	57998371	
PUNTA LOCOS-PUNTA OLLETA			17681000	25550909								
PUNTA MALA		162323828		283975933	45493333		13146000	266549		4872725	14711400	
PUPELDE	17466252		5819400									

En términos generales, las densidades en AMERB son de al menos 1 orden de magnitud mayores a las registradas en las playas evaluadas (con excepción de Caleta Goabil y Duhatao, pero que no generaron operación extractiva). Para las Playas evaluadas en la comuna de Chaitén no existen AMERB de machas cercanas, por lo cual no existe una referencia geográficamente próxima. Para las



playas evaluadas en la Comuna de Maullín, se identifica el AMERB Caballo Mateo, al norte, que no registra datos de evaluaciones ni desembarques desde el año 2012.

Las AMERB que han presentado actividad, reflejada en datos, en los años recientes, corresponden a la Isla de Chiloé, alejadas de las playas evaluadas.

Por lo anterior, si bien se evidencian los contrastes de la condición del recurso, que justificarían la veda en las zonas no AMERB, no sería plausible una extrapolación de la información generada en áreas de manejo.

6.1.6 Plan de Manejo de pulpo del sur de la Región de Los Lagos.

6.1.6.1 Recurso pulpo del sur (*Enteroctopus megalocyatus*).

Desarrollo y evolución del desembarque.

El desembarque del pulpo del sur en la Región de Los Lagos tiene su primer registro en 1986 por parte del Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA), se registró solo una tonelada catalogado como pulpo común (*Octopus vulgaris*). A partir de 1991 se ha tenido un registro continuo en la Región y en 1995 se inicia la explotación del recurso de forma más intensa. En 2001 se cataloga en el anuario estadístico de pesca como pulpo (*Octopus mimus*) y desde 2007 se hace la distinción de pulpo del sur (*Enteroctopus megalocyathus*).

Los desembarques han variado (a partir de 1991), SUBPESCA (2011) describe 4 fases del desembarque: 1) de 1991 a 1994, donde los niveles de desembarque no superan 30 t; 2) 1995 a 2001, los desembarques fluctúan entre 80 y 350 t; 3) de 2002 a 2005, se observa un continuo aumento en el volumen de desembarque cuyo valor máximo se alcanzó en 2003 con 766 t para posteriormente decaer en 2005 hasta 217 t; y 4) entre 2006 y 2008, se describe una fase de expansión alcanzando su punto más alto en 2008 con 1.711 t.

Posteriormente y debido a las características de la especie y con el objetivo preservar la biomasa del recurso, entre octubre del 2008 y octubre de 2011 se estableció una veda extractiva del recurso. En 2009 y 2010 se autoriza la pesca de investigación para el pulpo del sur en la Región de Los Lagos con el objetivo de dimensionar y caracterizar la flota artesanal, reportándose 404,985 y 369,608 t, respectivamente para cada año.

Finalmente, en 2012 el desembarque de pulpo del sur tiene un repunte de 1.026 t para posteriormente en 2013 y 2014 caer a 491 y 536 t, respectivamente. En 2015 la pesquería de pulpo del sur es declarada en estado de plena explotación (Res. 2271 del 19/08/2015), lo cual representó que la especie se encuentra en torno al Rendimiento Máximo Sostenible. En la actualidad la tendencia del desembarque se ha mantenido por arriba de las 550 t, alcanzando las 825 t en 2019 y con un promedio (de 2016 a 2019) de 686,25 t (**Figura 224**).

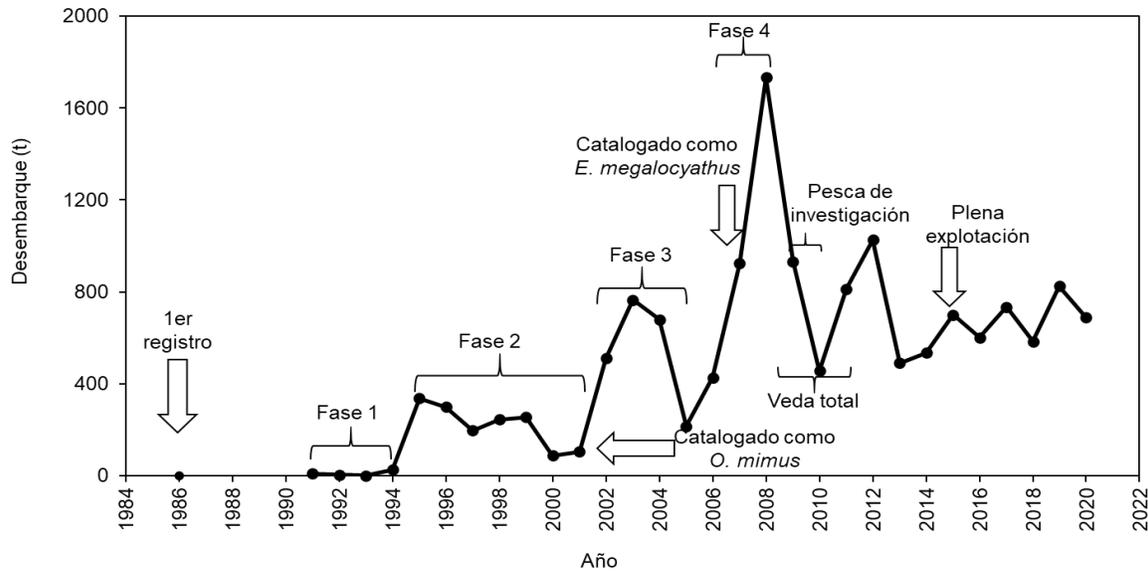


Figura 224. Desarrollo de los desembarques totales del de pulpo del sur (*E. megalocyathus*) en la Región de Los Lagos. Fase 1: desembarques menores a 30 t; fase 2: desembarques que fluctúan entre 80 y 350 t; fase 3: continuo aumento del desembarque y fase 4: expansión del desembarque.

Determinación de zonas de evaluación.

En consideración a la movilidad restringida de *O. megalocyathus*, su comportamiento de cuidado parental de las oviposturas y la distancia geográfica de los puertos con desembarque de pulpo en la zona y las consecuentes flotas asociadas, se consideró establecer zonas geográficas de evaluación, además de la evaluación regional, asociada a la zona de operación del Plan de Manejo. Así, se procedió a la observación de agrupaciones geográficas naturales de las procedencias de pesca.

En el área de estudio se registró históricamente un total de 232 procedencias a lo largo del desarrollo histórico de la pesquería (1996 a 2020), las cuales fueron identificadas en una muestra de 48.550 viajes de pesca. Cerca del 60% de los viajes totales correspondieron a viajes mono-específicos (28.561). De la identificación histórica de las procedencias de pesca, se seleccionó un total de 32 procedencias, asociadas a los puertos de Ancud, Dalcahue, Queilen y Quellón (**Tabla 45** y **Figura 225**).



Tabla 45.
Procedencias de pesca de pulpo del sur seleccionadas.

PUERTO	PROCEDENCIA	PUERTO	PROCEDENCIA
Ancud	Ahui	Queilen	Chomio
	Bahía Ancud		Centinela
	Carbonero		Acui
	Isla Cochino		Aitui
	Punta Corona		Chauco
	Mutrico		Estero Paildad
	Punta Yuste		Ensenada Detico
Quellón	Isla Cailin		Quilun
	Barra Chiguao		San Juan de Chadmo
	El Pinto		San José de Tranqui
	Isla Laitec		Estero Campu
	Isla Mauchil		Punta Leibun
	Punta Paula		Millahue
	Canal Yelcho		Curaco de Velez
		Dalcahue	Canal Dalcahue
			Achao



Región de Los Lagos

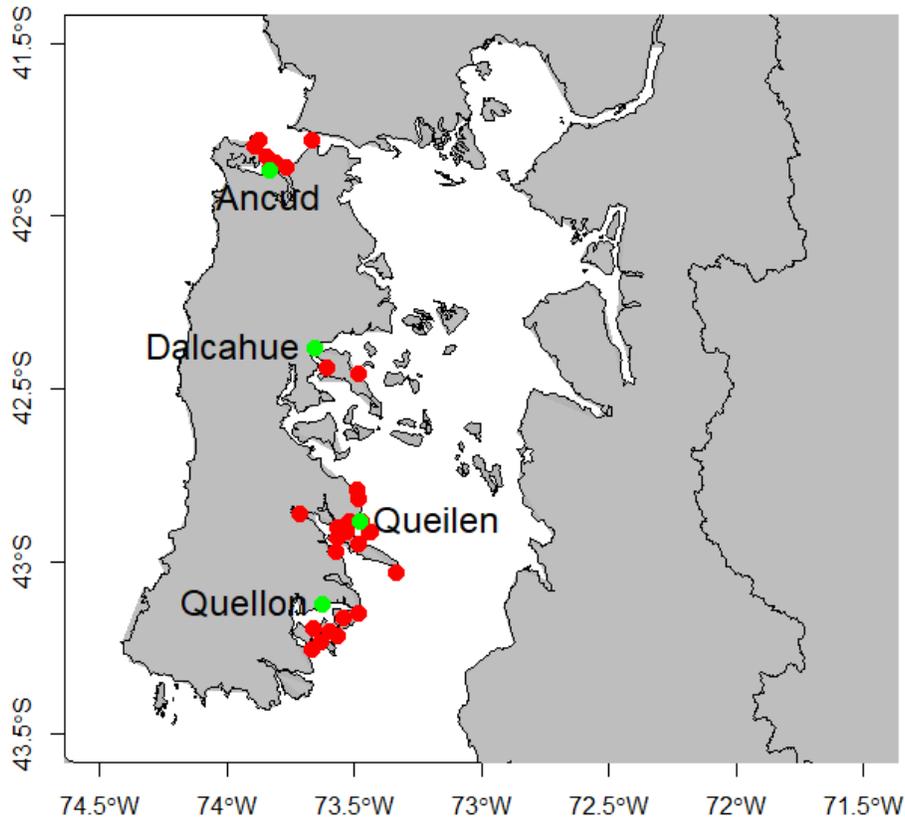


Figura 225. Procedencias seleccionadas para las evaluaciones (en rojo) y puertos asociados (en verde).

Respecto a las capturas derivadas de muestreo IFOP y de las procedencias seleccionadas, el análisis hasta el año 2019 señala para el puerto de Ancud aporta en promedio 15,48 t, con un máximo de 65,23 t en 2003 y un mínimo de 0,90 t en 2018. El puerto de Dalcahue de 2002 al 2019 aportó en promedio 13,50 t, con un máximo de 36,35 t y un mínimo de 0,10 t en 2012 y 2003, respectivamente. El puerto de Queilen de 2006 a 2019 en promedio aportó 29,34 t con un máximo de 43,96 t en 2019 y un mínimo de 13,83 t en 2014. Finalmente, el puerto de Quellón aportó 37,44 t con un máximo y un mínimo de 166,44 t en 2003 y 0,9 t en 2001, respectivamente. Cabe mencionar que en los últimos años las capturas en Dalcahue, Queilen y Quellón, muestran tendencia en aumento y, por el contrario, Ancud muestra una tendencia en disminución (**Figura 226**).

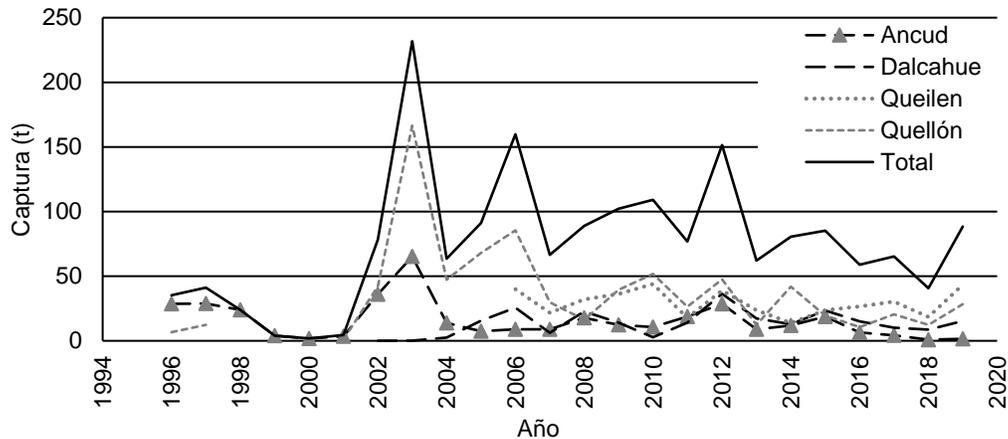


Figura 226. Desarrollo de las capturas por puertos seleccionados de viajes de pesca mono espec3ficos para pulpo del sur en la Regi3n de Los Lagos de 1996 a 2019.

Estandarizaci3n de la CPUE

La estandarizaci3n de la serie nominal de CPUE, expresada en Kg por horas de buceo, se realiz3 para cada uno de las evaluaciones realizadas, tanto a la escala regional como para los cuatro sectores determinados en la zona de operaci3n del Plan de Manejo.

Como factores de estandarizaci3n de la CPUE se emple3:

- Estacionalidad a trav3s de la operaci3n trimestral
- A3o
- Esfuerzo expresado en n3mero de buzos
- Procedencia geogr3fica de las capturas
- Temperatura Superficial del Mar

En la **Tabla 46** se muestran las distintas distribuciones y funciones de enlace utilizados en los GLMs para la estandarizaci3n de la CPUE de cada zona de estudio. Se prob3 la interacci3n de los factores A3o, n3mero de buzos (N_buzos), profundidad (PROF), trimestre (TRIM, entendi3ndose como la estaci3n del a3o), procedencia (Proced) y la temperatura superficial de la zona (TSM) en tres distribuciones de residuos en los cuales se mantuvieron las tendencias de la CPUE nominal. Cabe mencionar que para cada zona se analizaron por separado los factores utilizados en los GLMs.



Tabla 46.

Distribuciones y funciones de enlace utilizados en los GLMs de la estandarización de CPUE de pulpo del sur en la Región de Los Lagos.

Escenario	Factores	Distribución	Función de enlace
1	Año+N_Buzos+PROF+TRIM+PROCED+TSM	Gaussian	Identity
2	Año+N_Buzos+PROF+TRIM+PROCED+TSM	Gaussian	Log
3	Año+N_Buzos+PROF+TRIM+PROCED+TSM	Gamma	Log

En cada zona de estudio el GLM que mejor se ajustó a los datos fue el escenario 3 con distribución Gamma y función de enlace “Log”.

Para el total de la Región de Los Lagos la captura promedio de 1996 a 2019 es de 71,56 t con un mínimo de 1,66 t en 2000 y un máximo de 224,88 t en 2003. La **Figura 227** muestra el promedio anual de la TSM en la Región de Los Lagos de 1996 al 2020, con un promedio de 6,87 °C, con un mínimo de 5,08 °C en 2020 y un máximo de 8,82 °C en 1998.

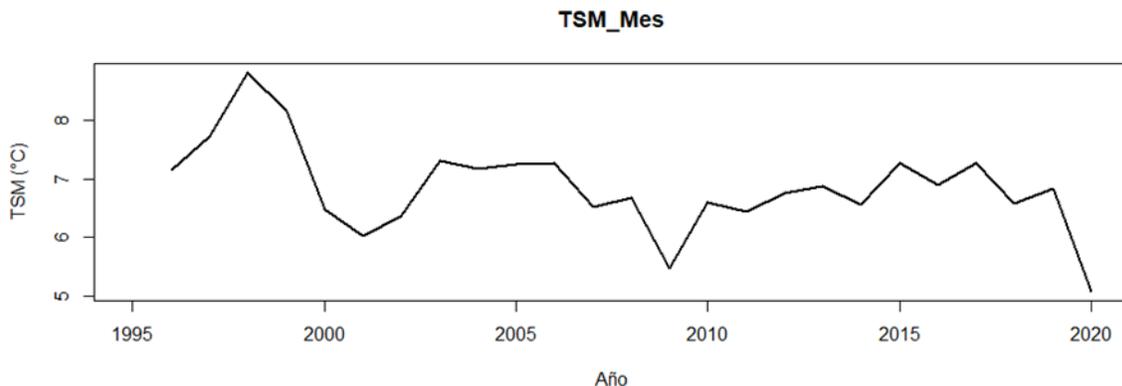


Figura 227. Temperatura superficial del mar (TSM) de la Región de Los Lagos de 1996 al 2020.

El número de buzos a lo largo del desarrollo de la pesquería en esta zona ha sido de 1 a 3 por viaje. La profundidad a la que se captura el pulpo del sur varía de 5 a 25 m, sin embargo, las mayores frecuencias de captura por año se realizaron entre los 5 y los 20 m (**Figura 228**).



AÑO	PROFUNDIDAD (m)																								
	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25				
1996	9	8	23	86	3	190		193	3	13	160	15	4	46	1	97		4		1	27				
1997	27	37	34	121	5	154	1	77	3	5	149	7	4	48	1	159	1	14	4	6	95				
1998	9	17	27	84	2	116	1	61		7	94	6	2	33	1	120		8	4	5	34				
1999	1	3	3	13	1	18		17	1	3	24	4	1	7		19		1			10				
2000		2	5	13		5		5			14			2		3									
2001	2	2	3	16	2	14		16		3	25	1		3		6					3				
2002	60	62	68	147	34	302		149	12	10	219	9	12	68	3	179	3	24	3	1	53				
2003	117	192	162	423	59	709	24	427	22	46	571	70	30	199	14	374	1	26	10	10	133				
2004	30	62	46	175	10	288	3	160	5	9	138	10	4	56		102	2	11	1	3	25				
2005	48	34	48	184	16	276	5	177	4	32	147	31	12	104	5	129	5	19	1	7	19				
2006	47	60	88	212	32	433	7	207	14	16	226	24	15	75	8	94	19	24	2	3	15				
2007	13	29	29	125	11	270	3	155	9	7	91	1	5	15	2	28		2			8				
2008	29	51	64	196	48	310	21	142	31	32	72	4	4	19	1	23	1	2	2		8				
2009	13	40	14	115	16	175	7	87	15	29	97	17	7	30	2	51	2	2	1		5				
2010	16	25	20	120	21	143	1	83	4	25	100	32	6	48	4	41		1			2				
2011	18	62	49	177	50	285	14	154	25	30	106	28	16	37	8	27	2	3	3		2				
2012	52	70	50	297	55	365	30	294	81	137	265	45	14	151	8	69	13	7	5	2	14				
2013	29	17	20	77	2	145	2	71	11	21	73	34	15	78	22	58	8	7	8	4	5				
2014	25	38	46	111	7	176	3	83	10	42	71	64	8	97	17	56	14	34	2	3	16				
2015	62	83	83	171	10	206	6	110	9	20	131	52	18	165	9	77	9	12	4	4	2				
2016	43	68	63	107	6	177	5	53	6	15	82	31	16	82	4	46	2	1	1		5				
2017	43	47	56	124	15	201	7	104	9	20	119	24	9	56	1	74	1	3	4	1	5				
2018	39	46	36	101	11	146	15	92	17	22	62	15	9	46	3	101	7	4	3	4	3				
2019	51	67	48	138	12	189	12	142	14	36	88	40	12	89	2	62	2	1	2	2	3				
2020	22	32	50	110	14	178	12	91	16	25	118	33	19	74		96	1	2		2	5				

Figura 228. Frecuencia de capturas por profundidad (m) y año de pulpo del sur en la Regi3n de Los Lagos. En verde y amarillo se muestran el mayor n3mero de capturas de pulpo de sur por profundidad.

El escenario de GLM que mejor se ajust3 a los datos de CPUE fue el n3mero 2 (**Figura 229 a**), de acuerdo a los criterios de selecci3n (Criterio de informaci3n de Akaike (AIC= 168.824,80) y devianza (D2= 0,5311), es decir, el modelo utilizado explica los datos de CPUE observada en un 54%. La **Figura 229 b** muestra el ajuste del GLM seleccionado (con el factor anual extraido) con la CPUE observada, el cual se utilizar3 como vector de entrada junto con los desembarques de SERNAPESCA en el modelo de evaluaci3n.

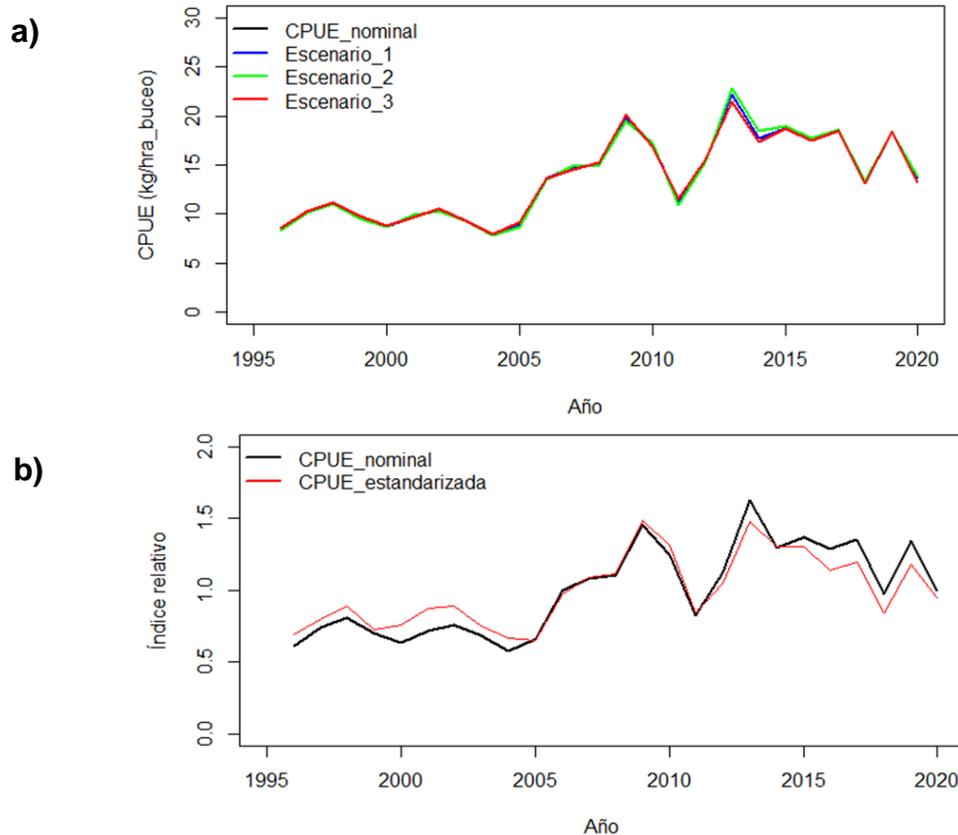


Figura 229. Ajuste de los GLMs a los datos de CPUE nominal (a) y ajuste del GLM seleccionado con el factor anual extraído (en rojo) a la CPUE nominal (b).

Debido a que existe una clara separación de las procedencias con sus respectivos puertos asociados y que el pulpo no es una especie que se desplaza a lo largo de la zona de estudio, sino que, por el contrario, es una especie territorial que se asienta en pequeñas cuevas que ocupa como refugio saliendo solo por alimento y en temporada reproductiva; se tomó la decisión de desarrollar la estandarización de la CPUE, así como la evaluación indirecta, por zonas (Ancud, Dalcahue, Queilen y Quellón)

Aplicación del modelo de evaluación.

La **Tabla 47** muestra los valores de capturas, CPUE y TSM empleadas en la evaluación para cada unidad espacial.



Tabla 47.
Valores de variables empleadas en modelo de producción para pulpo del sur por unidad espacial.

Año	Región de Los Lagos		Zona Ancud		Zona Dalcahue		Zona Queilen		Zona Quellón		TSM anual
	Desemb (t)	CPUE std. (Kg/h buceo)	Desemb (t)	CPUE std. (Kg/h buceo)	Desemb (t)	CPUE std. (Kg/h buceo)	Desemb (t)	CPUE std. (Kg/h buceo)	Desemb (t)	CPUE std. (Kg/h buceo)	
1991	9										
1992	4										
1993	2										
1994	27										
1995	337								122		
1996	299	3.82	67	8.12					177		8.63
1997	197	4.43	37	9.04					87		8.73
1998	245	4.91	115	9.41					9		8.46
1999	255	4.01	55	9.28					44		8.11
2000	89	4.17	14	9.38					4		7.72
2001	105	4.80	11	8.94					41	8.18	7.63
2002	511	4.92	194	10.46					74	9.30	7.88
2003	765	4.16	90	8.11					321	8.27	8.25
2004	680	3.71	93	7.92					271	7.18	8.55
2005	217	3.61	84	7.73	2	11.37			93	7.44	8.15
2006	427	5.39	35	8.94	1	16.07	70	17.06	179	10.70	8.48
2007	924	6.03	22	9.11	35	14.38	160	19.61	556	11.71	8.05
2008	1733	6.16	230	12.35	4	20.02	38	16.37	716	10.83	8.09
2009	933	8.20	222	14.52	83	21.86	169	22.56	330	19.44	8.05
2010	457	7.22	54	10.86	33	24.90	91	18.30	210	17.76	7.88
2011	814	4.66	309	10.20	77	15.49	43	11.24	244	8.96	7.85
2012	1026	5.78	293	10.73	200	20.67	169	12.77	176	13.09	7.87
2013	491	8.17	204	12.28	103	33.93	26	22.72	52	16.29	7.74
2014	536	7.19	64	12.19	153	38.51	19	17.00	142	14.13	7.88
2015	700	7.18	81	13.04	264	35.81	52	16.29	110	13.48	8.29
2016	601	6.27	32	10.91	158	28.11	55	15.88	39	12.62	8.48
2017	735	6.61	319	10.89	118	23.05	30	16.10	152	15.12	8.45
2018	584	4.66	271	7.53	48	20.21	37	11.14	85	9.45	8.29
2019	825	6.51	225	7.66	183	26.28	36	18.84	142	14.48	8.12
2020	689	5.25	186	5.98	154	19.06	42	14.91	105.6	12.12	6.24

Escala Regional.

Para la evaluación indirecta de pulpo del sur en la Región de Los Lagos se tomó en cuenta la serie de 2012 al 2020, debido a incertidumbre en el desembarque de años anteriores y a la veda del 2008 al 2011. Se implementó el modelo generalizado de Pella-Tomlinson con 6 parámetros libres estimados, así como el modelo Schaefer (haciendo $p=1$ en el modelo generalizado) con 5 parámetros libres estimados.

La **Figura 230 a** y **230 b** muestran el ajuste del modelo de Schaefer y Pella-Tomlinson a los datos de CPUE estandarizados, respetivamente. El criterio de información Akaike (AIC) para el modelo de Schaefer fue de 3,44 con un logaritmo negativo de la verosimilitud de -3,28; mientras que para el modelo de Pella-Tomlinson el criterio de Akaike fue de 2,95 y un logaritmo negativo de la verosimilitud de -4,53.

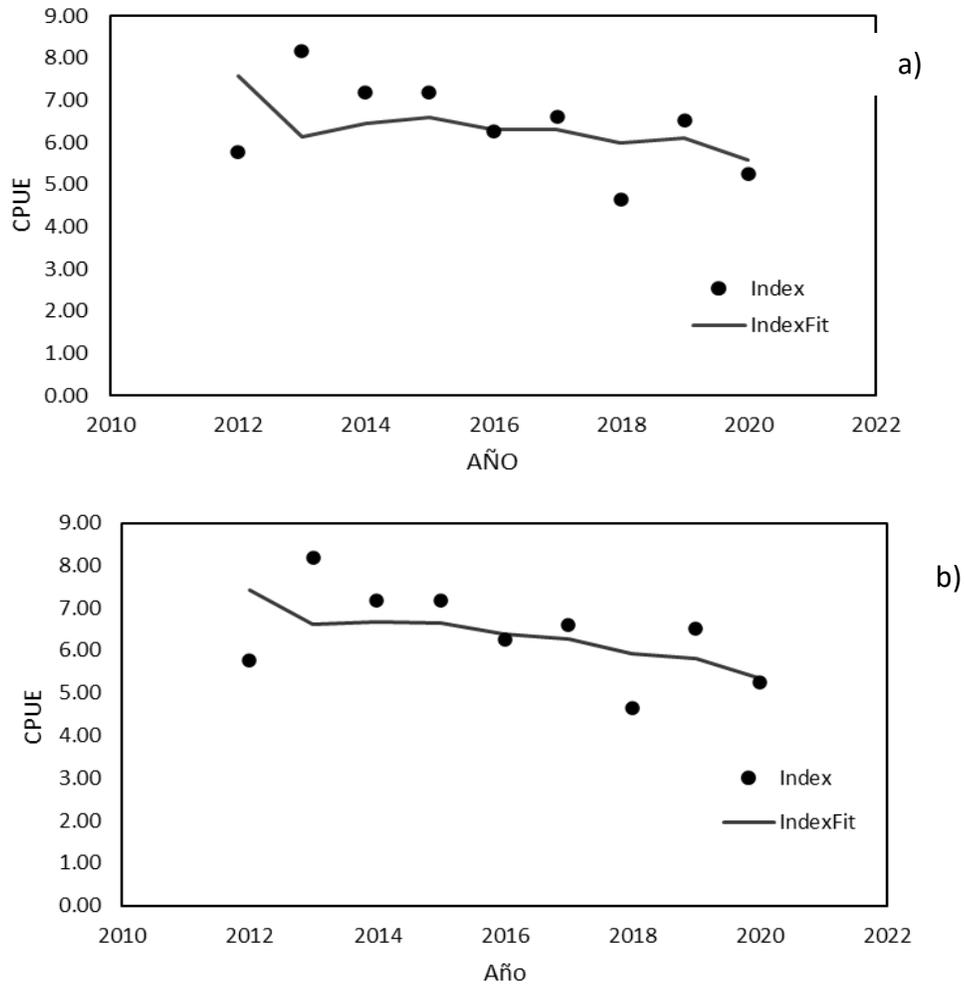


Figura 230. Ajuste del modelo de a) Schaefer y b) Pella-Tomlinson a los datos de CPUE estandarizados.

El modelo de Pella-Tomlinson es el que muestra el mejor ajuste a los datos estandarizados de CPUE, sin embargo, en ambos casos en 2018 el valor se muestra alejado de la predicci3n del modelo. La **Tabla 48** muestra los resultados de los parámetros de cada modelo, así como los puntos de referencia de interés para el manejo.

**Tabla 48.**

Resultados de los parámetros del modelo de Schaefer y Pella-Tomlinson y puntos de referencia de interés para el manejo.

	Schaefer	Pella-Tomlinson
r	0,70	0,70
K	3803,61	6311,61
a	0,79	0,79
p	1,00	4,95
q	0,0025	0,0014
σ	0,15	0,15
$-\log L$	-3,28	-4,53
AIC	3,44	2,95
B _{inicial}	2992	4965
B ₂₀₂₀	2205	3570
B/B ₀	0,74	0,72
RMS	665,63	517,91
Brms	1901,81	4402,22

Evaluaciones por zonas.

Zona Ancud.

El número de buzos a lo largo del desarrollo de la pesquería en los alrededores del puerto de Ancud ha sido de 1 a 3 por viaje de pesca. De acuerdo al muestreo IFOP, la profundidad a la que se captura el pulpo del sur en Ancud varía de 4 a 20 m, las mayores frecuencias de captura por año se reportaron entre los 5 y 10 m con incursiones esporádicas de 12 y 15 m (**Figura 231**).



Año	PROFUNDIDA																
	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	20	
1996	1	4	3	15	46	2	144		133	1	2	40	2	1	4	2	
1997	4	7	16	13	71	3	99	1	43		1	18	2		4	7	
1998	1	8	17	23	72	1	82	1	34		4	19	2	1	1	3	
1999		1	2	2	8		7	2			1						
2000				2	10		1										
2001			1		10	2	5	4			2					4	
2002		10	22	34	45	20	97	59	2	2	49				6	4	
2003	3	32	73	66	157	22	171	5	128	4	16	83	3		23	12	
2004		4	11	26	87	6	99	2	71	3	3	28	1	1	16	18	
2005		3	8	24	74	7	44	1	19			12		3	6	6	
2006		2	8	6	65	2	77	1	25	3	2	21			1	7	
2007	2	1	14	12	85	4	65	1	17	1	1	5		1	5	7	
2008	2	5	15	9	103	8	124	1	21		2	11			4	8	
2009	1	5	20	6	65	14	56	2	11			5				1	
2010	3	6	12	5	74	21	61	1	12		2	6			2	2	
2011	1	10	30	12	104	32	124	3	34	3		12			3	4	
2012	12	19	27	19	155	33	132	5	59		1	22			2	6	
2013	4	10	7	3	30	1	70		20			3					
2014		11	20	22	46	1	83		17		1	6				2	
2015	1	9	22	18	78	1	94	2	29	1	1	17			3	4	
2016		4	5	12	29	3	55		10			7	1		1	1	
2017		4	12	5	9	2	21		9	1		6				1	
2018	1	1	5	2	3		9		5		1	1					
2019			9	6	10		27		6			1					
2020	4	3	13	16	16	1	74		28	2	1	37			4	2	

Figura 231. Frecuencia de capturas por profundidad (m) y año de pulpo del sur en Ancud. En verde y amarillo se muestran el mayor número de capturas de pulpo del sur a cierta profundidad.

El escenario de GLM que mejor se ajustó a los datos de CPUE fue el número 2 (**Figura 232 a**), de acuerdo a los criterios de selección (Criterio de información de Akaike (AIC= 31.198,70) y devianza ($D^2= 0,37$), es decir, el modelo utilizado explica los datos de CPUE observada en un 37%. La **Figura 232 b** muestra el ajuste del GLM seleccionado (con el factor anual extraído) con la CPUE observada, el cual se utilizará como vector de entrada junto con los desembarques de SERNAPESCA en el modelo de evaluación.

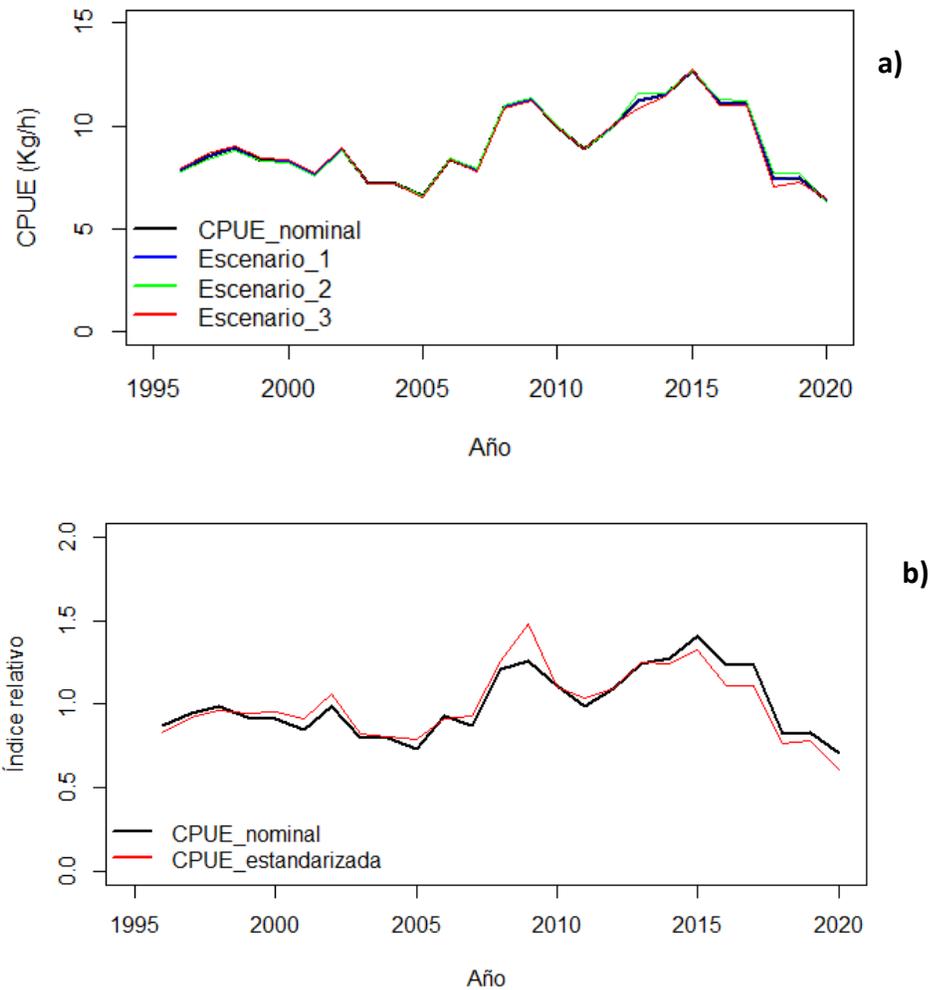


Figura 232. Ajuste de los GLMs a los datos de CPUE nominal (a) y ajuste de la CPUE estandarizada, con factor anual extraído (en rojo) a la CPUE nominal (b).

La **Figura 233 a** y **233 b** muestran el ajuste del modelo de Schaefer y Pella-Tomlinson a los datos de CPUE estandarizados, respetivamente. El AIC para el modelo de Schaefer fue de 6,85 con un logaritmo negativo de la verosimilitud de -1,57; mientras que para el modelo de Pella-Tomlinson el AIC fue de 1,02 y un logaritmo negativo de la verosimilitud de -5,49.

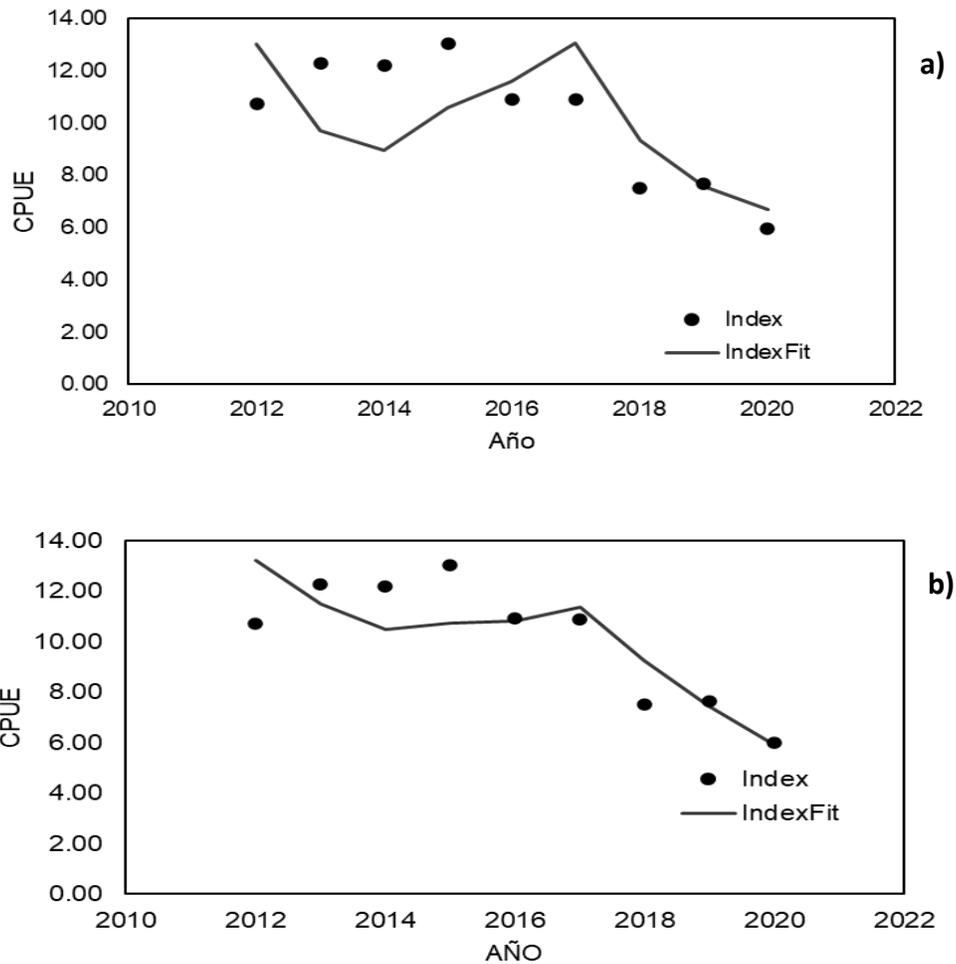


Figura 233. Ajuste del modelo de a) Schaefer y b) Pella-Tomlinson a los datos de CPUE estandarizados.

El modelo de Pella-Tomlinson es el que muestra el mejor ajuste a los datos estandarizados de CPUE. La **Tabla 49** muestra los resultados de los parámetros de cada modelo, así como los puntos de referencia para el manejo.



Tabla 49.

Resultados de los parámetros del modelo de Schaefer y Pella-Tomlinson y puntos de referencia para el manejo.

	Schaefer	Pella-Tomlinson
r	0,70	0,73
K	962,03	1989,62
a	0,85	0,71
p	1,00	9,02
q	0.0158	0,0094
σ	0.15	0,13
$-\log L$	-1,57	-5,48
AIC	6,85	1,02
B _{inicial}	819,80	1402
B ₂₀₂₀	421,80	627
B/B ₀	0,51	0,45
RMS	169,41	112,27
Brms	484,02	1541,02

Zona Dalcahue.

El número de buzos a lo largo del desarrollo de la pesquería en los alrededores del puerto de Ancud ha sido de 1 y 2 por viaje de pesca. De acuerdo al muestreo IFOP, la profundidad a la que se captura el pulpo del sur en Dalcahue varía de 5 a 24 m, las mayores frecuencias de captura por año se reportaron entre los 12 y 20 m (**Figura 234**).



AÑO	PROFUNDIDAD (m)																							
	5	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24					
2005					1		11		11		10		27		28	3	3							
2006		5	13	8	7	1	2	1	4	3	8	1	7	4	16	14	6	1	3					
2007					7		12	3	3															
2008			1		18	7	26	12	13	5														
2009				1	4	1	9	6	10	5	5													
2010					1		1			2														
2011					13	3	13	6	4	7														
2012				1	5	5	42	43	60	42	3		1		1									
2013							4	2	6	7	14	10	10	13	12	2	5							
2014					3		6		7	1	20	2	9	14	4	3	1							
2015							3	1	5	2	28	10	55	3										
2016										2	1	14	3	24	2	4	2	1	1					
2017	1				3		1			11	13		12		1									
2018							2		6	1	5		2											
2019							1	2	6	9	12	2	12	1	4								1	
2020		1								3	4		4											

Figura 234. Frecuencia de capturas por profundidad (m) y año de pulpo del sur en Dalcahue. En verde y amarillo se muestran el mayor número de capturas de pulpo del sur a cierta profundidad.

El escenario de GLM que mejor se ajustó a los datos de CPUE fue el número 2 (Figura 235 a), de acuerdo a los criterios de selección (Criterio de información de Akaike (AIC= 5.865,76) y devianza ($D^2= 0,85$), es decir, el modelo utilizado explica los datos de CPUE observada en un 85%. La Figura 12b muestra el ajuste del GLM seleccionado (con el factor anual extraído) con la CPUE observada, el cual se utilizará como vector de entrada junto con los desembarques de SERNAPESCA en el modelo de evaluación.

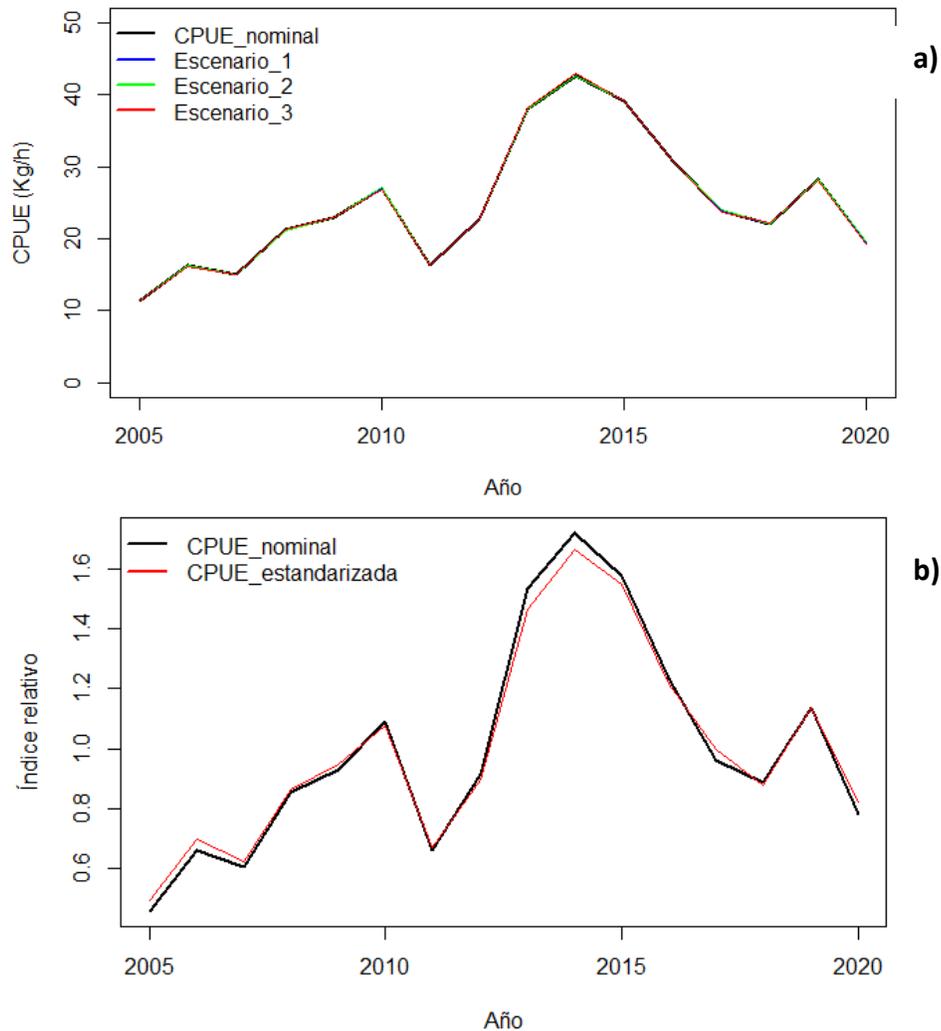


Figura 235. Ajuste de los GLMs a los datos de CPUE nominal (a) y ajuste de la CPUE estandarizada, con factor anual extraído (en rojo) a la CPUE nominal (b).

La **Figura 236 a** y **236 b** muestran el ajuste del modelo de Schaefer y Pella-Tomlinson a los datos de CPUE estandarizados, respectivamente. El AIC para el modelo de Schaefer fue de 14,93 con un logaritmo negativo de la verosimilitud de 2,46; mientras que para el modelo de Pella-Tomlinson el AIC fue de 10,38 y un logaritmo negativo de la verosimilitud de -0,81.

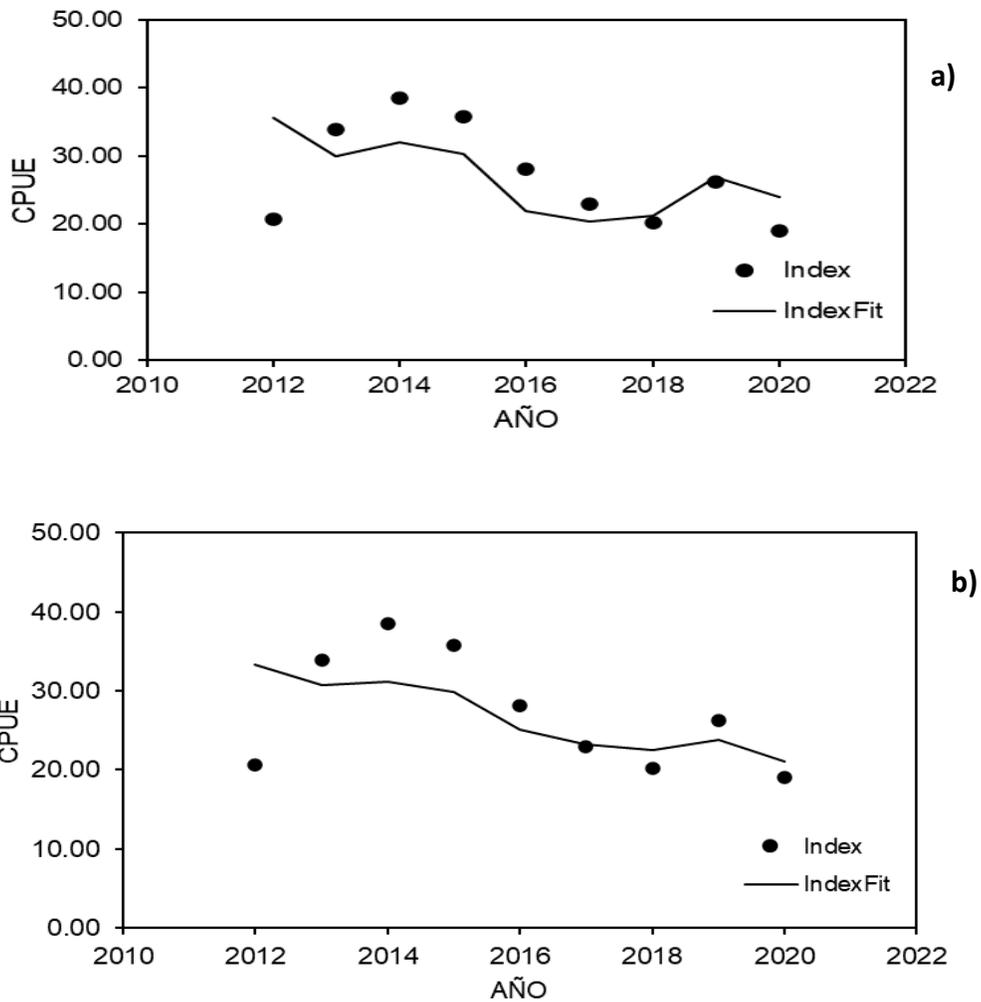


Figura 236. Ajuste del modelo de a) Schaefer y b) Pella-Tomlinson a los datos de CPUE estandarizados.

El modelo de Pella-Tomlinson es el que muestra el mejor ajuste a los datos estandarizados de CPUE. La **Tabla 50** muestra los resultados de los parámetros de cada modelo, así como los puntos de referencia para el manejo.



Tabla 50.

Resultados de los parámetros del modelo de Schaefer y Pella-Tomlinson y puntos de referencia para el manejo.

	Schaefer	Pella-Tomlinson
r	0,70	0,75
K	781,88	1506,43
a	0,70	0,70
p	1,00	5,97
q	0,06	0,03
σ	0,15	0,15
$-\log L$	2,45	-0,81
AIC	14,93	10,38
B _{inicial}	551	1062
B ₂₀₂₀	371	671
B/B ₀	0,67	0,63
RMS	136,83	117,09
Brms	390,94	1088,19

Zona Queilen.

El número de buzos a lo largo del desarrollo de la pesquería en los alrededores del puerto de Ancud ha sido de 1 y 2 por viaje de pesca. De acuerdo al muestreo IFOP, la profundidad a la que se captura el pulpo del sur en Queilen varía de 3 a 20 m, las mayores frecuencias de captura por año se reportaron entre los 5 y 12 m (**Figura 237**).



AÑO	PROFUNDIDAD (m)																			
	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20		
2006	3	19	12	28	11		144		59		1	57	1	1	16		3			
2007		2	5	6	4	4	118	1	57			35				1				
2008		6	18	25	51	59	37	76	10	27	3	6	24		2	3		4		
2009		6	8	10	8	30		89	3	22	1		30	1	2	11		24		
2010	1	3	6	9	11	32		47		19			24	1		16	2	22		
2011	3	5	6	21	23	47	6	83	1	37	2	3	23	1	1	6		7		
2012	3	4	25	33	18	89	4	130	4	61	2	5	54	2		30		25		
2013		3	18	9	14	34	1	48	1	21	2	3	17			9		6		
2014			10	7	16	48	4	43		19	3	1	4	1		2				
2015	3	5	38	43	49	59	3	44		19	1		6			3		1		
2016	3	4	26	52	43	54	3	62	2	10	1	3	24	1	1	5		2		
2017	2	6	20	23	37	75	9	85	4	37	2	5	22	2	2	13		6		
2018	1	3	18	27	32	84	4	85	7	24	4		10		2	8	1	1		
2019	4	7	37	45	27	85	6	80	4	29	4	3	19		4	6		2		
2020	1	4	13	15	22	72	9	71	4	33	4	3	19		2	8		2		

Figura 237. Frecuencia de capturas por profundidad (m) y aÑO de pulpo del sur en Queilen. En verde y amarillo se muestran el mayor nÚmero de capturas de pulpo del sur a cierta profundidad.

El escenario de GLM que mejor se ajust3 a los datos de CPUE fue el nÚmero 2 (**Figura 238 a**), de acuerdo a los criterios de selecci3n (Criterio de informaci3n de Akaike (AIC= 28.924,20) y devianza ($D^2= 0,33$), es decir, el modelo utilizado explica los datos de CPUE observada en un 33%. La **Figura 238 b** muestra el ajuste del GLM seleccionado (con el factor anual extraído) con la CPUE observada, el cual se utilizar3 como vector de entrada junto con los desembarques de SERNAPESCA en el modelo de evaluaci3n.

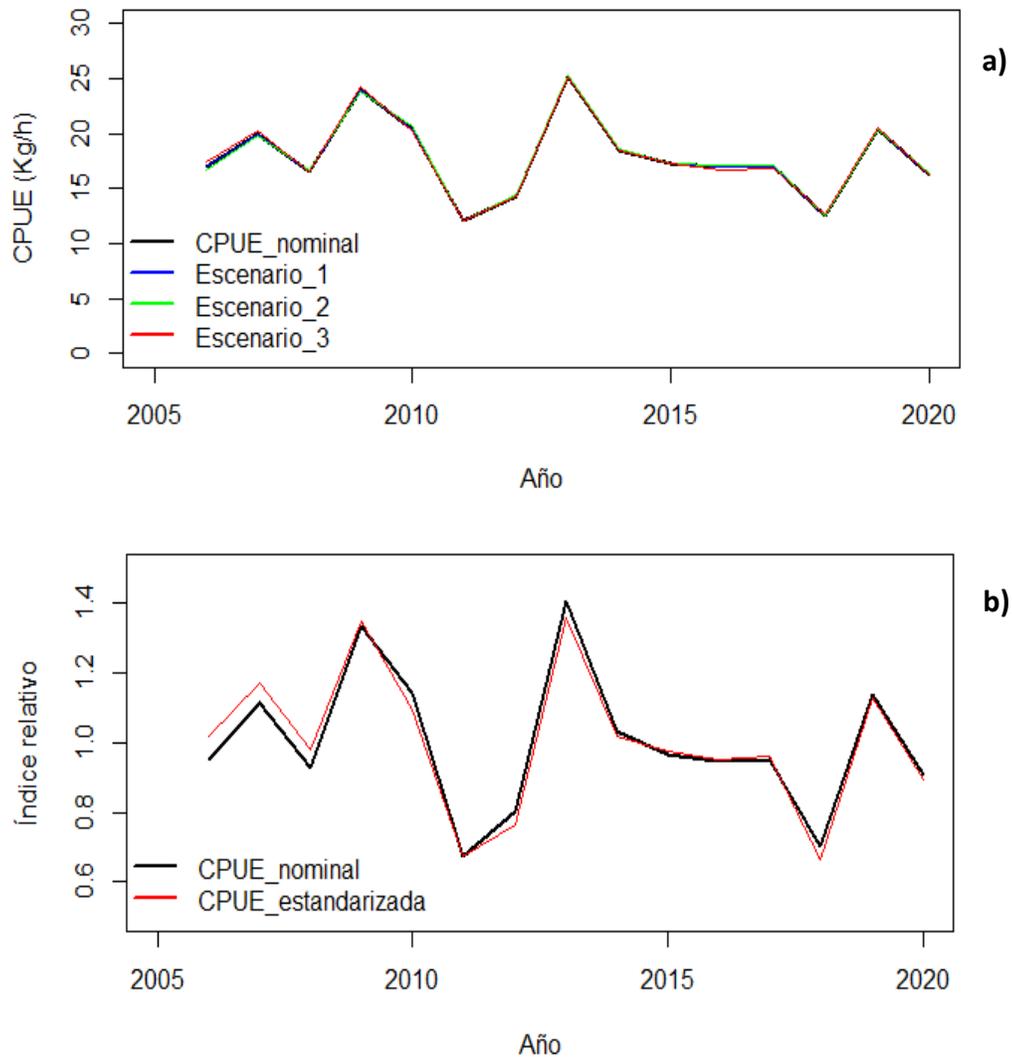


Figura 238. Ajuste de los GLMs a los datos de CPUE nominal (a) y ajuste de la CPUE estandarizada, con factor anual extraído (en rojo) a la CPUE nominal (b).

La **Figura 239 a** y **239 b** muestran el ajuste del modelo de Schaefer y Pella-Tomlinson a los datos de CPUE estandarizados, respectivamente. El AIC para el modelo de Schaefer fue de 267,19 con un logaritmo negativo de la verosimilitud de 128,59; mientras que para el modelo de Pella-Tomlinson el AIC fue de 11,20 y un logaritmo negativo de la verosimilitud de -0,40.

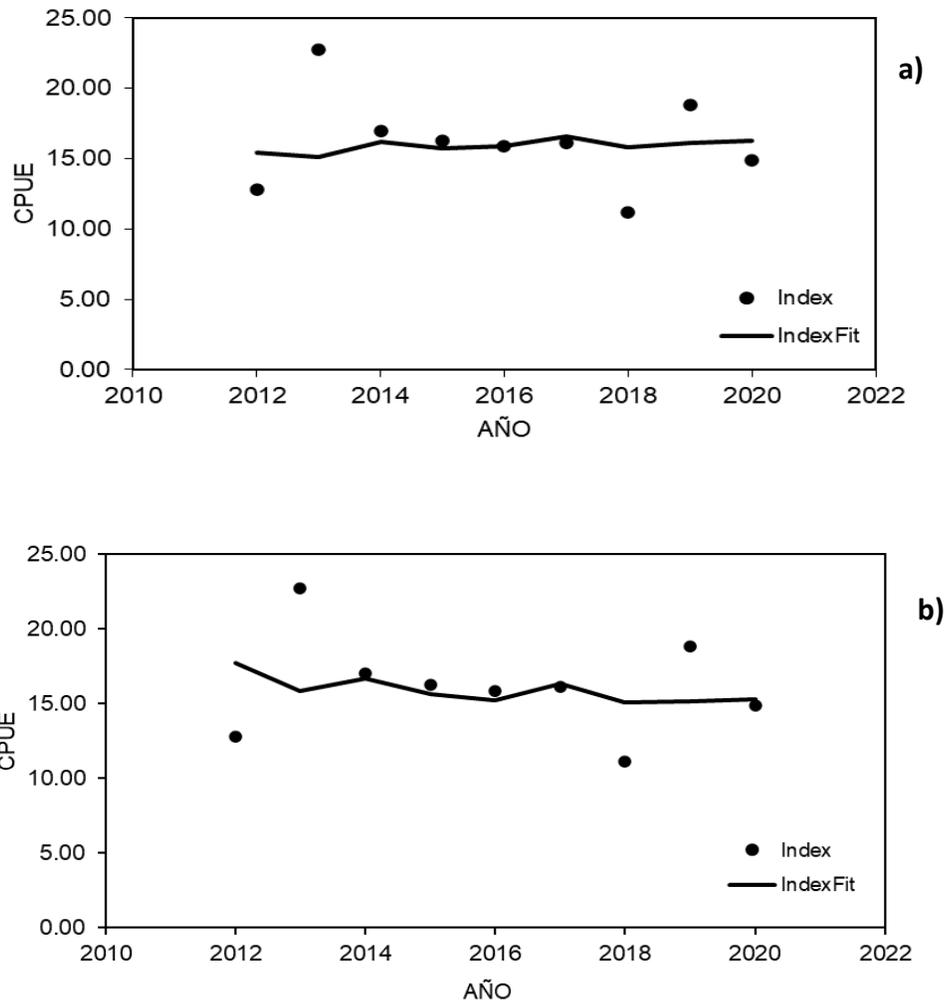


Figura 239. Ajuste del modelo de a) Schaefer y b) Pella-Tomlinson a los datos de CPUE estandarizados.

El modelo de Pella-Tomlinson es el que muestra el mejor ajuste a los datos estandarizados de CPUE. La **Tabla 51** muestra los resultados de los parámetros de cada modelo, así como los puntos de referencia para el manejo.

**Tabla 51.**

Resultados de los parámetros del modelo de Schaefer y Pella-Tomlinson y puntos de referencia para el manejo.

	Schaefer	Pella-Tomlinson
r	0,76	0,76
K	1.808,04	1.096,63
a	0,88	0,78
p	1,00	5,42
q	0,0096	0,02
σ	0,15	0,15
$-\log L$	-0,78	-0,39
AIC	8,43	11,20
$B_{inicial}$	1.592	859
B_{2020}	1.681	744
B/B_0	1,05	0,86
RMS	343,52	92,07
Brms	904,00	777,71

Zona Quellón.

El número de buzos a lo largo del desarrollo de la pesquería en los alrededores del puerto de Quellón ha sido de 1 a 3 por viaje de pesca. De acuerdo al muestreo IFOP, la profundidad a la que se captura el pulpo del sur en Quellón varía de 4 a 20 m de forma casi homogénea (**Figura 240**).



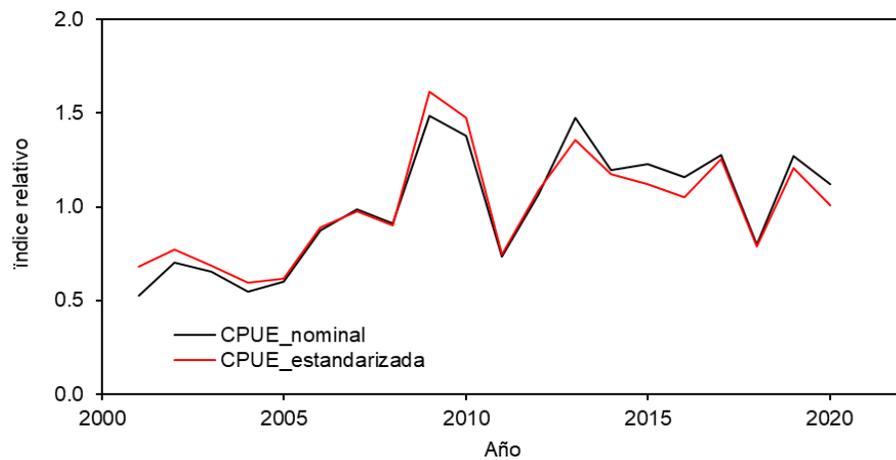
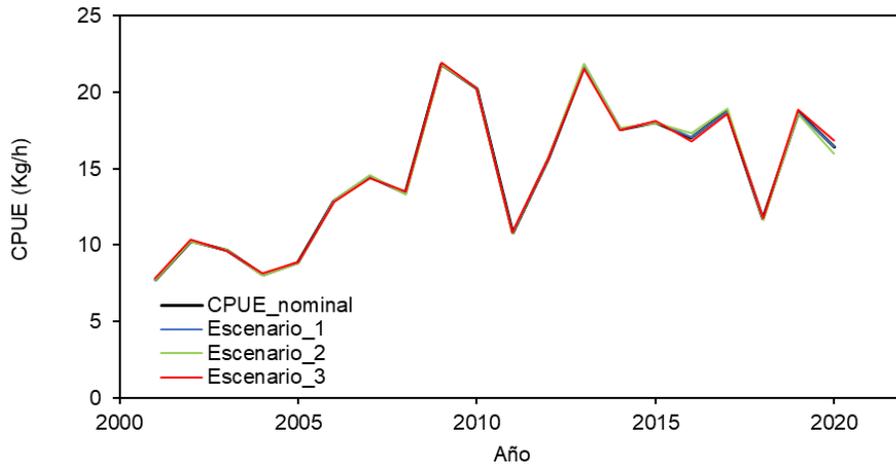
AÑO	PROFUNDIDAD (m)																		
	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20		
1996	3	3	3	5	21	1	30		9	1		17		1	3		12		
1997	6	14	13	15	28	1	32		14	1	1	27	1		2		8		
2001	1	1		2	2		2		1			2							
2002	19	42	30	18	64	3	138		57	9	7	72	3	3	11		41		
2003	27	68	98	79	225	33	445	18	214	15	20	327	53	22	74	9	167		
2004	12	21	39	17	73	3	156	1	58	2	3	68	4	2	12		53		
2005	5	34	21	20	92	8	196	1	114	4	8	115	5	6	37	1	45		
2006	2	20	33	23	82	11	157	4	95	7	9	112	6	7	27	1	36		
2007	2	6	9	6	27	1	63		44	2	1	40		1	5	1	8		
2008		2	7	1	21		46		31	1		17			5		4		
2009	1		9		15	1	13	1	27	1	10	43	10	5	14	2	14		
2010		2	3	1	6		18		48	4	21	55	29	6	19	2	5		
2011	2		4	1	5	2	30	3	37	10	15	36	23	14	14	7	6		
2012		1	3	5	22	3	35	4	54	14	31	87	18	6	58	1	13		
2013					8		9		8	6	9	24	4		9	2	5		
2014		1	6	3	8		30	3	26	5	25	42	37	3	38		18		
2015	1				4		24	3	30	5	8	32	5	5	13		15		
2016	1	2	2	1	6		12	3	20	3	9	22	4	4	9		2		
2017		1	3	3	19	4	46	3	33	4	9	15	2	4	2		2		
2018	2	2	2	1	6	3	18	7	25	12	12	20	2	6	5	2	1		
2019	6	1	11	8	26	5	40	7	36	6	11	18	14	4	11	1	5		
2020	1		1	4	2	2	12	4	14	3	3	10		3	3		1		

Figura 240. Frecuencia de capturas por profundidad (m) y año de pulpo del sur en Quell3n. En verde y amarillo se muestran el mayor n3mero de capturas de pulpo del sur a cierta profundidad.

El escenario de GLM que mejor se ajust3 a los datos de CPUE fue el n3mero 2 (**Figura 241 a**), de acuerdo a los criterios de selecci3n (Criterio de informaci3n de Akaike (AIC= 43.339,22) y devianza ($D^2= 0,47$), es decir, el modelo utilizado explica los datos de CPUE observada en un 47%. La **Figura 18b** muestra el ajuste del GLM seleccionado (con el factor anual extraído) con la CPUE observada, la cual se utilizar3 como vector de entrada junto con los desembarques de SERNAPESCA en el modelo de evaluaci3n.



a)



b)

Figura 241. Ajuste de los GLMs a los datos de CPUE nominal (a) y ajuste de la CPUE estandarizada, con factor anual extraído (en rojo) a la CPUE nominal (b).

Las Figuras 242 a y 242 b muestran el ajuste del modelo de Schaefer y Pella-Tomlinson a los datos de CPUE estandarizados, respectivamente. El AIC para el modelo de Schaefer fue de 4,21 con un logaritmo negativo de la verosimilitud de -2,89; mientras que para el modelo de Pella-Tomlinson el AIC fue de 1,53 y un logaritmo negativo de la verosimilitud de -5,23.

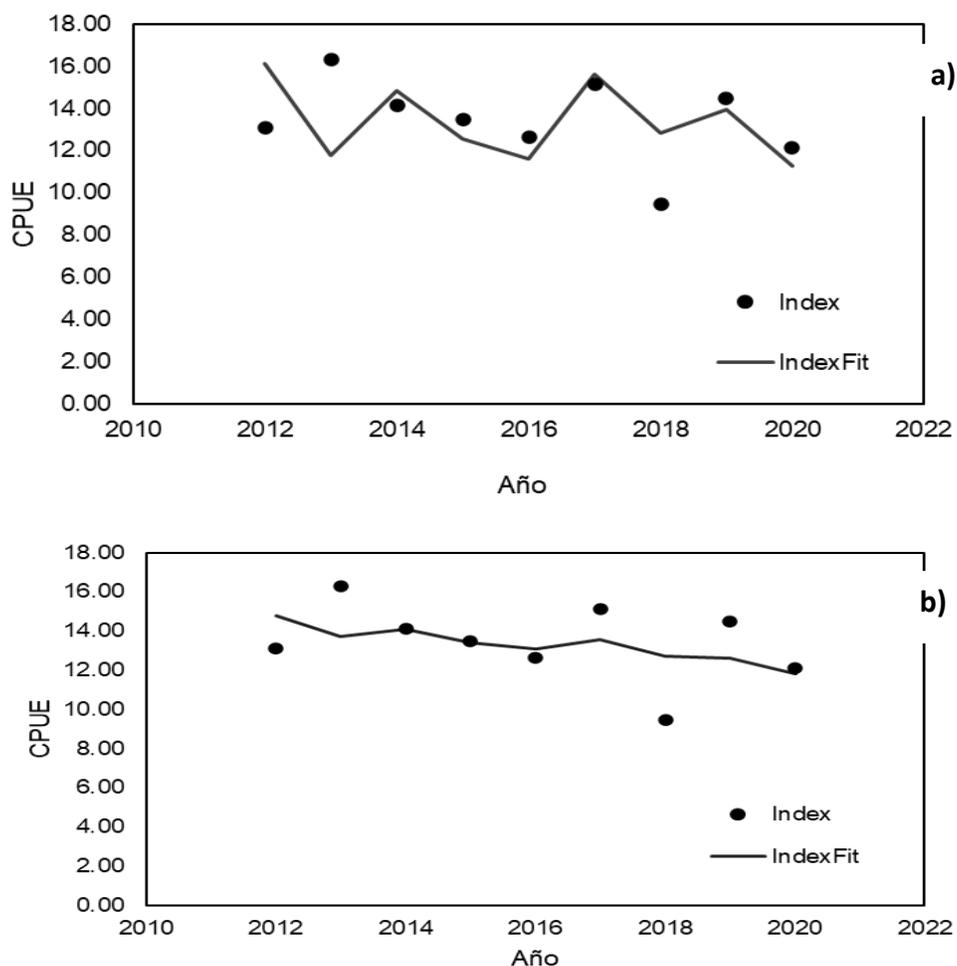


Figura 242. Ajuste del modelo de a) Schaefer y b) Pella-Tomlinson a los datos de CPUE estandarizados.

El modelo de Pella-Tomlinson es el que muestra el mejor ajuste a los datos estandarizados de CPUE. La **Tabla 52** muestra los resultados de los parámetros de cada modelo, así como los puntos de referencia para el manejo.

**Tabla 52.**

Resultados de los parámetros del modelo de Schaefer y Pella-Tomlinson y puntos de referencia para el manejo.

	Schaefer	Pella-Tomlinson
r	0,70	0,70
K	998,55	3638,61
a	0,76	0,73
p	1,00	9,97
q	0,0753	0,0117
σ	0,15	0,13
$-\log L$	-2,89	-5,23
AIC	4,21	1,53
B _{inicial}	754,60	2655
B ₂₀₂₀	149,30	1004
B/B ₀	0,20	0,38
RMS	174,75	182,60
Brms	499,28	2861,55

6.1.7 Plan de Manejo de bahía Chasco.

6.1.7.1 Recurso huiro flotador (*Macroclistys pyrifera*).

Se ejecutaron cuatro evaluaciones directas en el presente periodo del programa, correspondientes a las estaciones de otoño 2020, invierno 2020, primavera 2020, verano 2021 y otoño 2021. **Figura 243** señala la disposición de las transectas de 200 m que dan cuenta del muestreo de densidad de *M. pyrifera*. en bahía Chasco, con los rangos de densidades registrados en las estaciones de muestreo.

La **Figura 244** representa las estaciones en las cuales se realizaron los muestreos de longitudes por estaciones de muestreo. El muestreo fue de tipo destructivo, sobre cuadrantes de 1 m² a lo largo de las transectas designadas al efecto.

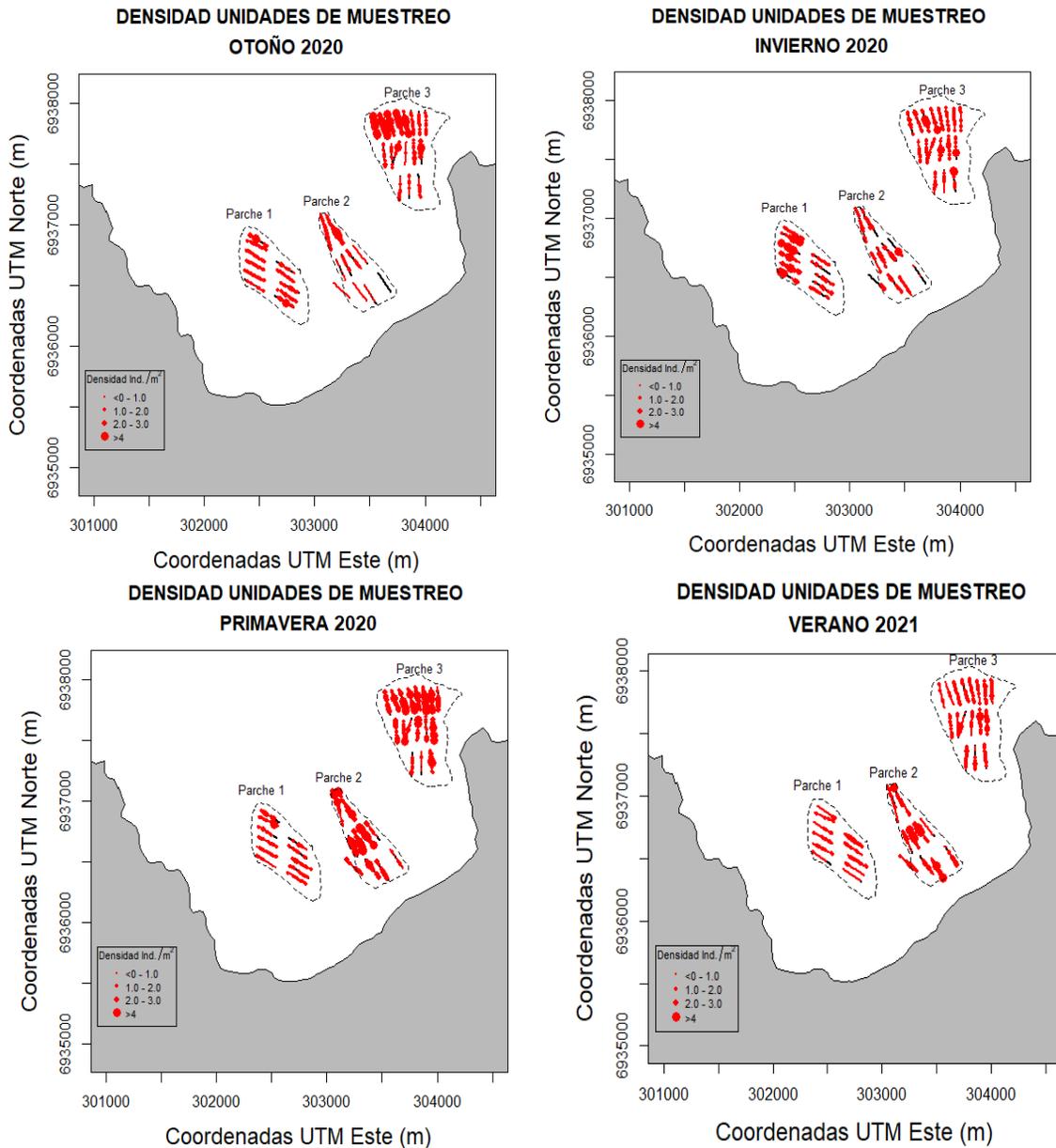


Figura 243. Densidades registradas de *Macrocyctis* sp. Estaciones de otoño 2020 a verano 2021.

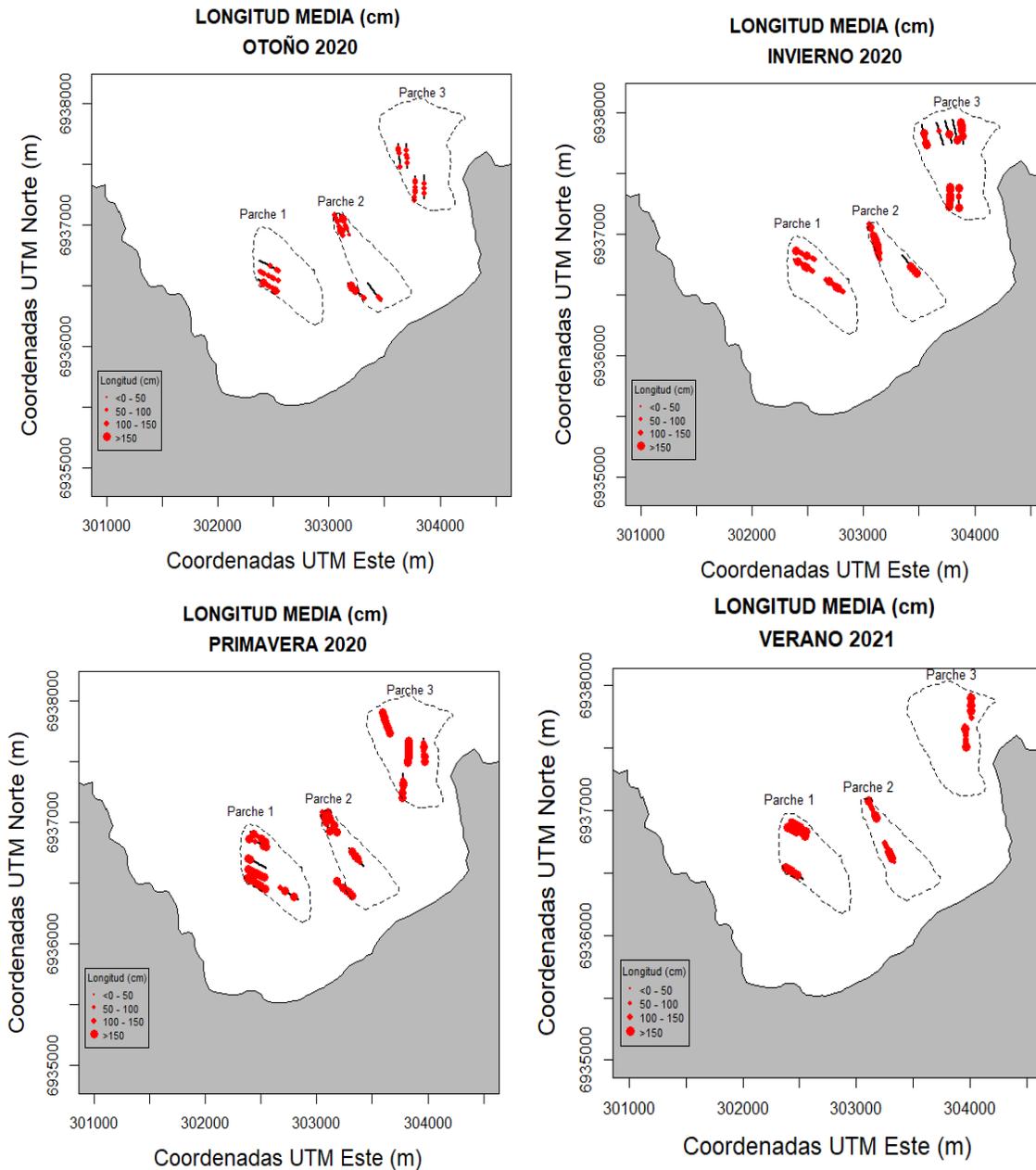


Figura 244. Longitudes medias de *Macrocyctis* sp. en muestreos de otoño 2020 a verano 2021.

La **Figura 245** representa las densidades registradas por unidades de muestreo, en las evaluaciones realizadas en bahía Chasco desde la estación de primavera de 2017 a la estación de otoño de 2021. No se consideraron los registros de la estación de primavera del año 2016, debido a la errónea



determinación de los parches de macroalgas *in situ*, realizado en un principio para homologar las evaluaciones de este estudio con los previos realizados por una consultora. Las densidades muestran un incremento en la estación de primavera de 2017, post periodo reproductivo en el periodo invernal, que puede ser adjudicado a los reclutamientos de este último periodo. Para el periodo informado, es notorio el incremento en abundancia desde la transición invierno – primavera, superior a los registros de los años anteriores.

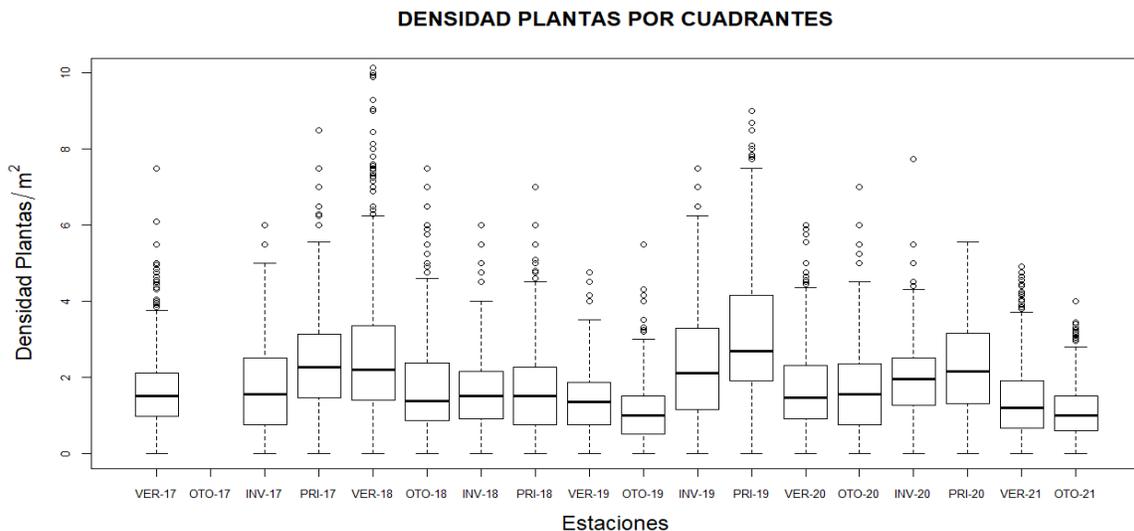


Figura 245. Representación histórica estacional de densidades de *M. pyrifera* en bahía Chasco.

La **Figura 246**, muestra en forma descriptiva, a través de los gráficos box-plot, la progresión estacional de las densidades de los tres parches identificados en la bahía. A diferencia de años anteriores, el parche 3, de orientación norte, presenta mayores biomásas y longitud media de las plantas.

La variable largo total de las plantas (longitud máxima del estipe) se representa en la **Figura 247**, en la cual la línea roja señala la altura de 1 m, sobre la cual se considera el stock reproductivo, que mostró una importante disminución el periodo verano – otoño 2021, similar a la observada el año 2019, que derivó en la primera veda para el mes de julio de ese año. En este último periodo se habría detenido la extracción desde el mes de junio por parte de los pescadores, sin embargo, el nivel de biomasa reproductivo no es inferior a la del año 2019.

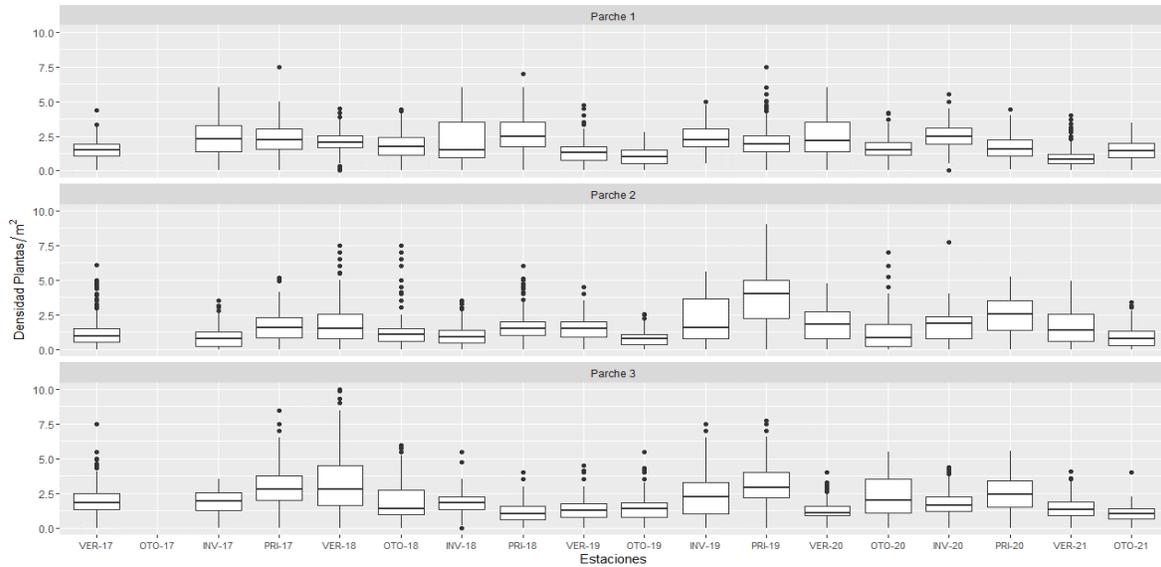


Figura 246. Densidad hist3rica de plantas de *M. pyrifera*, estacional en parches evaluados de bahía Chasco.

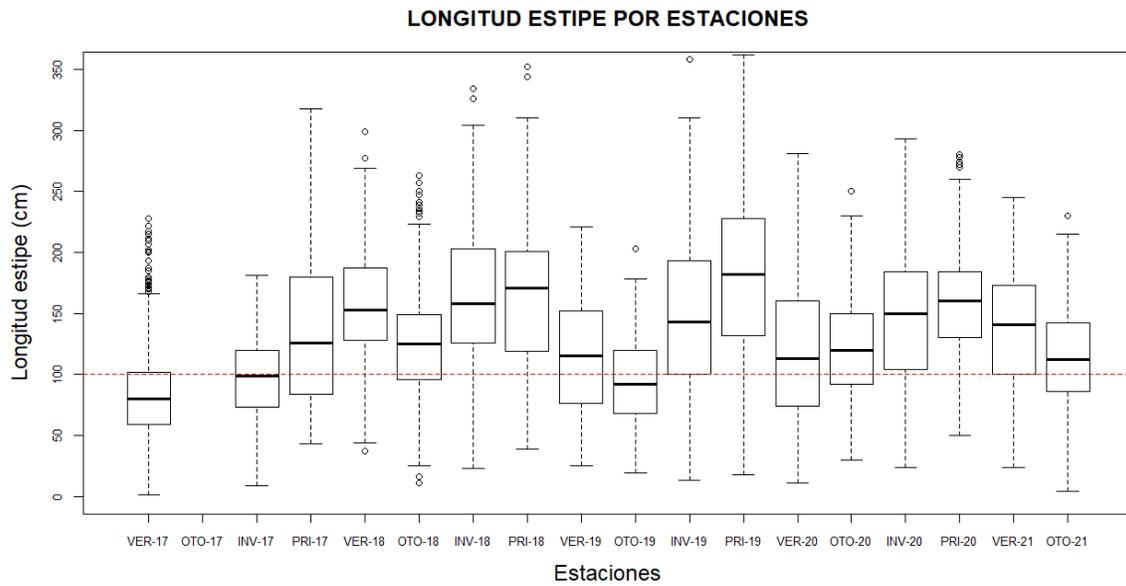


Figura 247. Longitudes m3ximas de estipe estacionales de *M. pyrifera* evaluadas en bahía Chasco. Lnea roja indica talla de madurez sexual.



El diseño metodológico al inicio de la serie de los muestreos en el año 2017, consideró la estimación indirecta de la abundancia a través de la determinación de una función que describa la relación de los tamaños con los pesos de las plantas de la población. Los resultados de estas relaciones se muestran en la **Figura 248**, con un bajo ajuste de las funciones (R^2) y cambio de los parámetros de esta relación entre periodos estacionales.

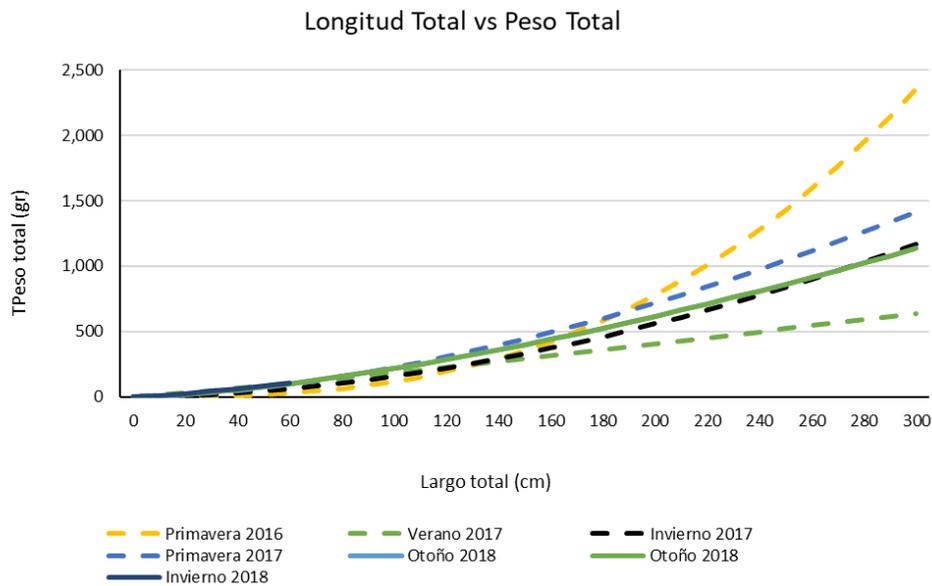


Figura 248. Relaciones potenciales de longitud – peso de *Macrocystis sp.* de bahía Chasco.

En consideración a los bajos ajustes de la estimación indirecta de la biomasa (valores de R^2 entre 0,3 y 0,5), se utilizó el peso medio de cada parche para la estimación de las biomasa por estado en cada muestreo estacional. Este valor, además de la abundancia en número (**Tabla 53** y **Figura 249**) muestran la progresión de la dinámica de la pradera, con incrementos en torno al 89% de la biomasa reproductiva total en el periodo invierno – primavera del año 2020. La situación anterior, justificaría el incremento de cuota el año 2020. La situación del año 2021 se evaluará en el mismo periodo en el proyecto de continuidad.



Tabla 53.

Abundancia estacional histórica en biomasa y número de *M. pyrifera* en bahía Chascos.

	2017				2018				2019			
	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
Juveniles	371,800		537,167	1,192,652	1,669,056	785,999	746,338	559,367	279,374	159,967	562,273	1,163,217
Muestreo destructivo				2,557,934	3,494,823	2,330,149	1,879,926	2,049,335	1,842,040	1,494,577	3,037,928	4,113,495
Reproductiva	125,516		437,677	1,011,941	1,223,547	681,227	704,159	548,264	227,178	112,940	531,143	1,116,453
	2017				2018				2019			
	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
Juveniles	1,640,722		1,722,202	2,348,024	2,575,799	1,776,245	1,431,255	1,634,361	1,369,722	1,138,053	2,308,696	2,939,319
Reproductiva	468,134		849,477	1,531,660	2,176,315	1,256,581	1,234,653	1,344,541	824,308	511,613	1,724,942	2,472,851
	2020				2021							
	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño						
Juveniles	265,234	388,245	636,941	1,176,735	288,368	217,177						
Muestreo destructivo	2,163,336	2,247,447	2,427,771	3,002,229	1,586,474	1,391,635						
Reproductiva	219,476	340,430	604,772	1,147,644	261,035	183,699						
	2020				2021							
	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño						
Juveniles	1,694,639	1,718,740	1,915,945	2,176,161	1,129,894	1,107,463						
Reproductiva	986,881	1,233,297	1,579,966	1,980,604	822,678	670,135						

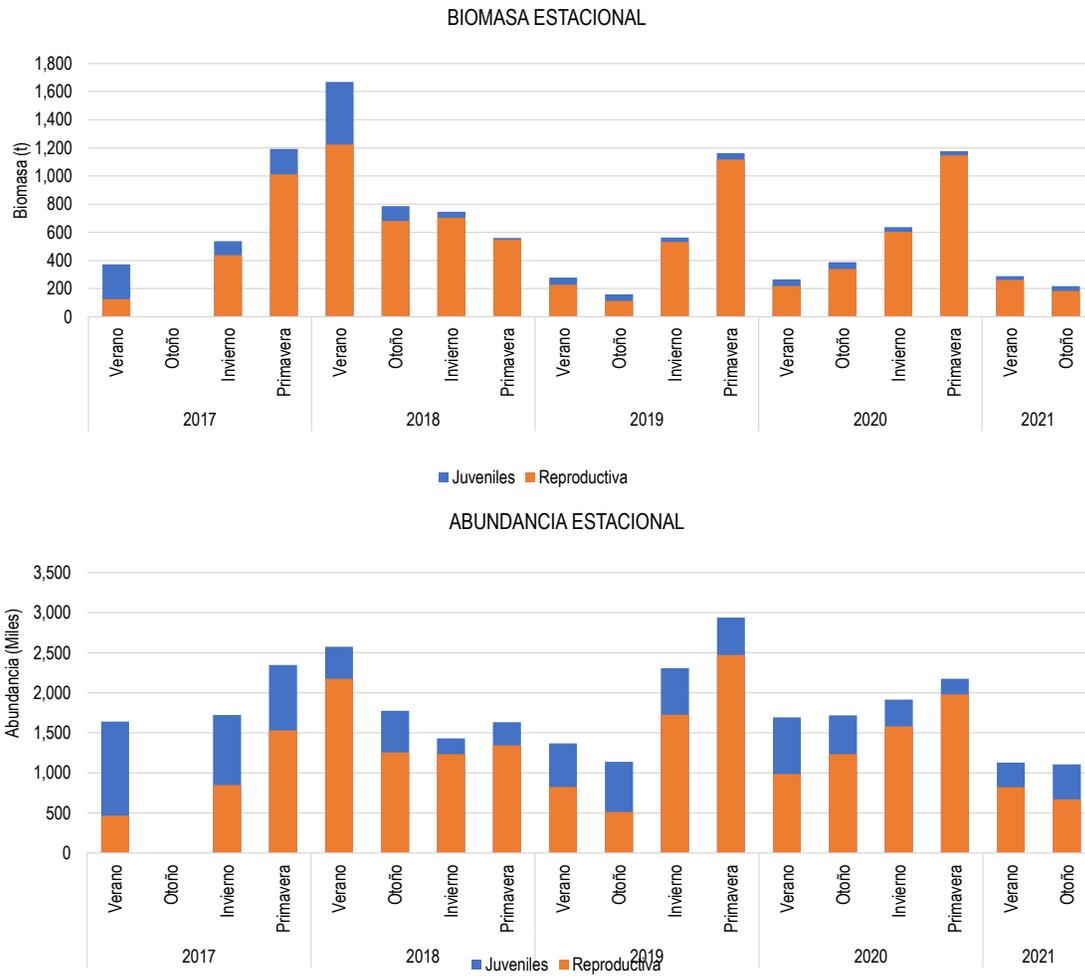


Figura 249. Estimaciones históricas de abundancia en biomasa y número de *M. pyrifera* en bahía Chasco.

6.1.7.2 Complementación del Plan de Manejo.

La incorporación de un punto de referencia empírico en este Plan de Manejo es expuesta en detalle en el Objetivo 6.4 de este reporte. En forma complementaria, se propone, un monitoreo de la situación reproductiva de los individuos de la pradera, desde la estación de otoño de 2021, consistente en determinar para las plantas, en forma estacional, una condición binaria de reproductiva o no reproductiva, esto permitirá un seguimiento de la “ojiva de la madurez” de las plantas de la pradera. Se podría definir así una biomasa reproductora con menor incertidumbre, evitando el empleo del criterio “filo de cuchillo” de 100 cm de longitud estipe. Así, se incorpora en el Plan de Manejo un sistema de vigilancia del potencial reproductivo de la pradera, que de cuenta de la biomasa parental en forma



anual en los meses de reproducción de la pradera. La **Figura 250** muestra la estructura reproductiva para el muestreo de la estación de otoño 2021, desde esta se esperaría un desplazamiento hacia una mayor proporción de estados reproductivos en le monitoreo de la estación de invierno.

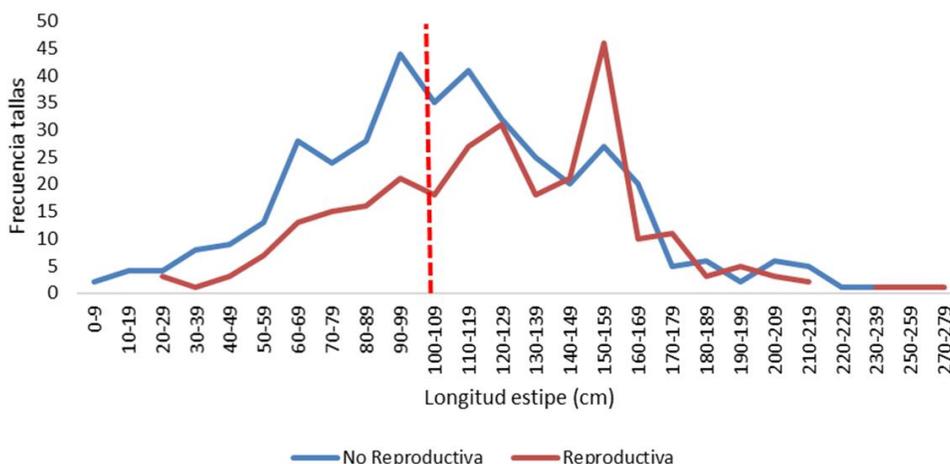


Figura 250. Estructura de tallas de individuos reproductivos y no reproductivos de *M. pyrifera* en bahía Chasco, junio 2021.

6.1.8 Plan de Manejo de algas pardas, Región de Atacama.

6.1.8.1 Evaluación indirecta de macroalgas de la Región de Atacama.

Desarrollo de la pesquería.

A nivel Regional, la pesquería se inició con la recolección de orilla de huiro negro cuyos registros datan de 1980 con cerca de 50.000 t, posteriormente el primer incremento significativo en el desembarque se observa en 1982 posiblemente debido a un fenómeno de “El niño” el cual hizo que más recurso varara en la orilla incrementando el desembarque a más del doble que en el inicio, para después mostrar una disminución hasta 1988 donde el desembarque vuelve a aumentar debido a la llegada de una planta procesadora de mayor capacidad. En los siguientes años se sigue observando aumento en el desembarque y en 1995 ingresan 3 nuevas plantas, sin embargo, esa vez no se observa un aumento significativo en el desembarque, por el contrario, en 1996 comienza a disminuir el desembarque a pesar de un nuevo fenómeno de “El niño” al siguiente año (otoño de 1997 a otoño de 1998), debido a la crisis asiática la cual disminuyó el precio del producto y, al mismo tiempo, el interés de los usuarios por la recolección del mismo (**Figura 251**).

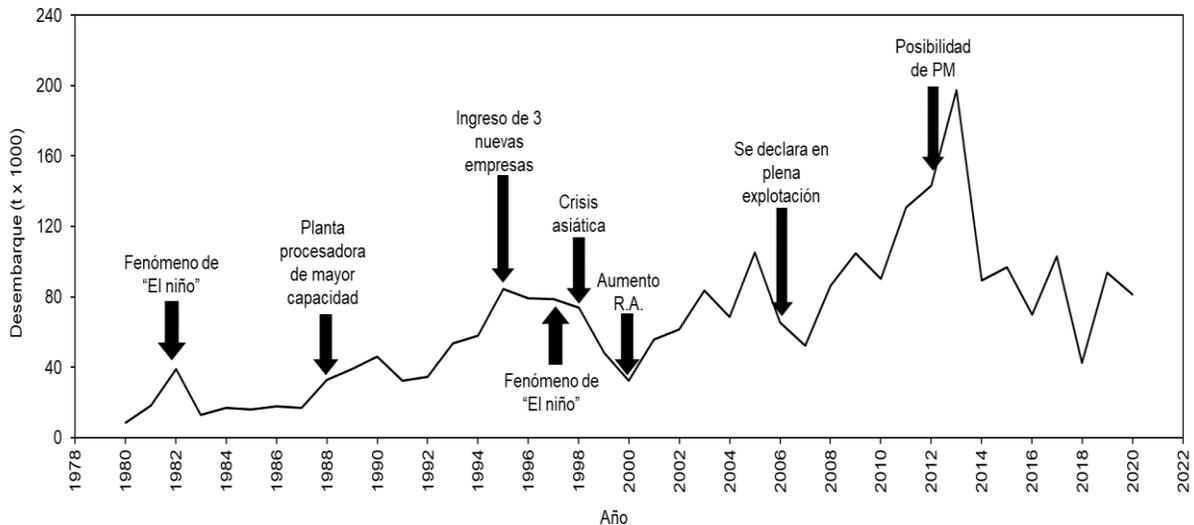


Figura 251. Desarrollo de la pesquería y desembarque total (suma) de huiro negro (*Lessonia berteriana/spicata*) y huiro palo (*Lessonia trabeculata*) en la Regi3n de Atacama.

A partir del a3o 2000, comienza a observarse un aumento en el desembarque debido al incremento del precio. En ese a3o comienza a aumentar la remoci3n activa (por buceo) de huiro negro y comienzan los registros de huiro flotador de la Regi3n, el cual hasta la actualidad se representa en menor proporci3n que el huiro negro (**Figura 252**).

En 2006 se declara a las macroalgas en plena explotaci3n mientras se sigue observando incremento en los desembarques hasta llegar a 2013, donde se propone el Plan de Manejo de Macroalgas en la Regi3n de Atacama, que fue aprobado y sigue en vigor hasta la actualidad. La **Figura 252** muestra los desembarques totales de huiro negro (HN) y huiro palo (HP) en la Regi3n de Atacama de 1980 al 2020.

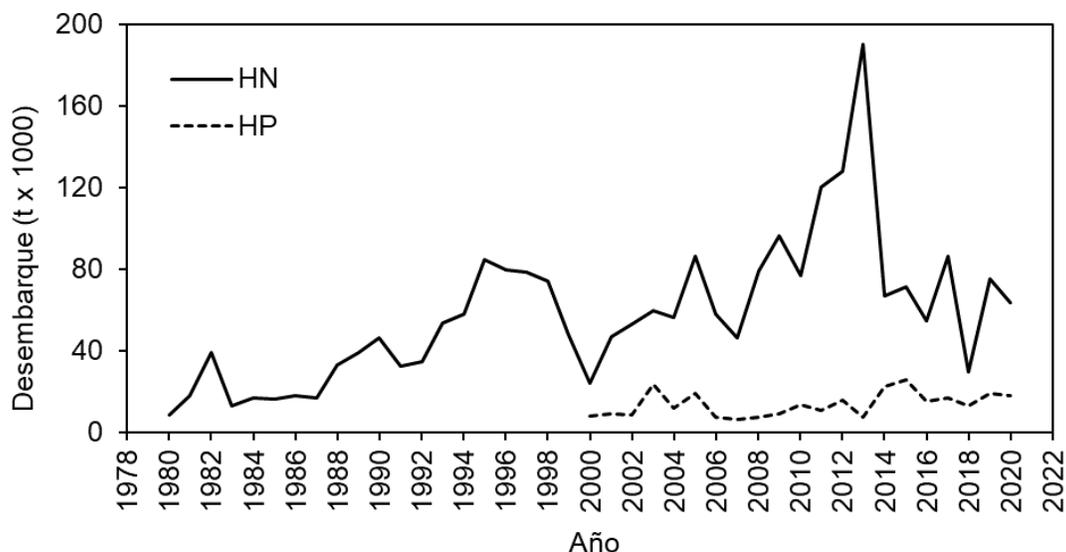


Figura 252. Desarrollo del desembarque total de huiro negro (HN) y huiro palo (HP) en la Regi3n de Atacama de 1980 al 2020.

Selecci3n de caletas.

Para las caletas seleccionadas se tomaron en cuenta los sitios de muestreos directos del FIP 2017-53, as3 como las recomendaciones sobre los sitios de muestreo del informe final de la evaluaci3n poblacional de macroalgas en la Regi3n de Atacama, realizada por HPMAR Servicios & Asesor3as (2020). En las **Figuras 253, 254 y 255** se presentan los puntos de evaluaci3n directa para huiro negro y de las cuales se tienen tambi3n evaluaciones directas en a3os anteriores.

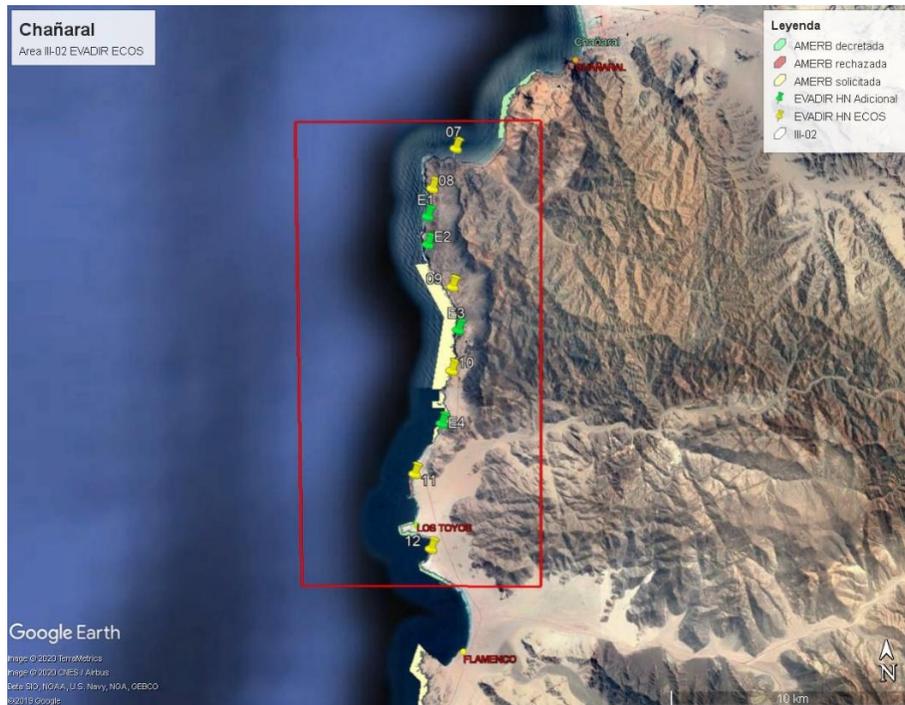


Figura 253. Sitios de evaluaci3n para el recurso huero negro en la provincia de Chañaral sugeridos por HPMAR (en verde) y sitios muestreados en el FIP 2017-53 (amarillo).

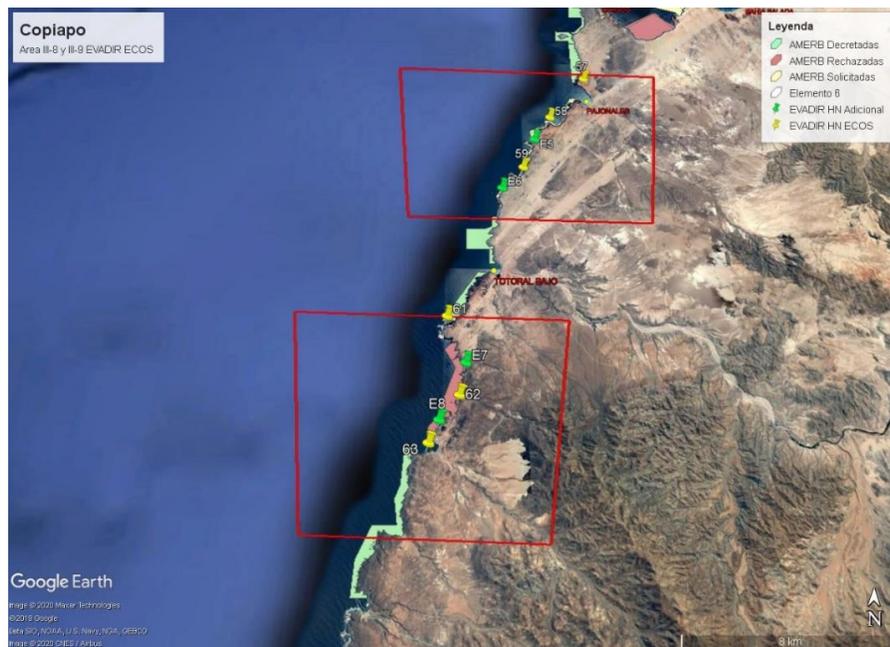


Figura 254. Sitios de evaluaci3n para el recurso huero negro en la provincia de Copiap3 sugeridos por HPMAR (en verde) y sitios muestreados en el FIP 2017-53 (amarillo).



Figura 255. Sitios de evaluaci3n para el recurso huero negro en la provincia de Huasco sugeridos por HPMAR (en verde) y sitios muestreados en el FIP 2017-53 (amarillo).

Las Figuras 256, 257 y 258 muestran los puntos de evaluaci3n directa para huero palo y de las cuales se tienen tambi3n evaluaciones directas en a3os anteriores.



Figura 256. Sitios de evaluaci3n para el recurso huero palo en la provincia de Chañaral (en verde) y sitios muestreados en el FIP 2017-53 (amarillo).



Figura 257. Sitios de evaluaci3n para el recurso huero palo en la provincia de Copiap3 (en verde) y sitios muestreados en el FIP 2017-53 (amarillo).

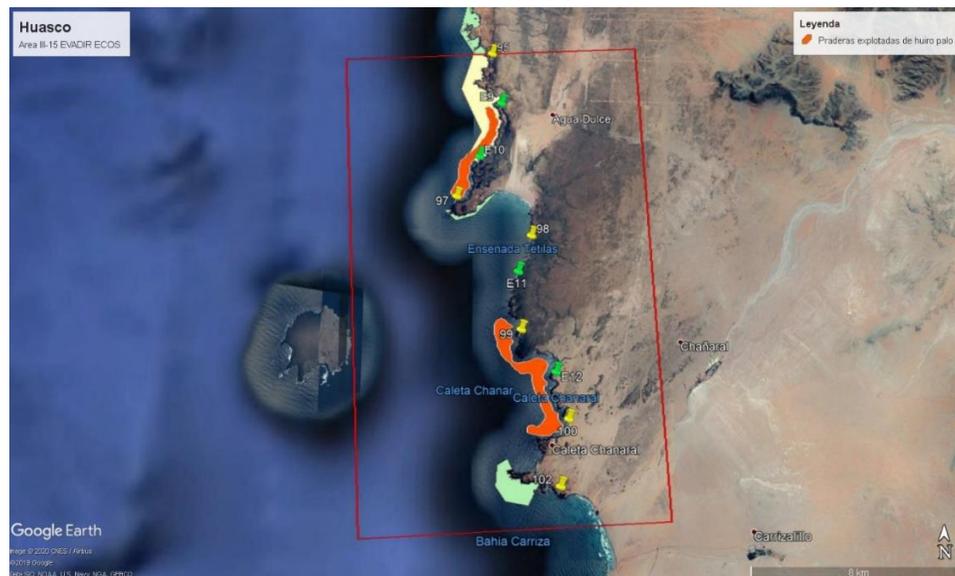


Figura 258. Sitios de evaluaci3n para el recurso huero palo en la provincia de Huasco sugeridos por HPMAR (en verde) y sitios muestreados en el FIP 2017-53 (amarillo).

Finalmente, y atendiendo recomendaciones para huero negro por HPMAR las praderas consideradas a evaluar son las cercanas a la Caleta Chañaral de Aceituno, Ttotal Bajo, Pajonales y el puerto de Chañaral; mientras que para huero palo se consideran las caletas de Carrizal Bajo, Pajonales y



Chañaral de aceituno (**Figura 259**). Para ambas especies, cercanas a las caletas y puertos considerados existen evaluaciones directas en los años 2015, 2017, 2019 y 2020.

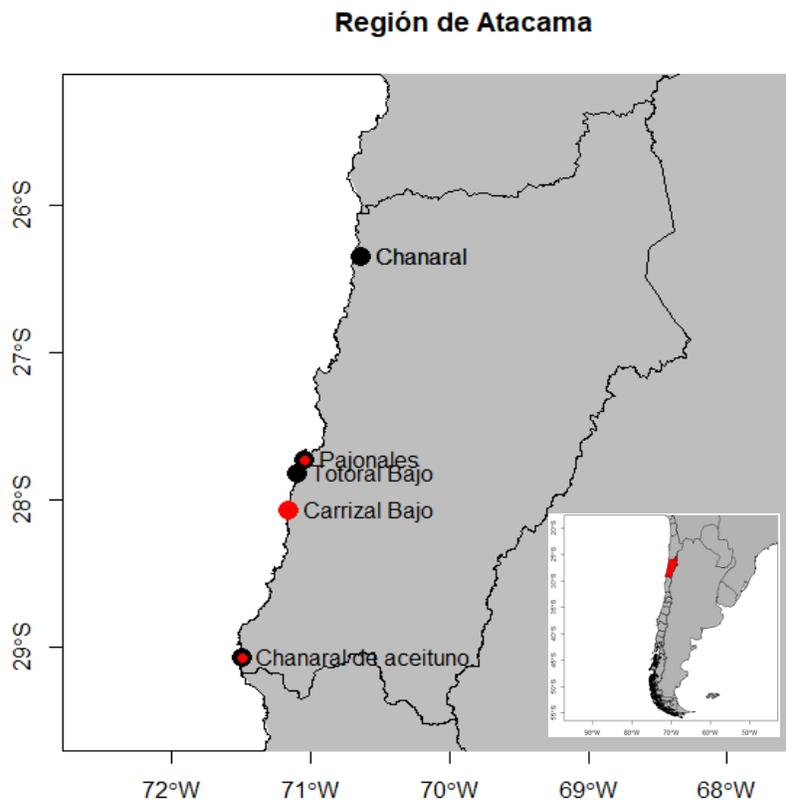


Figura 259. Caletas y puertos considerados para la evaluación indirecta de huiro negro (en negro) y huiro palo (en rojo) en la Región de Atacama.

Desde el año 2000, las caletas seleccionadas aportan en promedio el 32% del desembarque total de la región para el huiro negro, con un mínimo del 16% en 2008 (12.942 t) y un máximo de 44% en 2009 (42.340 t, **Figura 260 a**). Mientras que para huiro palo las caletas han aportado en promedio el 52% con un mínimo de 17% en 2017 (2.841 t) y un máximo de 84% en 2011 (9.108 t, **Figura 260 b**).

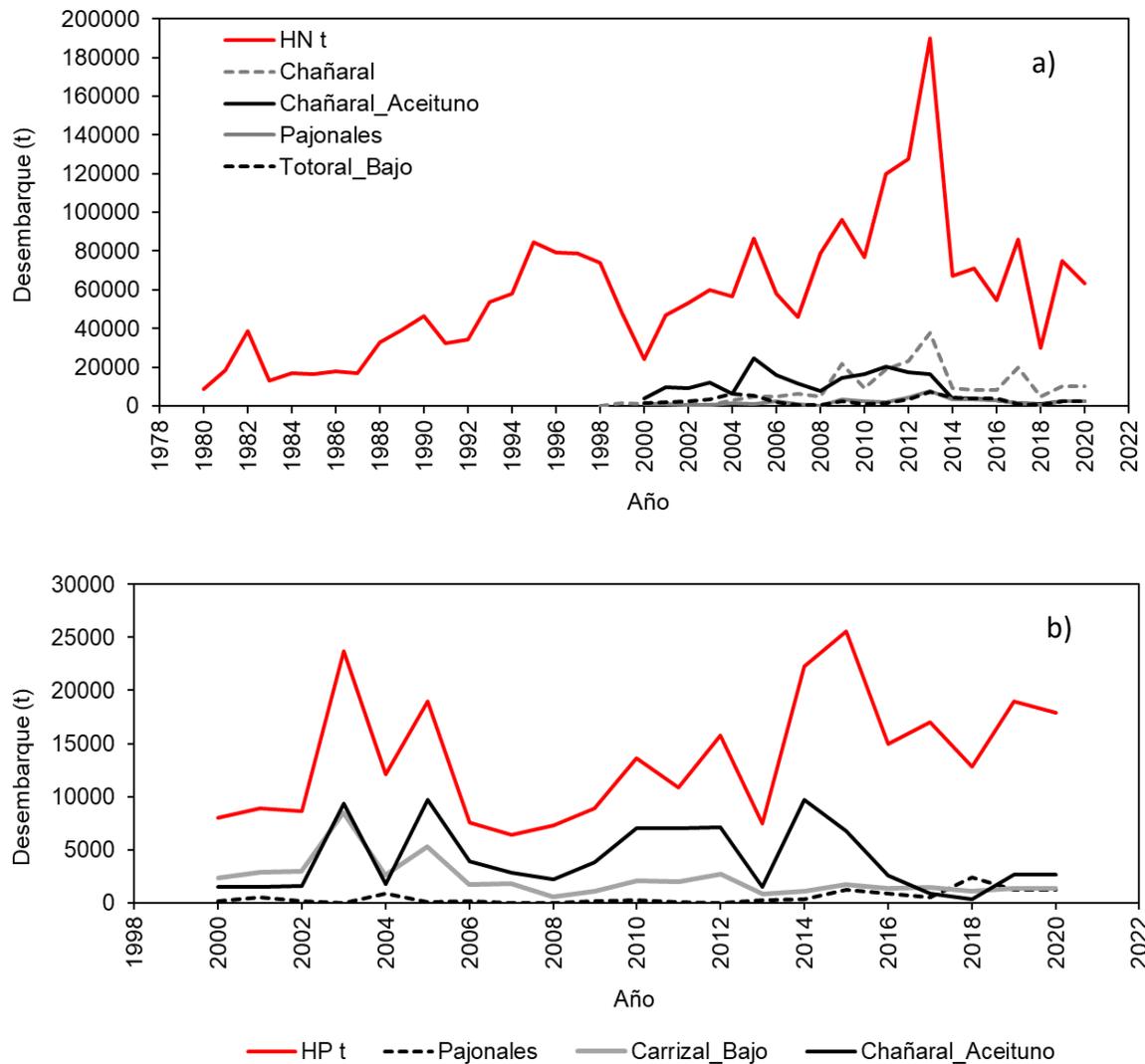


Figura 260. Desarrollo de los desembarques de Huiro negro (a) y huiro palo (b) por las caletas tomadas en cuenta para la evaluaci3n indirecta.

Evaluaci3n indirecta de huiro negro (*L. berteroana/spicata*) y huiro palo (*L. trabeculata*).

Los valores de desembarques y biomasa hist3ricas y estimadas con las evaluaciones directas realizadas en el punto anterior, se sealan en las **Tablas 54 y 56**, para los recursos huiro negro y huiro palo, respectivamente. Las biomasa estimadas en los aros 2019 y 2020, corresponden a los resultados de las evaluaciones realizadas en este estudio, que se emplean como insumos para implementar la metodologfa.



Tabla 54.

Valores de desembarques y biomاسas empleadas por lugar de evaluación en la Región de Antofagasta para el recurso huiro negro.

Huiro negro	Chañaral		Chañaral de Aceituno		Pajonales		Totoral Bajo		
	Año	Desemb (t)	Biomasa (t)	Desemb (t)	Biomasa (t)	Desemb (t)	Biomasa (t)	Desemb (t)	Biomasa (t)
1998		60							
1999		1556							
2000		928		3840		1013		1328	
2001		1367		9589		1192		2065	
2002		923		8977		468		2274	
2003		499		12237		526		3160	
2004		2707		6173		1494		6181	
2005		4743		24514		1090		5299	
2006		4982		15845		2623		2057	
2007		6179		11474		1042		339	
2008		4832		7709		121		280	
2009		21717		14676		3414		2533	
2010		8970		16574		2179		1097	
2011		18756		20233		1973		1255	
2012		23105		17270		4120		3538	
2013		37593		16367		7783		7102	
2014		8970		3800		3248		4226	
2015		8250	5219	4002	4823	3268		3695	2211
2016		8236		2147		2202		2137	
2017		19932	4455	2257	9988	4241	5783	2120	5946
2018		4939		975		982		928	
2019		12170	2059	2925	1101	3307	2562	3135	1602
2020		6296	767	1883	1736	1692	1171	3444	1605



Tabla 55.
Valores de desembarques y biomاسas empleadas por lugar de evaluación en la Región de Antofagasta para el recurso huairo negro.

Huairo palo	Carrizal Bajo		Chañaral de Aceituno		Pajonales		
	Año	Desemb (t)	Biomasa (t)	Desemb (t)	Biomasa (t)	Desemb (t)	Biomasa (t)
2000		2312		1474		163	
2001		2919		1524		497	
2002		2996		1559		128	
2003		8459		9383		2	
2004		2648		1741		832	
2005		5304		9672		53	
2006		1710		3940		175	
2007		1785		2835		3	
2008		602		2242		3	
2009		1071		3836		131	
2010		2102		7065		291	
2011		2022		7054		32	
2012		2702		7099		3	
2013		803		1506		283	
2014		1134		9690		329	
2015		1727		6735		1227	
2016		1255		2751		800	
2017		2212		1179		696	
2018		1444		1015		2405	
2019		2585	3.35	1625	4.54	2539	1.93
2020		1020	0.33	742	1.86	1403	0.89

En las **Figuras 261** se muestran las salidas del modelo por escenario, sitio y recurso evaluado, donde de forma general: A) es la serie desembarques y media móvil de tres años y se señalan la captura máxima y mínima con puntos rojos. B) muestra la exploración de las combinaciones viables de r-K del modelo de producción de Schaefer. C) se muestran en gris las combinaciones mas probables de r-K con intervalo de confianza del 95% y en negro los valores más probables con el método BSM (de ser implementado por el modelo). D) muestra la trayectoria de la biomasa estimada por CMSY (línea azul solida), mientras que las líneas azules punteadas indican los percentiles 2,5 y 97,5 y las líneas azules en vertical indican el rango de entrada de la biomasa actual. E) muestra la tasa de captura del modelo. F) muestra la curva en equilibrio del modelo de Schaefer de captura (puntos azules) y Rendimiento Máximo Sostenible relativo a B/K. Las G,H, I y J muestran las salidas del modelo para el manejo donde: G) señala el valor del RMS con intervalo de confianza del 95% sobre la serie de desembarques. H) muestra la trayectoria de B/Brms a través de los años, señalando en gris la incertidumbre de la estimación y con líneas punteadas los criterios de manejo comunes. I) muestra el recorrido de la tasa de explotación con valores de Fmsy corregidos para tasas de reclutamiento bajas cuando 0,5 Brms. Finalmente, J) muestra la trayectoria de B/Brms sobre F/Frms, en donde se observa el estado de explotación de la población.



En la **Tabla 56** se muestran a modo de resumen las salidas del modelo con puntos de referencia estándar para la pesquería, incluyendo el estado de la población que se observó. Para huiro negro en Chañaral, cabe resaltar la condición de los primeros dos escenarios que tienen el estado de subexplotación, sin embargo, el escenario 1 tiene probabilidad del 38% de pasar a un estado de “sobre explotado, sin sobrepesca”; la **Figura 261** muestra las salidas gráficas de los escenarios simulados en la **Tabla 56**.

Tabla 56.

Resultados de la evaluación indirecta de huiro negro (*L. berteroana/spicata*) y huiro palo (*L. trabeculata*) por escenario, sitio y recurso en la Región de Atacama.

Huiro negro (<i>L. berteroana/spicata</i>)								
Chañaral								
Escenario	Modelo	r	K (x1000 t)	RMS (x1000 t)	Brms (x1000 t)	B/Brms 2020	F/Brms 2020	Resultado de la evaluación
1	BSM	0,80	72,40	14,50	36,20	1,06	0,41	Subexplotado
	CMSY	0,81	76,90	15,60	-	-	0,35	
2	BSM	0,80	101,00	20,10	50,40	1,51	0,21	Subexplotado
	CMSY	0,81	84,00	17,00	-	-	0,26	
3	BSM	0,80	70,00	14,00	35,00	0,93	0,49	Sobre explotado, sin sobrepesca
	CMSY	0,81	73,20	14,80	-	-	0,44	
Chañaral de aceituno								
1	BSM	0,80	56,10	11,20	28,00	0,95	0,18	Sobre explotado, sin sobrepesca
	CMSY	0,81	61,50	12,50	-	-	0,15	
2	BSM	0,80	73,10	14,60	36,50	1,64	0,07	Subexplotado
	CMSY	0,81	61,70	12,50	-	-	0,11	
3	BSM	0,80	56,20	11,30	28,10	0,48	0,36	Sobre explotado, sin sobrepesca
	CMSY	0,81	61,40	12,40	-	-	0,21	
Pajonales								



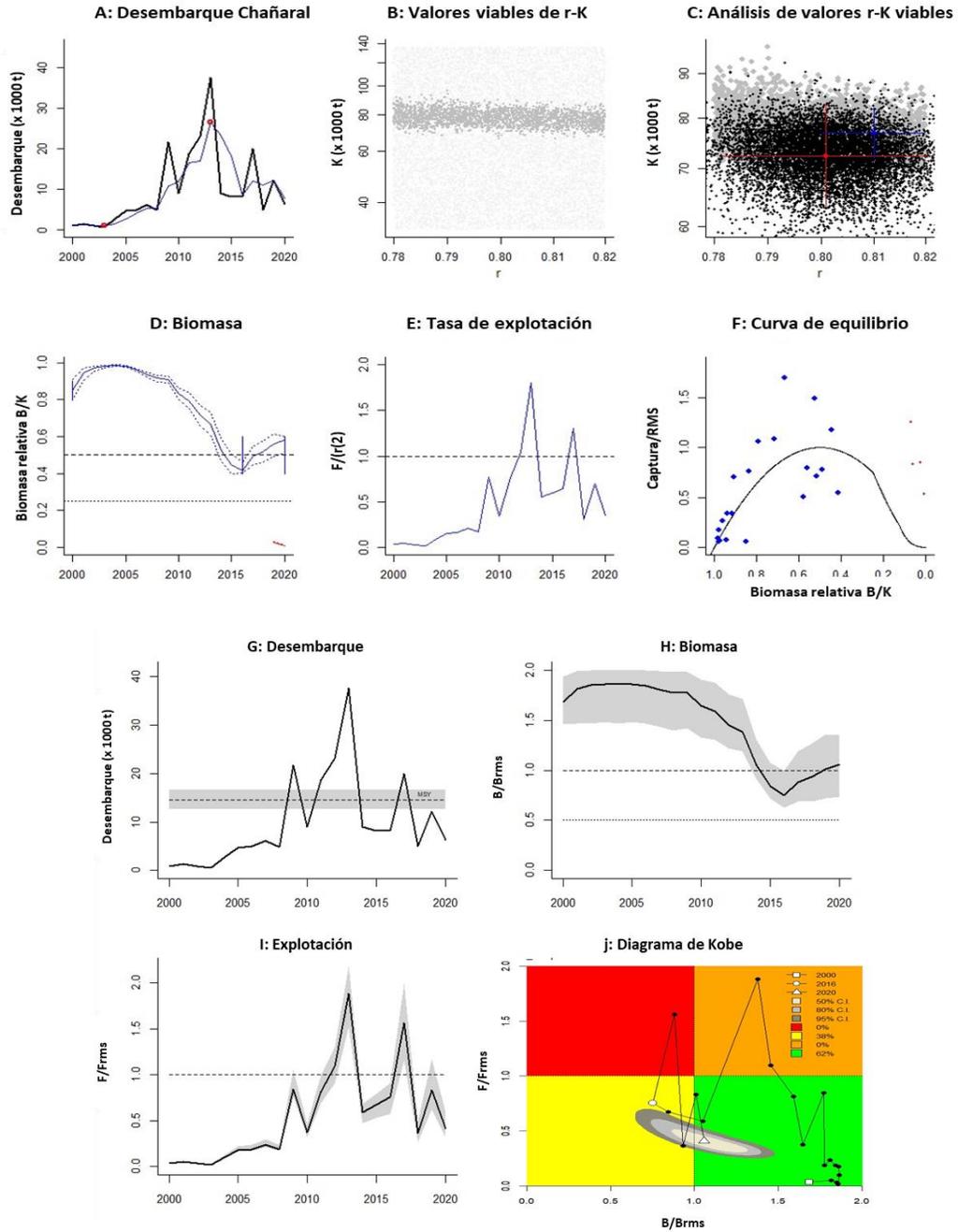
1	BSM	0,80	14,50	2,91	7,27	0,78	0,74	Sobre explotado, sin sobrepesca
	CMSY	0,81	16,70	3,38	-	-	0,46	
2	BSM	0,80	19,30	3,85	9,63	1,30	0,34	Subexplotado
	CMSY	0,81	18,20	3,69	-	-	0,35	
3	BSM	0,80	13,80	2,76	6,89	0,41	1,85	Sobre explotado y sobre pescado
	CMSY	0,81	15,80	3,21	-	-	0,58	
Totoral bajo								
1	BSM	0,80	14,10	2,84	7,07	0,83	1,47	Sobre explotado y sobre pescado
	CMSY	0,81	15,40	3,13	-	-	0,99	
2	BSM	0,80	18,80	3,77	9,42	1,44	0,64	subexplotado
	CMSY	0,81	16,90	3,43	-	-	0,73	
3	BSM	0,80	13,80	2,77	6,92	0,60	2,10	Sobre explotado y sobre pescado
	CMSY	0,81	14,90	3,01	-	-	1,23	
Huiro palo (<i>L. trabeculata</i>)								
Carrizal bajo								
Escenario	Modelo	r	K (x1000 t)	RMS (x1000 t)	Brms (x1000 t)	B/Brms 2020	F/Frms 2020	Resultado de la evaluación
1	CMSY	0,81	14,60	2,96	7,31	1,46	0,24	Subexplotado
2	CMSY	0,81	14,90	3,03	7,47	1,13	0,30	subexplotado
3	CMSY	0,81	14,70	2,97	7,34	0,63	0,55	Sobre explotado, sin sobrepesca
Chañaral de aceituno								
1	CMSY	0,81	24,60	4,98	12,30	1,32	0,11	Subexplotado
2	CMSY	0,81	24,00	4,87	12,00	1,11	0,14	subexplotado



3	CMSY	0,81	23,30	4,72	11,70	0,62	0,26	Sobre explotado, sin sobrepesca
Pajonales								
1	CMSY	0,81	6,34	1,28	3,17	1,17	0,94	Subexplotado
2	CMSY	0,81	5,93	1,20	2,91	1,10	1,06	Sobre capturado, sin sobre explotación
3	CMSY	0,81	4,26	0,86	2,13	0,63	2,57	Sobre capturado y sobre explotado

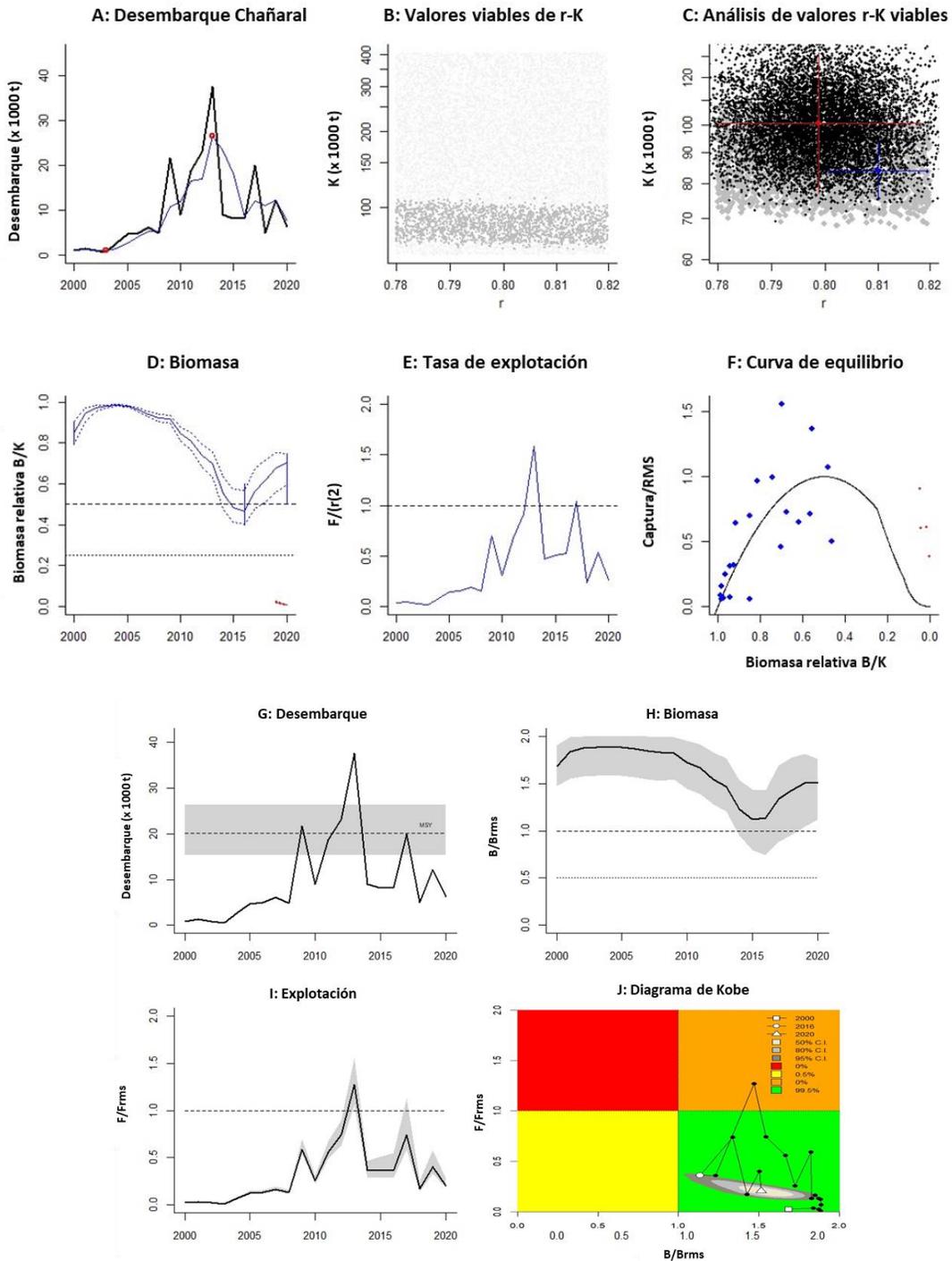


**Figura 261. Gr1fica de escenario en Tabla 56. Huiro negro (*L. berteroana/spicata*)
Cha1naral (4 puntos de biomasa)
Escenario 1.**



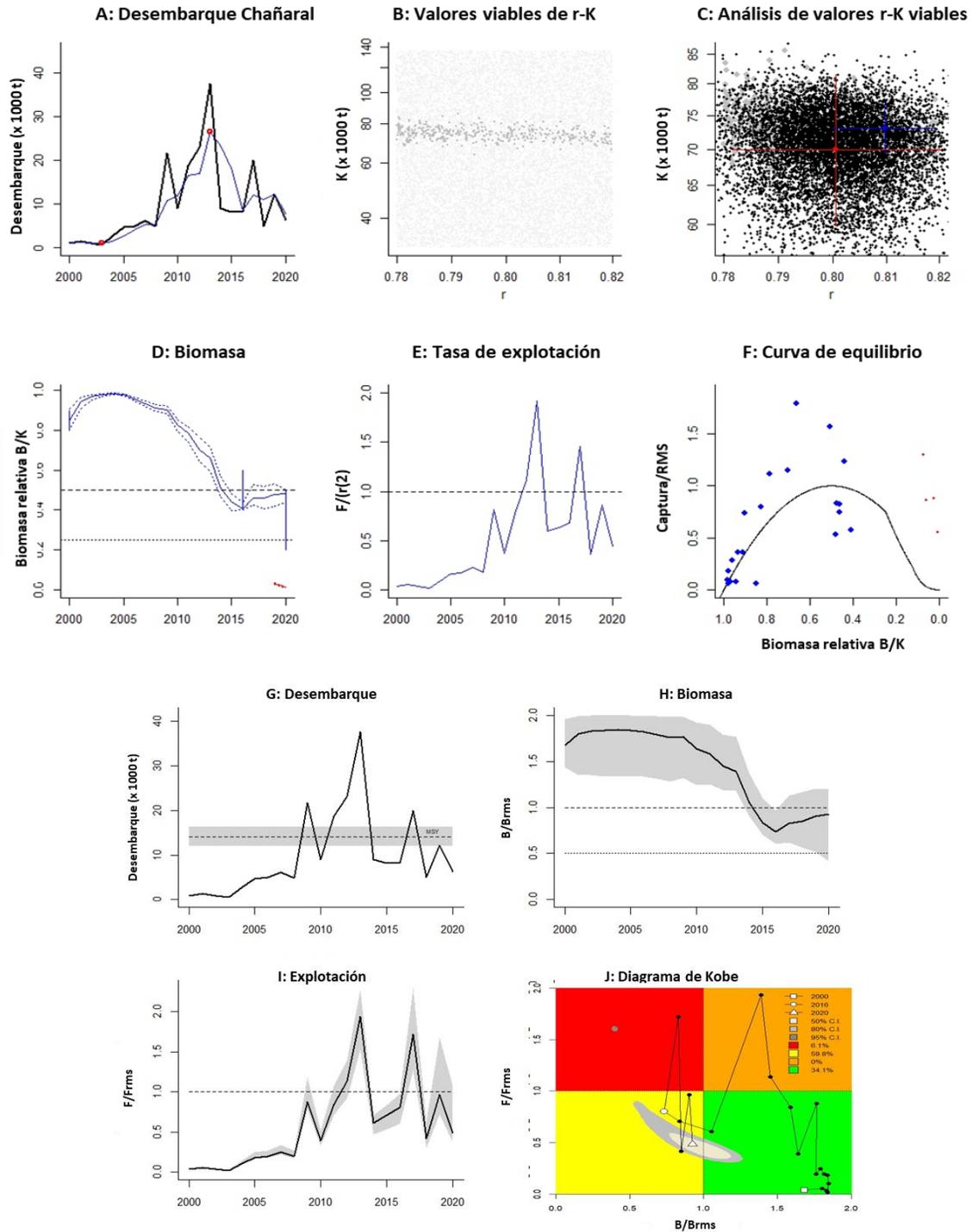


Escenario 2.





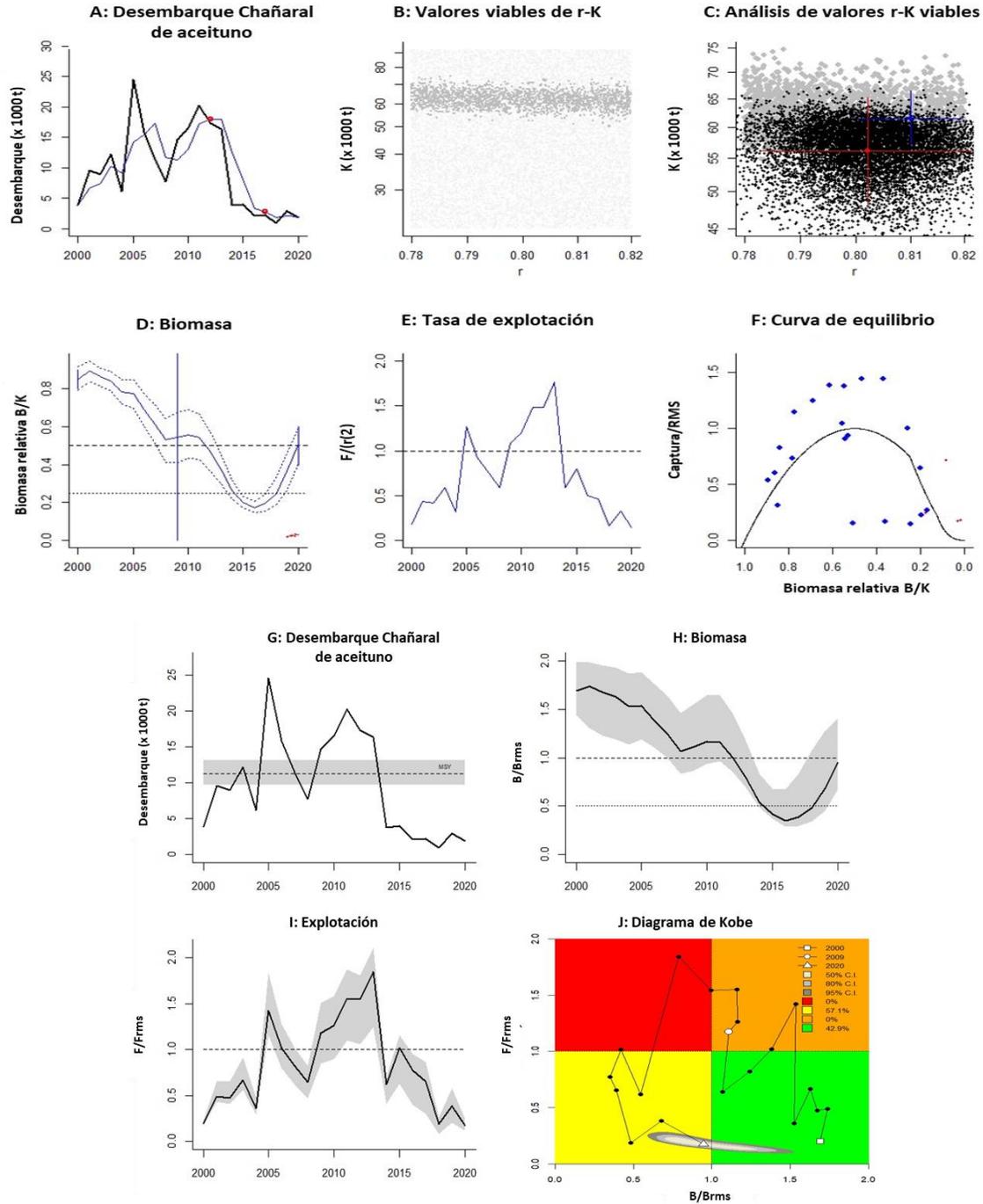
Escenario 3.





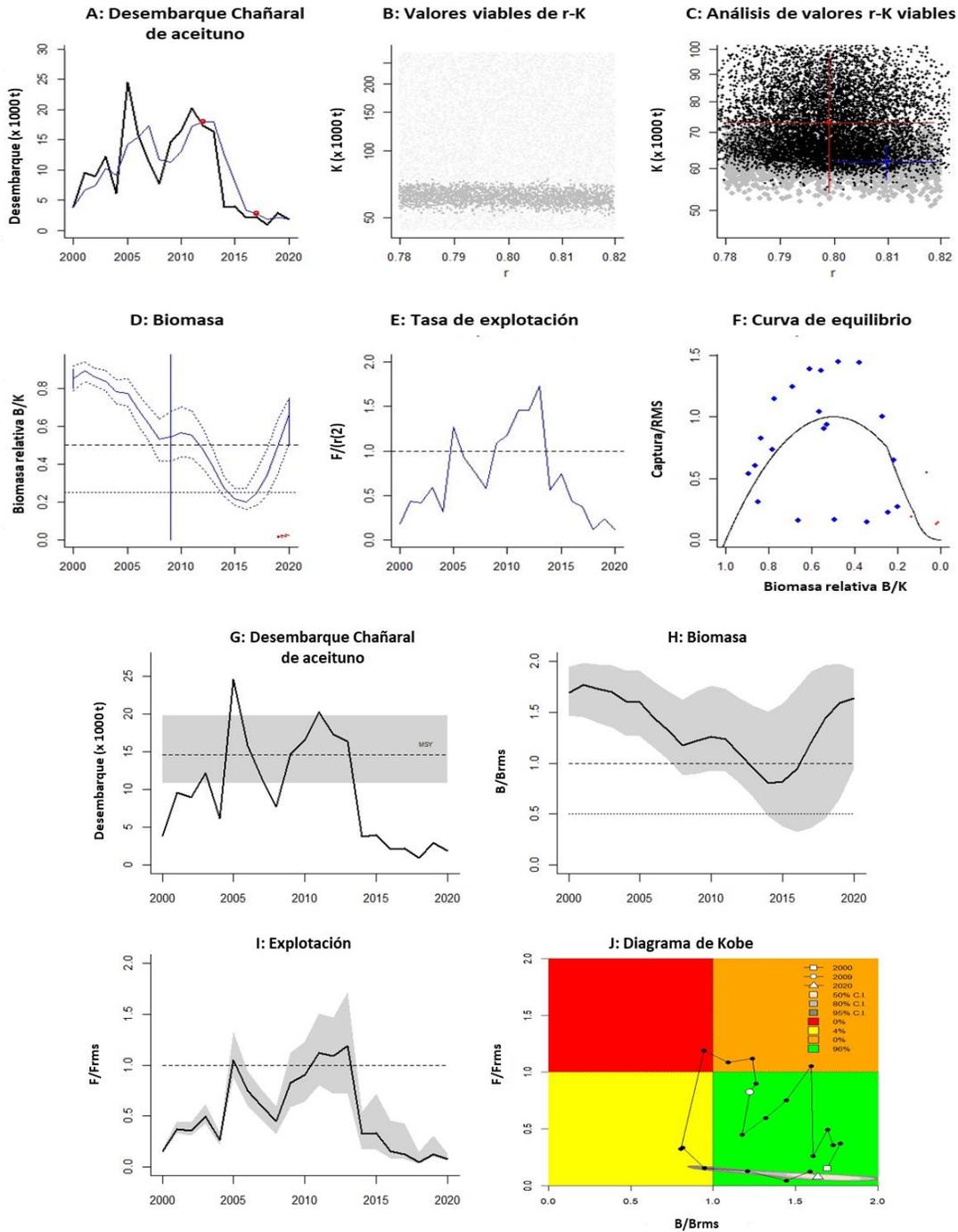
Cañaral de aceituno (3 puntos de biomasa)

Escenario 1.



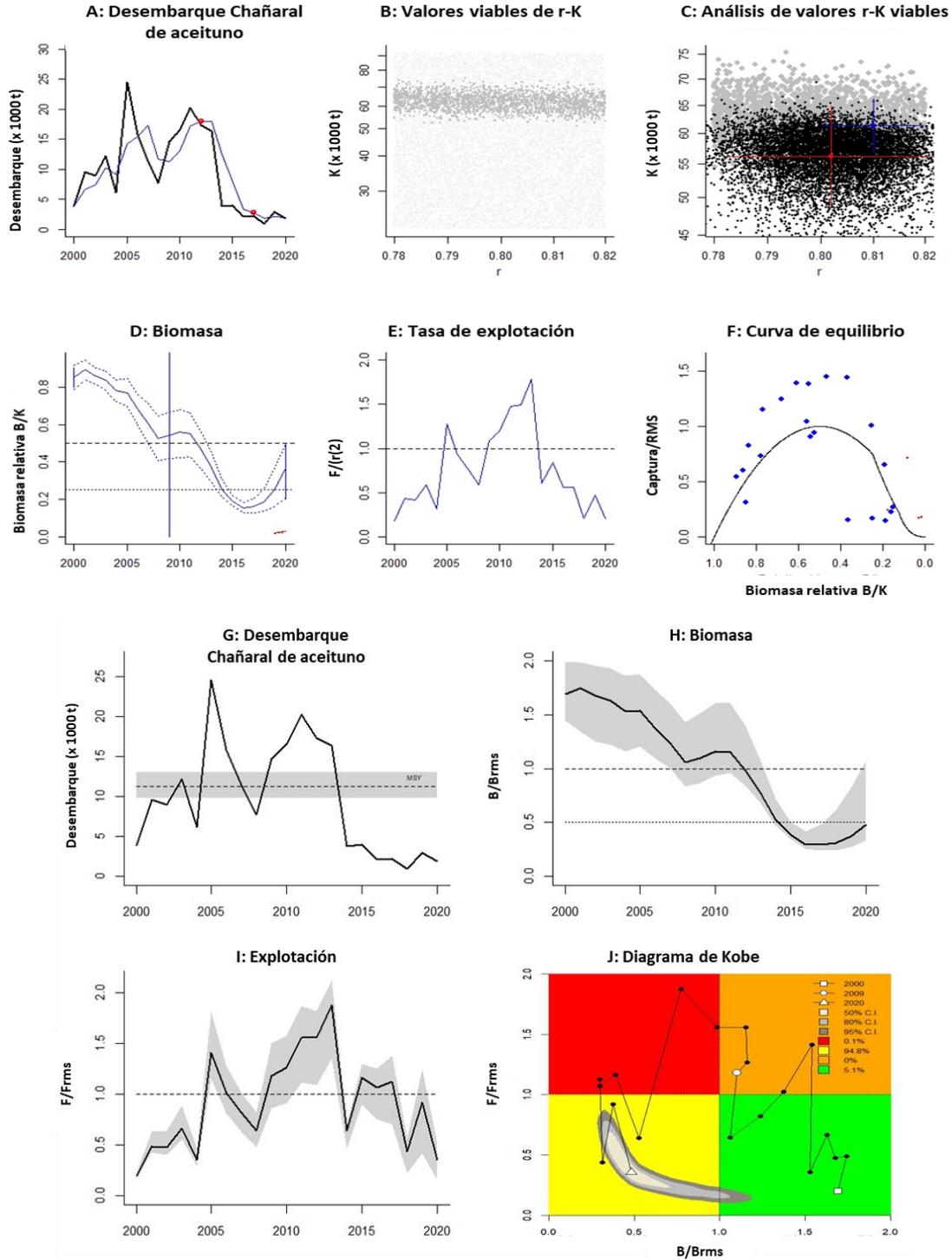


Escenario 2.





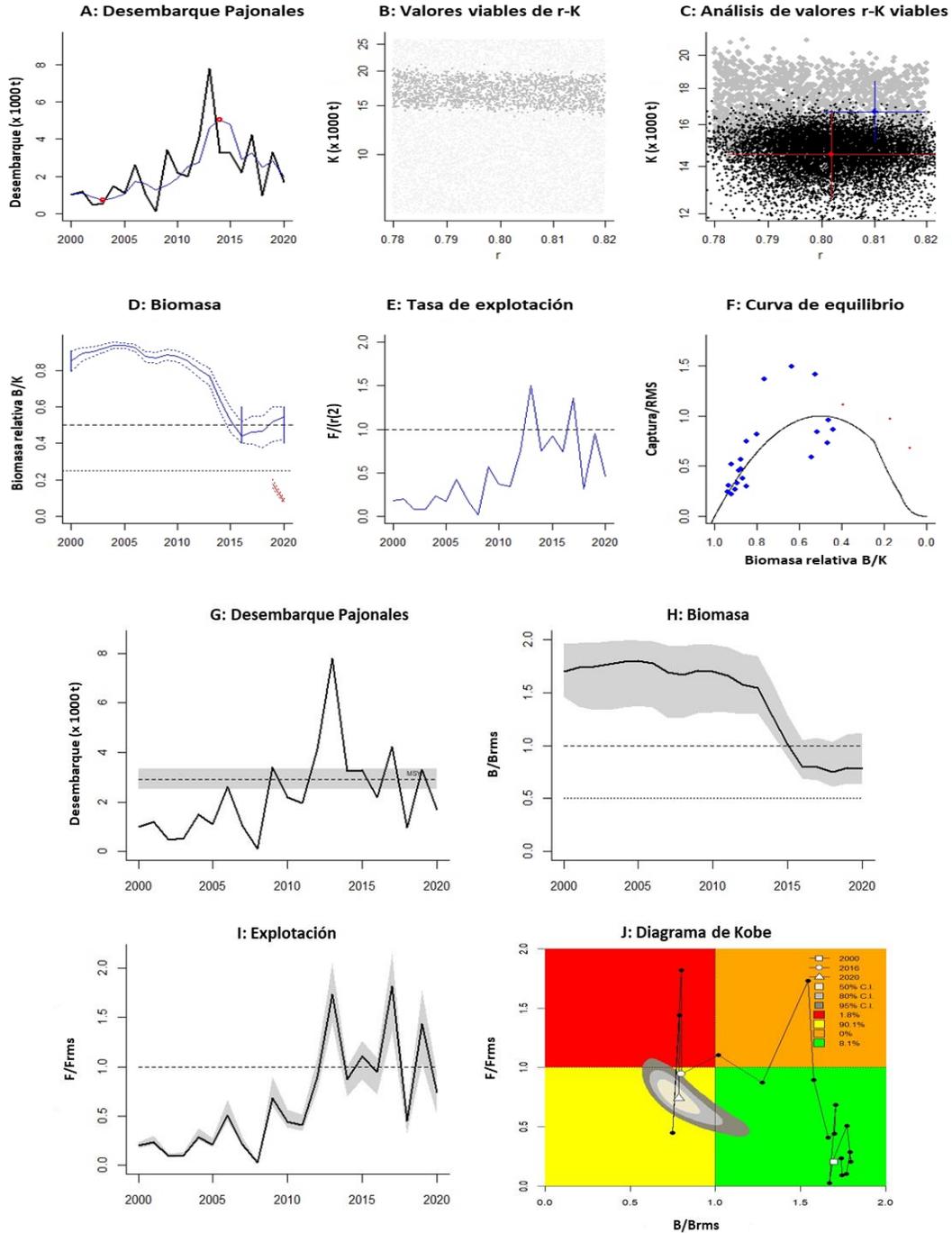
Escenario 3.





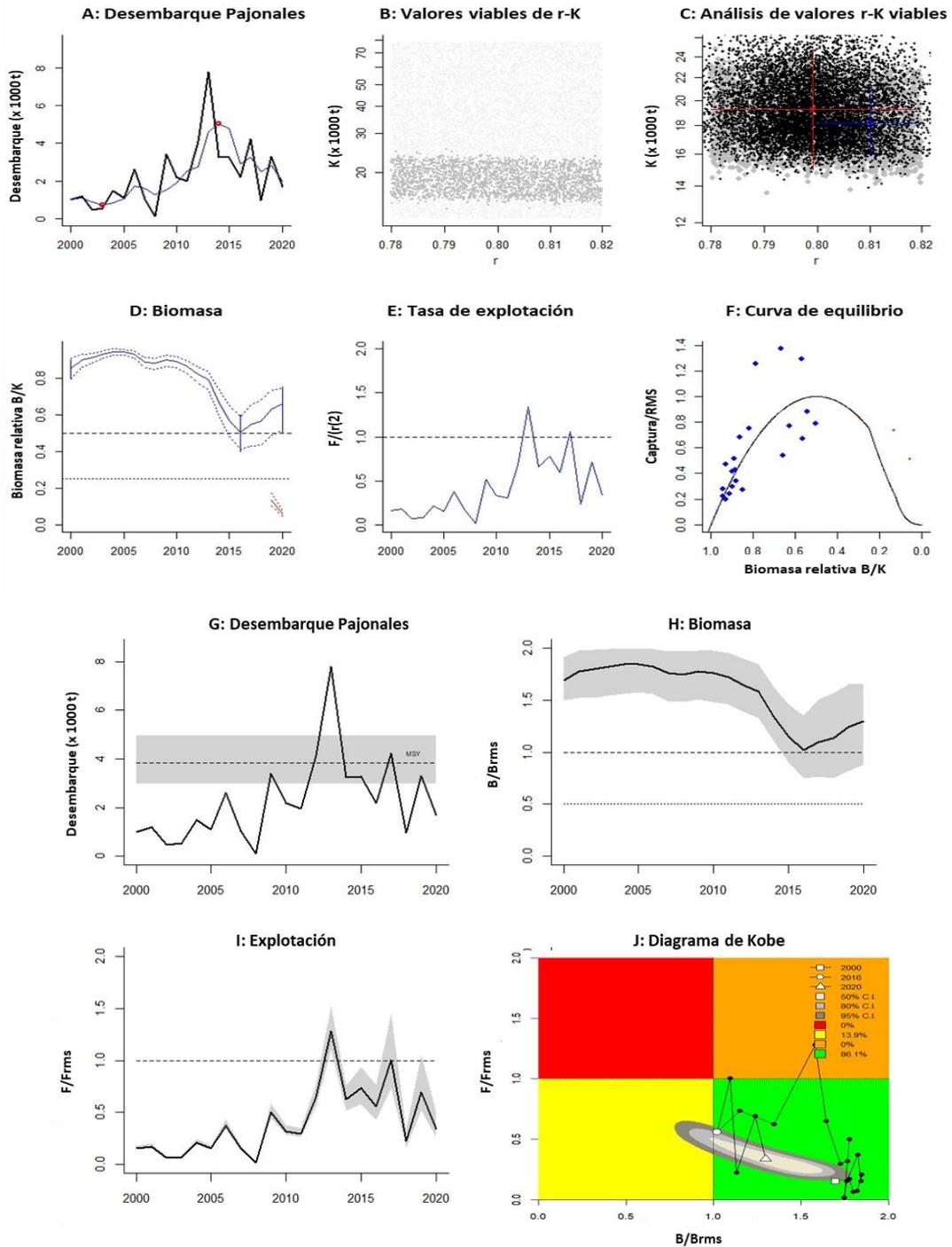
Pajonales (3 puntos de biomasa)

Escenario 1.



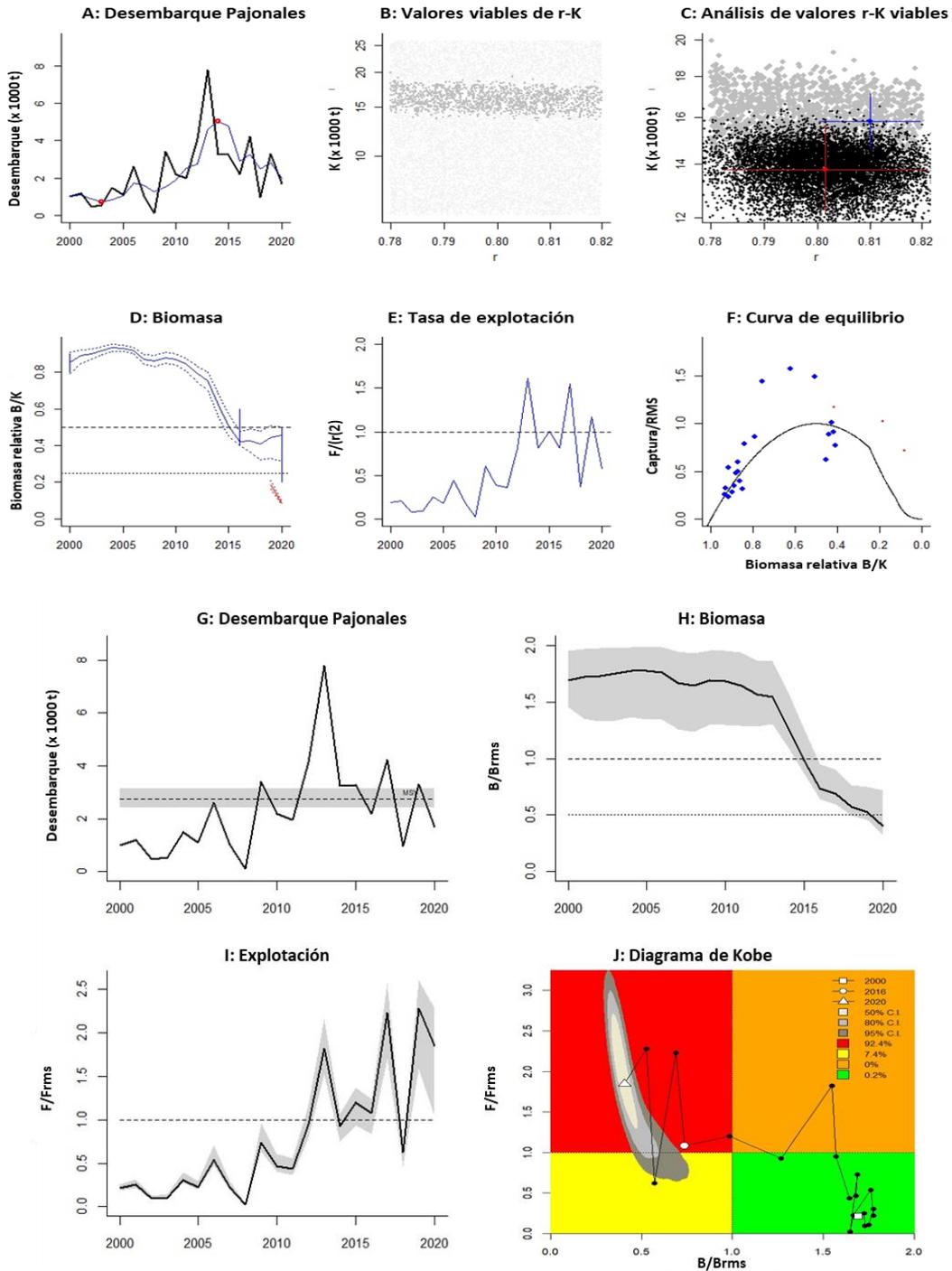


Escenario 2.





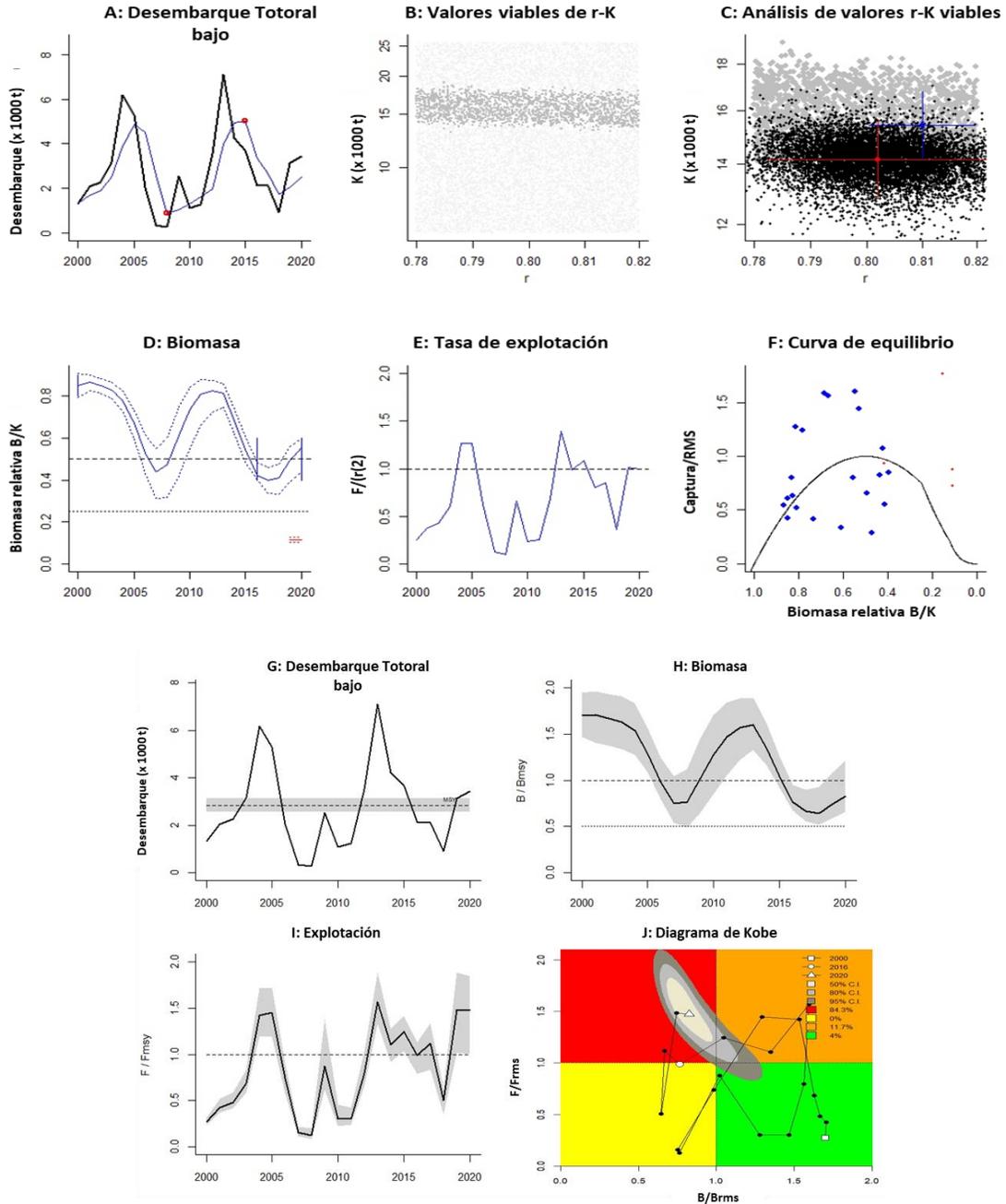
Escenario 3.





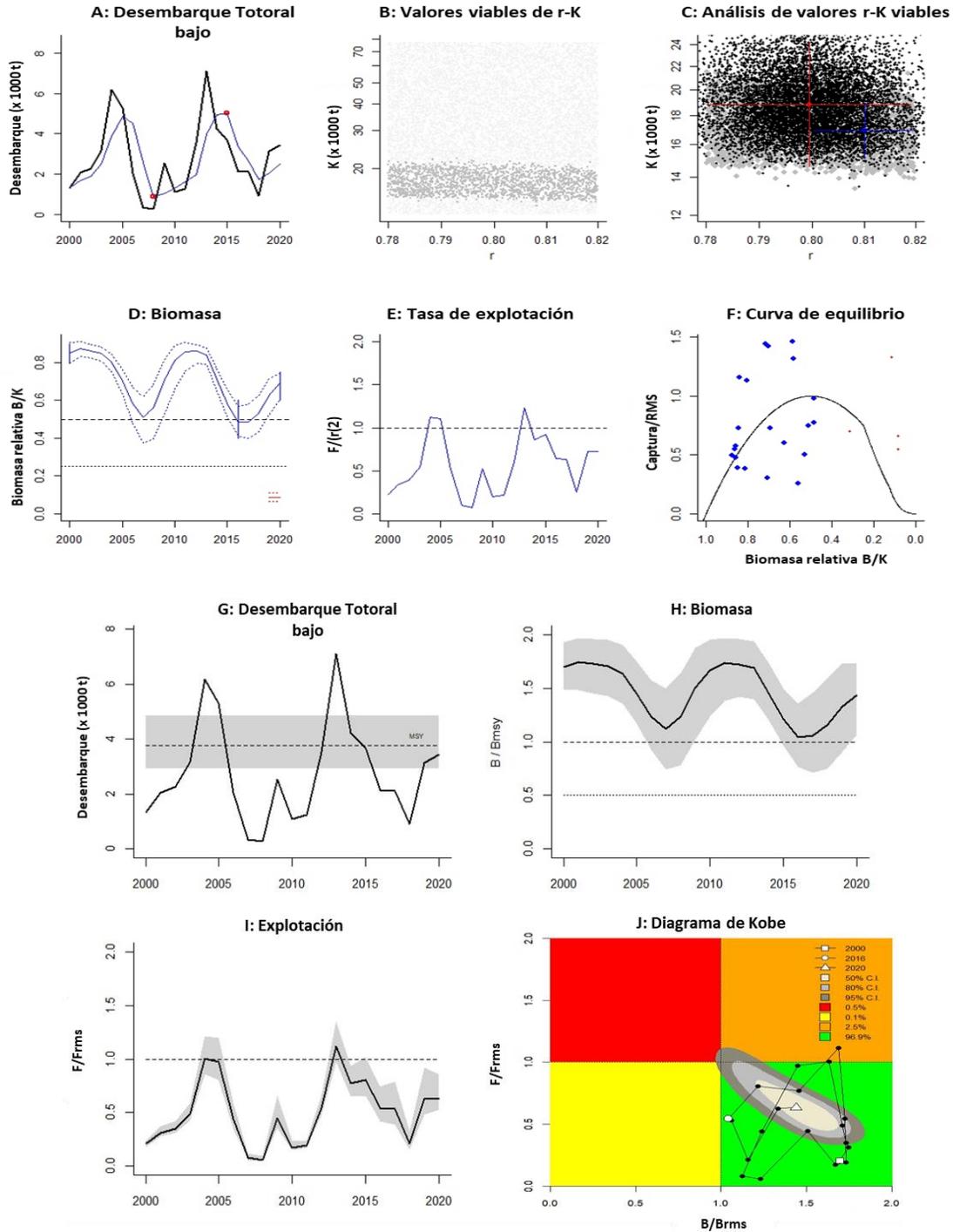
Total bajo (4 puntos de biomasa)

Escenario 1.



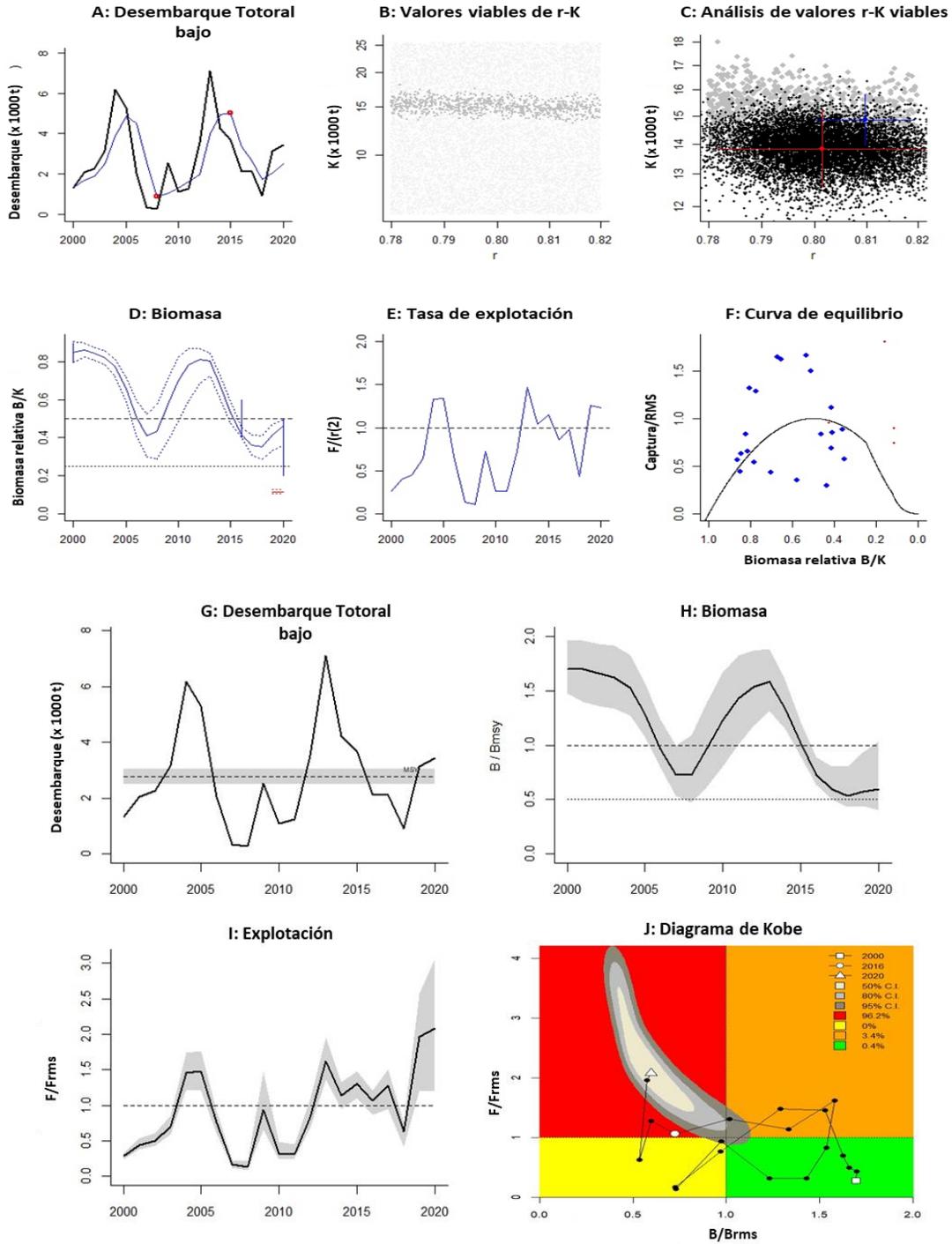


Escenario 2.





Escenario 3.

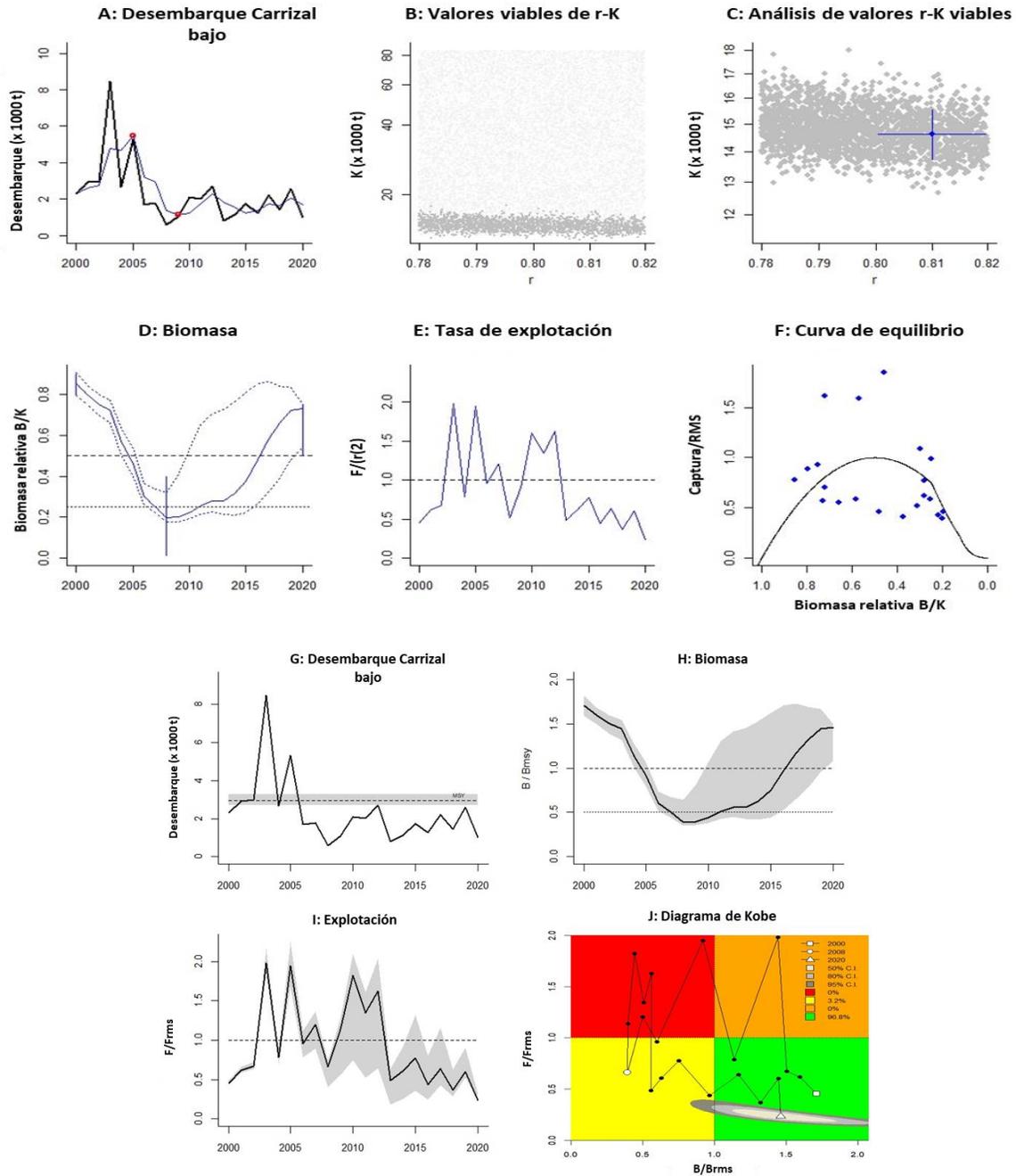




Huiro palo (*L. trabeculata*)

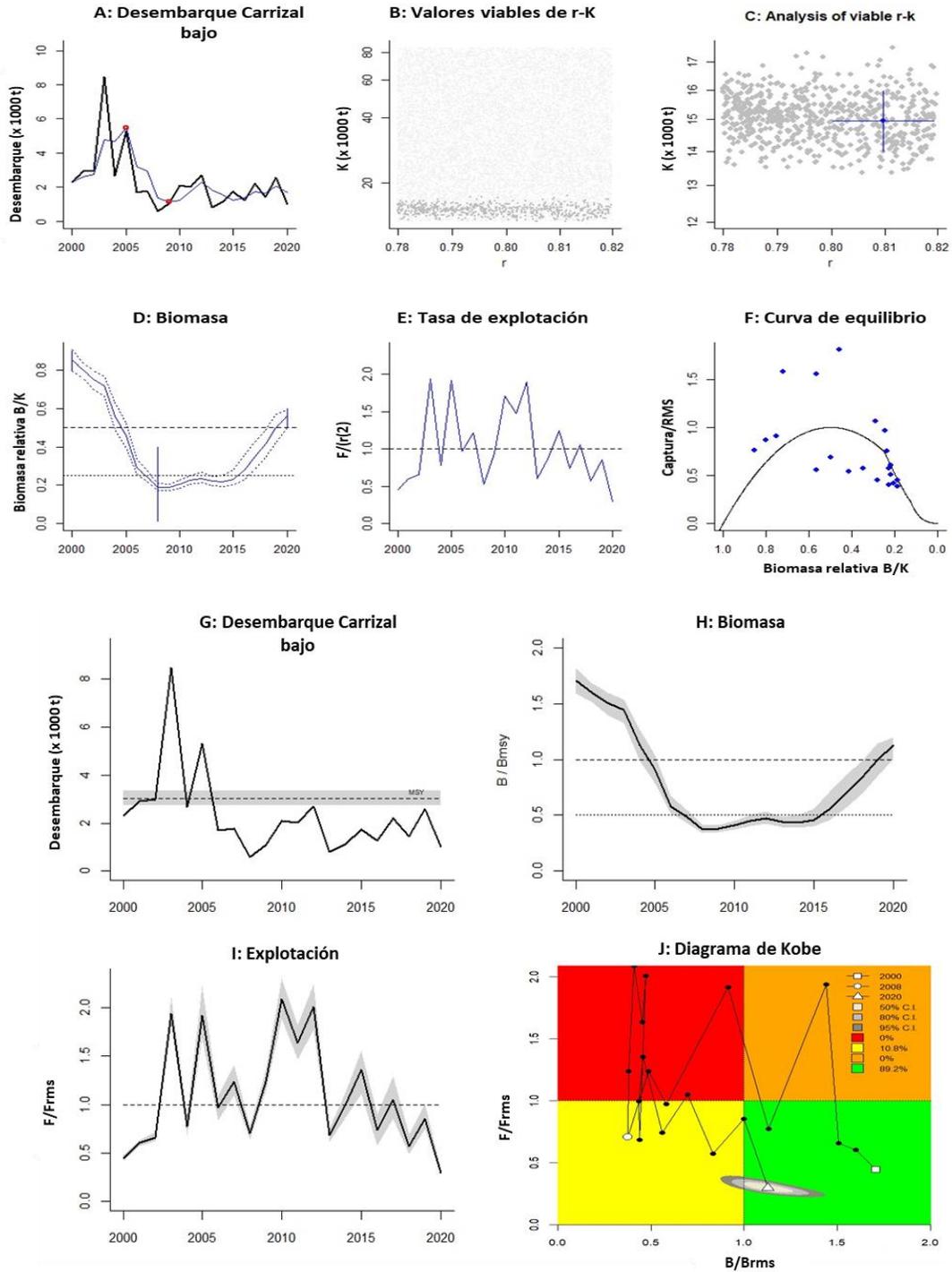
Carrizal bajo.

Escenario 1.



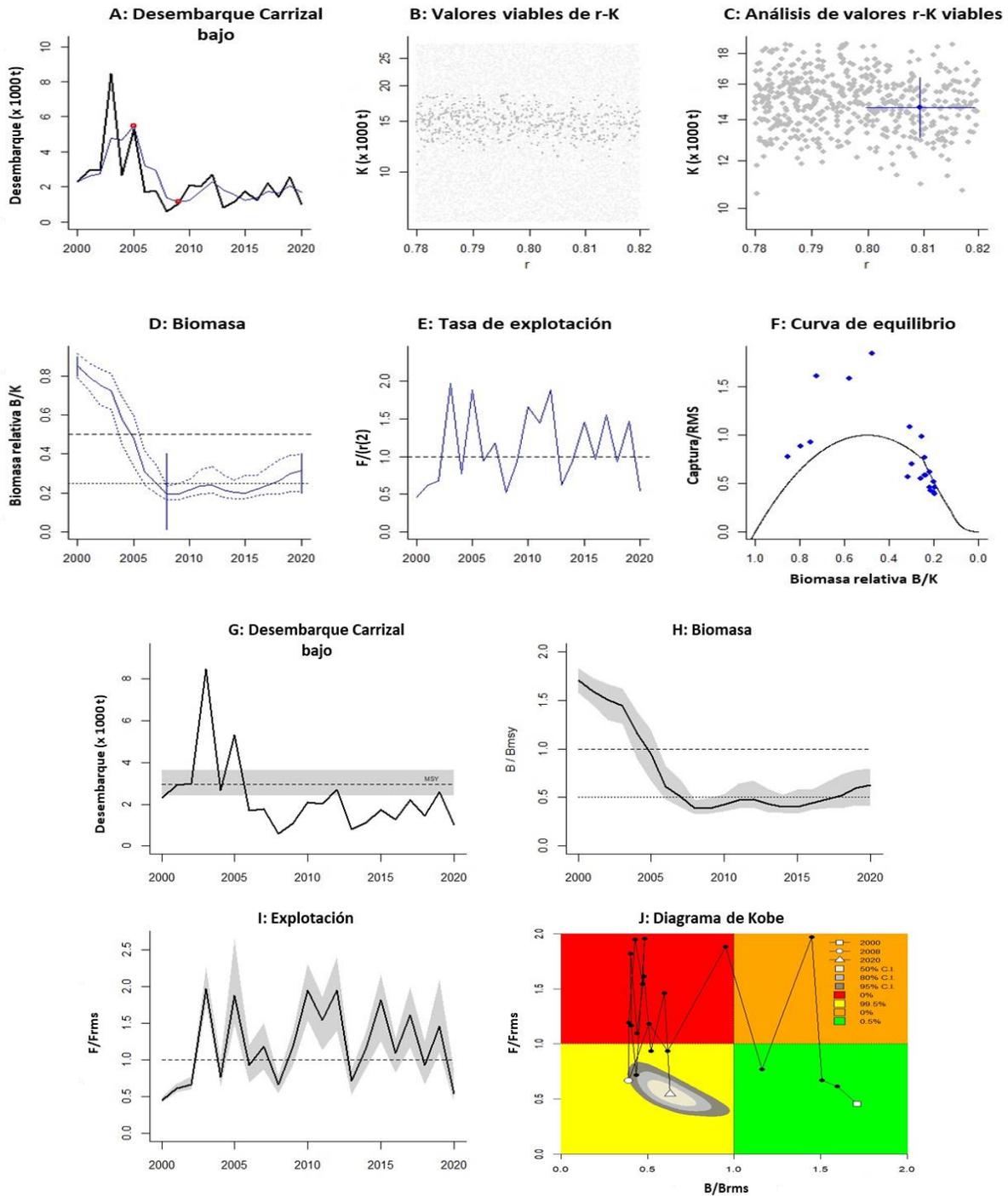


Escenario 2.





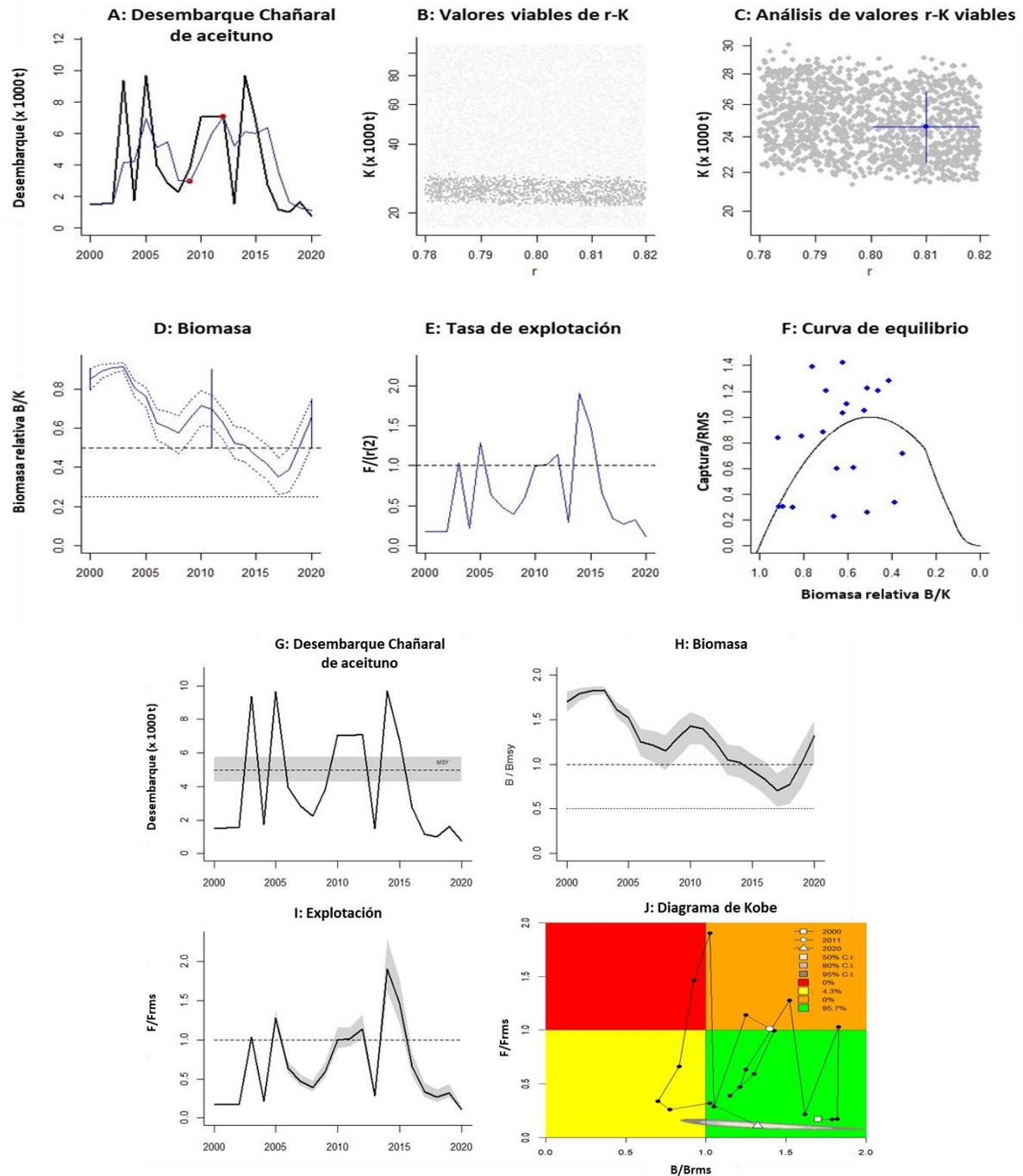
Escenario 3.





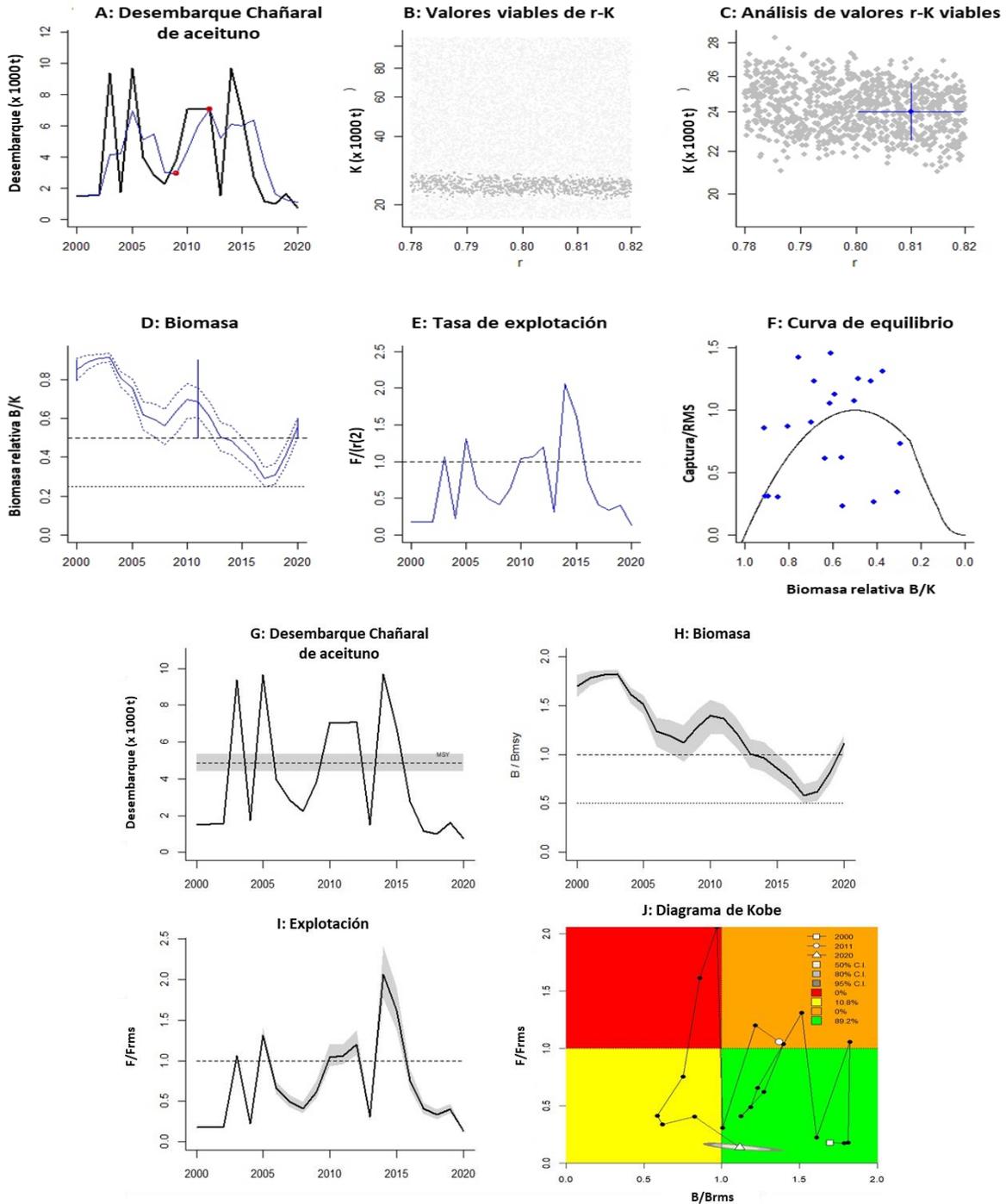
Chañaral de aceituno

Escenario 1.



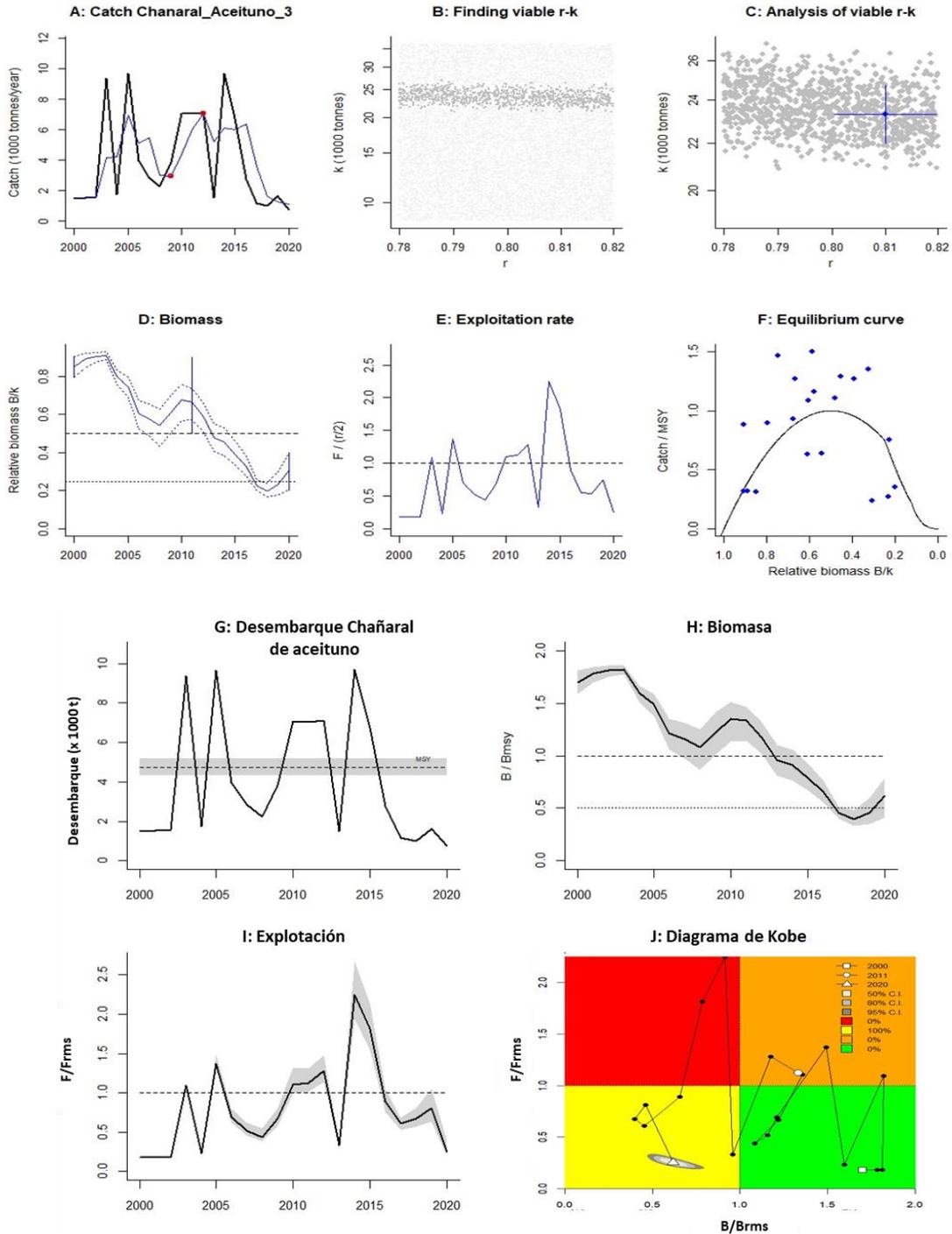


Escenario 2.



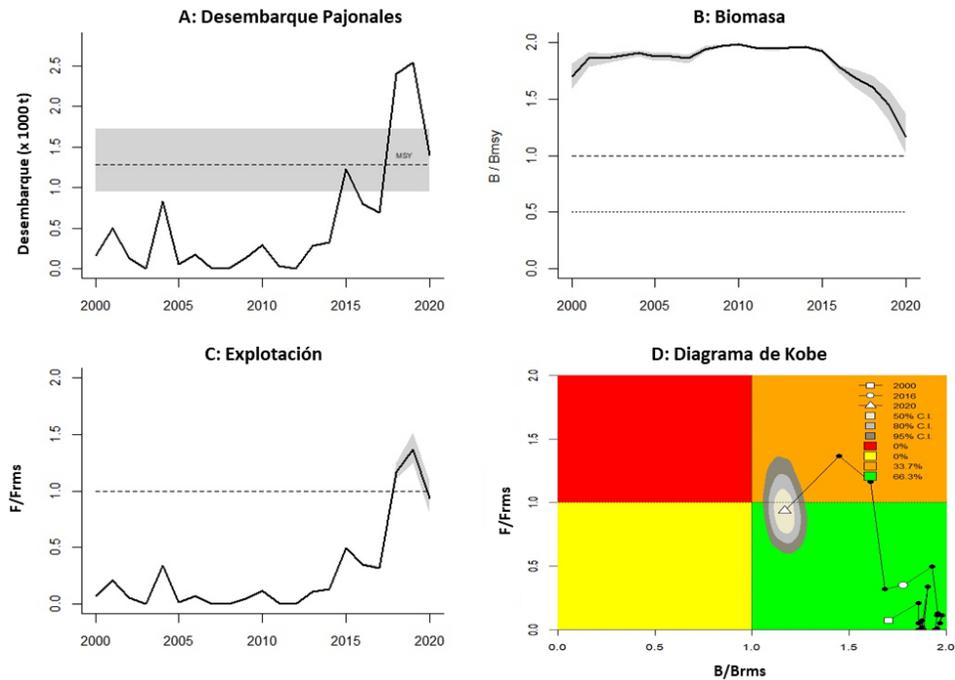
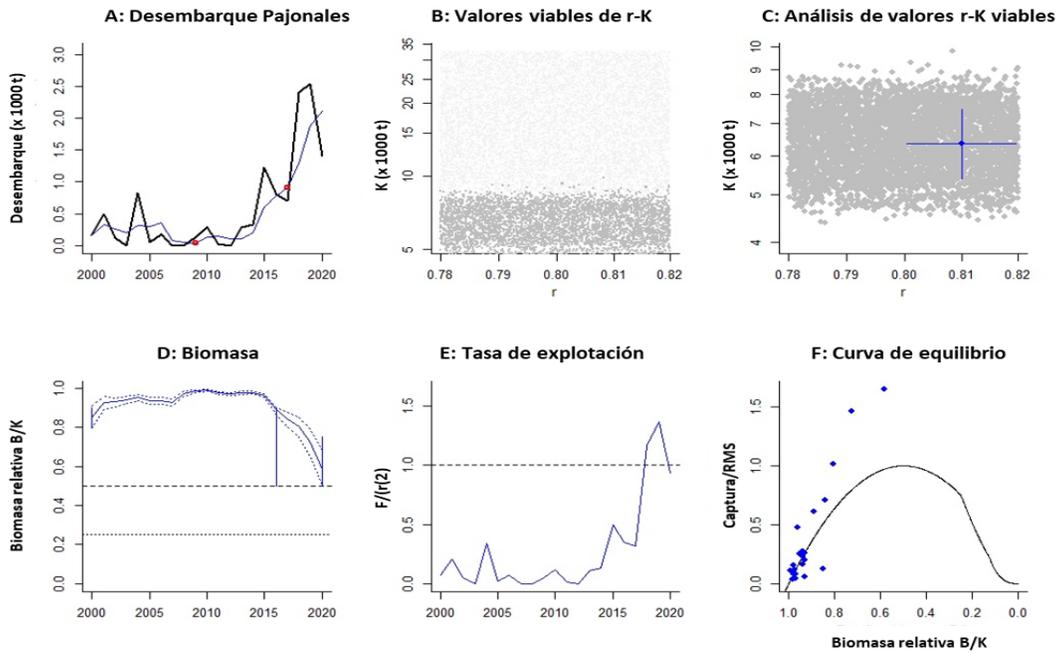


Escenario 3.



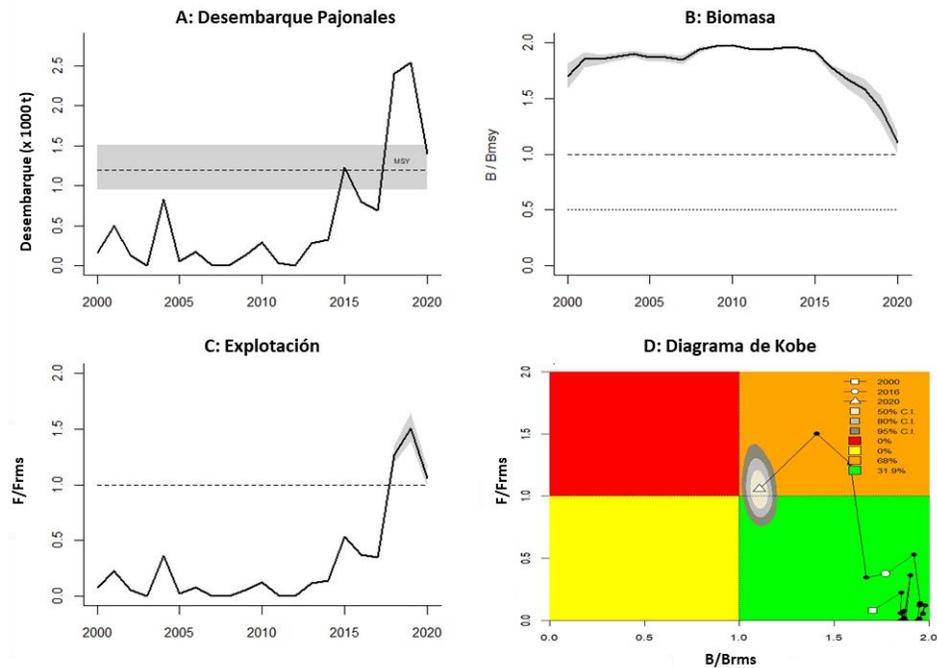
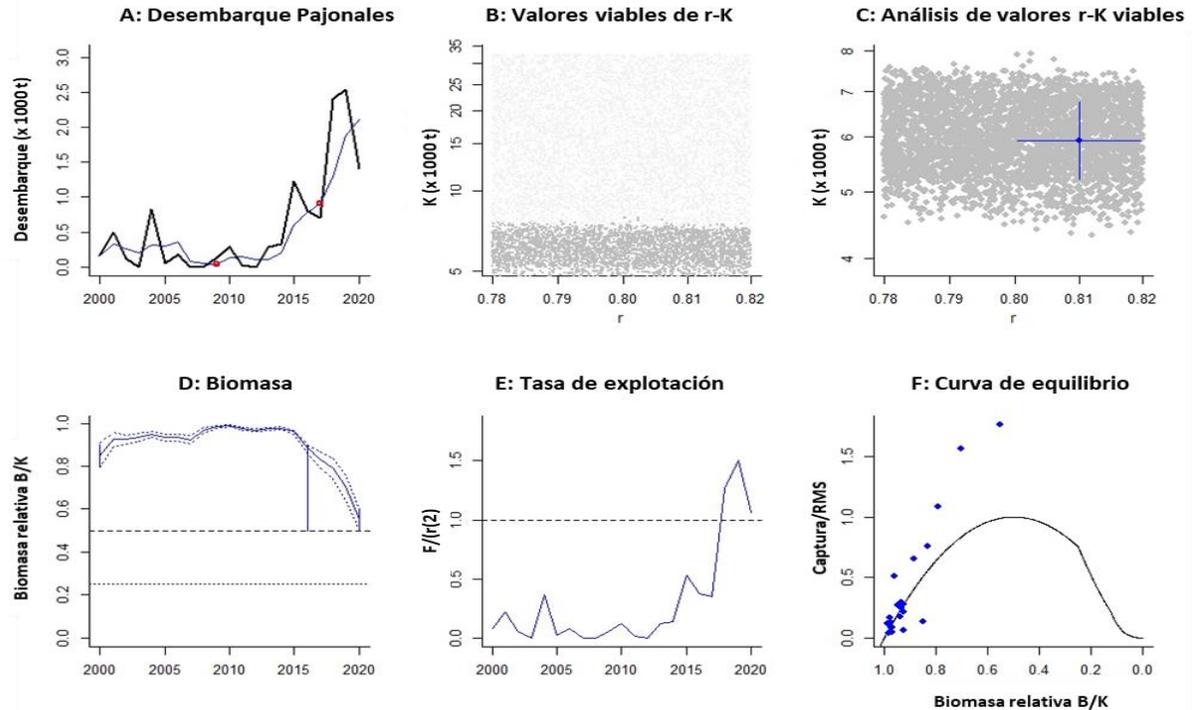


Pajonales Escenario 1.



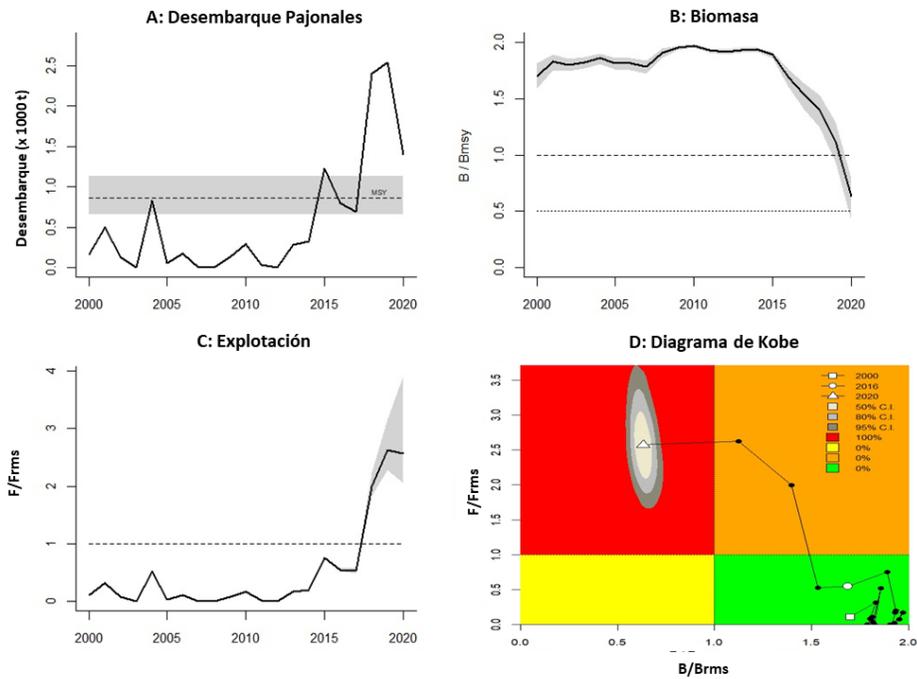
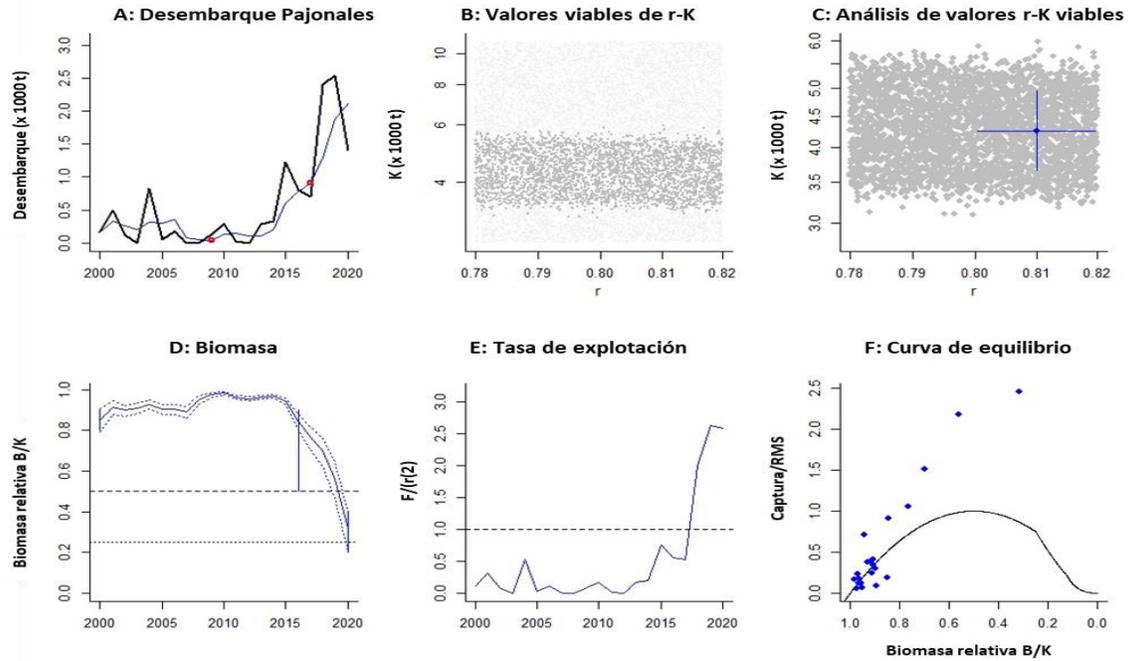


Escenario 2.





Escenario 3.





6.1.8.2 Taller metodologías de evaluación indirecta de macroalgas.

a) Programa Taller del día 18 de junio de 2021.

El Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) en su rol de asesor de la administración pesquera, se encuentra desarrollando un proyecto de asesoría a los Planes de Manejo Bentónicos, en el contexto del cual es necesario un pronunciamiento sobre el estado de las pesquerías de macroalgas en los Planes de Manejo que los contienen. En el contexto en que ocurre la pesquería (ausencia de puntos de referencia, objetivos de manejo, inexistencia de monitoreo biopesquero, pesca furtiva indeterminada y desembarques inciertos) la necesidad de pronunciarse sobre el estado de explotación se dificulta y las experiencias de evaluación a través de métodos indirectos son escasos en nuestro país, lo anterior considerando un marco del manejo de pesquerías mono-específicas, pero de evidente impacto y requerimientos ecosistémicos.

La administración pesquera, a través del pronunciamiento del Comité Científico Técnico Bentónico, ha asumido la estrategia de mantener a la pesquería en condición de *status quo*, con cuotas de extracción constantes desde el año 2017, lo cual permanece en la actualidad, sin un pronunciamiento del estado de explotación y como una opción de manejo precautoria.

Debemos considerar que contar con series de monitoreo biopesquero no es una opción en el corto plazo.

En ese contexto, el presente taller, de tipo metodológico persigue discutir las consideraciones y los métodos pertinentes a implementar para la asesoría de manejo pesquero para estos recursos.

El objetivo, es contar con la opinión y exposición de experiencias de investigadores que han participado de la evaluación de macroalgas con métodos indirectos o indirectos con *input* de levantamiento de datos *in situ*, para centrar la discusión junto con IFOP y Subpesca, en las herramientas disponibles para la evaluación, brechas de conocimiento, sustento de los supuestos empleados y alternativas de estrategias metodológicas para la asesoría.



Programa:

9:00 - 9:10

Palabras de bienvenida Subsecretaría de Pesca.

Sr. Mario Acevedo

macevedo@subpesca.cl

9:10 – 9:30

Contexto de la evaluación pesquera de macroalgas en Chile.

Sr. Carlos Techeira

carlos.techeira@ifop.cl

9:30 - 9:40

Parámetros poblacionales como insumos para descripción de la dinámica de la población.

Sr. Jorge González

jorge.gonzalez@ucn.cl

9:40 - 10:00

Alternativas de evaluación de macroalgas enfocada en la asesoría y el manejo.

Sr. Julio Vasquez

jvasquez@ucn.cl

10:00 - 10:15

Café ☕

10:15- 10:35

Evaluación de estatus de poblaciones de macroalgas en la Región de Atacama: Puntos de referencia y alternativa de procesamiento de información disponible.

Sr. Eduardo Pérez

eduardo.p.perez.e@gmail.com

10:35 - 10:55

Implementación de método CMSY (Froese *et al.*, 2017) para la evaluación de huiro palo y huiro negro en 3 sitios en la Región de Atacama.

Sr. Alejandro Roldan

alejandro.roldan@ifop.cl

10:55 - 11:15

Implementación de modelos de datos pobre y alternativas de manejo para la pesquería de macroalgas.

Sr. Cristian Canales

cristian.canales.r@pucv.cl

11:15 - 11:35

Café ☕

11:35 - 12:35

Brechas, alcances y alternativas en la evaluación de macroalgas pardas.

12:35 – 12:45

Síntesis y Conclusiones



Dr. Julio Vazquez.

“Alternativas de evaluación de macroalgas enfocada en la asesoría y el manejo.

El Dr Vazquez plantea la situación del estado de conocimiento de las macroalgas en el norte de Chile, indicando que la información es abundante y de larga data, que se han realizado estudios y diversas evaluaciones que dan cuenta del estado de las praderas, tanto de huiro negro como de huiro palo.

Se debe ser cauteloso, sin embargo, en el tratamiento de algunos parámetros acorde a la condición actual y local de las macroalgas, como por ejemplo en las estimaciones de biomasa, basadas en la expansión de las abundancias a través de relaciones talla – peso. Estos cambios, tendrían una tendencia latitudinal, en el sentido de la mayor extracción, implicaría la necesidad de obtener nuevos parámetros, ojalá locales.

Plantea que estos parámetros pueden servir como indicadores del estado de las poblaciones, tomando referencias de poblaciones en un régimen de alta protección, como pueden ser las Reservas Marinas. Se han desarrollado experiencias en las cuales se ha encontrado que distintos regimenes de administración pesquera varían en estado de conservación y valores de este tipo de parámetros.

Es necesaria la complementariedad de diferentes alternativas de evaluación, aprovechando los aportes de distintos equipos de trabajo.

Menciona como alternativa de manejo, la posibilidad de establecer un porcentaje de biomasa que se autorice a exportar a nivel nacional, como ocurre con otros países.

Dr. Eduardo Perez E.

“Evaluación de estatus de poblaciones de macroalgas en las regiones de Coquimbo y Atacama: Puntos de referencia y alternativas de procesamiento de información disponible”

Se relata la experiencia del trabajo que se inicia el año 2014, con la “mesa de algas pardas”, previo a la generación de los Comités de Manejo y los consecuentes Planes de Manejo, con el objetivo de Contribuir en el diseño de estrategias pesqueras desde una perspectiva técnica. En la mesa se congregaron pescadores, administradores y fiscalizadores, en la que coincidían profesionales conocidos, pero en distintos roles.

El marco general fue que la estrategia pesquera debería considerar: set de datos + experiencia de los usuarios + modelo + reglas de decisión + medidas de ordenación con criterio técnico.

Los requisitos para trabajar con el modelo fueron: trabajar con la información disponible, que el modelo fuera fácil de generar y de interpretar. La información existente era: capturas declaradas, número de pescadores, número de declaraciones de desembarque y número de declaraciones por pescador. Lo anterior requirió correcciones por: barroteo, humedad, super recolectores, super buzos y eventos agregados en una misma DA. No existía la posibilidad de generar nuevos datos y se asumió como meta trabajar con el principio precautorio, de forma de aprovechar toda la información disponible.



El trabajo con los usuarios permitió conocer una realidad detrás de la información y evidenciar algunas tendencias de los datos. La información de los usuarios permitió realizar correcciones a la data disponible.

Se fue trabajando en estrategias con dos puntos de referencia generales:

- Explotar los stock silvestres en su máximo nivel (MRS).
- Un punto de referencia límite del 25% de la biomasa disponible, según cita de John Caddy.

Un modelo de producción permitió evaluar 4 estrategias de explotación, con capturas que se acercaban o alejaban del punto límite. Se asumió una estrategia de recomendar técnicamente la estrategia que permitían una recuperación de la biomasa.

El modelo implementado fue la versión dinámica del modelo de Schaeffer (no equilibrio), con una base dt mensual, con una escala espacial de comunas para Coquimbo y una escala de provincias para Atacama.

Es rescatable el alto nivel de participación de tuvieron los usuarios.

El modelo cuantitativo fue validado estadísticamente a través de la evaluación de la significancia de los parámetros. También se empleo el Índice de Theil para la evaluación de la predicción y las observaciones. Se empleó un set de reglas de decisión:

- Un alto valor de biomasa cercana al punto de referencia límite se consideraba el stock sobreexplotado
- Si el valor de biomasa se acercaba al punto objetivo, significaba que la estrategia estaba funcionando
- Si el modelo entrega valores sobre el punto objetivo, se entendía una situación de subexplotación.

El modelo permitía observar valores de capturas predichas cercanas a las observadas en magnitudes y tendencias. En general se encontró alta convergencia en huiro negro con las estimaciones de las evaluaciones directas, pero no se logró lo mismo con el huiro palo. Hubo una alta diferencia con la evaluación directa de huiro flotador, pero explicado por una subestimación de la evaluación directa.

Dr. © Alejandro Roldán Heredia.

“Implementación de método CMSY (Froese *et al.*, 2017) para la evaluación de huiro palo y huiro negro en la Región de Atacama”.

Se trabaja en la implementación de este método de data pobre para la evaluación de huiro negro y huiro palo en la Región de Atacama.

Se dispone de la siguiente información:

- Desembarque regional desde los anuarios estadísticos de pesca desde 1980 al año 2020 para huiro negro y desde el año 2000 al 2020 para huiro palo.



- Resultados de evaluaciones directas provenientes de proyectos FIPA e IFOP desde el año 2000 a 2020.
- Encuestas a usuarios de la pesquería realizadas en el año 2016 en caletas en el litoral de la Región. Percepciones de agotamiento local.

Se seleccionaron localidades en las cuales aplicar el método, con los siguientes requisitos:

- El desembarque en cada caleta es una señal de respuesta de la abundancia de los sectores cercanos.
- El desembarque debiera tener una respuesta similar a la actividad extractiva y recolectora.
- Es posible el empleo de los resultados de las evaluaciones directas históricas a una serie de estimadores útiles para su empleo como predictores de abundancia.
- La proporción de desembarque reportado como buceo se ha mantenido a lo largo de la historia de la pesquería de huiro negro en la Región.

Se seleccionaron caletas con al menos dos evaluaciones directas históricas y se realizó una nueva evaluación en los años 2019 y 2020.

El método es bayesiano y se basa en el método de Monte Carlo para la obtención de los parámetros del modelo de Schaefer, utilizando datos de captura, resiliencia y abundancia. La secuencia de captura se evalúa como una secuencia de rendimientos. Se asumen como supuestos que: la serie temporal de capturas es de un área específica, se trata a las series de datos como representantes de una unidad de stock y que la población es cerrada.

El método permite obtener: MRS, Fmrs; Bmrs, así como los valores de r , K y Biomasa del último año. Se debe considerar la alta dependencia de los resultados del modelo a los valores prior.

Se evaluaron tres escenarios para cada especie: valores de resiliencia descritos por Gonzalez *et al* 2002 y valores de Biomasa intermedia desde las encuestas y valores de biomasa actual en rangos bajos, medios y sobre el MRS. Las biomazas iniciales se consideraron cercanas a K .

Los altos valores de resiliencia dan como resultado general que los recursos soportan altos niveles de explotación y soportan altos niveles de captura.

Dr. Cristian Canales Andrade.

“Implementing a model for data-poor fisheries based on steepness of the stock-recruitment relationship, natural mortality and local perceptions of population depletion. The case of the kelp *Lessonia berteroa* on costas of north-central Chile”.

Publicación del año 2018 para tratar de implementar algún tipo de manejo pesquero en las macroalgas, pero con fundamento técnico. Los modelos que se han empleados son de excedentes de producción, de amplio empleo en el mundo, que en general se basan en que existe una función de crecimiento poblacional, que se puede modelar en términos de un modelo logístico con valores de r y K . Con r y K



desconocidos, la estimación de ellos depende de la calidad de los datos. Es muy difícil aproximarse a un valor adecuado de r .

La función de crecimiento se puede simplificar como un balance entre lo que se recluta y la biomasa que va muriendo por cada periodo.

Para la biomasa, se puede aproximar el valor corrigiendo el varado y una función de reclutamiento, planteando distintos valores de resiliencia. Se pueden testear diferentes modelos con una base experta. Para las macroalgas se podría medir *in situ* la mortalidad natural. Es relevante tener supuestos viables de M y h (steepness).

Si se tuviera una pradera solo con recolección, se podrían estimar los parámetros en forma empírica. Se realizaron 3 ensayos (Caldera, Chañaral y Huasco). La pregunta necesaria es: ¿cuál sería la biomasa de la pradera antes de empezar la explotación? Se consultó a través de encuesta a los pescadores una percepción del agotamiento y se trató como un dato.

Se obtuvo una serie de resultados para escenarios de variabilidad de reclutamiento y variabilidad de mortalidad natural

En el FIPA 2017-14, se empleo el modelo con el valor de venta en playa como indicador de abundancia, con una visión de que se pueden emplear enfoques sencillos pero prácticos.

6.1.9 Plan de Manejo de bahía Ancud (algas).

6.1.9.1 Evaluaciones directas y análisis de laboratorio, luga roja (*Gigartina skottsbergii*) y luga negra (*Sarcothalia crispata*).

Delimitación del área y perímetro de cada pradera.

Evaluación de Luga Roja.

Los muestreos de luga roja correspondientes a las estaciones de invierno 2020 y verano 2021, se realizaron el 29 de julio del 2020 y 3 de febrero del 2021, respectivamente. El sector evaluado corresponde a Mutrico en la comuna de Ancud (**Figura 262**), donde hay dos praderas de luga roja a 5 kilómetros al Noreste de Ancud y a 1,5 kilómetros de la costa, que son recorridos en una navegación de aproximadamente 15 minutos. En ambas áreas el fondo es principalmente rocoso, en el cual se desarrolla un fondo accidentado con cambios de nivel de hasta 3 metros. La profundidad promedio se encuentra en torno a los 8 metros, y la corriente es influenciada por el canal de Chacao.



Figura 262. Fotografía de la zona evaluado en Mutrico.

La georreferenciación de las praderas de luga roja fue proyectada en un Sistema de Información Geográfica (SIG), con el cual se pudo establecer que ambas praderas durante el mes de julio (invierno 2020) cubrieron un área total de 1,18 há en total, mientras que en el mes febrero (verano 2021) esta disminuyó levemente a 1,06 há (**Tabla 57 y Figura 263**). Al comparar el área de cada pradera en las estaciones evaluadas (invierno y verano), se pudo observar que la disminución fue similar en ambas. Según los pescadores de Ancud, en el área evaluada se realizó extracción del recurso luga roja, mediante buceo, durante el mes de febrero de 2021, lo cual explicaría la disminución del área que abarca la pradera durante febrero.

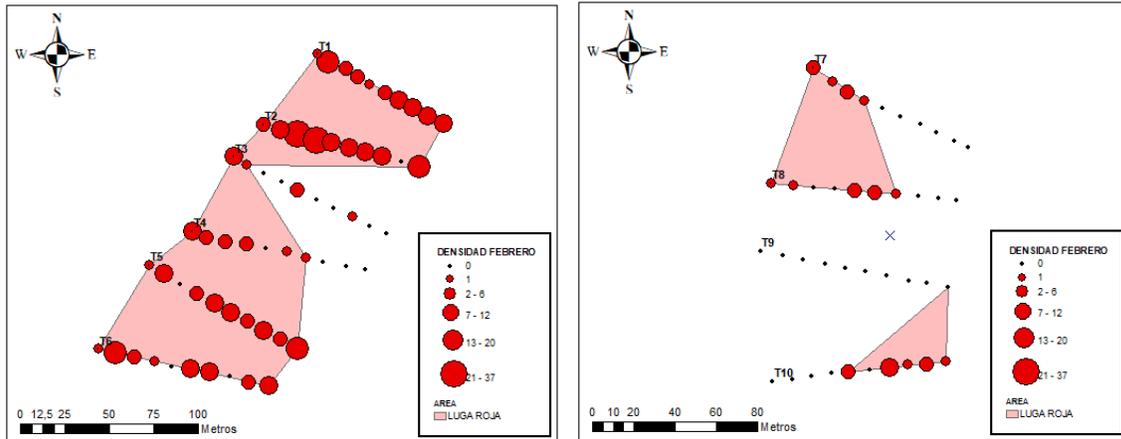
Tabla 57.

Área de las praderas de luga roja evaluadas en Mutrico, Ancud.

	Mutrico 1	Mutrico 2
Julio	0,99 há	0,22 há
Febrero	0,90 há	0,16 há



Julio 2020



Febrero 2021

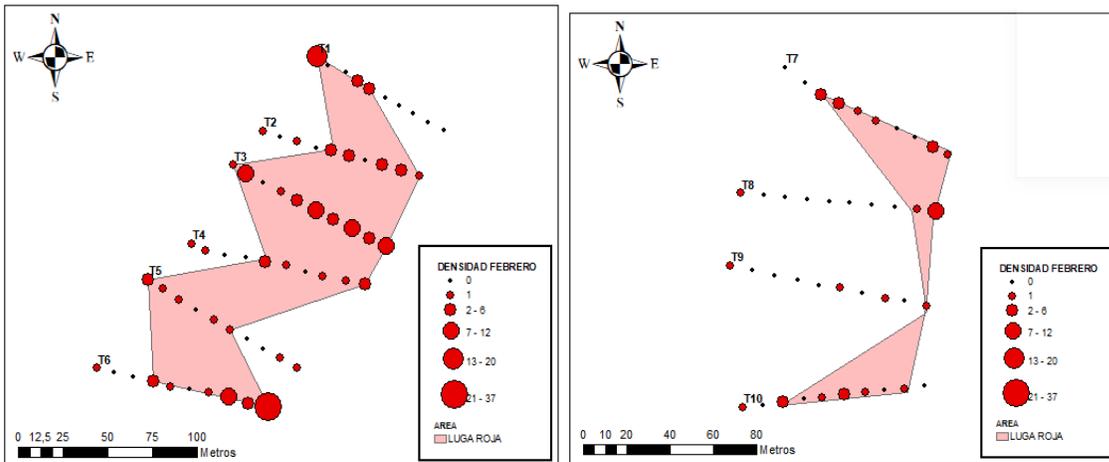


Figura 263. Georreferenciación de los transectos y cuadrantes en las praderas de luga roja en Mutrico: julio 2020 y febrero 2021; izquierda Mutrico 1; derecha Mutrico 2.

Actividad 2. Evaluación Luga negra.

El muestreo de invierno se realizó el día 21 de julio de 2020 y el muestreo de verano el 16 de febrero del 2021, ambos con apoyo de una embarcación, GPS (Garmin 78s), y buceo autónomo en la pradera de luga negra presente en el sector de Cerro Hueihuen en Ancud (**Figura 264**).



Figura 264. Borde costero de Cerro Hueihuen, Ancud.

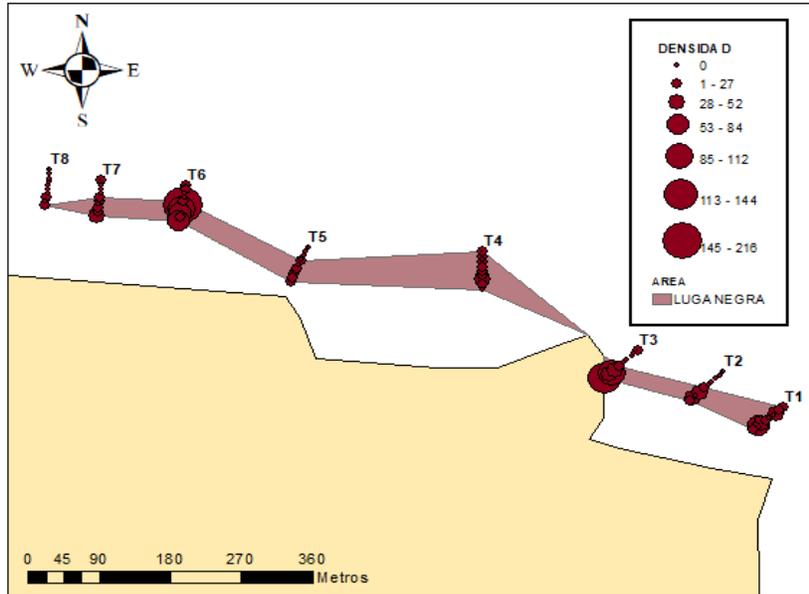
Durante el mes de julio se observó una acotada presencia del recurso luga negra, concentrada en la zona más somera de su distribución, mientras que en febrero del 2021 se observó que la distribución cubrió una mayor superficie en la zona intermareal y submareal.

La pradera de luga negra en este sector se extiende, como un cinturón paralelo a la línea de costa, con un ancho variable, existiendo un sector donde el cinturón se discontinúa, por la geomorfología del lugar. La profundidad varía entre 0,5 y 3 metros, las frondas se encuentran adheridas a un sustrato rocoso macizo. Entre las especies de algas acompañantes, se observó presencia de *Mazzaella laminarioides* en el límite superior de la distribución de la especie y *Ulva sp.* en la zona submareal.

El sector evaluado, debido a su cercanía con la línea de costa, está muy influenciado por el oleaje. La georreferenciación de la pradera de luga negra fue proyectada en un Sistema de Información Geográfica, con el cual se pudo determinar que en julio 2020 la pradera cubrió un área de 2,04 há en total, mientras que la misma se expandió hasta 2,46 há durante el mes de febrero del 2021 (**Figura 265**).



Julio 2020



Febrero 2021

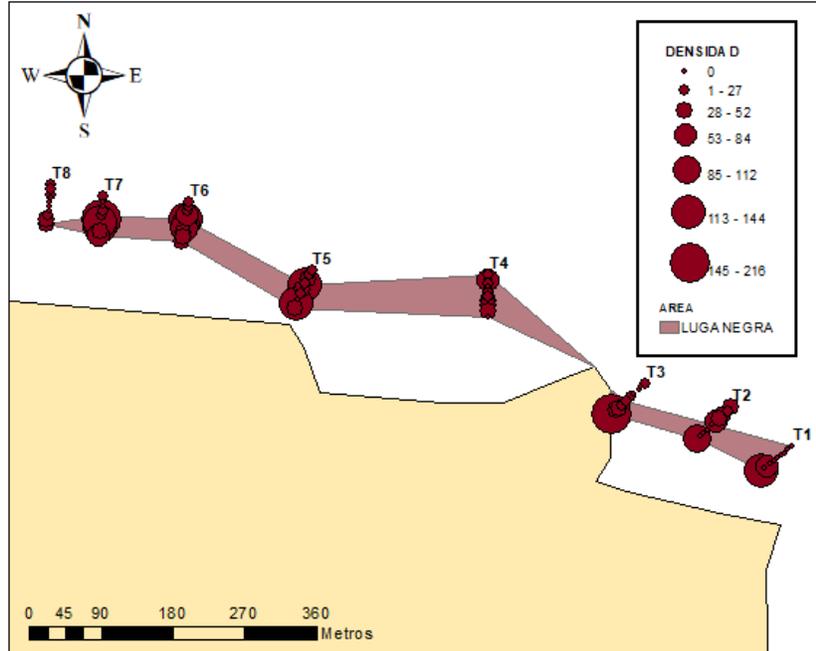


Figura 265. Georreferenciación de los cuadrantes y transectos de los muestreos de julio 2020 y febrero 2021 en la pradera de luga negra en el sector de Cerro Hueihuen, Ancud.



Estimación de la densidad de plantas (ind/m²) por muestreo.

a) Luga Roja.

La evaluación de densidad de frondas de luga roja (*Gigartina skottsbergii*) mostró que no existen diferencias significativas en la densidad promedio por transecta entre ambos meses evaluados (ANOVA valor-p = 0,36). Al realizar este análisis por pradera, se puede observar que la densidad promedio por transecta en Mutrico 1 son significativamente mayores (ANOVA valor-p=0,007), que los de Mutrico 2 en ambos meses muestreados.

Durante el mes de julio de 2020 en el sector Mutrico 1 la densidad promedio fue de $5,3 \pm 1,9$ ind/m², siendo la transecta 2 la que tiene mayor densidad. Mientras que el mismo sector durante el mes de febrero 2021, presentó una densidad promedio de $3,1 \pm 0,6$ ind/m² en los transectos, sin observarse entre estos, diferencias significativas (ANOVA valor-p = 0.2) (Figura 266).

En el sector Mutrico 2 en ambos muestreos se observó una baja densidad de luga roja. En julio de 2020 la densidad promedio fue de $0,8 \pm 0,8$ ind/m² y no se registró presencia de luga roja en la transecta 9 y mientras que durante febrero 2021 en todas las transectas se observó presencia de luga roja y la densidad promedio se incrementó levemente a $1,1 \pm 0,4$ ind/m² (Figura 266).

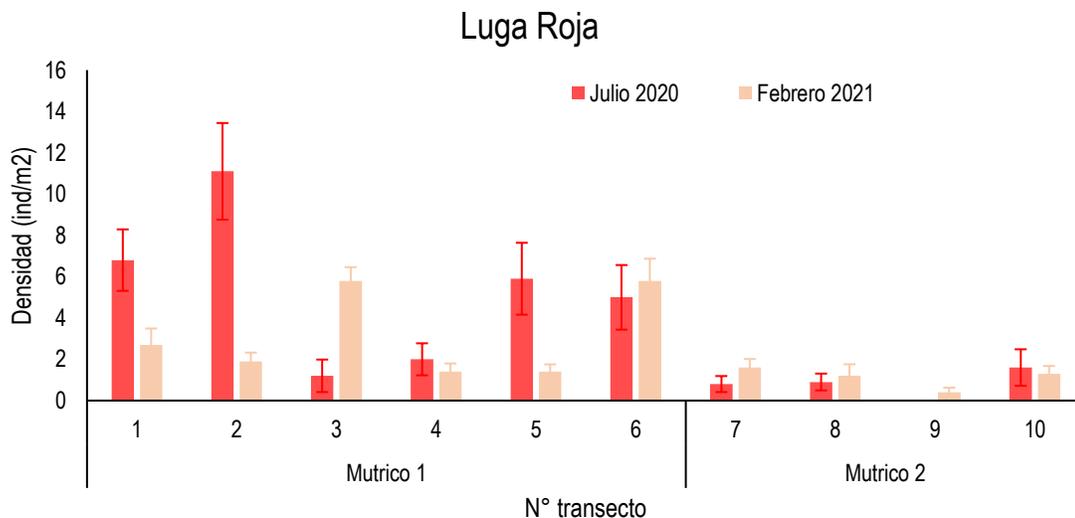


Figura 266. Densidad promedio (ind/m) \pm error estándar en las praderas de luga roja de Mutrico, en julio del 2020 y febrero del año 2021.



En cuanto a presencia de otras especies de algas en la pradera, durante el muestreo de julio del 2020, se pudo observar en la pradera de luga roja ejemplares de algas rojas del género *Callophyllis* sp. (Figura 267 a). Una situación similar se observó durante el muestreo realizado en febrero 2021 (Figura 267 b). Con relación a la temporada de verano anterior (verano 2020), no se observó presencia de individuos del alga parda *Desmarestia* sp, especie que fue relativamente abundante durante esa estación.

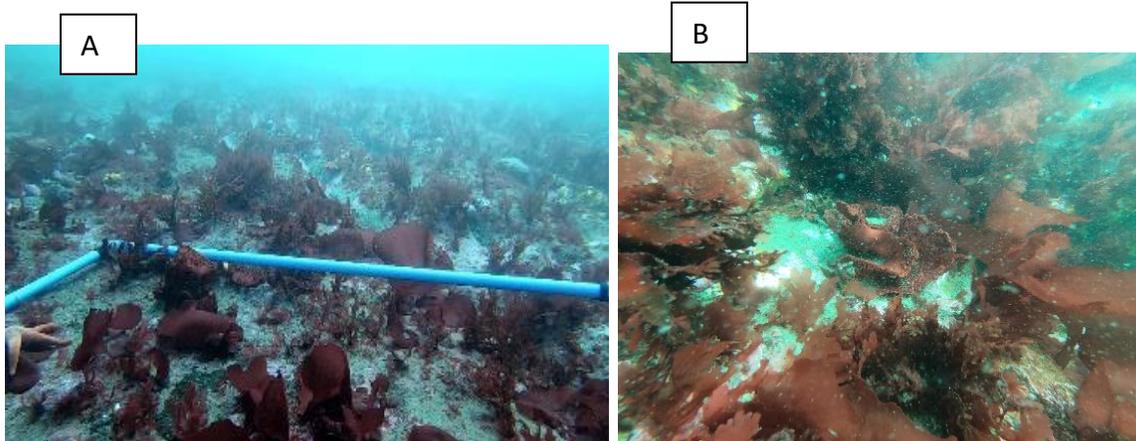


Figura 267. Foto submarina de la pradera de luga roja en Mutrico. a) Muestreo de Julio 2020; b) Muestreo de Febrero 2021. Nótese la presencia en ambos muestreos del alga roja *Callophyllis* sp.

b) Luga negra.

El recurso luga negra (*Sarcothalia crispata*) en el sector de Cerro Hueihuén, forma un cinturón submareal de ancho variable, entre 3 y 40 metros, el cual es interrumpido en un punto entre la transecta 3 y 4 por la geomorfología del sector, en una zona donde el roquerío disminuye y el sustrato cambia a mayor presencia de arena.

La densidad de frondas de luga negra fue más homogénea durante el muestreo de febrero de 2021, que en el invierno, además fue significativamente mayor que la densidad determinada en Julio de 2020 (ANOVA valor $p = 0,03$).

La densidad promedio durante julio fue de $16,3 \pm 9,3$ ind/m², observándose diferencias significativas solo entre las transectas de mayor densidad (3 y 6) y las de menor densidad (5 y 8) (ANOVA valor- $p < 0,05$). Mientras que, en el muestreo de febrero de 2021, la densidad promedio se incrementó a $35,7 \pm 2,0$ ind/m² y se observó diferencias significativas entre el transecto 8 con los transectos 5, 6 y 7 (ANOVA valor- $p < 0,05$) (Figura 268).

Luga negra

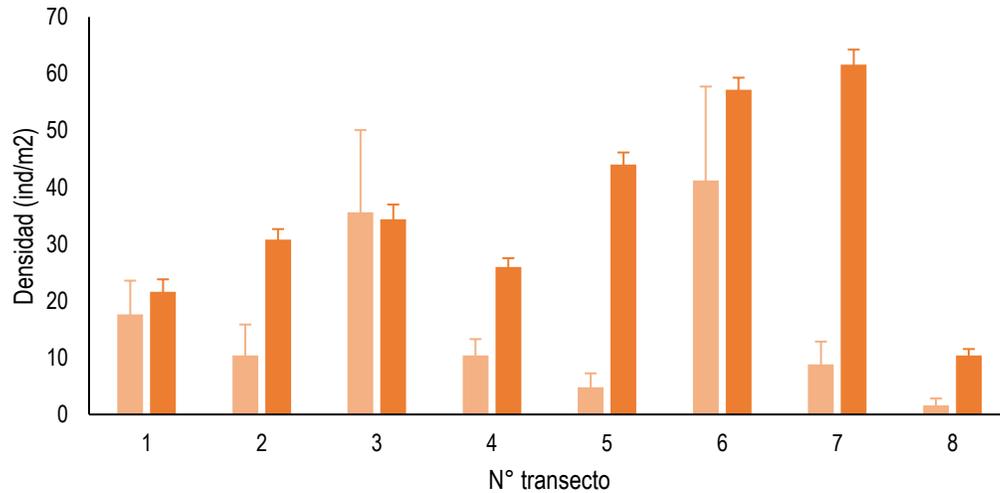


Figura 268. Densidad promedio (ind/m²) ± error estándar en las praderas de luga negra en Cerro Hueihuén durante julio del 2020 y febrero del año 2021 (naranja pálido muestreo Julio 2020; naranja oscuro muestreo febrero 2021).

Respecto a la flora acompañante durante el muestreo de febrero de 2021, se observó una alta densidad del alga parda *Macrocystis pyrifera* en las transectas 1 y 2. También al igual que en muestreos anteriores se observa presencia de algas verdes *Ulva sp.*, con una cobertura de promedio de 34%, similar a lo observado durante el muestreo de julio de 2020, que fue del 30% (**Figura 269**).

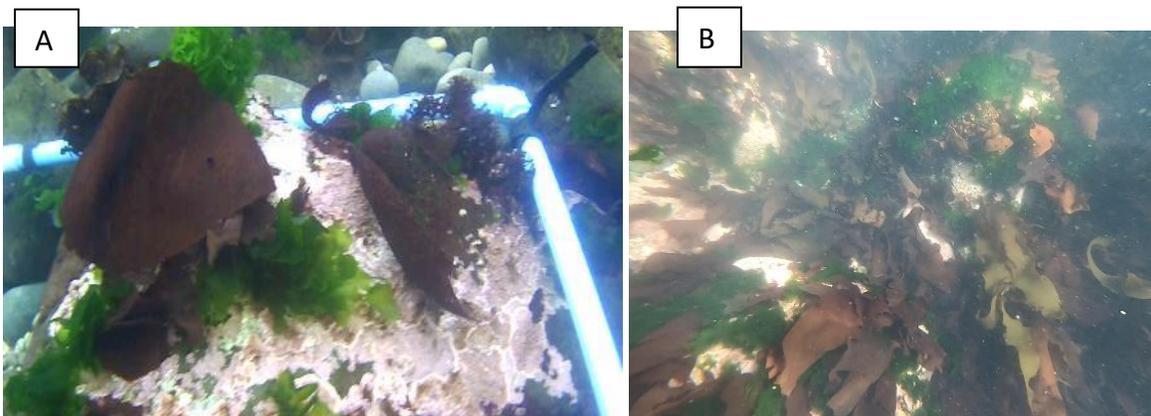


Figura 269. Foto submarina de la pradera de luga negra en Cerro Hueihuen. A) Muestreo de julio 2020; B) Muestreo de febrero 2021.

a) **Luga Roja.**

Las frondas colectadas durante el invierno son pequeñas, mostrando evidencias de que no estn completas, la mayoría presente la zona basal y media. En algunas de las frondas cistocpicas colectadas durante el muestreo, se observan en la superficie cicatrices que corresponden al desprendimiento de papilas maduras, las cuales se parten por su avanzado estado de madurez. En este recurso el proceso de liberaci3n de estructuras reproductivas maduras deja una “herida” la cual cicatriza y el tejido es regenerado rápidamente (**Figura 270**) y la fronda se mantiene como tal.



Figura 270. Morfología de las frondas de luga roja colectadas en Mutrico en julio de 2020.

En el muestreo de verano las algas se observan de tamaño mediano, no hay frondas grandes y muy pocas de tamaño inferior a 5 cm. Algunas frondas se ven en estado reproductivo, iniciando formaci3n de papilas y cistocarpos, pero inmaduros en general, ya que al interior de las papilas se ven inicios de cistocarpos, y las frondas se ven completas (**Figura 271**), de las 26 frondas que se identificaron como reproductivas, s3lo 3 presentaron cistocarpos maduros, el resto correspondi3 a cistocarpos inmaduros. Si se compara la estaci3n de invierno y verano, se observa en invierno gran cantidad de papilas sobre la fronda y numerosos cistocarpos (**Figura 272**) a diferencia del verano donde el proceso de formaci3n y maduraci3n de estructuras reproductivas recién se inicia (**Figura 273**).



Figura 271. Morfología de las frondas de luga roja colectadas en Mutrico en enero 2021.



Figura 272. Fronda de *Gigartina skottsbergii*, con papilas y cistocarpos maduros de julio 2020.



Figura 273. Fronda de *Gigartina skottsbergii*, con papilas de febrero 2021.

b) Luga negra.

Las frondas colectadas en el muestreo de invierno muestran claramente que están en pleno periodo reproductivo (**Figura 274**), ya que en los márgenes se observa pérdida de fracciones de la fronda y presencia de orificios que demuestran la liberación de las estructuras reproductivas completas a veces con parte del tejido vegetativo (**Figura 275**). En esta especie cuando se liberan las estructuras reproductivas maduras ya sea cistocarpos o tetrasporangios, se liberan las esporas, pero además gran parte del tejido que envuelve la estructura reproductiva también se pierde, esto se observa claramente ya que queda un círculo vacío, en la fronda. Debido a que, el mayor número de estructuras reproductivas esta aparentemente en la zona apical y en los márgenes, se produce un deterioro parcial del tejido del margen de la fronda, por necrosis perdiendo gran parte de la biomasa.

Esta estrategia reproductiva hace que las frondas durante la época reproductiva disminuyan de tamaño hasta perderse casi completamente y con ello las frondas en esta especie son anuales, mientras los discos de fijación permanecen en el sustrato y originan nuevas frondas en la temporada (primavera) siguiente, por regeneración del tejido. En verano se observan las frondas completas sin perdida de fragmentos ya que los cistocarpos están en formación (**Figuras 276 y 277**).



Figura 274. Morfología de las frondas de luga negra en Punta Hueihuen, muestreo julio 2020.



Figura 275. Morfología de las frondas de luga negra en Punta Hueihuen, muestreo febrero 2021.



Figura 276. Fronda cistocárpica de *Sarcothalia crispata* madura de la estaci3n de invierno, con cistocarpos. Notar la p3rdida de tejido desde la zona apical hacia la zona media, producto del proceso reproductivo donde se liberan los cistocarpos completos y se pierde parte de la fronda.



Figura 277. Fronda cistocárpica madura de *Sarcothalia crispata*, estaci3n de verano.

Número de frondas tetraesporofíticas, gametofíticas (masculina y femenina) y carposporofíticas.

a) Luga roja

En el muestreo de julio, de las 30 muestras previstas a analizar, solo 21 tuvieron biomasa. Cuando se separaron las muestras, se registr3 un alto número de frondas no reproductivas. Los resultados que



incluyen el análisis de resorcinol muestran una dominancia de la fase gametofítica en estado vegetativo (65%), seguido por la fase cistocárpica (23%) y la fase tetraspórica (12%) (**Figura 278**).

Julio 2020

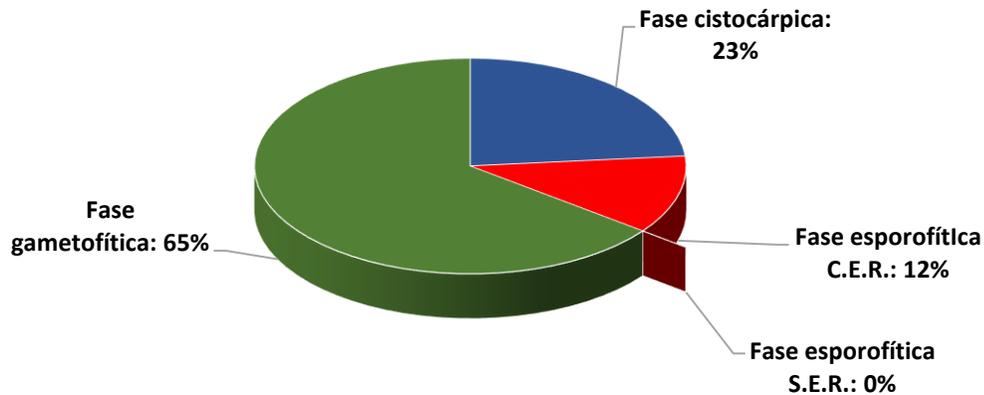


Figura 278. Proporción de fases de luga roja contabilizadas en el muestreo de julio 2020, que incluye las fases con frondas con estructuras reproductivas (C.E.R) y sin estructuras reproductivas (S.E.R).

En el muestreo de febrero de las 30 muestras previstas, 25 presentaron biomasa. Las frondas colectadas en su mayoría (57%) no estaban reproductivas. Los resultados que incluyen las determinaciones con resorcinol y se muestran en la **Figura 279**, indican que en forma similar a la época de invierno se mantiene, una dominancia de la fase gametofítica (58%), seguida de la fase cistocárpica (27 %) y la tetrasporofítica (15%).

Febrero 2021

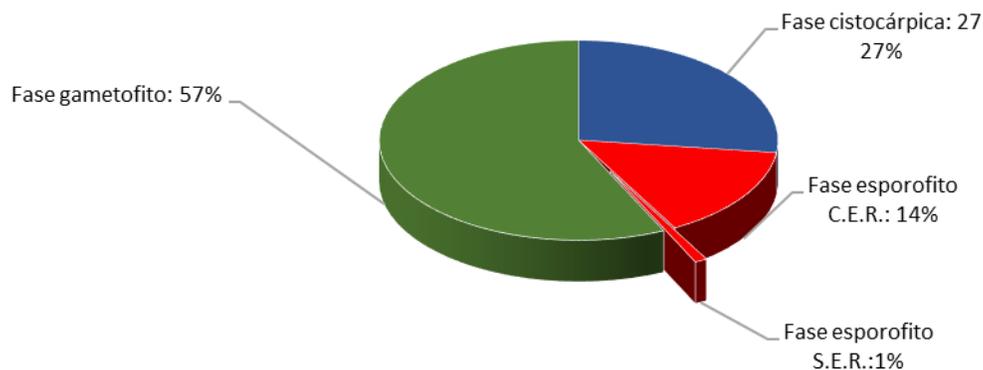


Figura 279. Proporción de fases de luga roja contabilizadas en el muestreo de febrero 2021, que incluye las fases con frondas con estructuras reproductivas (C.E.R.) y sin estructuras reproductivas (S.E.R.).



b) Luga negra

En el muestreo de julio, de las 24 muestras colectadas, 4 no presentaron biomasa. La separación de muestras mostró que cada fase correspondió a 1/3 de las muestras totales, con un 33% de frondas cistocárpicas, 34% de frondas tetraspóricas y 33% de frondas gametofíticas vegetativas, incluyendo aquellas frondas determinadas por el método del acetal resorcinol (**Figura 280**).

Julio 2020

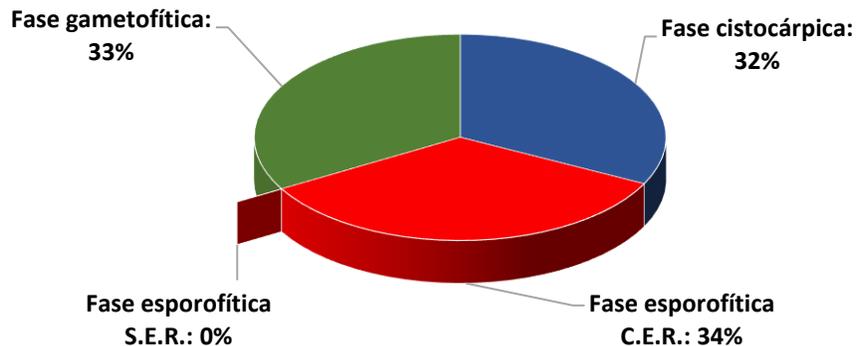


Figura 280. Proporción de fases de luga negra en el muestreo de julio 2020, incluye fases con estructuras reproductivas (C.E.R) y sin estructuras reproductivas (S.E.R).

En el muestreo de febrero de 2021, de las 24 muestras extraídas, 4 de las muestras no presentaron biomasa, del total de frondas un 69,5% no tenían estructuras reproductivas, un 16% de ellas son de la fase cistocárpica y un 14,5% de la fase tetraspóricas. Los resultados del análisis de fases incluyendo las frondas no reproductivas indican una dominancia de la fase gametofítica (62%), seguida de la fase esporofítica (23%) y una 16% de frondas cistocarpicas (**Figura 281**).

Febrero 2021

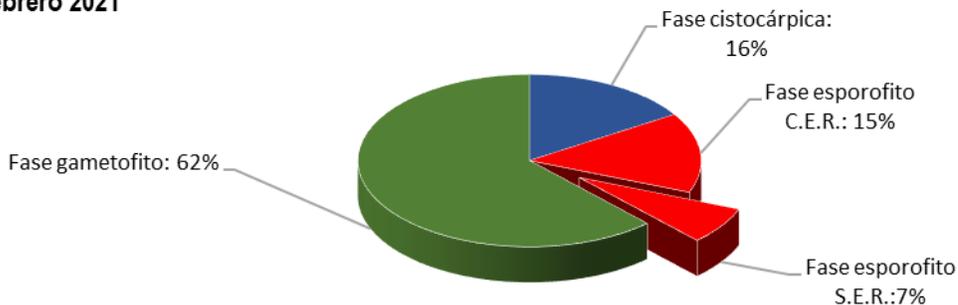


Figura 281. Proporción de fases de luga negra en el muestreo de febrero 2021, incluye fases con estructuras reproductivas (C.E.R) y sin estructuras reproductivas (S.E.R).



Número de cistocarpos por fronda.

a) Luga roja

En el muestreo de invierno se contabilizó el número de cistocarpos en 21 frondas, encontrándose un rango con valores mínimos y máximos que oscilaron desde 21 a 3.665 cistocarpos/fronda. Solo 6 plantas presentaron zona apical, el resto presentó solamente zona media y/o basal. El mayor número de cistocarpos se observó en la zona media. El mayor número de cistocarpos ocurre en el transecto 7 (Figura 282).

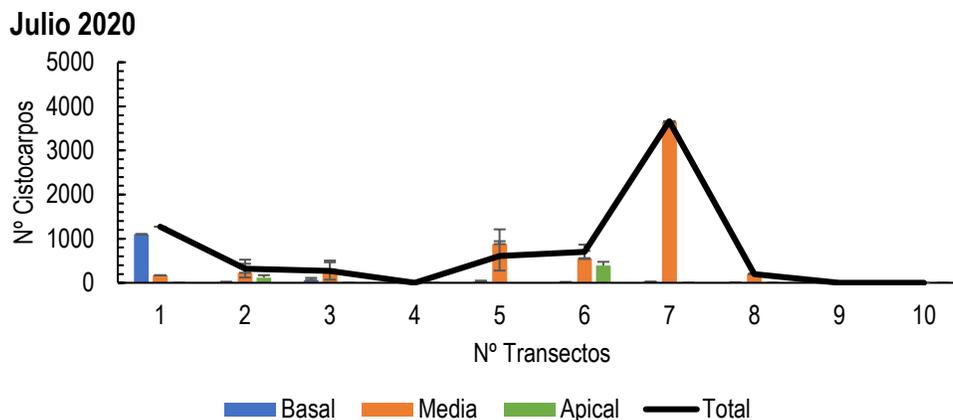


Figura 282. Número promedio de cistocarpos (\pm error estándar) por transecto, por sección de la fronda (apical, media y basal) y número total de cistocarpos por fronda de luga roja, en julio de 2020.

En el muestreo de verano (febrero), se contabilizó el número de cistocarpos en 26 frondas, encontrándose un rango con valores mínimos y máximos que oscilaron desde 281 a 19.074 cistocarpos/fronda. El 92% de las plantas estaban enteras y solo un 8% presentaban zona media y/o basal. El mayor número de cistocarpos se observa en la zona media de las frondas. El número de cistocarpos es muy variable en los transectos que presentan biomasa, siendo los valores más altos en los transectos 5 y 9 y los que no presentaron biomasa fueron los transectos 1 y 8 (Figura 283).

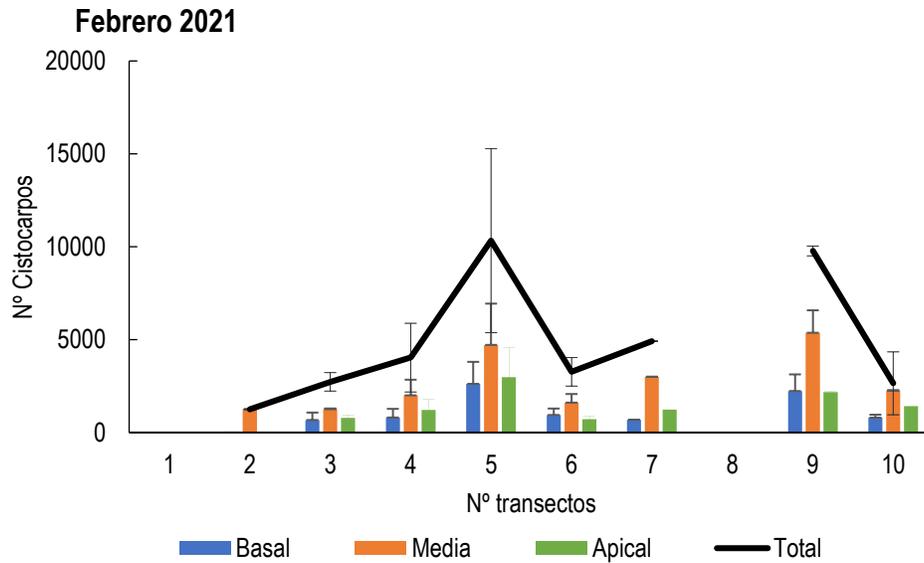


Figura 283. Número promedio de cistocarpos (\pm error estándar) por transecto, por sección de la fronda (apical, media y basal) y número total de cistocarpos por fronda de luga roja, en febrero 2021.

Para la estación de invierno (julio) se estableció una relación lineal entre el número de cistocarpos con el área de la fronda (21 muestras) donde se obtuvo una función lineal con un índice de correlación de $r^2=0,866$ (**Figura 284**). Para el verano se encuentra que al analizar 26 frondas con cistocarpos, la función lineal tiene un índice de correlación menor con un $r^2= 0,7669$ (**Figura 285**).

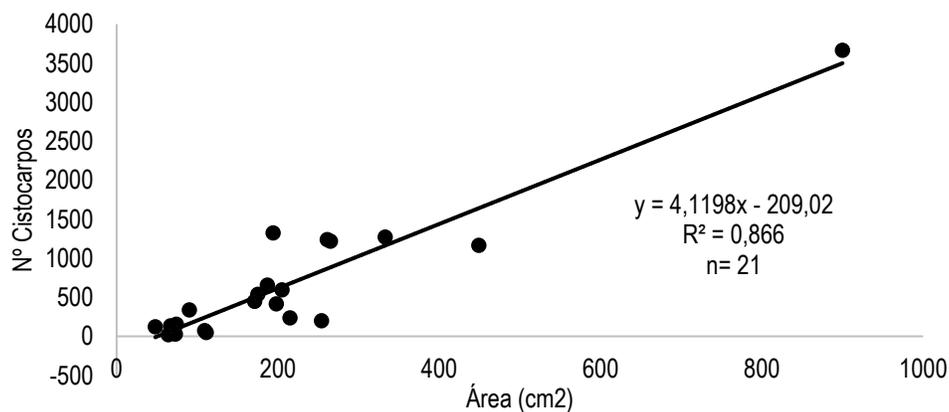


Figura 284. Relación entre número de cistocarpos y el área de las frondas, encontrados en Luga roja, para el muestreo de julio de 2020 para la localidad de Mutrico.

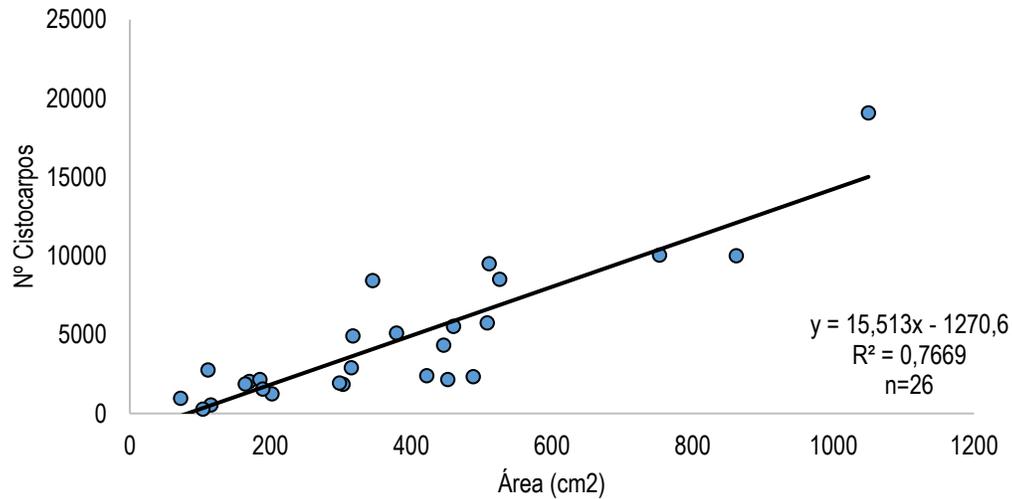


Figura 285. Relación entre número de cistocarpos y el área de las frondas, encontrados en Luga roja, para el muestreo de febrero de 2021 para la localidad de Mutrico.

b) Luga negra.

En el muestreo de invierno (julio), se contabilizó el número de cistocarpos en 26 frondas, encontrándose un rango con valores mínimos y máximos que oscilaron desde 95 a 27.027 cistocarpos/fronda. Solo 4 plantas presentaron zona apical, el resto presentó solo zona media y/o basal. El mayor número de cistocarpos se observó en la zona basal y media. El número de cistocarpos es similar en los transectos que presentan biomasa, con un leve aumento en el 7 (**Figura 286**).

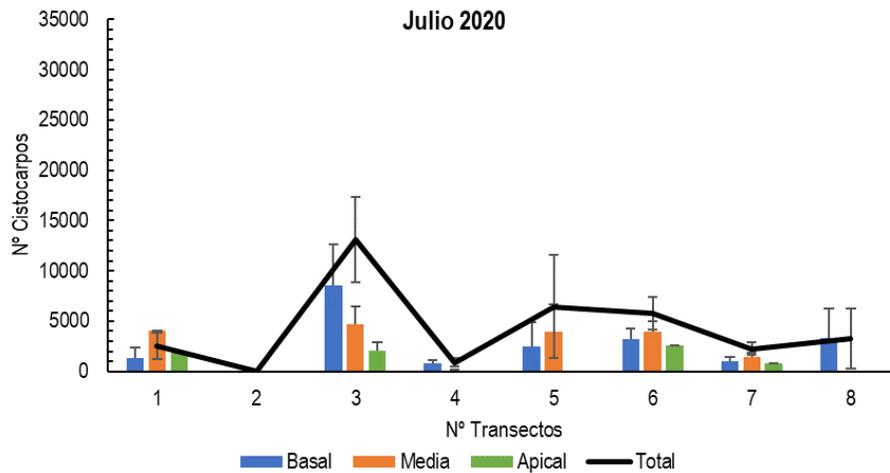


Figura 286. N3mero promedio de cistocarpos en luga negra en fracci3n basal media y apical de la fronda ($\pm ee$), muestreo de julio 2020.

En el muestreo de verano (febrero), se contabiliz3 el n3mero de cistocarpos en 27 frondas, encontr3ndose un rango con valores m3nimos y m3ximos que oscilaron desde 295 a 54.451 cistocarpos/fronda. Del total 14 plantas presentaron zona apical (52%), el resto present3 solo zona media y/o basal. El mayor n3mero de cistocarpos se observa asociado a la zona basal y zona media. El n3mero de cistocarpos es muy variable en los transectos que presentan biomasa, siendo los valores m3s altos en los transectos 4 y 8 y los m3s bajos en los transectos 1 y 7 (**Figura 287**).

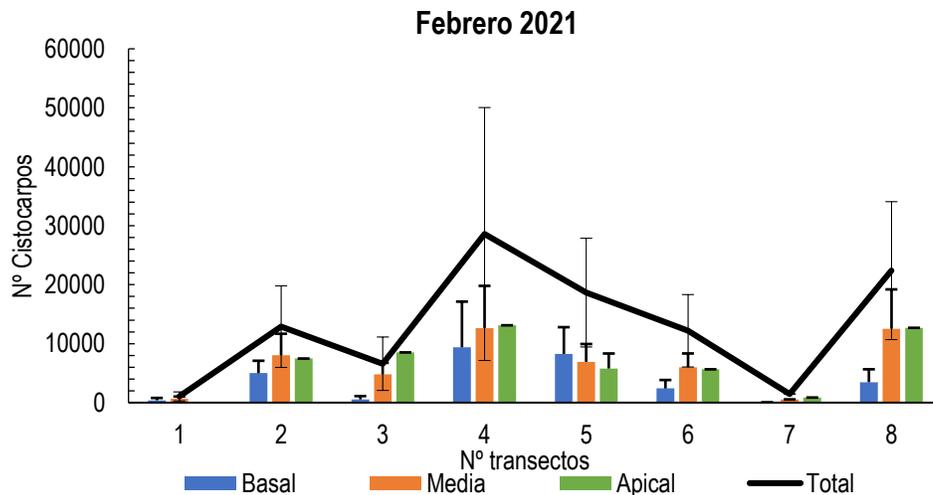


Figura 287. N3mero promedio de cistocarpos en luga negra, muestreo verano (febrero), en fracci3n basal, media y apical de la fronda ($\pm ee$), muestreo de febrero de 2021.



En la **Figura 288** se muestra la relación lineal existente en julio de 2020 entre el número de cisticarpos y el área de la fronda donde se estimó un índice de correlación de $r^2=0,941$. En la **Figura 289** se muestra el resultado de relación lineal para el mes de febrero de 2021, donde se observa una variación en el índice de correlación de $r^2=0,719$.

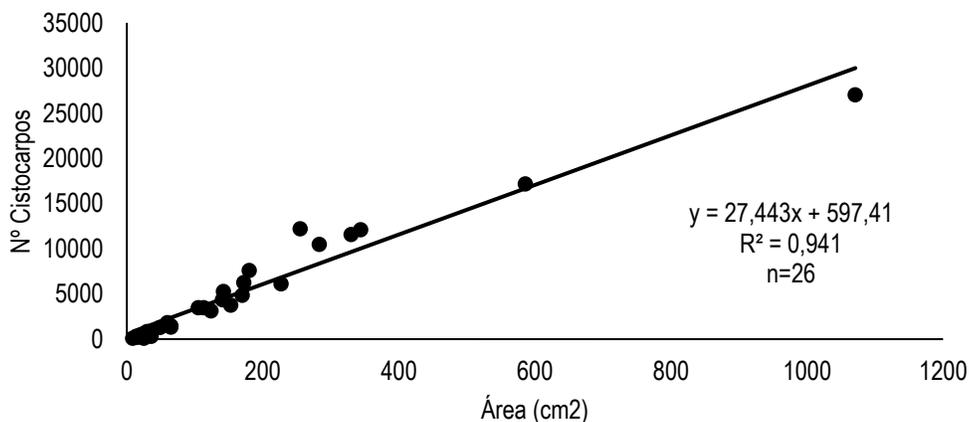


Figura 288. Relación entre el número de cisticarpos- área de las frondas encontrados en luga negra en invierno de 2020.

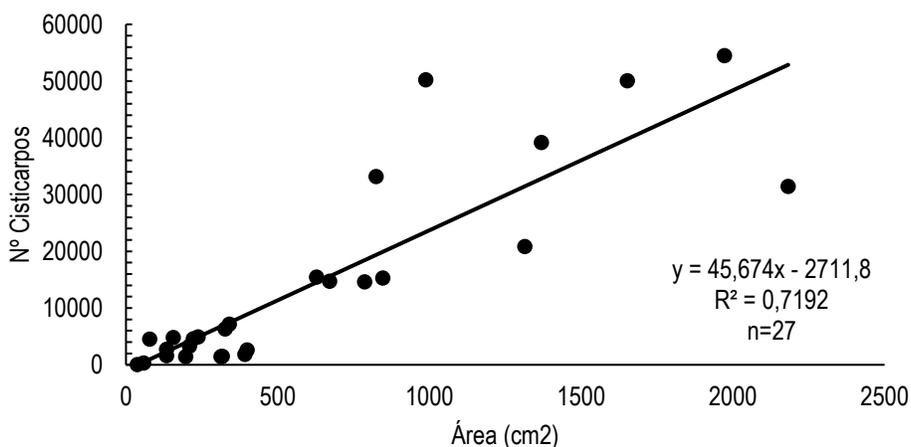


Figura 289. Relación entre el número de cisticarpos-área de la fronda encontrados en luga negra en verano del 2021.



6.1.9.2 Exploración de Método de evaluación indirecta.

Según lo señalado en la metodología, se avanzó en la evaluación de un método indirecto de evaluación, considerando un modelo demográfico estructurado en estados, empleando la información proveniente de los muestreos directos.

Para esta actividad se emplearon los datos de la evaluación del estudio de este periodo, es decir julio 2020 y febrero 2021

i.- Para el recurso luga roja.

Los input del modelo fue la matriz de transición señalada en la **Tabla 58**, en la cual se señala la persistencia de cada uno de los estado en periodos semestrales levantados *in situ*. El vector de abundancia en número de plantas fue referencial para cada uno de los estados, fijándose para los estados en: Gametofito 120; Esporifito 300 y Cistocárpico en 600 (o 1,2 : 3 : 6). Los resultados de la simulación en el largo plazo se señalan en la **Figura 290**, en la cual se señala la extinsión de la población.

Para este estado, el valor de λ es de 0,51, correspondiente a una tasa de crecimiento negativa.

Tabla 58

Matriz de transición estacional para estados del ciclo de vida del recurso luga roja (*G. scottbergii*) de la bahía Ancud en el año 2020-2021.

	Cistocarpo	Esporofito	Gametofito
Cistocarpo	0.16	0	1
Esporofito	0.1	0.17	0
Gametofito	0	0.28	0.29

Las simulaciones realizadas con las abundancias por estado obtenida desde la pradera de bahía Ancud no mostró un resultado consistente (**Figura 290**).

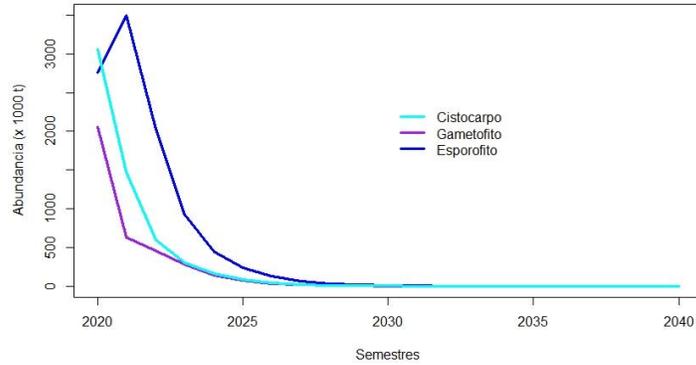


Figura 290. Crecimiento proyectado de luga roja con abundancias iniciales obtenidas *in situ* en periodo de 2020-2021.



6.1.9.3 Evaluación del recurso ostra chilena en bahía Ancud.

a) Evaluación directa.

La zona de evaluación, la bahía de Ancud, se puede identificar como un área con múltiples usos, donde existen espacios destinados a la acuicultura de mitílidos, pelillo, así como bajo la administración de algunas Áreas de Manejo de Recursos Bentónicos (AMERB) (**Figura 291**).

Para la realización de las actividades de evaluación de la especie *O. chilensis*, se requirió de dos campañas de muestreos, durante los días 17 y 18 de diciembre de 2020. Para lo cual fue necesario el apoyo de 4 embarcaciones, tripulación y buzos del mismo sector.

En la **Figura 292**, se presenta la distribución de los cuadrantes dispuestos en el sector donde históricamente se han efectuado faenas extractivas y que se consideran coincidentes con la distribución del recurso, identificados por usuarios expertos.

De esta forma, para la evaluación del recurso *O. chilensis*, se dispusieron un total de 725 cuadrantes y 425 puntos de muestreo, cuadrantes de 0,25 m², abarcando específicamente tanto el sector Este del Golfo, denominado sector Puente Quilo, así como la boca del mismo, en su extremo Oeste, sector denominado Punta Arenas. De la misma forma, se evaluaron las zonas correspondientes a su extremo norte y sur, y entre las cuales se encuentra la Reserva Genética de Pullinque. No se evaluaron las zonas donde existen praderas de pelillo, debido a que el recurso ostra no se encuentra en tales zonas y la profundidad impedía el ingreso de las embarcaciones.

No se evaluaron las siguientes áreas concesionadas para acuicultura: Estero Guillinco, Estero de Puente Quilo, Estero Pilluco, Ensenada Melonhue y Estero del Dique.

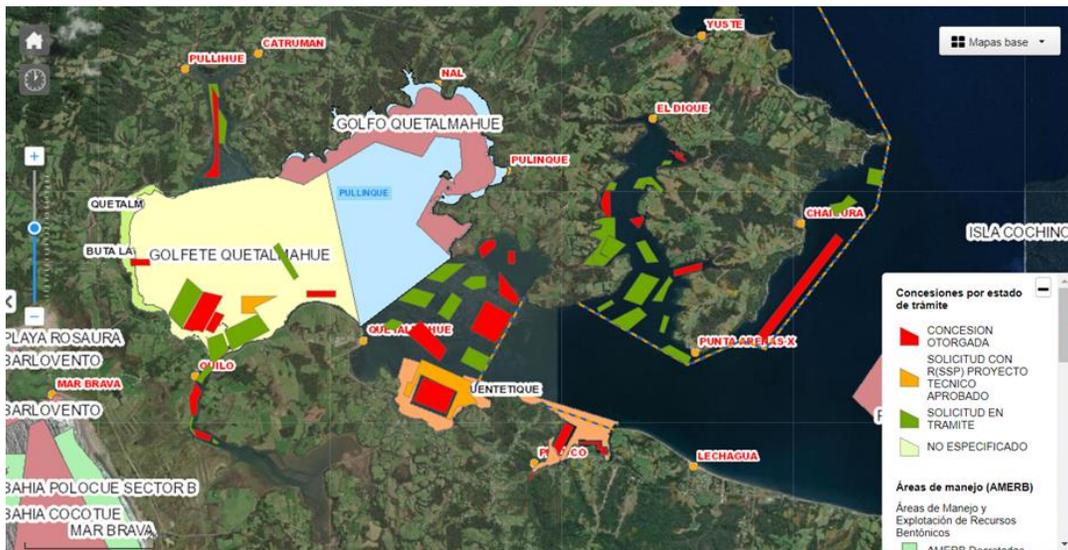


Figura 291. Cartografía de bahía Ancud y los múltiples usos espaciales (Ex. Informe consultoría Fundación Chiquihue).

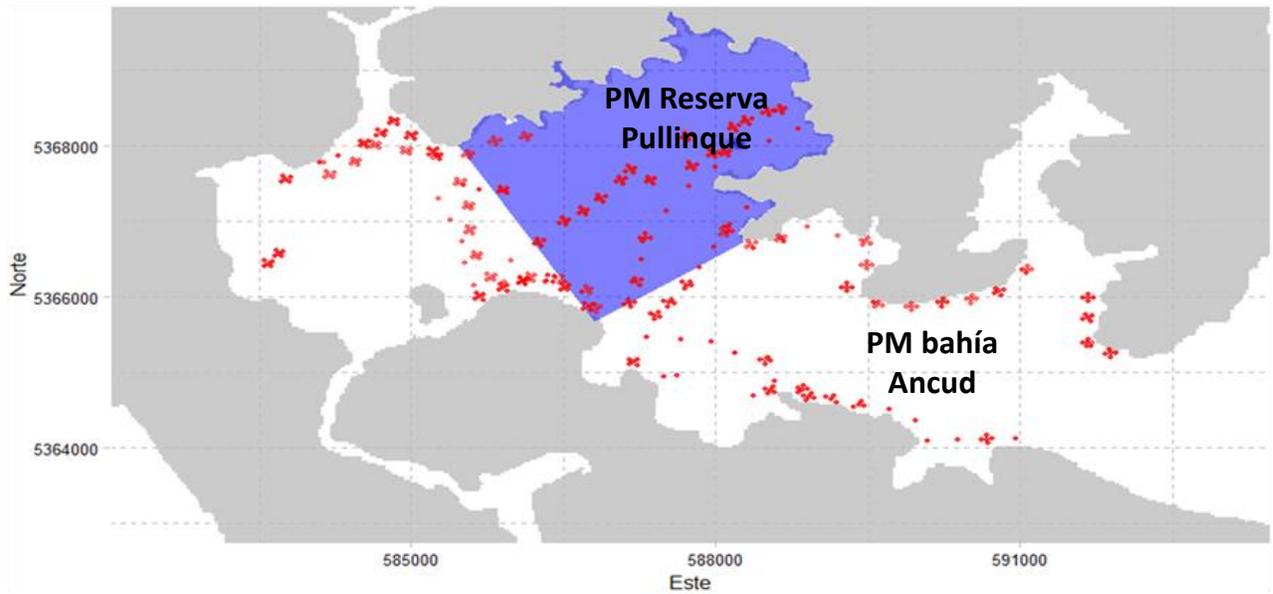


Figura 292. Distribución de unidades de muestreo (en rojo) en evaluación directa de bahía Ancud y Reserva de Pullinque (azul). Se indica la coexistencia de los Planes de Manejo de la Reserva Marina y del Plan de Manejo Bentónico de la bahía de Ancud.

La estructura de tamaños poblacional total, así como la relación alométrica de talla y peso se señala en las **Figuras 293 y 294** respectivamente. La recolección de datos para estimar la relación talla-peso se realizó sobre la base de una muestra de $n = 422$ individuos.

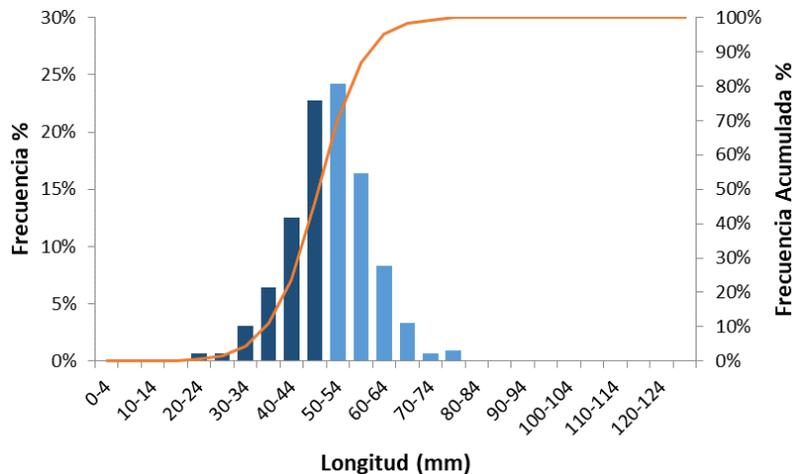


Figura 293. Estructura de tallas de *O. chilensis* en bahía Ancud. Color azul oscuro undica individuos bajo Talla Mínima Legal (TML).

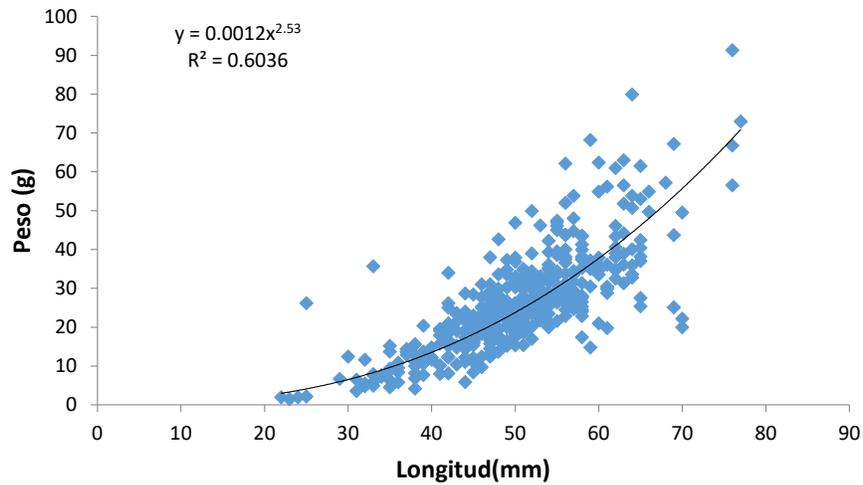


Figura 294. Funci3n potencial de la relaci3n alom3trica de talla y peso para el recurso *O. chilensis* en bahía Ancud.

La concentraci3n de individuos en los parches evaluados fue mayor en la bahía Ancud que en la reserva, lo que justificaría la orientaci3n del esfuerzo pesquero en estas zonas, además del reflejo de la distribuci3n agregada del recurso (**Figura 295**).

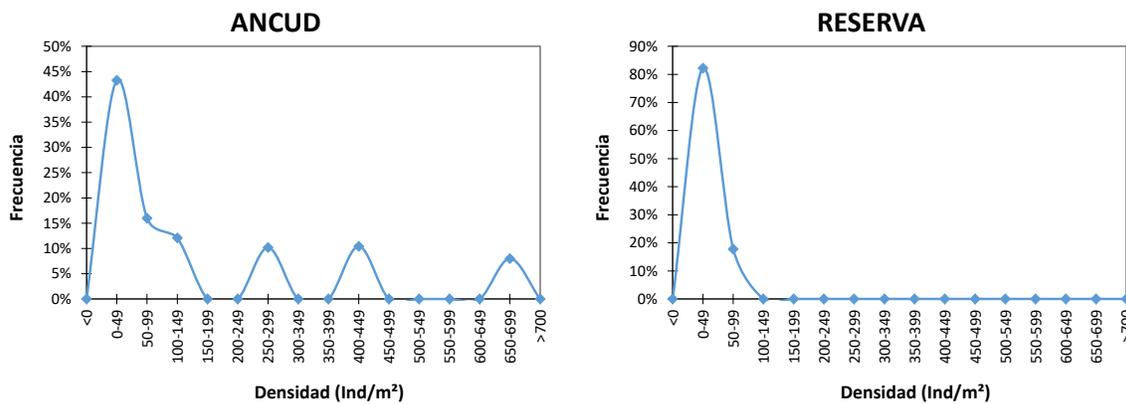


Figura 295. Distribuci3n de frecuencia de densidades de *O. chilensis* en bahía Ancud y reserva de Pullinque.

En t3rminos generales, de los 725 cuadrantes dispuestos en la evaluaci3n, la densidad media de *O. chilensis* fue 5,17 Ind/m² en la Reserva y 17,76 Ind/m² en la bahía. Las biomásas totales estimadas fueron para la reserva fueron 1,043 t en la Reserva y 88,8 en la bahía. Detalle de la evaluaci3n se muestra en la **Tabla 59**.

**Tabla 59.**Parámetros y resultados de evaluación directa de *O. chilensis* en bahía Ancud.

Parámetro /Unidad	Bahía Ancud	Reserva Marina
Numero de Observaciones	473	252
Densidad Kriging (ind/m ²)	17.76	5.17
Coefficiente de Variacion	2.88	1.98
Área distribución Efectiva (Hás)	191,889,800	7,730,000
Abundancia Total (Individuos)	3,407,768,118	39,999,683
Abundancia explotable (Individuos)	1,833,088,538	21,516,417
Peso Medio (g)	26.08	26.08
Biomasa Total (Kg)	88,885	1,043
Biomasa explotable (Kg)	62,400	732

b) Descripción de la composición de sexos de *O. chilensis* en el Plan de Manejo de bahía Ancud.

Dada la condición de la especie descrita en la literatura, referida a la alternancia de sexos, y el cambio de machos a hembras que ocurriría en los bancos naturales a la talla de 23 mm aproximadamente, lo que generaría que toda la captura de ostras fuera sobre el stock parental de hembras, según las estructuras de tamaños muestreados en el programa de monitoreo de IFOP, generando un punto para la gestión de la pesquería no atendido, se asoció a la evaluación directa un muestreo de sexos, de forma de contar con los antecedentes que permitieran la generación de una clave sexo – talla. Los resultados obtenidos, y la imposibilidad de generar el producto esperado, se presentan a continuación.

Durante el mes de febrero de 2020, se efectúa el primer muestreo poblacional del recurso ostra, esta actividad se lleva a cabo con el objetivo de determinar el sexo de los individuos de ostra chilena.

Actividad efectuada el 10 de febrero del 2020 se extrajeron 50 individuos de ostra chilena desde la zona de estudio, las cuales fueron trasladadas al laboratorio húmedo de Fundación Chiquihue, donde se registró su estado de madurez a través del índice gonadosomático (IGS) y se determina su sexo a través de microscopía óptica (**Figura 296**).



Figura 296: Proceso de determinaci3n de estados sexuales (Ex. Informe Consultor3a Fundaci3n Chiquihue).

Para determinar el estado de las ostras al realizarle una evaluaci3n con microscop3a 3ptica se aplicaron los siguientes criterios de asignaci3n:

N°	Estado Microscop3a
0	indeterminado
1	Macho
2	Hembra
3	Hermafrodita

Macho: individuos que a la observaci3n de un microscopio 3ptico se evidencian en las g3nadas (fol3culos) solo gametos masculinos (espermios).

Hembra: individuos que a la observaci3n con un microscopio 3ptico se evidencian en las g3nadas (fol3culos) solo gametos femeninos (ovocitos).

Hermafrodita: individuos que a la observaci3n con un microscopio 3ptico se evidencian en las g3nadas ambos gametos femeninos y masculinos.

Indeterminado: individuos que a la observaci3n con un microscopio 3ptico no se observa desarrollo, en sus fol3culos, gametos femeninos y/o masculinos.

El registro de longitud de los individuos sexados se llev3 a cabo con un tama3o muestral de 50 individuos. La estadística del registro fue: Longitud m3nima: 47,1 mm y la m3xima: 69 mm, el peso total vario entre 34,4 y 61,9 gramos. Para determinar su estado gonadal (sexo) se procedi3 a abrir las ostras y realizar una observaci3n a ojo desnudo y bajo el microscopio de una al3cuota de raspado de las g3nadas.



Finalmente se determina su sexo a través de microscopía óptica . La observación indica que no se pudo determinar el sexo en el 50% de los individuos, los demás alcanzaron un 44% de machos, las hembras corresponden al 2% y los hermafroditas al 4% de los individuos muestreados.

Los siguientes muestreos de ostra, para la determinación del sexo, se efectuaron durante los meses de noviembre y diciembre del año 2020, ya que por motivos de las restricciones impuestas por la autoridad sanitaria, no fue posible llevar a cabo muestreos los meses anteriores. En el mes de noviembre los individuos de *O. chilensis* se encuentran en una etapa de transición con una alta presencia de individuos en estado de hermafrodita. El muestreo efectuado en diciembre del 2020 nos entrega resultados similares a los observados en noviembre. Sin embargo, el porcentaje de individuos machos alcanza un 15%.

En la **Figura 297** se resume la participación de individuos por sexo y temporalidad de muestreo (verano 2020 y primavera 2020), con alta variabilidad en la participación por periodo de muestreo de cada estado sexual. Destaca la presencia del hermafroditismo en la estación de primavera 2020 y la menor participación de hembras en todos los muestreos.

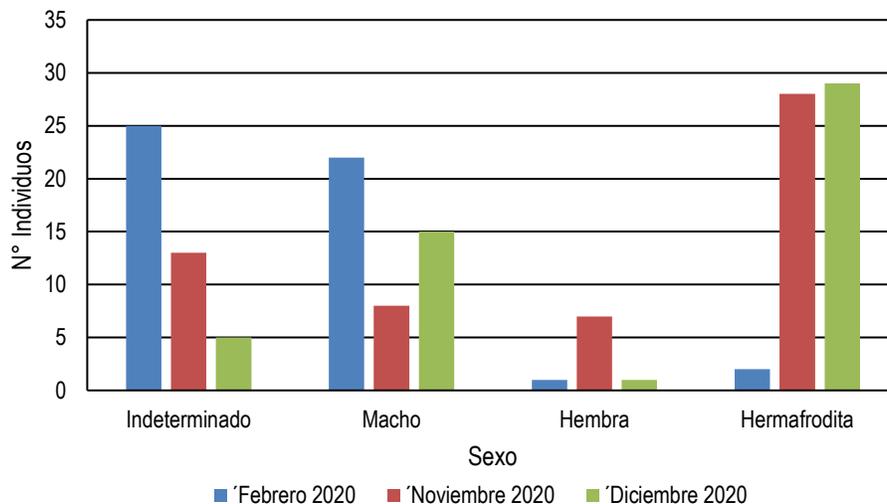


Figura 297. Participación de estados de sexo para *O. chilensis* según temporalidad de muestreos.

Con respecto a las tallas observadas para los distintos estados, no se observan cambios asociados a esta variable, contrario a lo referido en la bibliografía. Sobresale la presencia de individuos Indeterminados en todo el recorrido de las tallas muestreadas (**Figura 298**). La talla mínima de determinación de los estados se indica en la **Figura 299**, con valores próximos a los mencionados en la literatura revisada.

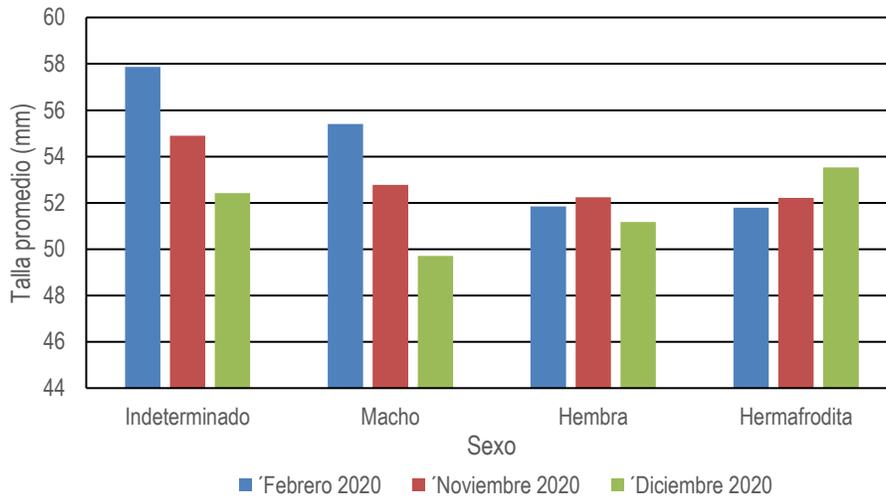


Figura 298. Tallas promedio de los distintos estados de asignaci3n sexual para *O. chilensis* en bahía Ancud.

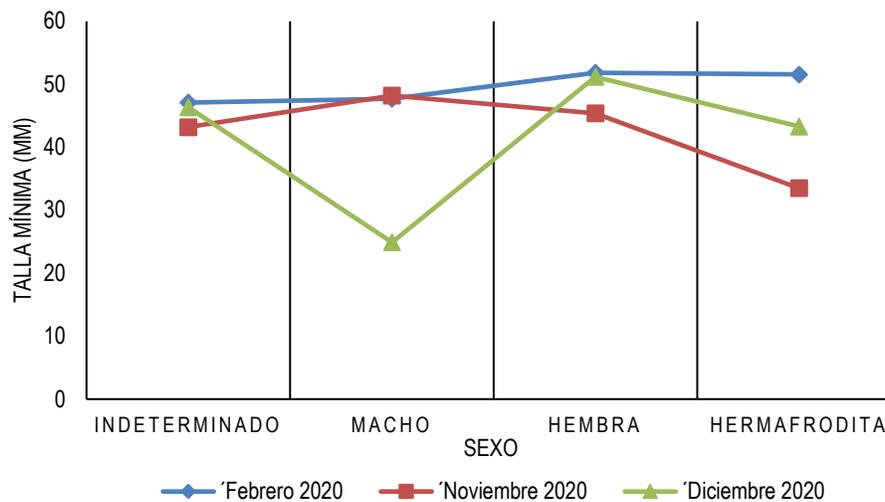


Figura 299. Tallas m3nimas observadas para los distintos estados de sexo por periodo de muestreo de *O. chilensis* en bahía Ancud.

c) Evaluaci3n indirecta del estado de la poblaci3n de ostra.

Para un pronunciamiento del estado de la poblaci3n, se tubo en consideraci3n:

- Los individuos de la Reserva Marina y de la bahía, considerados en el Plan de Manejo constituyen una unidad poblacional.
- Los datos de captura oficiales tienen un sesgo importante debido a la pesca furtiva, en particular de la Reserva Marina, ampliamente publicitado.



- La estructura de tallas debería ser informativa del estado de la población.
- La incertidumbre asociada a la ausencia de parámetros de crecimiento descritos para el recurso puede ser subsanada con las referencias de la especie *O. chilensis* endémica de Nueva Zelanda.
- Al reconocer la existencia de una única población de ostras en la bahía, los muestreos de tallas realizados por el monitoreo bentónico de IFOP son representativos.

Con las consideraciones anteriores, se empleó el método LBSPR de forma similar a lo realizado para el recurso almeja juliana para la Región de Los Lagos y navajuela para la bahía de Corral.

Tal como está descrito en la metodología, se presentan dos escenarios en base a valores de M (mortalidad natural), en base a los valores extremos descritos para la especie en Nueva Zelanda a través de experimentos de marcaje y recaptura. Así, los parámetros empleados se presentan en la **Tabla 60**.

Tabla 60.

Parámetros empleados en el método LBSPR para pronunciamiento del estatus del recurso *O. chilensis* en bahía Ancud.

Parameters	Value
Name	"Ostra Chilena"
Study area	Ancud bay
Max age	40
Natural mortality	0.1 - 0.2
Recruitment	
Linf	105
k	0.07
to	0
Lm100%	25.0(mm); 37.0(mm)
LS50%; LS95%	46(mm); 63(mm)
Length Landing	2019; 2020
Length Survey	2020
Steepness	0.75
Lwa	0.001196
Lwb	2.53

Las funciones que representan la selectividad, crecimiento en peso, ojiva de madurez y crecimiento en longitud para la población de bahía Ancud se presenta en la **Figura 300**. Se emplearon dos



estructuras de tallas para cada uno de los escenarios evaluados. La distribución de frecuencia de tallas originada en el muestreo de la evaluación directa del año 2021 se presenta en la **Figura 301** y la distribución de frecuencia de tallas del monitoreo bentónico en la bahía de Ancud, para los años 2015, 2017, 2019 y 2020 en la **Figura 302**.

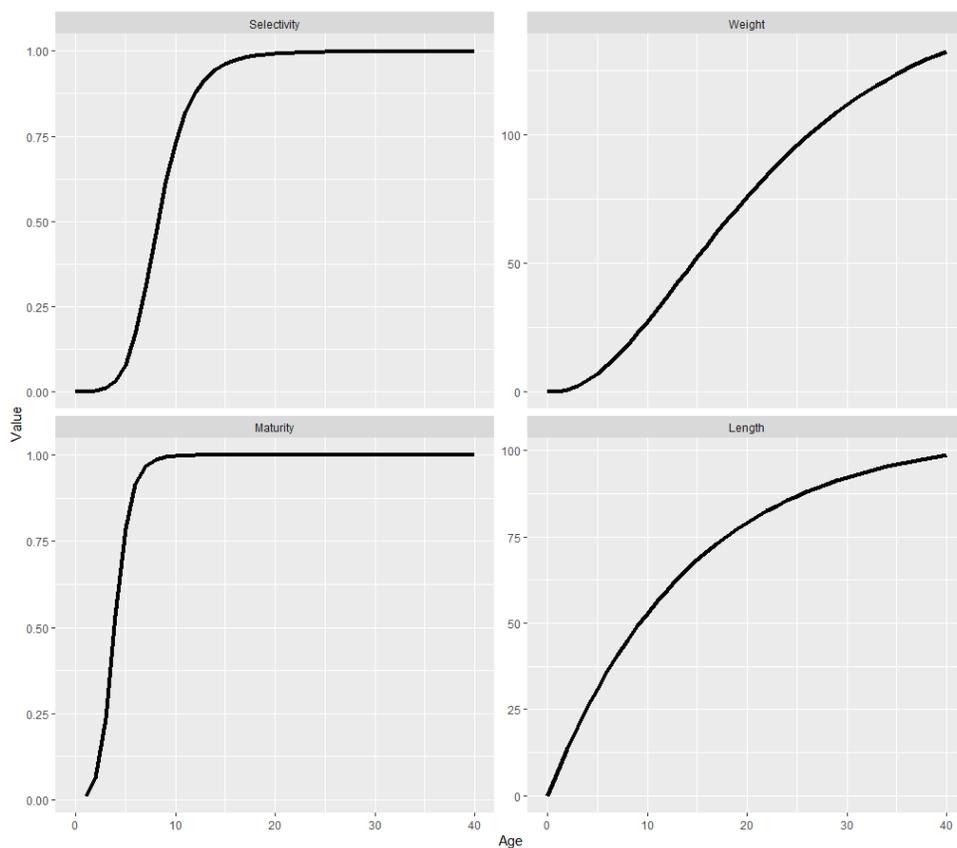


Figura 300. Representación de funciones de selectividad, crecimiento en peso, ojiva de madurez y crecimiento en longitud de *O. chilensis* en bahía Ancud.

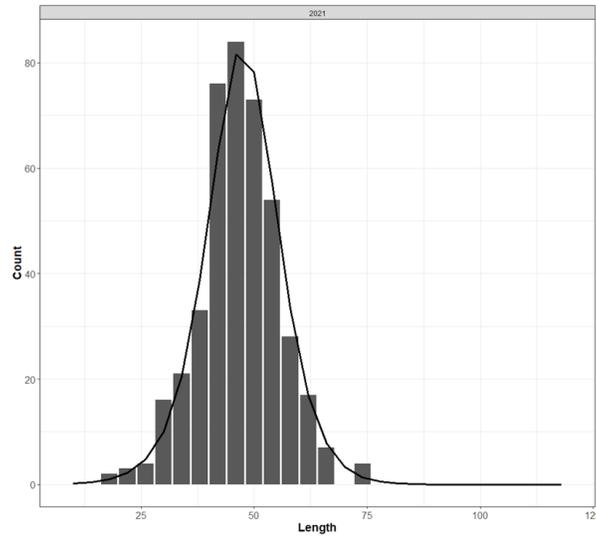


Figura 301. Distribución de frecuencia de tallas de *O. chilensis* en bahía Ancud. Evaluación directa 2020.

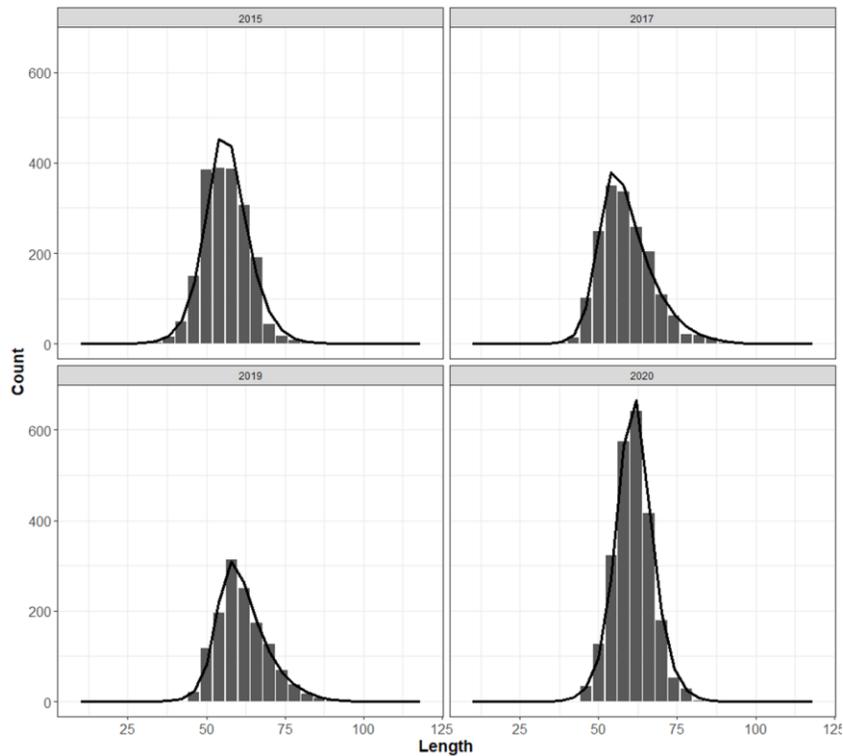


Figura 302. Distribuciones de frecuencia de tallas de *O. chilensis*. Monitoreo bentónico en bahía Ancud.



El contraste de las curvas de selectividad versus la ojiva de madurez, muestra en forma coincidente que no habr3a una vulneraci3n de la pesquer3a antes que el stock participe en un 100% en las tallas parentales, esta situaci3n se refleja tanto en las tallas de la evaluaci3n directa como en las obtenidas del monitoreo pesquero (**Figura 303**)

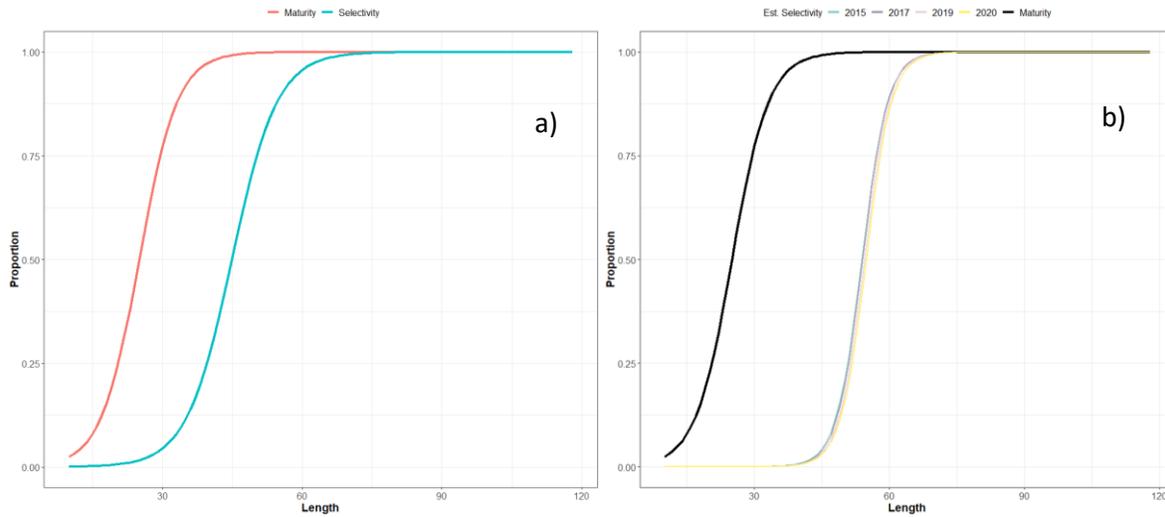


Figura 303. Ojivas de madurez versus curva de selectividad. a) tallas obtenidas de la evaluaci3n directa. b) tallas obtenidas del monitoreo de la pesquer3a en bah3a Ancud.

Los resultados del m3todo, en t3rminos de estatus, son relativos al objetivo de manejo de una depresi3n del 40% del stock parental (SPR), la raz3n F/M y la selectividad al Lc50 y Lc95, se se3ala en la **Figura 304**, para la estructura de longitudes obtenidas de la evaluaci3n directa en dos escenarios de M (0,1 y 0,2). El resultado para esos mismos escenarios, pero para las estructuras de tama3os de 4 a3os, originadas en el monitoreo biopesquero, se presentan en la **Figura 305**. Como criterio la raz3n de F/M muestra para todos los escenarios una situaci3n de baja presi3n de pesca; situaci3n contraria a la observada con el SPR, en la cual el estatus cambia de haber sobrepasado el objetivo a una situaci3n no deseada en el escenario de M=0,2, versus el escenario de M=0,1 que muestra un escenario de sostenibilidad dentro del objetivo de manejo planteado.

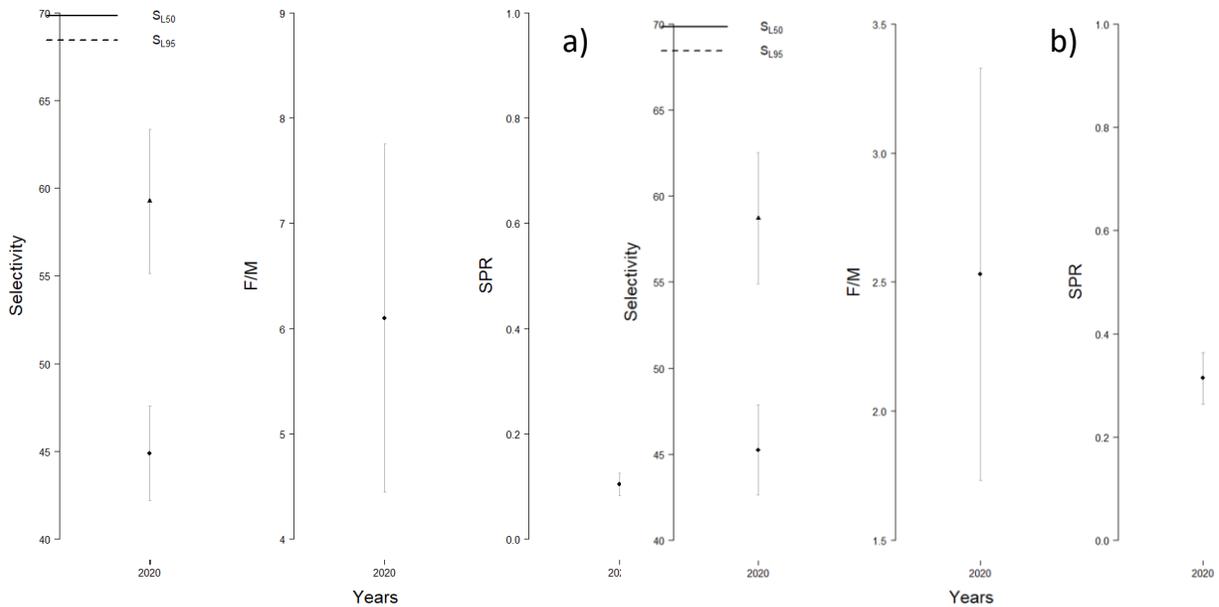


Figura 304. Resultados de estatus de la poblaci3n para *O. chilensis* con la estructura de tama1os de la evaluaci3n directa, para el escenario de $M=0,1$ (a) y el escenario de $M=0,2$ (b).

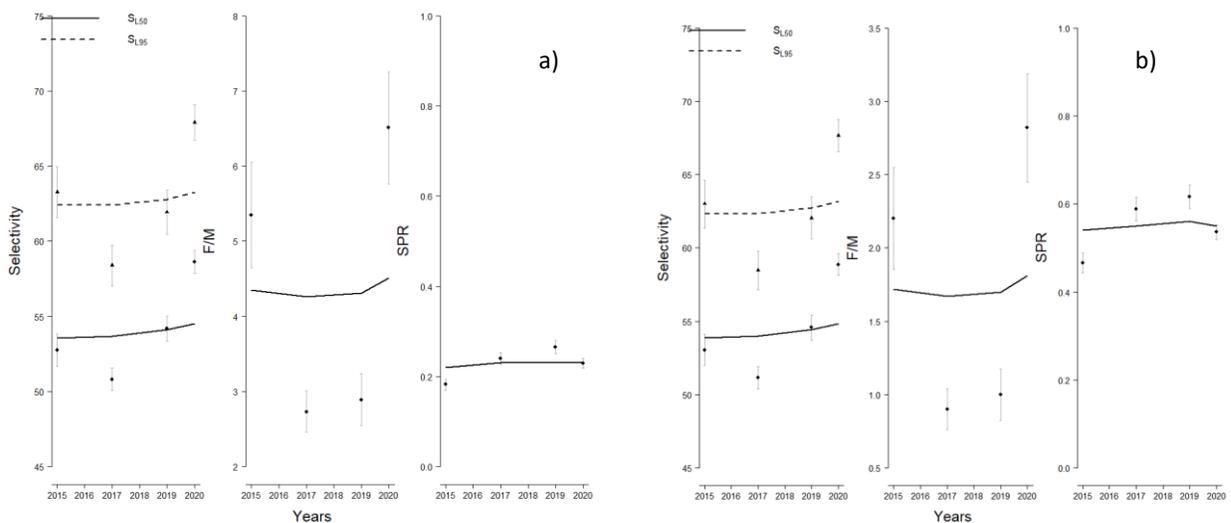


Figura 305. Resultados de estatus de la poblaci3n para *O. chilensis* con la estructura de tama1os del monitoreo bent3nico, para el escenario de $M=0,1$ (a) y el escenario de $M=0,2$ (b).

La representaci3n de la estructura de tallas objetivo versus la actual, obtenida de la evaluaci3n directa, se presenta en la **Figura 306**.

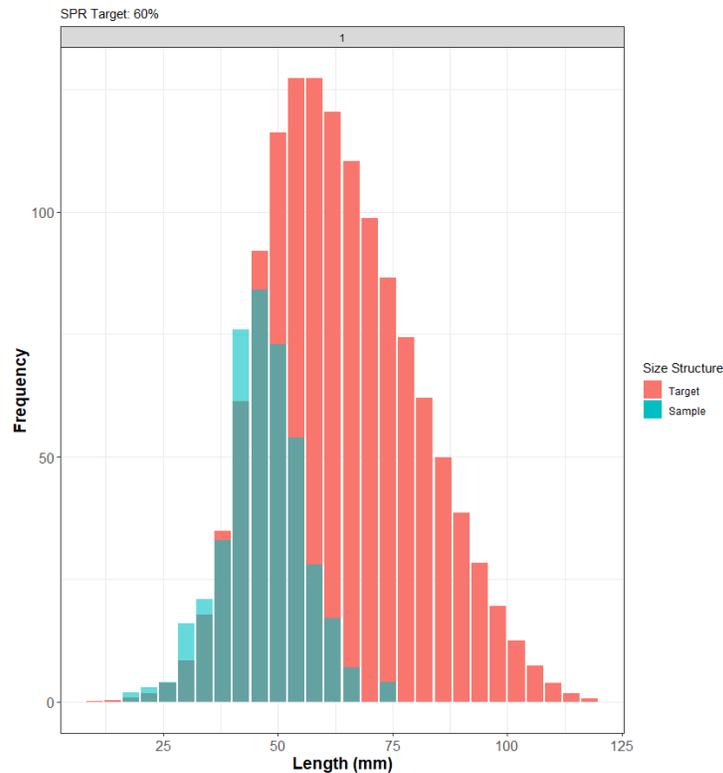


Figura 306. Estructura de tamaños objetivo versus la obtenida en el a2020, para el objetivo de manejo de un 60% de SPR.

6.2 Objetivo espec2fico 4.2.2: Analizar informaci3n econ3mica y de mercado de recursos bent3nicos con planes de manejo en desarrollo.

6.2.1 Evaluaci3n bioecon3mica pesquer2a de huevo.

En el periodo considerado (1996-2020), las capturas y los viajes de pesca de huevo, decrecieron a una tasa media anual del 8% y 9%, respectivamente. En una primera etapa, entre 1996 y 2001, se observ3 una tendencia al alza, con capturas que fluctuaron entre 3.700 y 6.500 toneladas anuales, y los viajes de pesca entre 24.000 y 36.000 por a2o; a partir de entonces, la tendencia se revirti3 con importantes bajas, llegando a capturas que oscilaron entre 792 y 1.163 toneladas anuales, y los viajes de pesca entre 2.950 y 6.000 por a2o, en los 2ltimos 8 a2os (**Figura 307**). Cabe se2alar, que desde 2018 el plan de manejo estableci3 un L2mite de Extracci3n de Referencia (LER) de 1.200 toneladas anuales. En 2020, la captura alcanz3 un 66% del LER, registr2ndose las menores capturas y viajes de pesca del periodo de an2lisis.

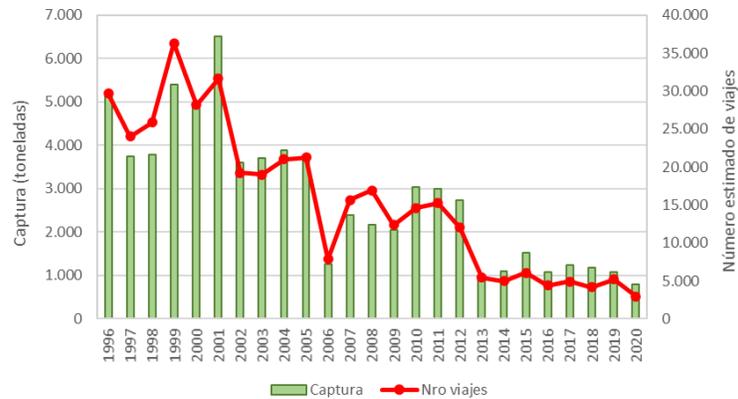


Figura 307. Capturas y viajes de pesca estimados de huepo, 1996-2020.

Al comparar el costo por tonelada entre los cuatro tipos de viajes de pesca (número de buzos), se observó que los viajes con un buzo presentaron un costo por tonelada mayor en relación a los viajes con dos, tres y cuatro buzos (**Figura 308**). En todo el periodo de análisis, el costo promedio por tonelada fue menor al precio por tonelada, es decir, el precio de venta cubrió en todos los casos el costo por tonelada, considerando solo el costo de combustible. En los viajes con un buzo, entre un 16% y 38% del precio de venta correspondió al costo por tonelada, esta proporción se redujo en los viajes con dos buzos (9% y 21%), y también en los viajes con tres y cuatro buzos, con los menores valores que fluctuaron entre 5% y 15% (**Figura 308**).

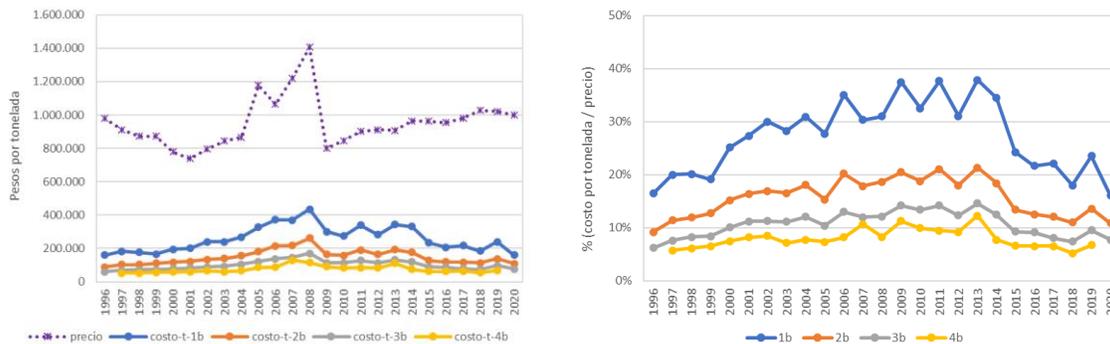


Figura 308. A la izquierda, los precios de playa y costos por tonelada, según tipo de viaje. A la derecha, la relación porcentual entre el costo por tonelada y el precio de playa, según tipo de viaje. 1996-2020.

Al igual como ocurrió con las capturas, el ingreso decreció a una tasa media anual del 7%. Al inicio del periodo (1996-2020), el ingreso generado por la pesquería de huepo, superaba los 5.000 millones de pesos, mientras en los últimos 8 años no ha superado los 1.500 millones de pesos. Entre 1996 y 2000, la mayor parte del ingreso de la pesquería provino de los viajes con dos buzos, posteriormente cobran relevancia los viajes con tres buzos, y prácticamente desaparecen los viajes con un buzo. En



el 2020, el ingreso total estimado para la pesquería fue de 792 millones de pesos, y el costo de combustible ascendió a 75 millones de pesos, aproximadamente (**Figura 309**).

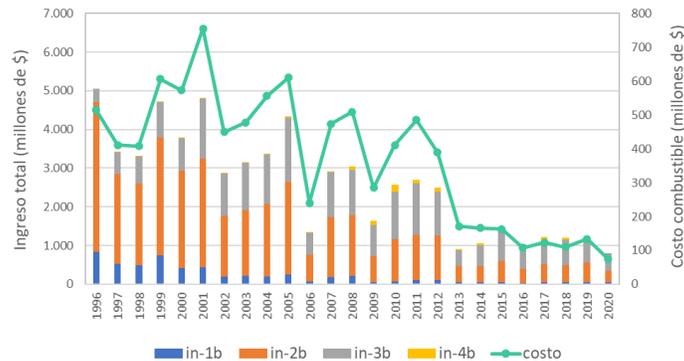


Figura 309. Costo operacional (combustible) e ingreso bruto de la pesquería, diferenciado por tipo de viaje, 1996-2020.

Los beneficios percibidos en un viaje de pesca, una vez vendida la captura y descontado el gasto de combustible, fueron desiguales entre los tipos de viaje, mostrando en todos los casos, una tendencia positiva desde 2009 (**Figura 310 a**). El beneficio fue repartido entre el armador, el telegrafista y el o los buzos, a través del formato “a la parte”. La diferenciación de los viajes de pesca, en términos del esfuerzo de pesca ejercido, uno, dos, tres y cuatro buzos, significó también una diferenciación en el beneficio promedio del armador, telegrafista y buzos. Los beneficios de armadores y telegrafistas en viajes de pesca con más buzos fueron mayores que aquellos con menos (**Figura 310 b y 310 d**), no así en los buzos, cuyos beneficios no mostraron grandes diferencias en función de los cuatro tipos de viajes (**Figura 310 c**).

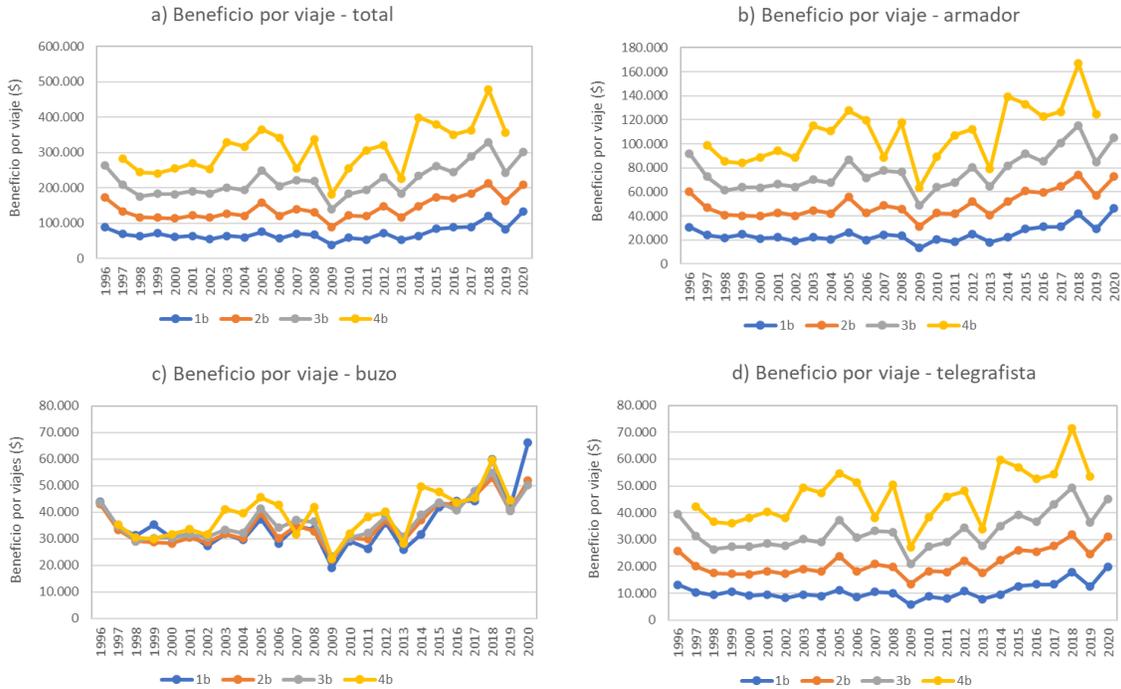


Figura 310. Beneficio por viaje de pesca, diferenciado por tipo de viaje: total y por funci3n. 1996-2020.

Mientras el beneficio por viaje de pesca aument3 con la presencia de m3s buzos, el beneficio por hora de buceo se contrajo. En el 2020, el beneficio generado por los viajes de pesca con dos y tres buzos, fueron 1,6 y 2,3 veces mayores respecto del beneficio obtenido por embarcaciones con viajes con un buzo. Por su parte, el beneficio por hora de buceo se redujo un 14% y 17%, en los viajes con dos y tres buzos respecto de aquellos con un buzo (**Figura 311**). Cabe destacar que est3 estimaci3n es bajo el supuesto que todos los viajes tienen el mismo costo promedio, y corresponde exclusivamente al gasto de combustible de la embarcaci3n y un compresor.

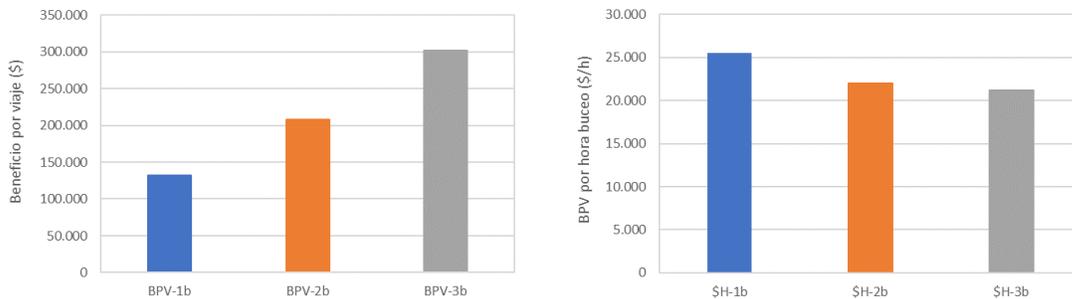


Figura 311. A la izquierda, el beneficio por viaje de pesca diferenciado por tipo de viaje. A la derecha, el beneficio estandarizado por las horas de buceo de cada tipo de viaje. 2020.



En los viajes con un buzo, el armador y el telegrafista recibieron un menor beneficio que el buzo; en los restantes tipos de viajes, el armador percibió un mayor beneficio, seguido por los buzos y el telegrafista. En el 2020, en un viaje con un buzo, el armador y el telegrafista recibieron 46 y 20 mil pesos, en promedio por viaje de pesca, mientras el buzo recibió 66 mil pesos; en un viaje con tres buzos, el armador recibió 105 mil pesos por viaje de pesca, y el buzo y el telegrafista recibieron 50 y 45 mil pesos (**Figura 312**).



Figura 312. Distribución del beneficio por viaje de pesca, según tipo de viaje y función. 2020.

6.2.2 Evaluación bioeconómica pesquería de navajuela.

La evolución de las capturas y los viajes de pesca de navajuela estimados, muestran a los menos dos periodos de intensa contracción y posterior recuperación; la primera contracción se observó entre 1998 y 1999, y la segunda, entre 2007 y 2010. Las capturas máximas se registraron entre 2014 y 2017, con valores que fluctuaron entre 4.800 y 5.300 toneladas; en los últimos tres años, se observó nuevamente una contracción de las capturas y los viajes de pesca (**Figura 313**). Cabe señalar, que desde 2018 el plan de manejo estableció un Límite de Extracción de Referencia (LER) de 6.946 toneladas anuales. En 2020, la captura alcanzó las 2.603 toneladas y correspondió a un 37% del LER.

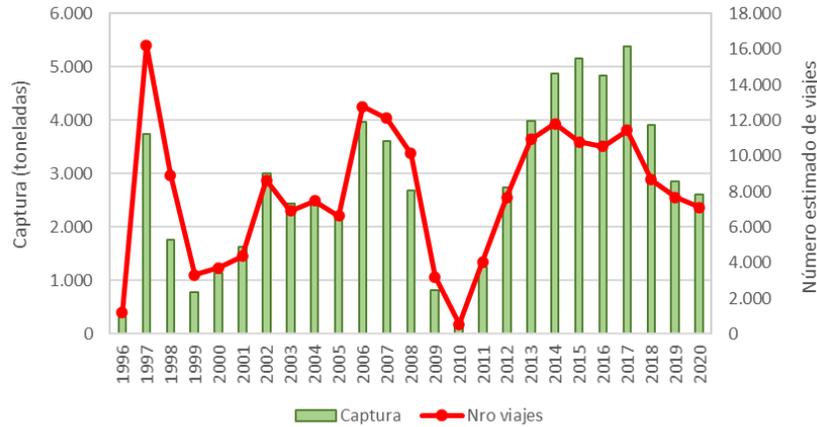


Figura 313. Captura y viajes de pesca estimados de navajuela, 1996-2020.

Al comparar el costo por tonelada capturada entre los cuatro tipos de viajes de pesca (número de buzos), se observó que los viajes con un buzo presentaron un costo por tonelada mayor en relación a los viajes con dos, tres y cuatro buzos (**Figura 314**). En todo el periodo de análisis, el costo promedio por tonelada fue menor al precio promedio ponderado de venta por tonelada, es decir, el precio promedio de venta cubrió en todos los casos el costo por tonelada capturada. En los viajes con un buzo, entre un 22% y 50% del precio de venta correspondió al costo por tonelada, está proporción se redujo en los viajes con dos buzos (13% y 27%), y también en los viajes con tres y cuatro buzos, con los menores valores que fluctuaron entre 6% y 18% (**Figura 314**).

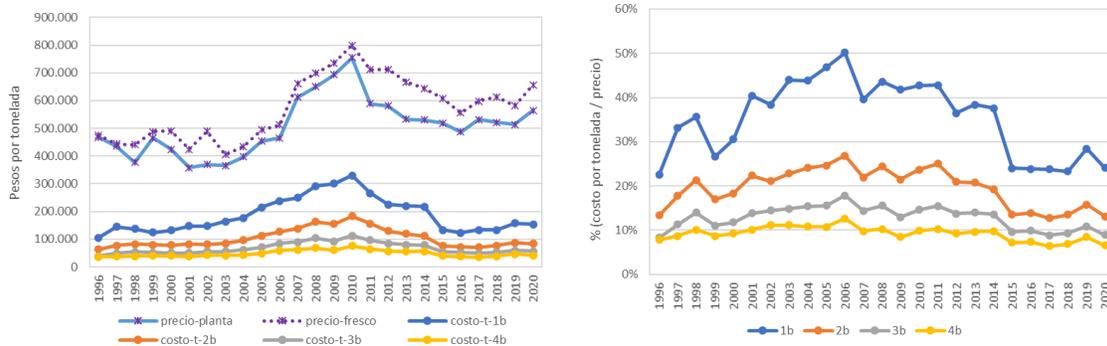


Figura 314. A la izquierda, los precios de venta de navajuela y costos por tonelada, según tipo de viaje. A la derecha, la relación porcentual entre el costo por tonelada y el precio promedio ponderado, según tipo de viaje. 1996-2020.

Los ingresos de la pesquería están fragmentados en dos periodos, antes y después del 2010. En el segundo periodo, entre 2013 y 2018, se observaron los mayores ingresos del periodo, los cuales fluctuaron entre 2.200 y 3.000 millones de pesos. En general, los viajes con dos y tres buzos



presentaron mayor aporte al ingreso total, y a partir del 2007, se observ3 un mayor aporte de los viajes con cuatro buzos (**Figura 315**). La reducci3n en el n3mero de viajes tambi3n gener3 una contracci3n en los costos, que en este caso corresponde espec3ficamente a combustible. En el 2020, el ingreso total estimado para la pesquer3a fue de 1.658 millones de pesos, y el costo de combustible ascendió a 179 millones de pesos, aproximadamente.

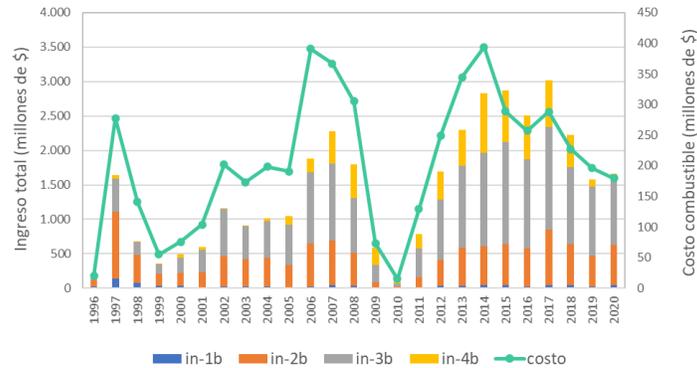


Figura 315. Ingreso total de la pesquería, diferenciado por tipo de viaje, y costo del combustible. 1996-2020.

El beneficio por viaje de pesca fue desigual entre los tipos de viajes, y en todos los casos, con una tendencia positiva (**Figura 316 a**). Al igual como ocurre en casi todas las pesquerías artesanales, los beneficios percibidos en un viaje de pesca de navajuela son repartidos a través del formato “a la parte”. Independiente de la cantidad de buzos, el beneficio se divide en tres partes: 50% para los buzos, 35% para el armador y un 15% para el telegrafista. Bajo este escenario, para el armador y el telegrafista los viajes de pesca con más un buzo fueron más rentables que los viajes con un buzo (**Figura 316 b** y **316 d**). En el caso de los buzos, se observaron diferencias en los beneficios percibidos en los cuatro tipos de viajes entre los años 2003-2013, en los restantes años tales diferencias fueron menores (**Figura 316 c**).

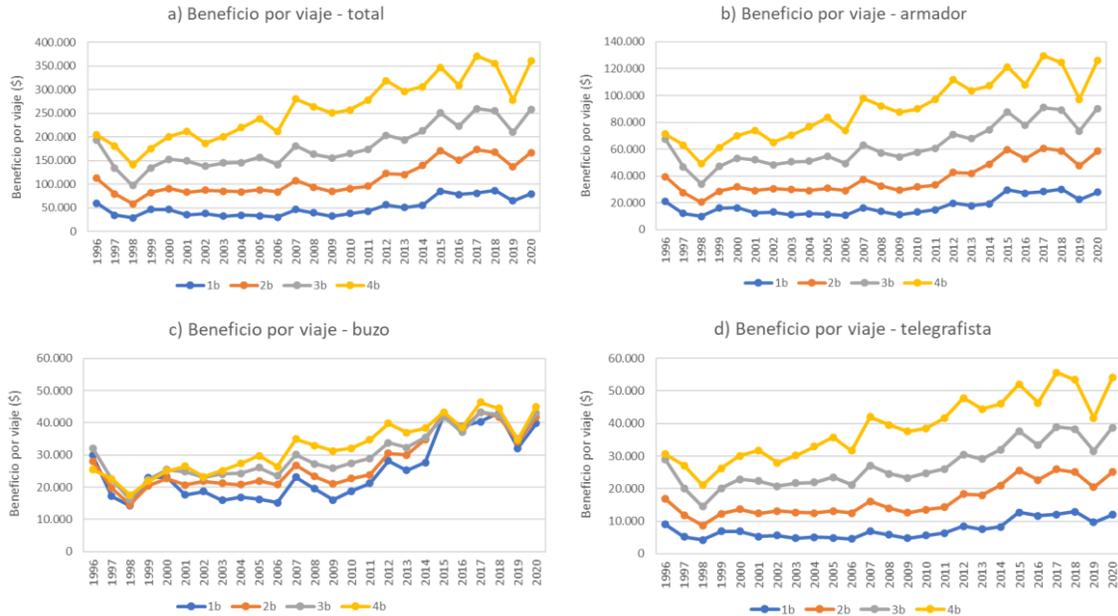


Figura 316. Beneficio por viaje de pesca, diferenciado por tipo de viaje: total y por funci3n. 1996-2020.

Mientras el beneficio por viaje de pesca aument3 con la presencia de m3s buzos, el beneficio por hora de buceo se contrajo, excepto en los viajes con dos buzos. En el 2020, el beneficio en viajes con dos, tres y cuatro buzos, fueron 2,1, 3,2 y 4,5 veces mayores respecto del beneficio obtenido en viajes con un buzo. Por su parte, el beneficio por hora de buceo se redujo un 4% y 13%, en los viajes con tres y cuatro buzos respecto de los viajes con un buzo, mientras en los viajes con dos buzos el beneficio se increment3 un 2% (**Figura 317**). Cabe destacar que est3 estimaci3n es bajo el supuesto que todos los viajes tienen el mismo costo operativo promedio (gasto de combustible).

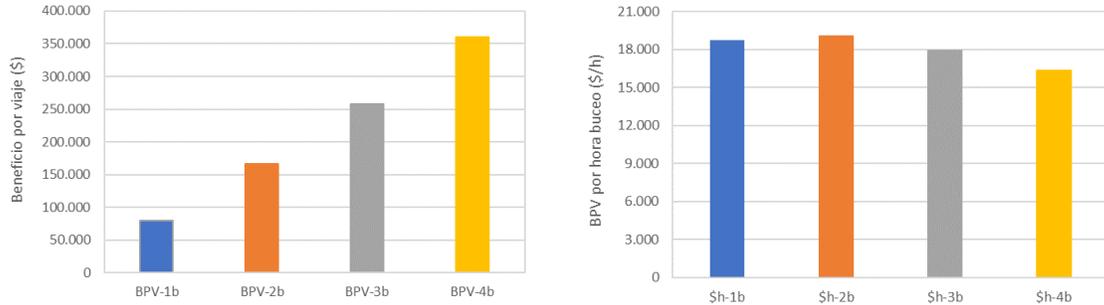


Figura 317. A la izquierda, el beneficio por viaje de pesca diferenciado por tipo de viaje. A la derecha, el beneficio estandarizado por las horas de buceo de cada tipo de viaje. 2020.

En los viajes con un buzo, el armador y el telegrafista registraron beneficios menores respecto del buzo; por el contrario, cuando aument3 el n3mero de buzos por viaje, el armador registr3 mayores beneficios, seguido por los buzos y el telegrafista. En el 2020, en los viajes con un buzo, el armador y el telegrafista recibieron en promedio 28 y 12 mil pesos por viaje de pesca, mientras el buzo recib3 40 mil pesos. En los viajes con tres buzos, por ejemplo, el armador recib3 90 mil pesos por viaje de pesca, mientras los buzos y el telegrafista recibieron 43 y 39 mil pesos, respectivamente (**Figura 318**).

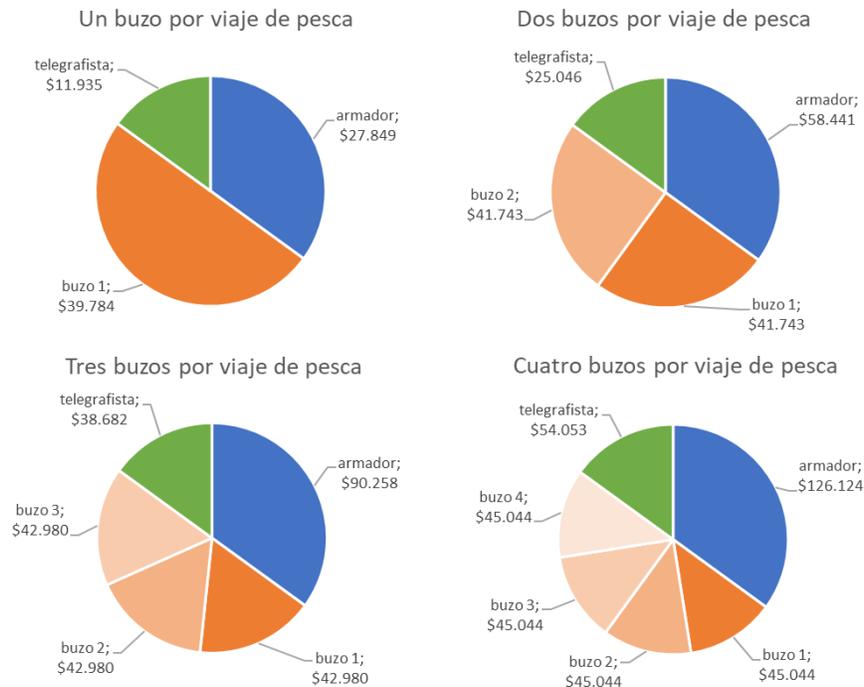


Figura 318. Distribuci3n del beneficio por viaje de pesca, seg3n tipo de viaje y funci3n. 2020.



Análisis integrado para las pesquerías de huepo y navajuela en el Golfo de Arauco.

En el periodo considerado (1996-2000), se observó una reducción de las capturas de huepo junto a un incremento en las capturas de navajuela. En conjunto han fluctuado entre un máximo de 8.000 toneladas en 2001 y un mínimo cercano a 3.000 toneladas entre 2009 y 2010; a partir del 2017, se observa una importante contracción, pasando de 6.600 toneladas a menos de 3.400 toneladas en 2020 (**Figura 319**). Al comparar los viajes de pesca estimados, se observa que, en los últimos 8 años, los viajes de huepo estuvieron por debajo de los viajes de navajuela (**Figura 319 b**).

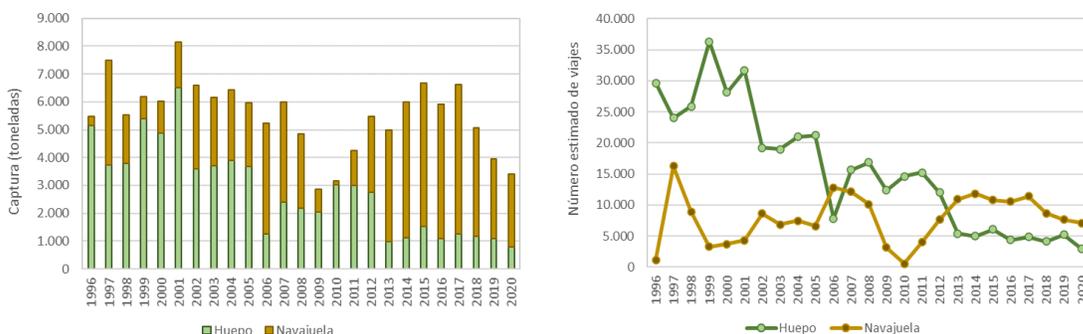


Figura 319. Capturas anuales (izquierda) y número total de viajes estimados (derecha), de huepo y navajuela en el Golfo de Arauco. 1996-2020.

En términos agregados, los ingresos³ de huepo y navajuela, fluctuaron entre 5.400 y 2.220 millones de pesos anuales, aproximadamente. Se observó que los ingresos de huepo se fueron complementando con los ingresos de navajuela, entre 1996-2012, donde aportaron entre un 60% y 97% del ingreso total, excepto entre 2006 y 2007, donde ambos recursos reportaron similares ingresos (**Figura 320**). Por el contrario, desde el 2013, cobraron relevancia los ingresos de navajuela que aportaron entre un 59% y 73% del ingreso total. En todo el periodo de análisis, los costos de combustible correspondieron entre un 10% y 20% del ingreso total.

³ Ingreso bruto o captura valorada a precio de primera transacción.

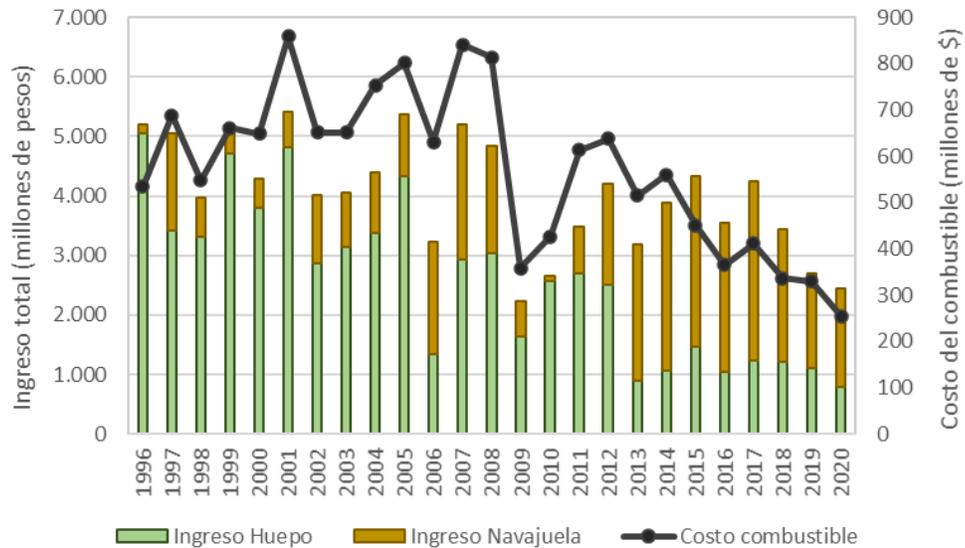


Figura 320. Ingreso total para las pesquerías de huepo y navajuela, y costo total del combustible. 1996-2020.

6.2.3 Información de mercado de los principales recursos bentónicos a nivel país.

HUEPO.

La oferta de huepo se ha contraído en los últimos 10 años, en efecto, el desembarque ha sufrido una contracción del 11,7% anual. El destino mayoritario (app. 95%) del desembarque fue la manufactura en plantas que han comercializado el producto, principalmente en formato de conservas, en el mercado externo (29 países), con los mayores envíos a España, Malasia, Singapur y Tailandia. La cantidad exportada ha disminuido a una tasa de -7,8% anual, tendencia a la baja también observada en el precio, pero a un ritmo menor (-1,2%), **Figura 321**.

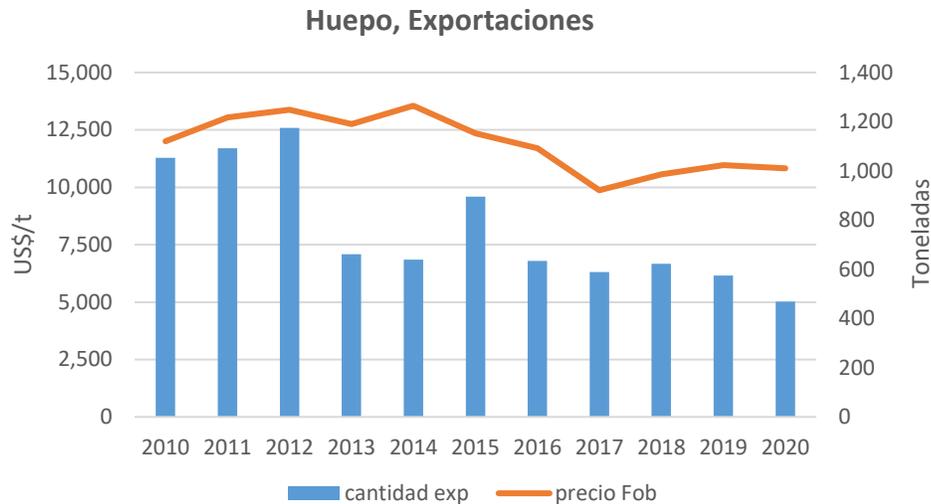


Figura 321. Cantidad exportada y precio promedio de exportaci3n de huepo, formato conservas, 2010-2020.

Se ha observado que los precios, tanto el de primera transacci3n (mercado de playa), como el precio promedio de exportaci3n han registrado una mejoría significativa en los últimos tres años (**Figura 322**), situaci3n que se evidencia al graficar ambos precios en sus valores reales, el precio de playa deflactado por el IPC y el precio promedio⁴ de exportaci3n considerando el tipo de cambio (d3lar observado) correspondiente. Las trayectorias de ambas series, sugieren alg3n grado de dependencia lineal entre ambas variables, en efecto, el índice de correlaci3n fue de 0,67, lo cual indica una relaci3n positiva entre ambos precios.

⁴ Promedio ponderado en relaci3n a las dos lıneas de elaboraci3n que se exportan (conservas y congelados).

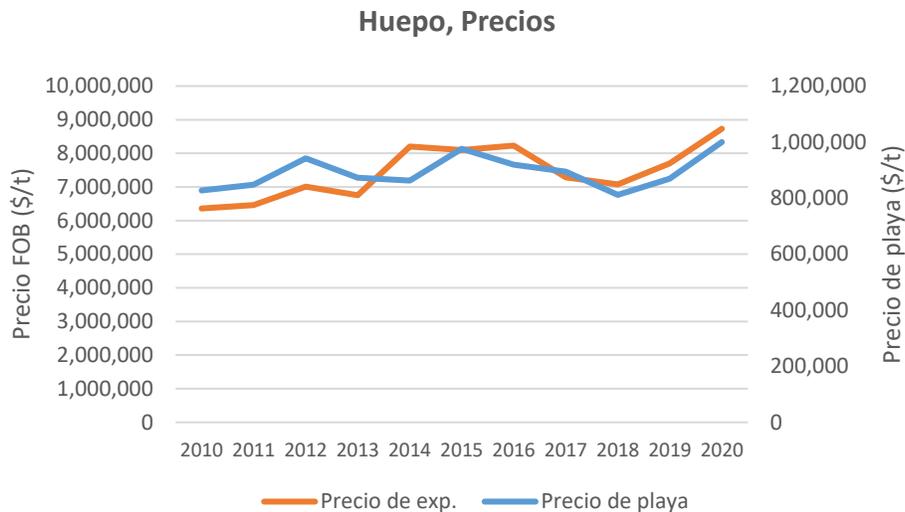


Figura 322. Precio de primera transacci3n y precio promedio de exportaci3n, de huepo, valores reales, 2010-2020.

HUIROS.

El desembarque de huiros, ya sea huiro palo, huiro negro, o huiro, sigue un flujo comercial en dos lneas diferentes, la primera es el alga seca que se comercializa externamente como producto commodity, es decir como materia prima para la fabricaci3n de otros productos. La segunda lnea es la que se sustenta en la elaboraci3n nacional y posterior exportaci3n de productos derivados de estas algas, como: 3cido alg3nico, alginato de calcio, alginato de magnesio, alginato de potasio, alginato de sodio y pol3mero natural (propilenglicol).

En el caso de las exportaciones de alga seca, commodity enviado a mayoritariamente (82%) a China, las cantidades han fluctuado alrededor de las 60 mil toneladas anuales, experimentaron una leve tendencia al alza (1% anual), similar a la evoluci3n de los desembarques que crecieron 1,2% anual, en el periodo 2010-2020. El precio FOB, si bien registra un alza del 3% anual en el total del periodo, ha ido a la baja en los 3ltimos siete aros, periodo donde se contrajo a una tasa de -5,9% anual, llegando a 1.020 d3lares la tonelada en el 2020 (**Figura 323**).

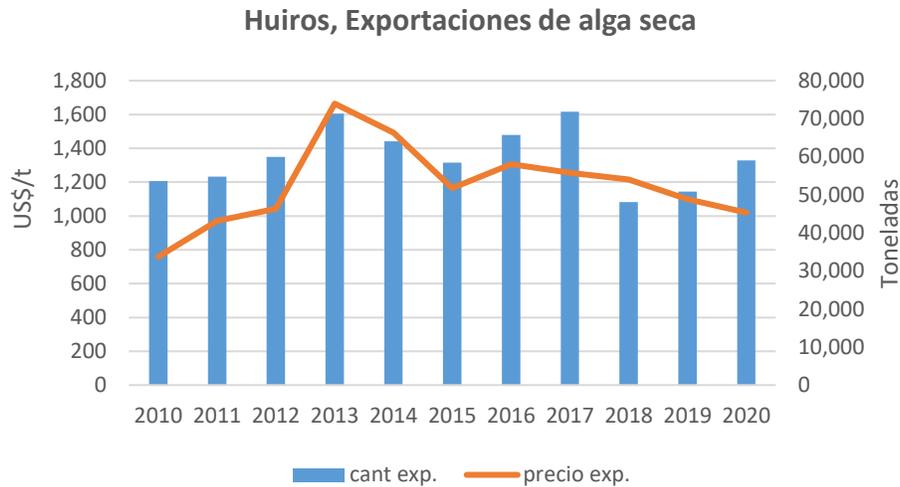


Figura 323. Cantidad exportada y precio promedio de exportaci3n de huiro en formato de alga seca, 2010-2020.

Las exportaciones de los productos extraídos de estas algas, denominados en este estudio como derivados de algas, han experimentado una merma anual de -3,3% de las cantidades y un alza del 2,1% en el precio promedio de exportaci3n de estos productos (**Figura 324**). Estos productos (alginatos y propilenglicol, principalmente), enviados a Jap3n, Brasil, Estados Unidos y M3xico, son productos de altísimo valor, el 2020 este precio ascendió a 18.259 dólares la tonelada.



Figura 324. Cantidad exportada y precio promedio de exportaci3n de productos derivados de huiro, 2010-2020.



Los precios del alga seca, el de primera transacción (mercado de playa), como el precio promedio de exportación han registrado una tendencia al alza (**Figura 325**), entre el 2010 y el 2014, posteriormente ambos se contraen, levemente el precio de exportación (-0,1%) y un -4,8% el precio de playa, que registró un valor de 211 pesos el kilo el 2020, situación que se evidencia al graficar ambos precios en sus valores reales. Las trayectorias de ambas series, sugieren algún grado de dependencia lineal entre ambas variables, en efecto, el índice de correlación fue de 0,74, lo cual indica una relación positiva entre ambos precios.



Figura 325. Precio de primera transacción y precio promedio de exportación, de huiros en formato alga seca, valores reales, 2010-2020.

NAVAJUELA.

Aproximadamente el 87% del desembarque de navajuela se destina a materia prima de plantas que procesan mayormente conservas que son comercializadas en España, Estados Unidos y Singapur, principalmente. En los últimos 10 años, el desembarque y consecuentemente la materia prima y las cantidades exportadas, experimentaron una tendencia al alza hasta el 2017, año a partir del cual se observó una contracción que en el caso de las cantidades exportadas fue de -15% anual. En el mismo periodo, el precio promedio de exportación registró un alza de 5% anual (**Figura 326**).

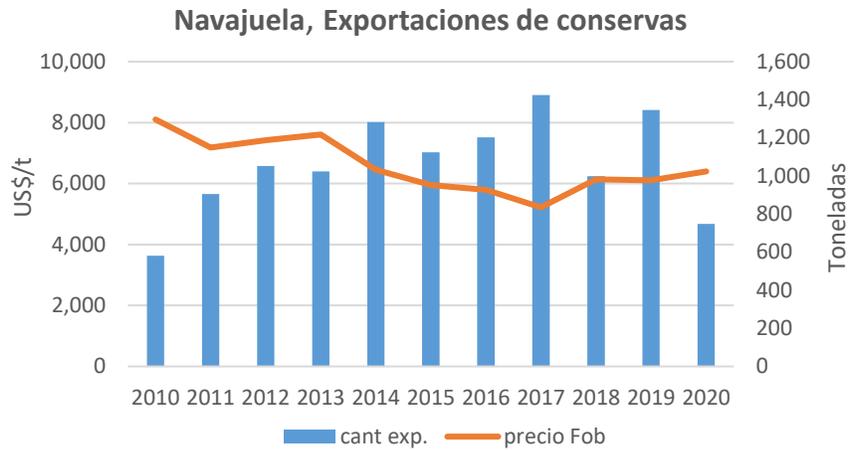


Figura 326. Cantidad exportada y precio promedio de exportación de navajuela en conservas, 2010-2020.

Los precios de navajuela en conservas, tanto el de primera transacción (mercado de playa), como el precio promedio de exportación han registrado una tendencia alcista con 7% y 2% de crecimiento anual, respectivamente (**Figura 327**), situación que se evidencia al graficar ambos precios en sus valores reales. Las trayectorias de ambas series, sugieren algún grado de dependencia lineal entre ambas variables, en efecto, el índice de correlación fue de 0,78, lo cual indica una relación positiva entre ambos precios.

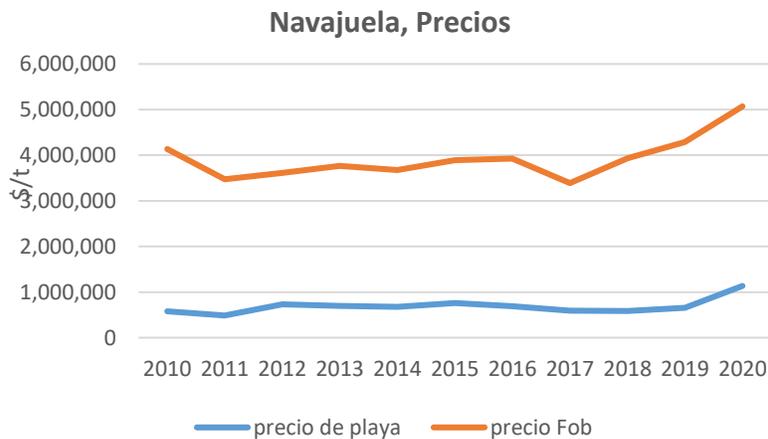


Figura 327. Precio de primera transacción y precio promedio de exportación, de navajuela en conservas, valores reales, 2010-2020.



LUGA ROJA.

Hasta el 2014 las cantidades exportadas de luga roja mostraron un importante crecimiento, año en que registró el máximo del periodo, triplicando la cantidad del 2010. A partir del 2014, se observa una contracción de -13%, lo cual ha resultado en un volumen exportado de 1.000 toneladas app el 2020, nivel que tenía a inicios del periodo de estudio. En cuanto al precio FOB, este presentó similar comportamiento (**Figura 328**).



Figura 328. Cantidad exportada y precio promedio de exportación de luga roja, en formato alga seca, 2010-2020.

Los precios del alga seca, el de primera transacción (mercado de playa), como el precio promedio de exportación han registrado una tendencia al alza, 7% y 6%, respectivamente. En efecto, el precio de playa, que registró un valor cercano a 500 pesos el kilogramo el 2010, se duplicó el 2020, situación que se evidencia al graficar ambos precios en sus valores reales (**Figura 329**).

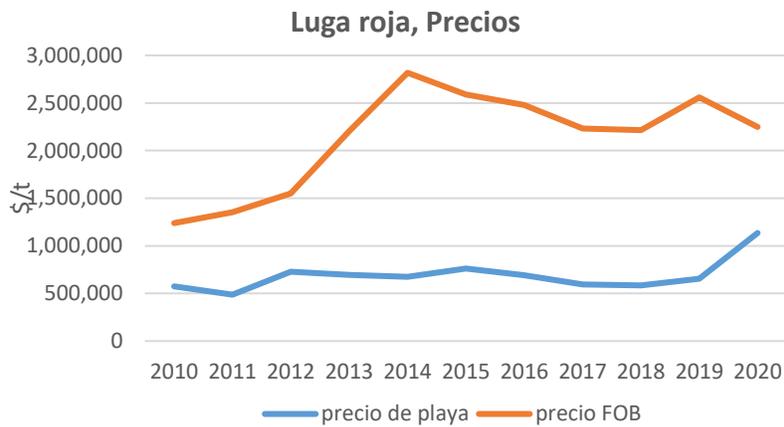


Figura 329. Precio de primera transacción y precio promedio de exportación, de luga roja, en formato de alga seca, valores reales, 2010-2020.

ERIZO.

Aproximadamente el 96% del desembarque de erizo se destinó a materia prima de plantas que procesan congelados, productos comercializados en Japón, principalmente. En los últimos 10 años, las cantidades exportadas experimentaron una tendencia al alza, a una tasa del 3% anual. En el mismo periodo, el precio promedio de exportación registró un alza de 5% anual, resultando en un valor superior a 43.000 dólares la tonelada el 2020 (**Figura 330**).



Figura 330. Cantidad exportada y precio promedio de exportación de erizo congelado, 2010-2020.



En el periodo 2010-2020, los precios de erizo congelado, tanto el de primera transacci3n (mercado de playa), como el precio promedio de exportaci3n han registrado una tendencia alcista, ambos, con un 10% de crecimiento anual (**Figura 331**). Las trayectorias de ambas series, sugieren dependencia entre ambas variables, en efecto, el 3ndice de correlaci3n fue de 0,90, lo cual indica una relaci3n positiva entre ambos precios.

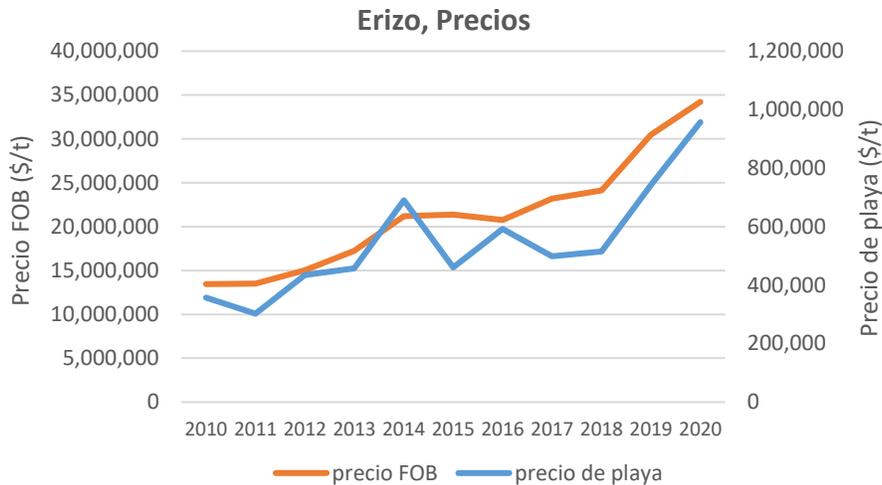


Figura 331. Precio de primera transacci3n y precio promedio de exportaci3n, de erizo congelado, valores reales, 2010-2020.

PULPO.

De acuerdo a los datos oficiales, el 90% del desembarque de pulpo se destina a materia prima de plantas que procesan productos congelados. Las cantidades exportadas han experimentado una contracci3n de -11% anual, en el periodo 2010-2020, el m3ximo de 2.500 toneladas se registr3 el 2011, en tanto que el m3nimo de 516 toneladas, ocurri3 el 2020. Por otra parte, el precio promedio de exportaci3n ha mostrado altos y bajos en el periodo analizado, que finalmente ha resultado en un alza del 9% anual, llegando a un valor de m3s 9.000 d3lares la tonelada el 2020 (**Figura 332**).

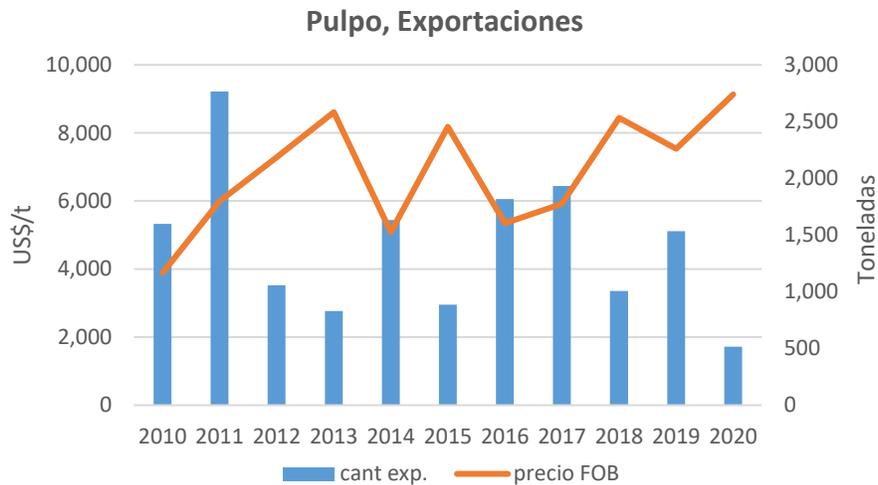


Figura 332. Cantidad exportada y precio promedio de exportaci3n de pulpo congelado, 2010-2020.

Los precios del pulpo, tanto el de primera transacci3n (mercado de playa), como el precio promedio de exportaci3n, en sus valores reales, han registrado una tendencia al alza, 10% y 14%, respectivamente. En efecto, el precio de playa, que registr3 un valor cercano a 1.200 pesos el kilogramo el 2010, aument3 a m3s de 3.200 pesos el kil3gramo. Similar situaci3n se observ3 con el precio de exportaci3n lo cual sugiere un sentido de dependencia del precio de playa en relaci3n al precio de exportaci3n, en efecto, el 3ndice de correlaci3n fue de 0,70, lo cual indica una relaci3n positiva entre ambos precios (**Figura 333**).

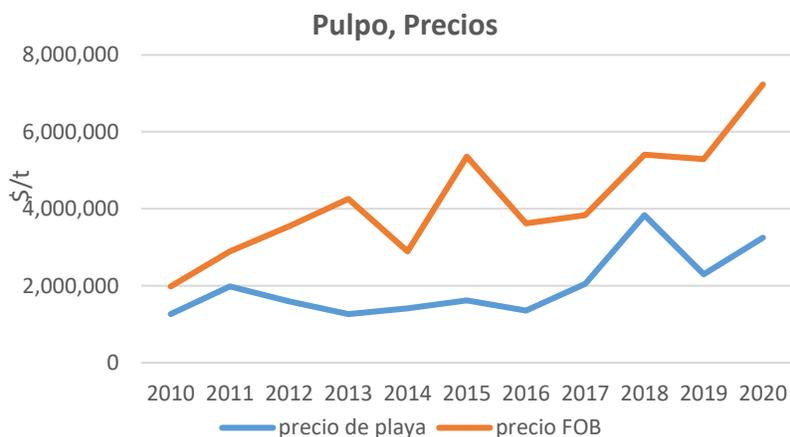


Figura 333. Precio de primera transacci3n y precio promedio de exportaci3n, de pulpo congelado, valores reales, 2010-2020.



JULIANA.

Aproximadamente el 81% del desembarque de juliana, se ha destinado como materia prima para la manufactura de productos mayoritariamente congelados, vendidos a Espa1a e Italia. Este recurso ha experimentado una importante contracci3n de - 8% anual, en los vol6menes de exportaci3n. El m1ximo exportado ocurri3 el 2011 con m1s de 4.700 toneladas exportadas, en tanto que el m1nimo (1.394 toneladas) se observ3 el 2019. El precio promedio de exportaci3n, ha fluctuado entre 2.000 y 3.000 d3lares la tonelada, registrando una leve alza (1%) al considerar todo el periodo (**Figura 334**).

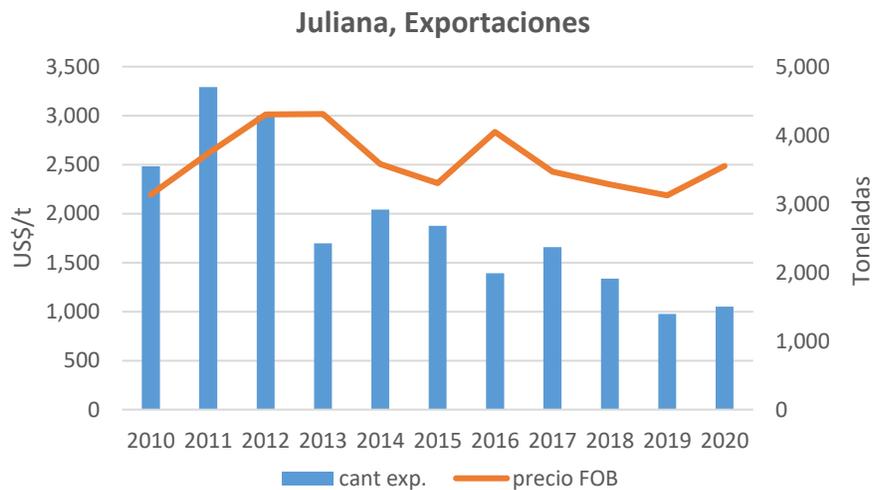


Figura 334. Cantidad exportada y precio promedio de exportaci3n de juliana congelado, 2010-2020.

Los precios (reales) de juliana, tanto en el mercado de playa, como en el mercado externo, han mostrado una tendencia al alza, 1% y 4% anual, precio de playa y precio FOB, respectivamente. El precio de playa ha mostrado un crecimiento real del 2% anual a partir del 2013 (**Figura 335**).

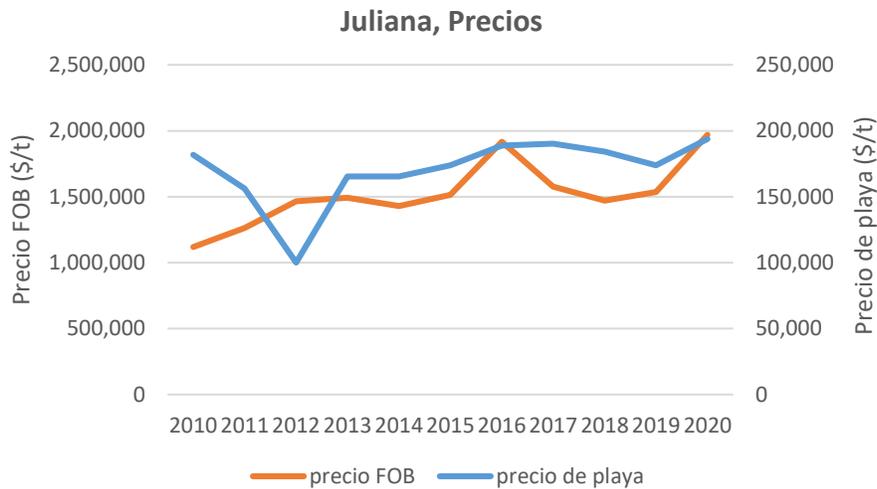


Figura 335. Precio de primera transacción y precio promedio de exportación, de juliana congelada, valores reales, 2010-2020.

ALMEJA.

El desembarque nacional de almeja ha experimentado una baja en el periodo 2010-2020, en otras palabras, la oferta se ha contraído a una razón de -6% anual. Aproximadamente el 65% del desembarque se vende en fresco en el mercado interno, el 35% restante se destina a la manufactura de conservas. Una importante fracción de la almeja en conserva, se comercializa en España, Singapur y Malasia. Los volúmenes exportados han caído drásticamente, a una tasa de -19% anual, pasando de 1.700 toneladas al inicio del periodo a 200 toneladas el 2020. El precio promedio de exportación ha mostrado una trayectoria de altos y bajos, sin embargo, el 2020 se observó un precio similar al observado al inicio del periodo, 10.500 dólares la tonelada, aproximadamente (**Figura 336**).

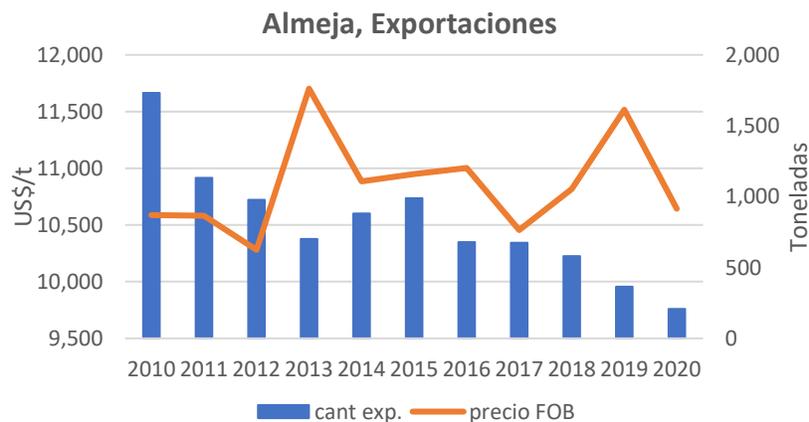


Figura 336. Cantidad exportada y precio promedio de exportación de conservas de almeja, 2010-2020.



La trayectoria del valor real de los precios de playa y precio de exportaci3n, parecen no tener relaci3n alguna, a excepci3n de que ambos mostraron una tendencia al alza, al considerar el periodo completo. Esta situaci3n, es explicada porque la mayor parte del desembarque se vende en fresco en el mercado interno, por lo cual no habr3a mayor influencia del mercado externo en el precio de playa (**Figura 337**).

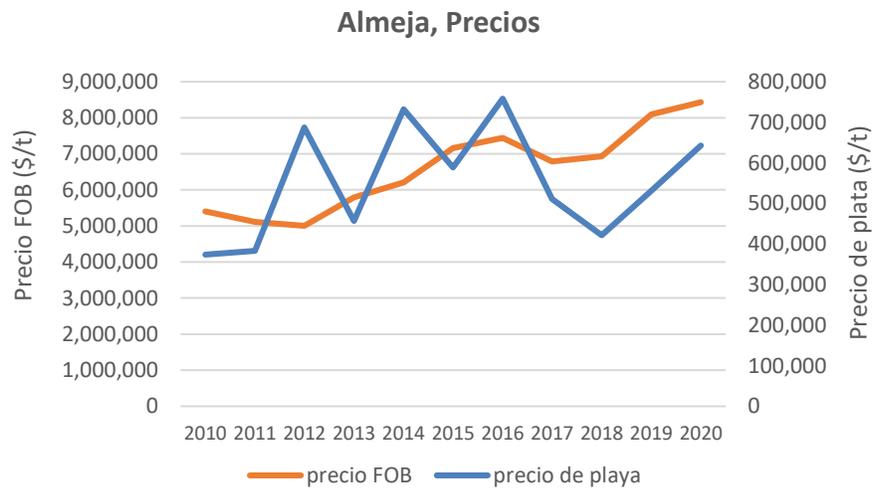


Figura 337. Precio de primera transacci3n y precio promedio de exportaci3n, de almeja en conserva, valores reales, 2010-2020.

CHORO.

Solo el 6% del desembarque de choro, ingresa como materia prima para manufactura en plantas de proceso, por lo cual el mercado relevante de este recurso es el mercado en fresco. El desembarque ha aumentado a una tasa del 7% anual, en tanto que el precio (real) ha experimentado una contracci3n de -3% anual. El m3ximo precio se observ3 el 2014 (900.000 \$/t) y el m3nimo el 2017 (**Figura 338**).

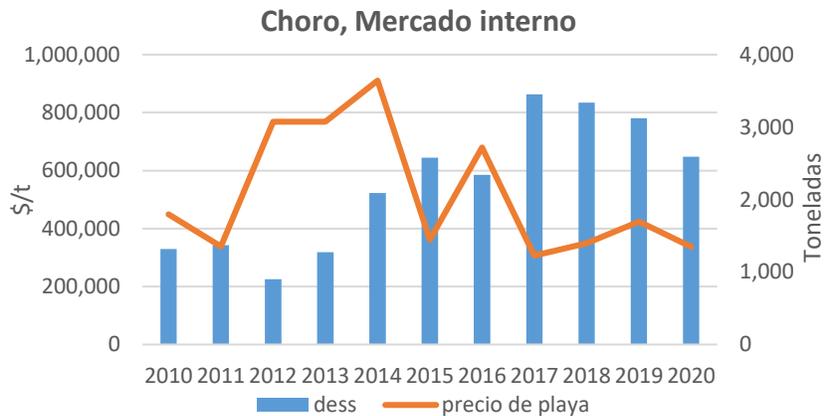


Figura 338. Desembarque y precio de playa de choro, 2010-2020.

MACHA.

El desembarque nacional de macha ha experimentado una importante baja en el periodo 2010-2020, en otras palabras, la oferta se contrajo a una razón de -14% anual, junto a una baja de -21% de la materia prima. Este escenario, ha significado que, en los últimos 5 años, solo el 30% del desembarque se ha destinado a la manufactura, de conservas mayoritariamente. Una fracción de la macha en conserva se comercializa en España, y Argentina. Los volúmenes exportados han caído drásticamente, -46% anual, de más de 350 toneladas (2010) a 2 toneladas (2016), un repunte el 2019, para caer a 1 tonelada el 2020 (Figura 339). No se registraron precios de playa para macha.

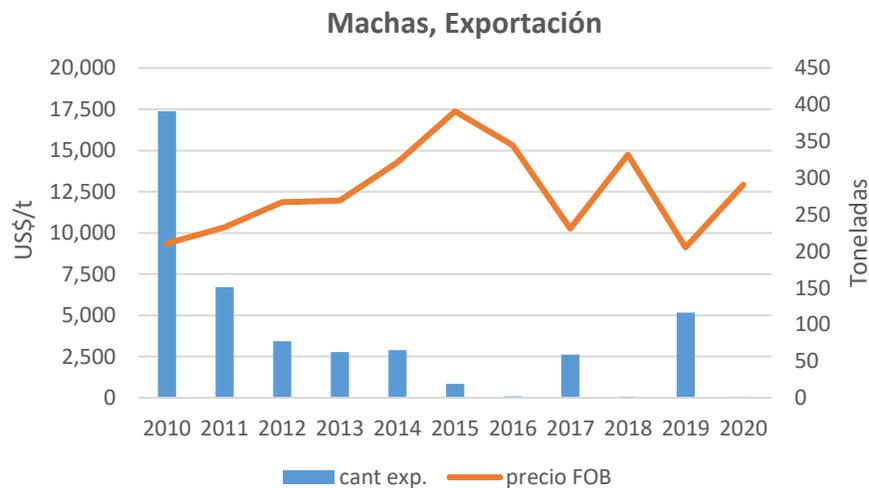


Figura 339. Cantidad exportada y precio promedio de exportación de conservas de macha, 2010-2020.



6.3 Objetivo específico 4.2.3: *Evaluar el desempeño de los Planes de Manejo y proponer adaptaciones en función de la información disponible.*

6.3.1 Revisión información disponible para evaluación de erizo Región Magallanes.

Estadísticos resumen de la información disponible a nivel regional.

Una visualización preliminar de la información señala en la **Figura 340**, que la proporción acumulada de desembarque muestreado es de un 57% de embarcaciones en la categoría de extractivas, versus un 42% de las embarcaciones acarreadoras (recolectoras de la captura de embarcaciones extractivas para su traslado a puerto), mientras que los viajes de pesca están representados en un 67% por unidades extractivas y en un 32% por unidades acarreadoras. Los registros de las embarcaciones mixtas son marginales en la BD.

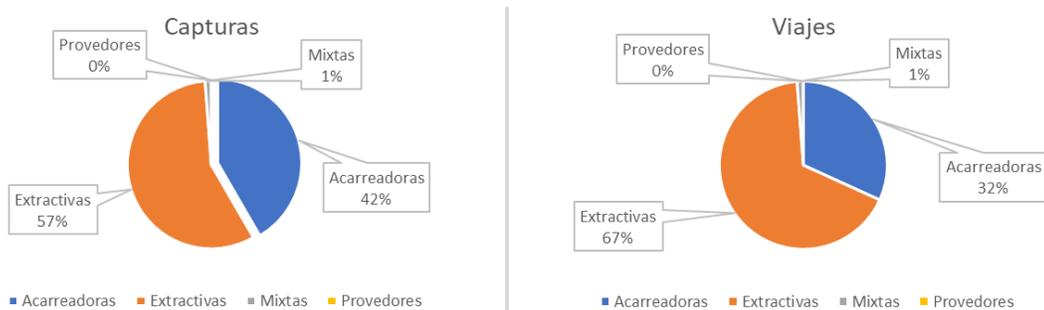


Figura 340. Proporción de registros de desembarques y viajes de pesca según tipo de embarcación en BD de monitoreo de pesquería de erizo (*L. albus*) en la Región de Magallanes. Años 2000 – 2018.

Con respecto a la frecuencia temporal de los registros (**Figura 341**), se observa un incremento en los años recientes de los registros originados desde las unidades extractivas, inversa a la situación observada en las embarcaciones de acarreo. Lo anterior se puede explicar en un cambio en la estrategia de muestreo, por la tendencia en el monitoreo de la pesquería de los años recientes a ser levantada en faenas de pesca.

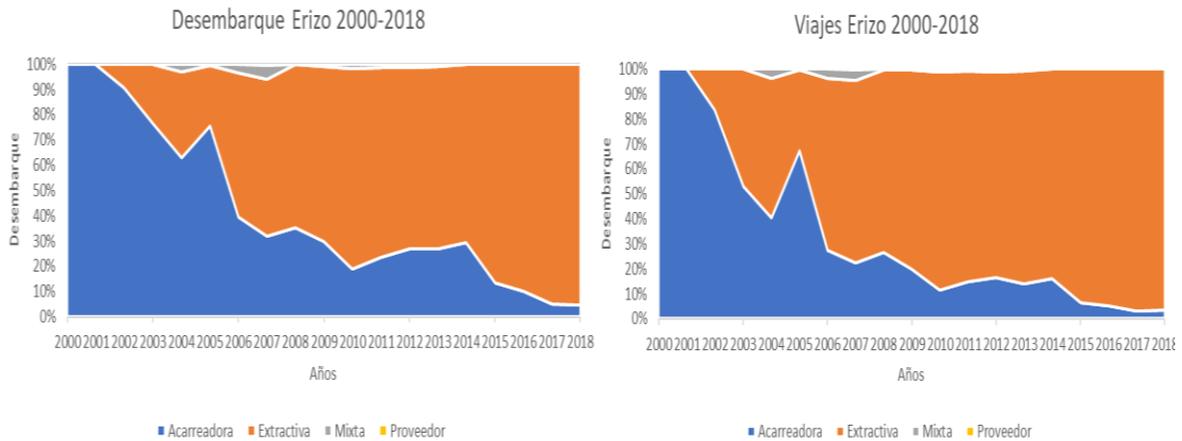


Figura 341. Distribuci3n temporal de los registros de captura y viajes de la pesquería del recurso erizo (*L. albus*) en la Regi3n de Magallanes. Años 2000 – 2018.

La revisi3n de la disponibilidad de datos para la obtenci3n del estimador de rendimiento (CPUE), medido como captura por tiempo de buceo (esfuerzo medido en horas), muestra tanto para los registros acumulados de desembarque, como para los viajes de pesca, que aproximadamente el 50% de los registros cuenta con este dato (**Figura 342**).

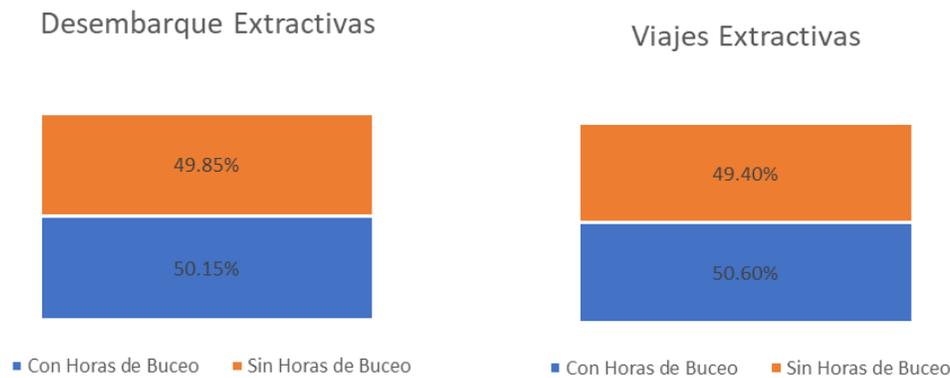


Figura 342. Proporci3n de registros con dato de horas de buceo en la BD del recurso erizo (*L. albus*) en la Regi3n de Magallanes. Años 2000 – 2018.

La informaci3n precedente, graficada en la serie temporal se muestra en la **Figura 343**, donde a excepci3n del año 2005, se observa una disponibilidad de datos de las unidades extractivas a lo largo de toda la serie temporal.

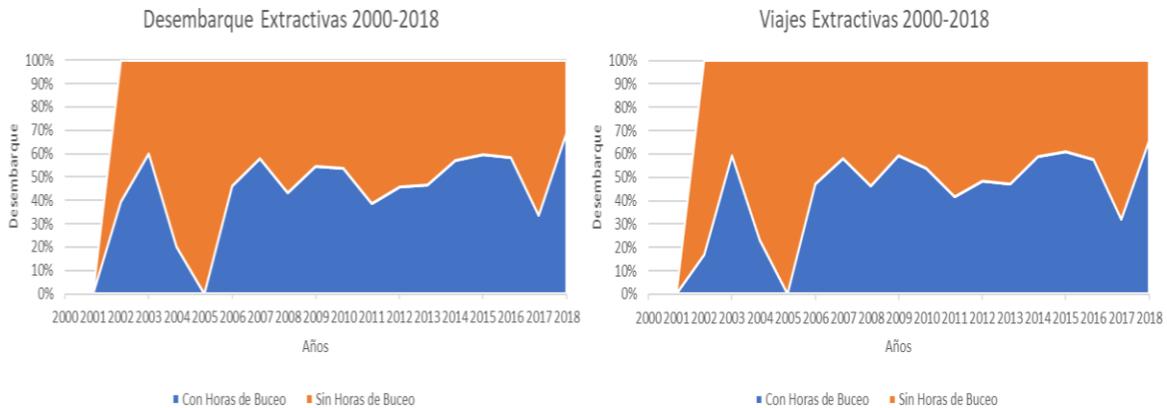


Figura 343. Distribuci3n de registros de desembarque y viajes de pesca don datos de horas de buceo en la extracci3n del recurso erizo (*L. albus*) en la Regi3n de Magallanes. Años 2000 – 2018.

La pesquería del recurso erizo en la Regi3n de Magallanes puede ser calificada como monorecurso, es decir, el recurso objetivo de la pesquería es el único capturado en el viaje de pesca, debido a la selectividad del arte (buceo semiaut3nomo). En una mínima fracci3n de los recursos, se observan viajes multirecurso (que supone destinaci3n del esfuerzo de un viaje de pesca a más de un recurso), filtrados tanto por desembarque como por viajes de pesca (**Figura 344**).

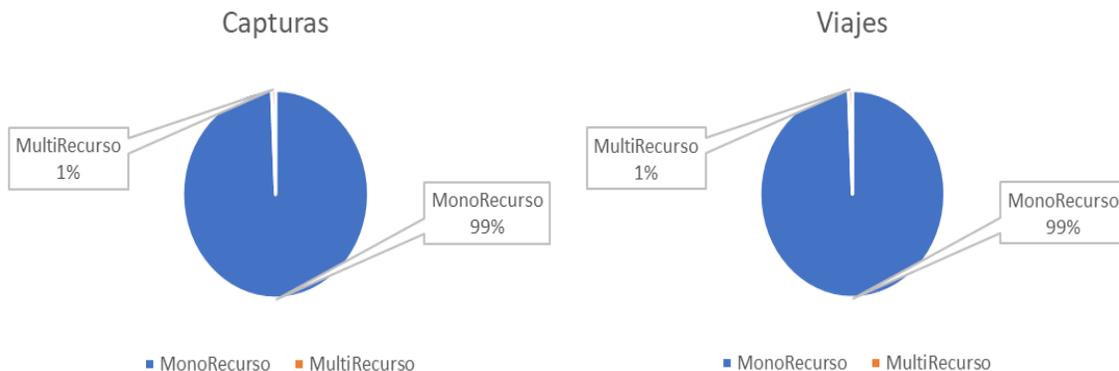


Figura 344. Proporción de registros de viajes monorecurso y multirecurso en la BD para la pesquería del recurso erizo (*L. albus*) en la Regi3n de Magallanes. Años 2000 – 2018.

La búsqueda de la informaci3n con georreferencias (procedencia de pesca) para los registros con datos de esfuerzo, mostr3 su mayor concentraci3n tanto en los registros de los viajes de pesca como de las capturas, lo que permite generaci3n de series temporales de datos georreferenciadas (**Figura 345**).

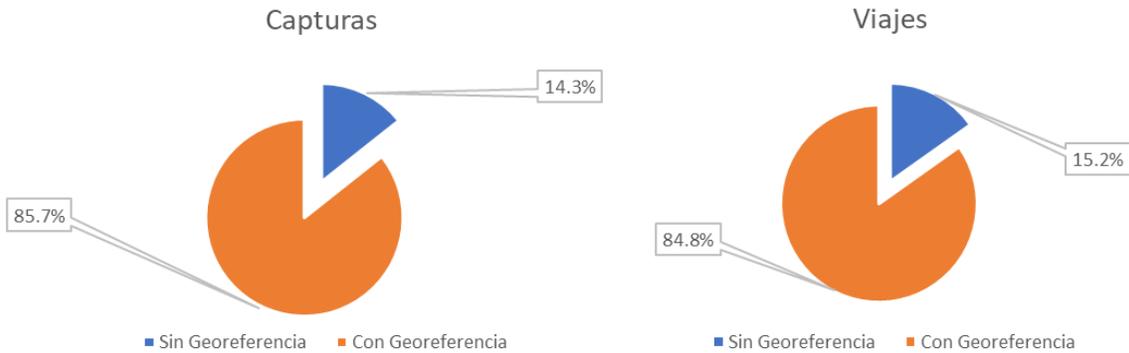


Figura 345. Proporción de registros de capturas y viajes georreferenciados en la BD para el recurso erizo (*L. albus*) en la Región de Magallanes. Años 2000 – 2018.

Generación de vectores de Captura por Unidad de Esfuerzo.

Con los datos señalados en los puntos anteriores, se obtuvo de modo referencial una serie de valores anuales de CPUE, expresado en Kg desembarcados por tiempo de buceo expresado en horas (**Figura 346**), para las unidades extractivas con viajes monorecurso (solo desembarque de erizo) y multirecurso (desembarque de más de un recurso), que contuvieran erizo. Si bien se observan en general tendencias similares, los rendimientos son mayores para los viajes monorecurso desde el año 2005, con excepción del año 2011. Se generarán estas series por procedencias de pesca y agrupaciones de procedencias de pesca en etapas posteriores del estudio.

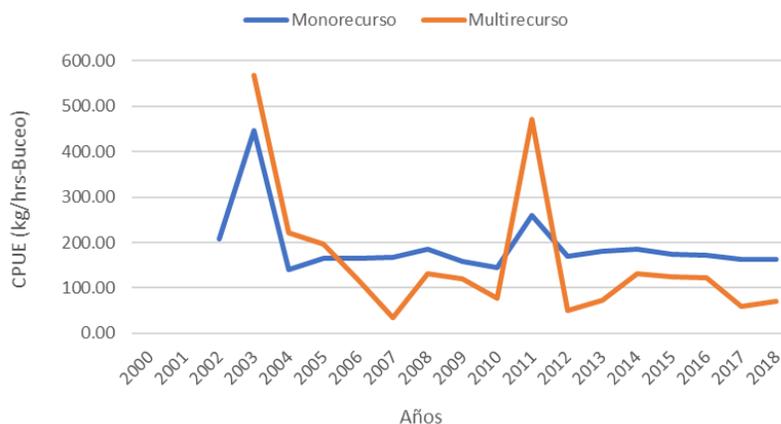


Figura 346. Series temporales de CPUE (Kg/hr. de buceo) generados para el recurso erizo (*L. albus*) en la Región de Magallanes. Años 2000 – 2018.



La dispersi3n de los datos anuales de la serie de valores de CPUE, se se~alan en la **Figura 347**, en la cual se observa que el a~o 2011 existen datos excepcionales de rendimiento para un n~mero acotado de viajes de pesca que generan una distorsi3n de la tendencia, situaci3n que ser~ revisada en detalle.

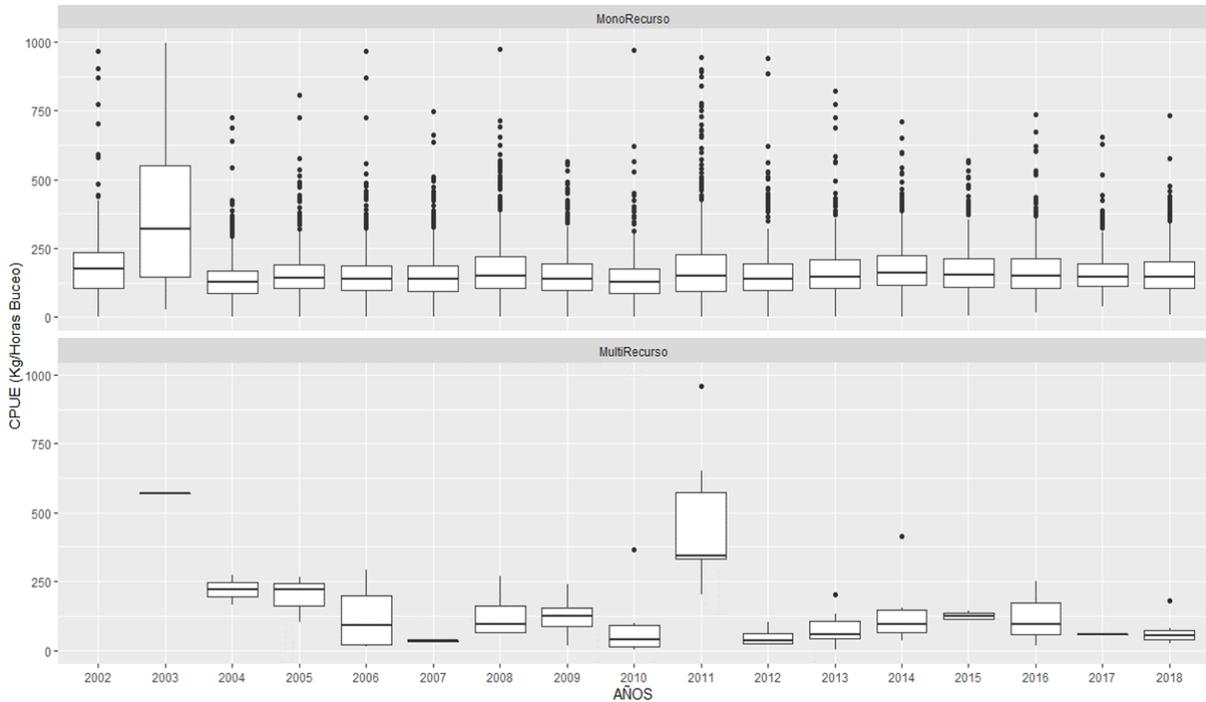


Figura 347. Distribuci3n en cuartiles de los datos de CPUE por a~o, para el recurso erizo (*L. albus*) en la Regi3n de Magallanes. A~os 2000 – 2018.

Los resultados parciales dan cuenta del ploteo cartogr~fico de las procedencias de pesca georreferenciadas, que se presentan en la **Figura 348**, con una paleta de colores distintiva de las capturas acumuladas muestreadas asociadas a cada una de ellas.

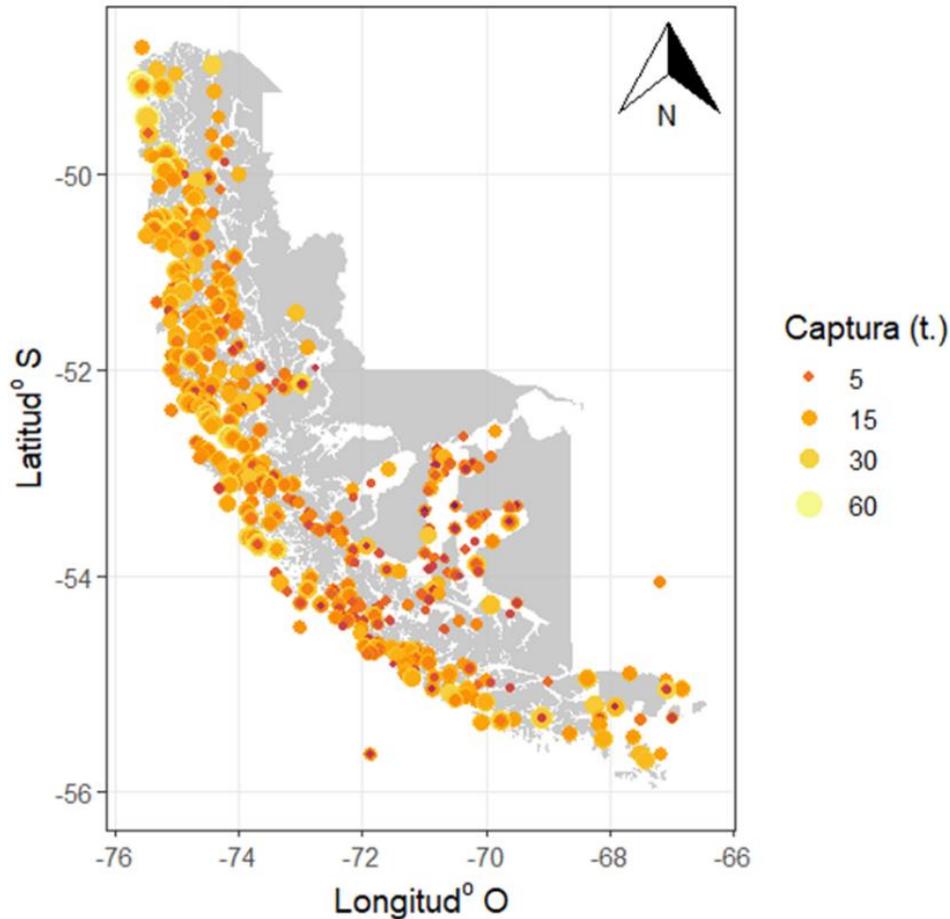


Figura 348. Posici3n de las procedencias de pesca con captura asociada registradas en la BD del recurso erizo (*L. albus*) en la Regi3n de Magallanes. Años 2000 – 2018.

La revisi3n de los datos por puerto de desembarque, a *priori* pareciera mostrar una diferencia geogr3fica entre los registros asociados al puerto de Puerto Natales y al Puerto de Punta Arenas, as3 como una diferencia similar en los vol3menes de capturas asociadas, que ser3 profundizada en las etapas siguientes del trabajo (**Figura 349**).

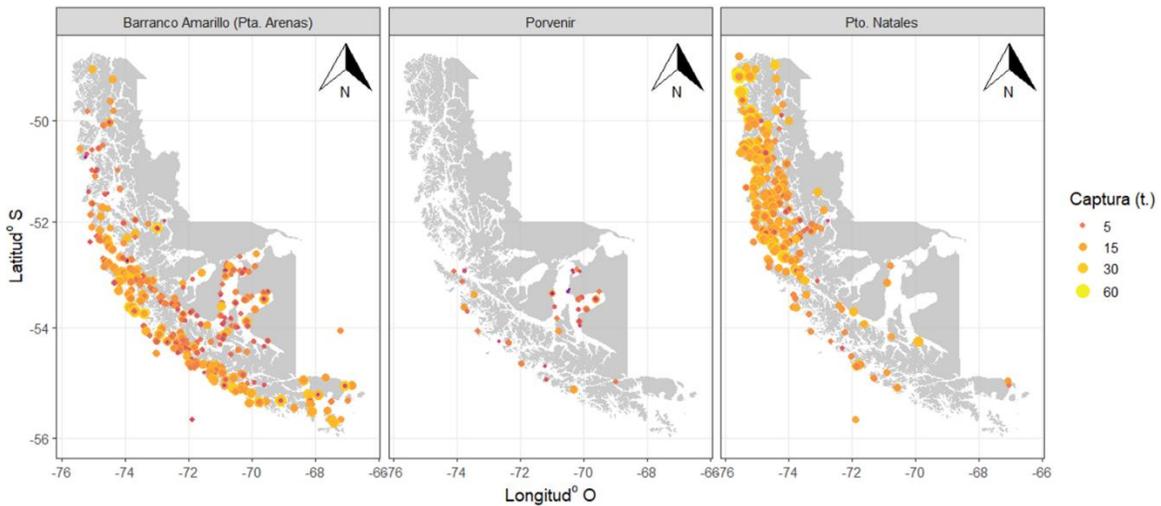


Figura 349. Distribuci3n geogr3fica de las procedencias de pesca asociadas a los puertos de desembarque registrados en la BD del recurso erizo (*L. albus*) en la Regi3n de Magallanes. Años 2000 – 2018.

La distribuci3n geogr3fica de las procedencias por categoría de embarcaci3n, muestra similitud entre las embarcaciones de acarreo (A) y extractivas (E), con las l3gicas diferencias en los volúmenes de captura asociados, propia de las funciones diferenciadas (**Figura 350**).

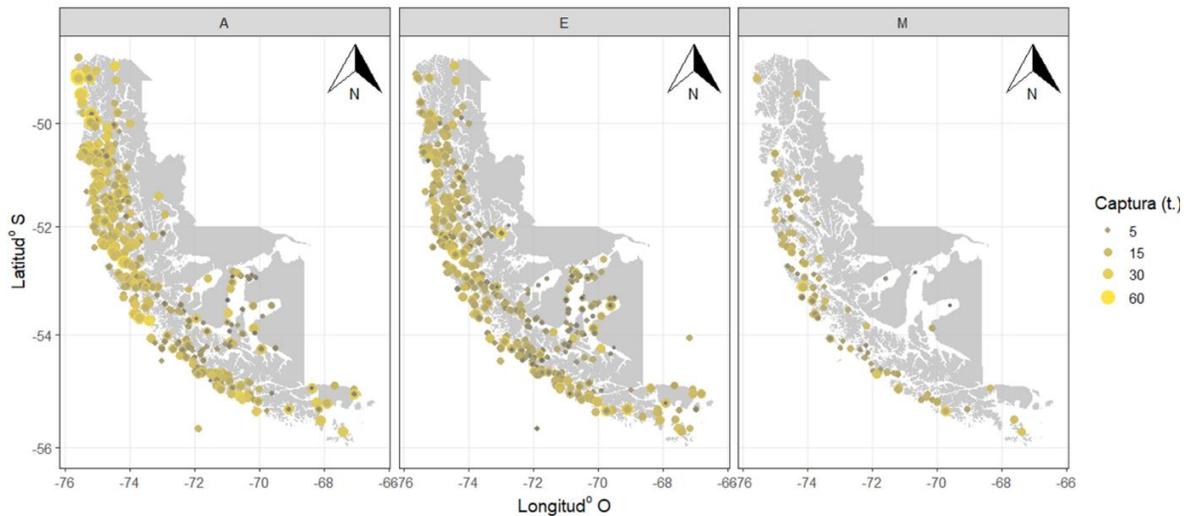


Figura 350. Distribuci3n geogr3fica de las procedencias de pesca asociadas a los puertos de desembarque registrados en la BD del recurso erizo (*L. albus*) en la Regi3n de Magallanes. Años 2000 – 2018.



La representaci3n gr1fica de los registros anuales de las procedencias de pesca se muestra en la **Figura 351**, donde se observa en forma preliminar una continuidad de las procedencias de pesca, as3 como la variaci3n de los vol3menes de desembarque monitoreados.

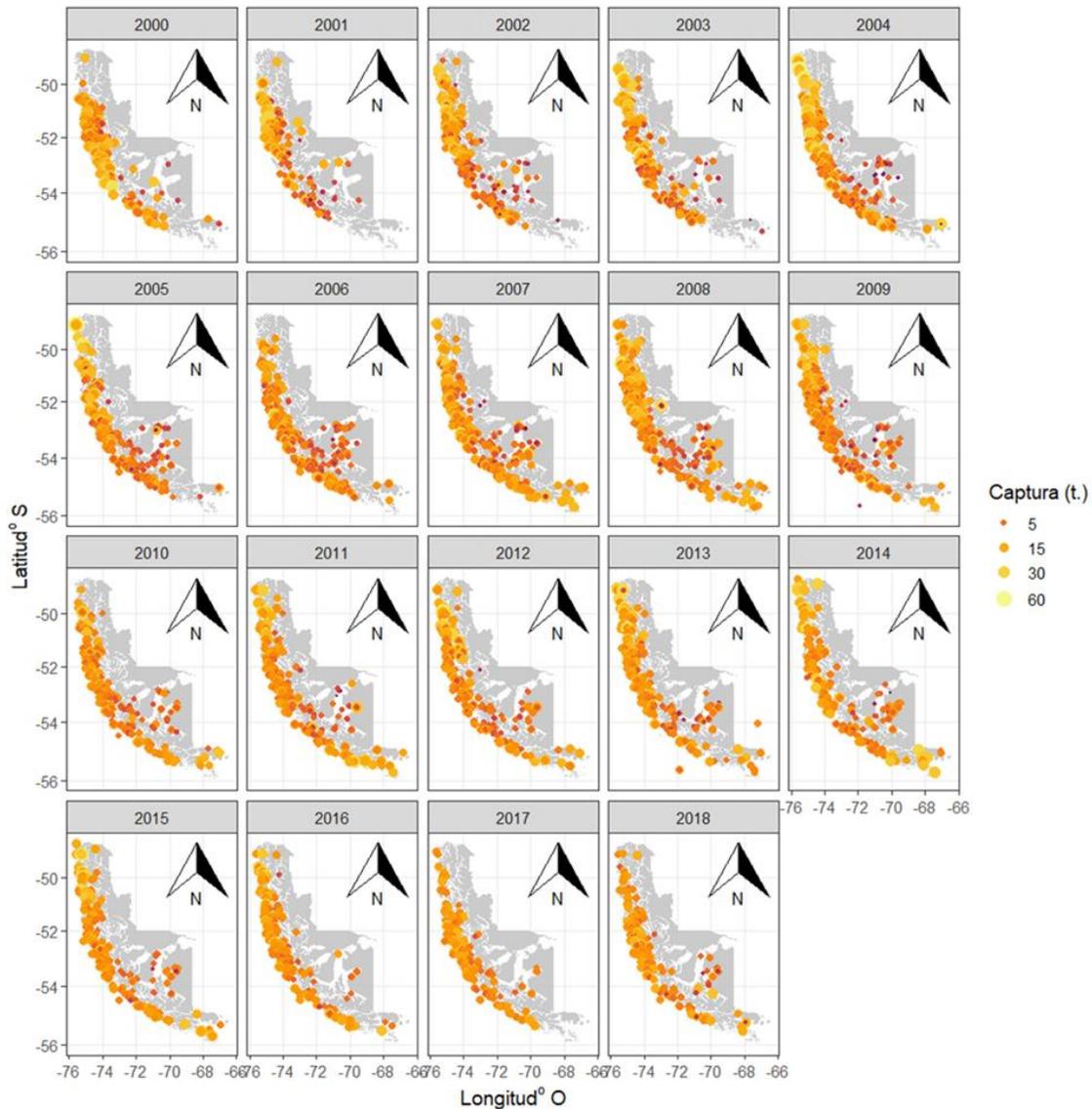


Figura 351. Disposici3n espacio temporal de las procedencias de pesca de la BD del recurso erizo (*L. albus*) en la Regi3n de Magallanes. A3os 2000 – 2018.



6.3.2 Revisión de los antecedentes bibliográficos.

La revisión de la bibliografía existente para el recurso erizo en la Región de Magallanes y otras cercanas, en el contexto de la requerida para la parametrización de un modelo de dinámica poblacional se resume en la **Tabla 61**.

Se acudió a las fuentes abiertas, registrándose una concentración de resultados positivos en la década de los noventa, concordante con el periodo de boom de la pesquería en esta Región, que redundó en la destinación de esfuerzos al conocimiento de este recurso, pero que no llegó a derivar en una evaluación de stock de la población o de las poblaciones, que haya generado una evaluación de la calidad de los datos, información y/o acoplamiento de ellos con un modelo conceptual.

En términos generales, no existe disponibilidad de referencias bibliográficas de los parámetros vitales, por lo que además subyace la incertidumbre respecto de la variabilidad local de ellos, a diferencia de lo descrito para la otra zona principal de la pesquería en las regiones de Los Lagos y Aysén. De hecho, no existe referencia de un estudio FIPA dirigido al efecto, siendo la mayoría de los estudios existentes dirigidos a la caracterización del ciclo reproductivo.

En consecuencia a lo anterior, no existen estimaciones de mortalidad natural.

Como *a priori* no se supuso un modelo y método a implementar, a la espera de los resultados de esta revisión y compilación de información, se discute como próximo paso a seguir la evaluación de los métodos existentes para la evaluación del recurso.

En forma complementaria, se entregan las revisiones de parámetros para erizo realizados a nivel nacional en el proyecto FIPA 2014-08, la más reciente referida al tema, pero con objetivo en las regiones de Los Lagos y Aysén **Tablas 62, 63 y Figura 352**.



Tabla 62.

Modelos y parámetros de crecimiento estimados para *Loxechinus albus* en varios estudios (Extraído FIPA 2014-08).

Modelo	Método	Parámetros				Lugar	Autor
		L_{∞}	K	t_0	n		
Von Bertalanffy	Distribución de frecuencia de tallas (Petersen)	106,00			1.838	Antofagasta, II Región	Gutierrez y Otsu (1975)
	Incremento mensual en jaula	61,30			105	Valparaíso, V Región	Buckle et al (1977)
	Incremento mensual (jaulas)	95,60	0,380	0,180	102	Antofagasta, II Región	Zegers et al., 1983
	Distribución de frecuencia de tallas	106,00			200		
	Anillos placas interambulacrales (Elefan)	127,00	0,370		1.594	Isla Laitec, X Región	Bustos (1987)
	Distribución de frecuencia de tallas (Elefan)	145,00	0,340		1.637	Yelcho, X Región	
	Distribución de frecuencia de tallas (Elefan)	136,00	0,360			Ambos, X Región	
	Anillos placas interambulacrales	125,60	0,184	-0,445	2.205	Quellón, X Región	Bustos et al (1990)
	Anillos placas interambulacrales	125,61	0,184	-0,445		Yelcho, X Región	Reyes et al., 1991
	Anillos placas interambulacrales	131,27	0,141	-1,127		Yelcho, X Región	Arias, 1990
	Anillos de crecimiento	137,70	0,104	-0,770		Mehuín, XIV Región	Gebauer & Moreno, 1995
	Anillos de crecimiento	141,20	0,164	-0,230			
	Distribución de frecuencia de tallas (Elefan)	150,00	0,200	-0,072		Caleta Los Verdes, I Región	Guisado et al, 1998
	Distribución de frecuencia de tallas (Sheperd)	102,00	0,310	-0,050			
	Distribución de frecuencia de tallas (Elefan)	145,00	0,200	-0,026		Tocopilla, II región	
	Distribución de frecuencia de tallas (Sheperd)	92,20	0,300	-0,090			
	Distribución de frecuencia de tallas (Elefan)	145,00	0,290	0,000		Huasco, III Región	
	Distribución de frecuencia de tallas (Elefan)	140,00	0,220	-0,083		Los Vilos, IV Región	
	Distribución de frecuencia de tallas (Sheperd)	134,00	0,280	-0,060			
	Distribución de frecuencia de tallas (Elefan)	136,00	0,300	-0,084		Quintay, V Región	
Distribución de frecuencia de tallas (Elefan)	120,00	0,250	-0,090		Loanco, VII Región		
Anillos de crecimientos- Marcaje y recaptura	119,85	0,139	3,300		Hueihue, X Región	Durán et al., 1999	
Anillos de crecimiento - Marcaje y recaptura	80,05	0,412	3,422		Melinka, XI Región		
Anillos de crecimiento - Marcaje y recaptura	89,81	0,323	3,413		Punta Arenas, XII Región		
Anillos de crecimiento	95,12	0,179	-0,195		islas Falkland, Argentina	Schuhbauer et al., 2010	
Tanaka	a	b	c	d			
	Anillos de crecimiento	0,0003	6,920	0,0096	381,210	Isla Amita, XI Región	Flores et al., 2010
Anillos de crecimiento	0,0005	6,750	0,0078	312,240	Isla Williams, XI Región		
Schnute	a	b	y1	y2			
	Anillos de crecimiento	2,624	-10,106	27,334	59,757	Isla Laitec, 5-15 m, X Región	Molinet et al., 2013
	Anillos de crecimiento	-0,301	3,821	29,667	79,133	Isla Laitec, 24-45 m, X Región	
	Anillos de crecimiento	0,188	3,428	30,073	71,086	Isla Laitec, 50-70 m, X Región	
	Anillos de crecimiento	0,081	1,048	33,859	71,668	Isla Laitec, 75-100 m, X Región	
Anillos de crecimiento	0,005	0,830	16,250	105,160	Isla Stokes, XI Región		
						Flores et al., 2010	

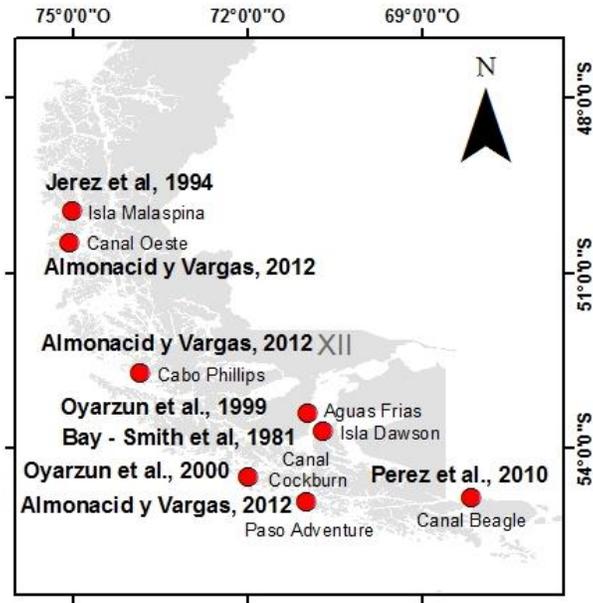


Figura 352: Ubicaci3n de estudios reproductivos de erizo en la Regi3n de Magallanes (Extraido FIPA 2014-08).



Tabla 63.

Parámetros reproductivos: Talla media de madurez L_{50} (TMMSL₅₀), L_{100} (TMML100), Inicio madurez sexual individual (IMSI), talla mínima de diferenciación sexual (TMDS) obtenidos desde la literatura revisada (Extraído FIPA 2014-08).

Parámetros	Diámetro de la testa (mm)	Sexo	Zona geográfica	Autor
TMMSL ₅₀	41,0	ambos sexos	Caleta Los Verdes I Región	Guisado et al, 1998
	35,5	ambos sexos	Tocopilla, II región	
	35,5	ambos sexos	Huasco, III Región	
	45,4	ambos sexos	Los Vilos, IV Región	
	33,2	ambos sexos	Quintay, V Región	
	35,0	ambos sexos	La boca, VI Región	
	41,6	ambos sexos	Loanco, VII Región	
	40,5	ambos sexos	Laraquete, VIII Región	
	37,0	ambos sexos	Total I a VIII Región	
IMSI	38,6	machos	Carelmapu, X Región	Arias et al, 1995
	35,2	hembras		
	39,8	machos	Melinka, XI Región	
	36,5	hembras		
TMMSL ₅₀	42,9	ambos sexos	Ambas localidades	Moreno et al., (1996)
TMMSL ₅₀	42,4 -42,9	ambos sexos	XI Región	
TMMSL ₁₀₀	65	ambos sexos		
TMDS	30,0	ambos sexos	islas Malaspina, XII Región	Jerez et al ., 1994
TMMSL ₅₀	40,3	ambos sexos		
TMMSL ₅₀	27	machos	canal Oeste, XII Región	Almonacid y Vargas, 2012
	43	hembras		
	38	ambos sexos		
	36	machos	cabo Phillips, XII Región	
	49	hembras		
	43	ambos sexos		
	42	machos	paso Adventure, XII Región	
	58	hembras		
	46	ambos sexos		



6.4 Objetivo específico 4.2.4: *Brindar asesoría técnica en temas específicos requeridos para la implementación de planes de manejo de pesquerías bentónicas o medidas de administración*

6.4.1 Taller para definición de Puntos de Referencia empíricos para 2 recursos de Planes de Manejo Bentónicos.

i.- Contexto de la convocatoria al Taller.

En el contexto de la asesoría de este estudio, está subyacente al requerimiento de un pronunciamiento sobre el estado de los recursos / pesquerías de los Planes de Manejo Bentónicos. La necesidad de contar con puntos de referencia de forma de orientar la asesoría técnica y en consecuencia evaluar el desempeño de los Planes de Manejo Bentónicos.

Como ha sido expuesto en las etapas previas de este programa, y en los Talleres similares, la mayoría de los Planes de Manejo carecen de estos puntos, además de no estar establecidos para los recursos bentónicos. Si bien la Ley de Pesca considera esta situación, otorgando al Comité Científico Técnico la facultad de proponer estos indicadores, esta brecha técnico – administrativa de mantiene, impidiendo avanzar en la implementación técnica y la gestión del comanejo que implican los Planes de Manejo.

En este contexto, continuando con la actividad del periodo anterior de este programa, se convocó a un Taller para la evaluación de dos pesquerías bentónicas, en términos de las proposiciones de puntos de referencia empíricos para su manejo.

ii.- Programa del Taller.

TALLER PUNTOS BIOLÓGICOS DE REFERENCIA EMPIRICOS PARA DOS PESQUERÍAS BENTÓNICAS.

En el contexto del Proyecto ASIPA "Programa Investigación Situación Pesquerías Bentónicas Bajo Régimen de Planes de Manejo, año 2020", entre los objetivos de este proyecto está el avanzar en la proposición de Puntos Biológicos de Referencia.

Para las pesquerías bentónicas en Chile, no existe en desarrollo la implementación de Puntos de Referencia para el proceso de toma de decisiones, excepto para la pesquería del recurso erizo, lo anterior, explicado en parte por el nivel de desarrollo e implementación de los procesos de evaluación, la disponibilidad de datos y el reciente tiempo de implementación de los Planes de Manejo Bentónicos.

Una alternativa de avanzar en la asesoría que apoye a la toma de decisiones es la proposición de Puntos de Referencia Empíricos. Para el efecto, se presentarán dos casos: Huiro flotador (*M. pyrifera*) en Plan de Manejo Bentónico de bahía Chasco y ostión del sur (*Chlamys patagónica*), del Plan de Manejo Bentónico en elaboración de la Región de Magallanes.



Así, en el Taller se presentarán para discusión estos puntos, que obedecen a dos aproximaciones ante recursos para los que no hay implementados modelos de evaluación.

Programa:

9:30

Apertura de la sala virtual.

9:30 - 9:40

Palabras de bienvenida y contexto del Taller

Sr. Carlos Techeira

carlos.techeira@ifop.cl

9:40 – 10:10

“Pesquería del ostión del sur *Chlamys patagónica* en la Región de Magallanes . Potenciales Puntos de Referencia para su manejo”

Sr. Mauricio Mardones

mauricio.mardones@ifop.cl

10:10 – 10:40

“Punto de referencia empírico para huiro flotador *M. pyrifera*, en el Plan de Manejo de bahía Chasco, Región de Atacama”

Sr. Carlos Techeira

carlos.techeira@ifop.cl

10:40 - 11:00

Síntesis y Conclusiones

iii.- Presentaciones

b).- Proyecto ASIPA Planes de Manejo Bentónicos.

El método tradicional de evaluación de pesquerías bentónicas ha seguido en los últimos años, en general, el protocolo desarrollado en las AMERB, consistente en un levantamiento de datos *in situ* que permita una cuantificación de la abundancia y posteriormente dirigir el análisis por dos vías: i) supuestos de equilibrio para aplicar un modelo de rendimiento por recluta que permita la aplicación de un F de referencia y ii) aplicación de una tasa de explotación constante sobre el stock (no mayor a 0,3), que se asume como precautoria. Históricamente, para las pesquerías de libre acceso se ha



asimilado el estado de Plena Explotación a través de la observación de indicadores de rendimientos y captura, pero sin una referencia explícita, estando mas bien subyacente un juicio experto.

El proyecto ASIPA “Investigación Situación pesquerías Bentónicas bajo Planes de Manejo”, inicia el año 2015 con el objetivo de asesorar al administrador pesquero en términos del estado de las pesquerías bajo régimen de Planes de Manejo Bentónicos, realizar evaluaciones de stock en los casos que sea factible y señalar las brechas de investigación que deban ser cubiertas para responder a la evaluación de su estatus.

A este requerimiento, el proyecto ha asumido en forma concisa la siguiente estrategia para cumplir el objetivo principal:

- i.- Recopilación bibliográfica de las pesquerías de interés de la SSPA.
- ii.- Revisión de Base de Datos del proyecto de Monitoreo que realiza IFOP al amparo del Convenio ASIPA.
- iii.- Elección de método de análisis en función de la disponibilidad de datos informativos.
- iv.- Levantamiento de datos *in situ* en ausencia de información o requerimiento de calibración de los resultados.
- v.- Proposición de Puntos de Referencia para pronunciarse sobre el estado de los recursos en particular.

En este contexto, la asesoría que presenta IFOP a través del Convenio ASIPA, requiere un referente para el pronunciamiento sobre el estado de los recursos, inexistente para las pesquerías bentónicas.

Desde el ámbito administrativo, la Ley de Pesca presenta una excepción con respecto a las pesquerías bentónicas, en la cual el CCTB puede establecer los que considere apropiados ante la situación de ausencia de estos.

Sin embargo, no se ha avanzado en la proposición de Puntos de Referencia, por lo cual la asesoría de IFOP no tiene el carácter de vinculante y la discusión sobre el estado de los recursos es dispersa y mantiene la tendencia tradicional de la observación de indicadores y el juicio experto, sin estandarizar objetivos de manejo ni avanzar técnicamente en el desarrollo de métodos y modelos de evaluación.

La situación anterior ha sido reconocida por el administrador pesquero, que incluye en el proyecto de Ley Bentónica 2019 el siguiente párrafo:

“Adicionalmente, respecto de la fijación de cuotas de captura, junto con el rendimiento máximo sostenible, se podrán aplicar otros puntos biológicos de referencia de escala local o regional, en virtud de la información científico técnica disponible”. De esta forma, el diseño de la asesoría de IFOP se encuentra en el contexto de la Ley, al abordar la asesoría en forma local, proponiendo puntos de referencia locales, en las escalas geográficas de los Planes de Manejo.



v.- Presentación de dos casos de estudio.

A diferencia de los talleres similares desarrollados en etapas previas de este estudio, en este Taller se abarcó la proposición de Puntos de Referencia Empíricos para abordar la asesoría técnica y gestión de los recursos.

a.- Caso de estudio: Pesquería del ostión del sur *Chlamys vitrea* en la Región de Magallanes. Potenciales Puntos de Referencia para su manejo.

Esta pesquería, que al igual que la mayoría de las pesquerías bentónicas o de pequeña escala en Chile no incorporan objetivos operacionales claros ni específicos que puedan ser medibles ni cuantificables para que la actividad tienda a la sustentabilidad (Techeira, 2017; Techeira *et al.*, 2019). En ese sentido, se expone que de no existir objetivos claros y precisos (indicadores y referencias), las pesquerías están proclives a fallar en su manejo (Holland, 2010; Punt *et al.*, 2016)

A continuación se propone un marco de referencia para la pesquería del ostión en función de la información disponible. Para ello, se exploraron patrones espaciales y temporales de datos referidos a las capturas, rendimientos de pesca y estructura poblacional. Se analizaron las bases de datos históricas de las bitácoras del monitoreo desde los años 2000 hasta el 2018. Estos datos provienen del “Programa de Seguimiento de Pesquerías Bentónicas” que lleva a cabo IFOP.

Propuesta de Marco de Referencia.

Análisis exploratorio de información disponible.

La pesquería de ostión se desarrolla principalmente en los banco del Estero Peel y Bahía Parry. En estos lugares las capturas representan casi el 50% de lo extraído en la región. De acuerdo a los datos registrados por el monitoreo de IFOP, la extracción durante los últimos 20 años se ha realizado en 10 bancos indicados en la **Figura 353**.

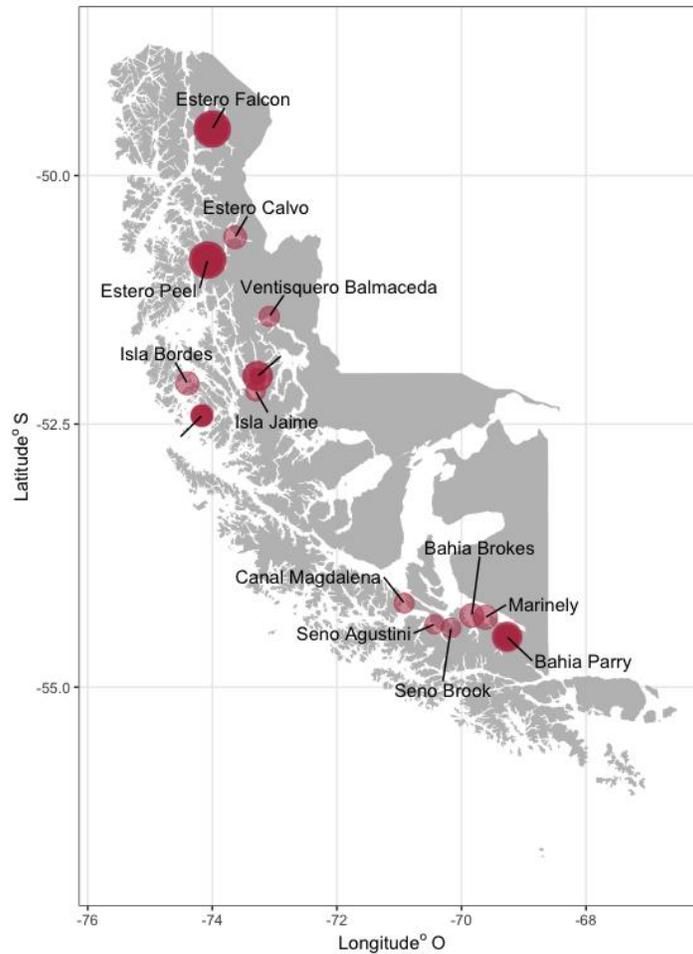


Figura 353. Mapa de distribuci3n de los principales bancos de osti3n del sur y las magnitudes de las capturas asociadas.

En este an3lisis se determin3 que Bahía Parry alcanz3 las m3ximas capturas durante el a3o 2017 con casi 800 t. concentrando el 95% de la actividad extractiva para ese a3o (**Figura 354**).

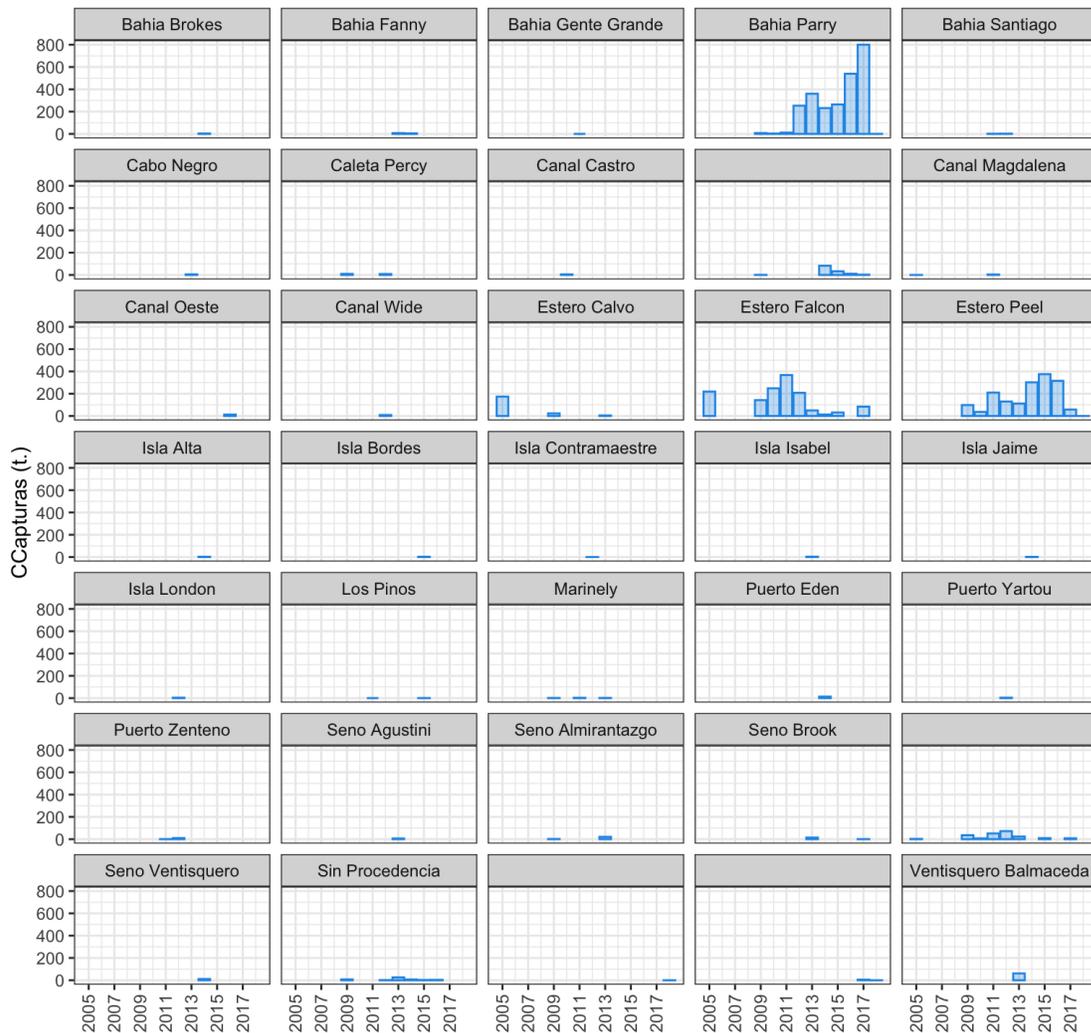


Figura 354. Registros de capturas monitoreadas a trav3s de los a3os 2000 al 2018 en los principales bancos de extracci3n de osti3n del sur en la Regi3n de Magallanes.

Por otro lado, se pudo reconstruir las tendencias de rendimientos nominales de la pesquería en cada uno de los bancos analizados. Para ello, se estimaron las captura en kilogramos por unidad de esfuerzo medido en horas por número de buzos (CPUE). En relaci3n a este indicador, se determin3 que los rendimientos promedios a trav3s de la serie analizada est3n en torno a los 50 a 100 kg/hr. (Figura 355).

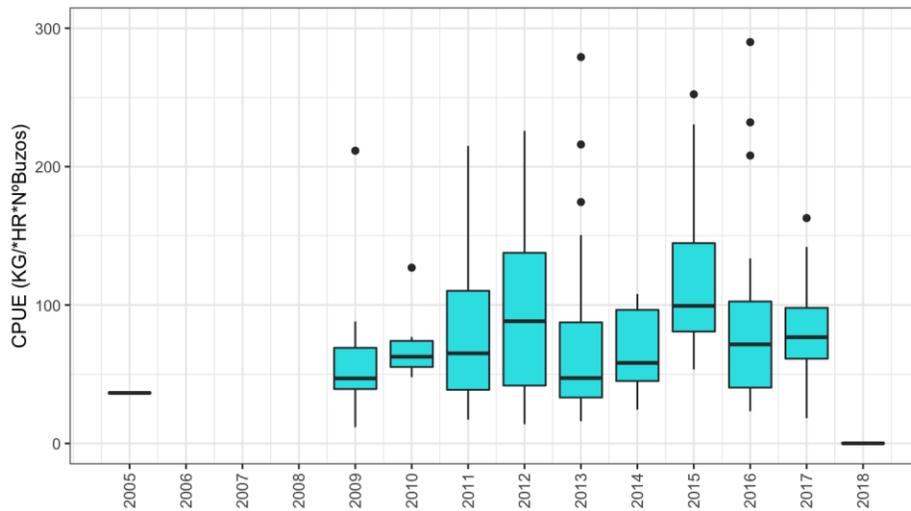


Figura 355. Trayectoria de los rendimientos nominales de pesca (CPUE) de osti3n del sur para la Regi3n de Magallanes.

A su vez, fue posible identificar el rendimiento temporal especfico de cada banco analizado, en el cual se encontraron rendimientos m3ximos en Estero Falc3n durante el a3o 2013 (**Figura 356**). Cabe se3alar que en bancos como Canal Magdalena y Bahía Brokes se obtuvo rendimientos de pesca solo para un a3o, 2011 y 2014 respectivamente.

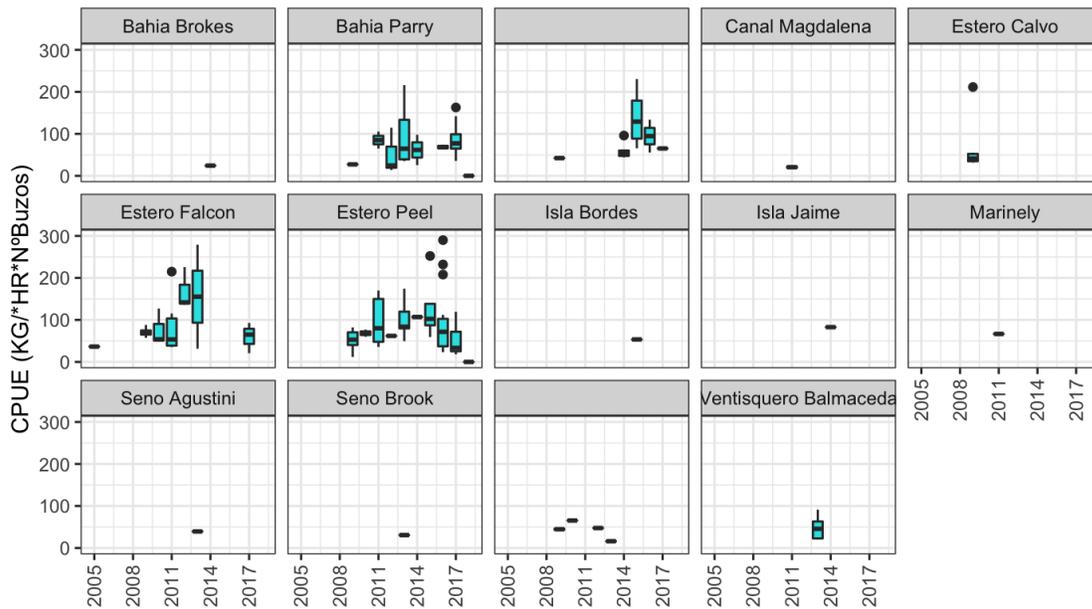


Figura 356. Trayectoria de los rendimientos nominales de pesca (CPUE) de osti3n del sur por banco.



Escenario de manejo actual.

De acuerdo a una revisión de las actuales estructuras de manejo relativas al recurso ostión, los antecedentes indican que se registran medidas de administración vigentes referidas a vedas (D. Ex. N° 101 de 2015) y Talla Mínima Legal (TML) (D. Ex. N° 586 de 1996). Además, cabe señalar que hasta el día de hoy no existe un plan de manejo en curso, pero si llamados a conformar Comités para su elaboración (Acta N°4-2021, www.subpesca.cl).

De acuerdo a la propuesta de un Marco de Referencia, existe un sustrato bibliográfico sobre el cual se funda esta propuesta, y que se hace cargo de estudios y recomendaciones anteriores de distintos autores que han propuesto alternativas para el manejo de este recurso en la Región de Magallanes. Se analizaron los estudios de Guzmán *et al.* (2005) y Guzmán *et al.* (2010), para realizar un diagnóstico de la pesquería asociada. En ella se determinaron abundancias de los bancos y se propusieron cuotas para las poblaciones (bancos) mas importantes. Se presentan propuestas de manejo, las cuales fueron diseño basadas. En ellas se propone un punto explícito de referencia basado en un *proxy* del Rendimiento Máximo Sostenido (RMS), en este caso en función al $F_{0.1}$ derivado de un análisis de rendimiento por recluta combinado (Cubillos, 2005). Si bien existe una propuesta explícita de referencia, el uso de este mecanismo de manejo está supeditado a evaluaciones directas de todos los bancos al momento de la toma de decisiones, dado que a través de un cálculo de abundancia del ostión, se obtiene una recomendación de cuota. De hecho, este esquema de manejo de diseño basado fue propuesto por Guzmán *et al.* (2014).

Se propone un marco de referencia basado en indicadores empíricos de la pesquería, para no depender de estudios de evaluación directa para la toma de decisiones, y además porque, es una pesquería en la cual su sistema de monitoreo no es completo. Es por ello, y considerando lo expuesto, se proponen medidas de manejo basadas en el indicador de rendimiento. independientes de las pesquerías.

Guzmán *et al.* (2010) realizaron diversos análisis para determinar los rendimientos deseables por los pescadores, y que pueden ser vinculados a una pesquería sustentable, los cuales fueron medidos a través de muestreos y encuestas. En ellas se determinó que existen tres escenarios de un rendimiento óptimo, los cuales son planteados como una referencia de manejo, a saber;

- Escenario de terreno. Fue el promedio de las CPUE observadas en terreno para los fiordos en que se realizó la experiencia (seno Ventisquero, bahía Parry) alcanzando a 135 docenas h^{-1} (945 docenas $día^{-1}$) o 119 kilogramos por hora aprox.. Este estimador supone un conocimiento del área y una identificación precisa de bancos con potencialidad comercial.
- Escenario Conocimiento Sistema Local Correspondió al promedio de las CPUE provistas por el sector pesquero artesanal en las entrevistas orientadas a evaluar el conocimiento local, y que corresponde a 143 docenas h^{-1} (1001 docenas $día^{-1}$) o 126 kilogramos por hora. En este escenario la actividad de pesca se concentra en las mejores áreas o bancos comerciales y los resultados están directamente relacionados con el conocimiento alcanzado acerca de la



distribución geográfica del recurso (localidades y batimetría). Este escenario refleja intencionalidad de pesca de tipo comercial.

- Escenario de Cornejo *et al.*, (2002) Correspondió al estimador más conservador que equivale a 43 docenas h^{-1} (300 docenas $día^{-1}$) o 38 kilogramos por hora, según antecedentes provistos por el sector pesquero artesanal del área Bahía Parry (Porvenir, Tierra del Fuego).

El peso promedio de un ostión es de 55 grs., lo cual permite hacer la transformación de las docenas a kilogramos. Estos análisis sustentan la propuesta de referencias en base a un indicador empírico como la CPUE. Los tres escenarios se evalúan de acuerdo con los rendimientos analizados en este estudio a través de los años (**Figura 357**).

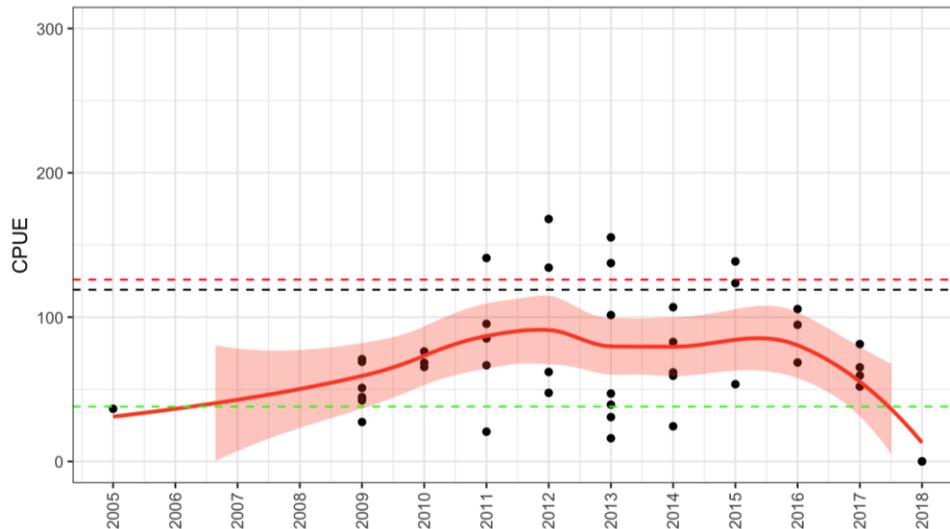


Figura 357. Rendimientos nominales de pesquería de ostión del sur con los tres escenarios de manejo propuesto. La línea segmentada roja representa una CPUE de 126 kg/hr. La línea negra de 119 kg/hr y la línea verde de 43 kg/hr.

También fue posible visualizar estos escenarios de manejo en cada banco analizado en este estudio (**Figura 358**).

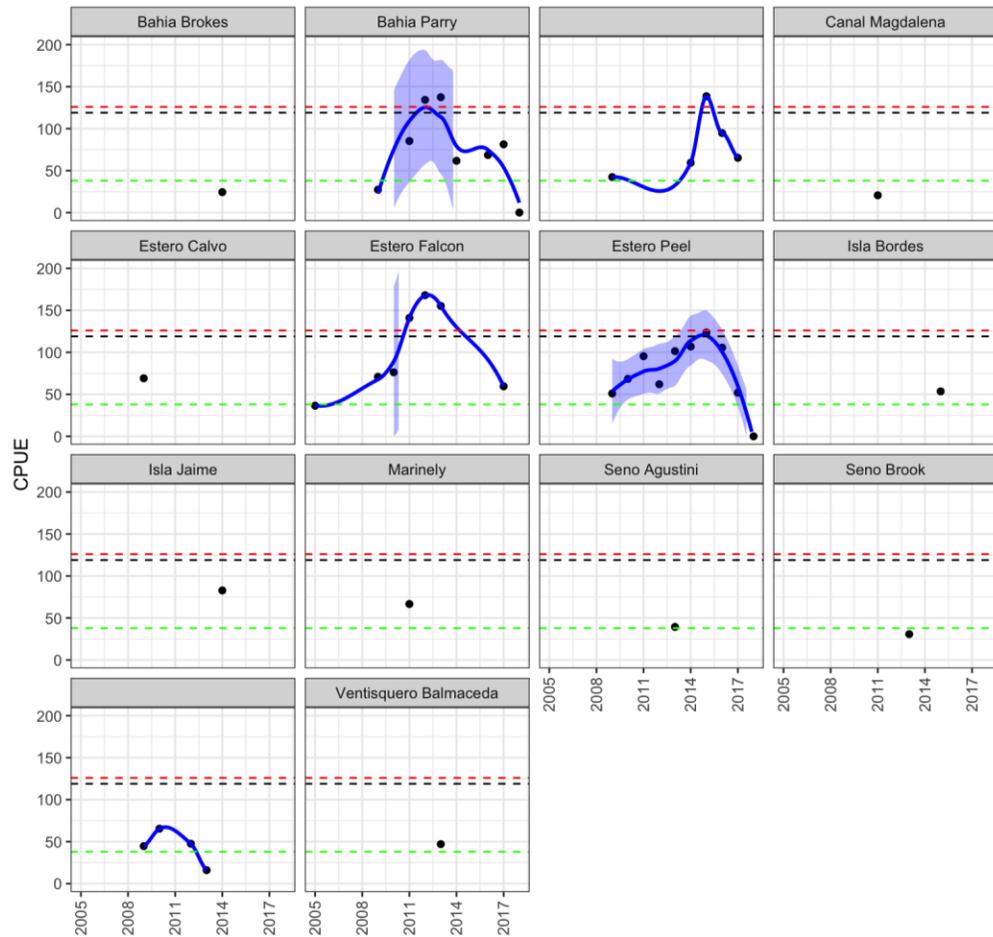


Figura 358. Rendimientos nominales de pesquería de ostión del sur con los tres escenarios de manejo propuesto para cada banco. La línea segmentada roja representa una CPUE de 126 kg/hr. La línea negra de 119 kg/hr y la línea verde de 43 kg/hr.

De esta manera, este set de rendimientos óptimos puede ser traducidos como una regla de control por banco, en donde, si la CPUE se encuentra por debajo a las referencias propuestas, se pueden determinar cierres temporales de bancos específicos, configurando a su vez un manejo espacialmente explícito para esta pesquería y en esta Región.



b.- Caso de estudio: Punto de referencia para la pesquería de huiro flotador *M. pyrifera* en Plan de Manejo de bahía Chasco.

Situación del Manejo de la pesquería:

- Plan de Manejo considera estrategias de explotación, las que no pueden ser evaluadas en su aplicación, pero sí en su efectividad.
- No existe monitoreo de pesquería (piloto 2018). Se implementará con proyecto FIPA 2021 – 2022.
- Se extrae una cuota anual, distribuida en semestres. Es posible que el desembarque sea mayor por la demanda de la industria abulonera (≈ 10.000 t estimadas por ASIPA IFOP 2017).
- No existen Puntos de Referencia de Manejo para la pradera.
- Cuotas determinadas por determinación de *estatus quo* por Comité Científico Técnico Bentónico.

Monitoreo basado en evaluaciones directas estacionales:

- Hacer evaluaciones directas estacionales para monitorear y conocer el estado de la pradera.
- Probar métodos alternativos para disminuir la incertidumbre de los resultados de la biomasa total estimada. MUESTREO DESTRUCTIVO. EXPANSIÓN DE BIOMASA MEDIDA EN FORMA DIRECTA
- Se trabaja en conjunto con los pescadores en la evaluación.
- Se basa en el conteo y muestreo a través de 40 transectos de 200 m de largo en 3 “parches” identificados en la bahía.
- Se obtiene por estación y parche: biomasa total, densidad media, abundancia total, superficie de cada parche, biomasa de adultos reproductores, biomasa de juveniles

Contexto para los Puntos de Referencia.

Los llamados para utilizar puntos de referencia objetivo, límite y umbral para lograr los objetivos de gestión preventiva han aumentado sustancialmente en los últimos años. Para muchas pesquerías hay pocas posibilidades de realizar evaluaciones formales de la población, y los indicadores del estado de la población deben basarse en cambios en cantidades mensurables, como las tasas de captura y los percentiles de la distribución por tallas de la captura. El uso de estos indicadores empíricos para las decisiones de gestión también requiere la elección de niveles de referencia o de activación apropiados para los indicadores (Punt *et al.*, 2001).

Las definiciones de sobrepesca y objetivos de manejo generalmente tienen una mejor base en los niveles históricos del tamaño del stock que en la tendencia creciente de establecerlos en relación al tamaño teórico del stock en estado virgen (Hilborn & Stokes, 2010).

Si bien se discuten las incertidumbres asociadas con la información básica y los modelos utilizados para monitorear la pesquería, la falta de objetivos sociales, económicos y políticos bien definidos



también se identifica como una fuente importante de incertidumbre. En ausencia de tales objetivos, a menudo se asumen metas biológicas para las pesquerías hasta que se vuelven restrictivas para el funcionamiento de la pesquería. En este punto, otros objetivos, como mantener el empleo, las tasas de captura, etc., se vuelven importantes y pueden entrar en conflicto con las metas de conservación de la pesquería (Smith, 1993).

Puntos de referencia alternativos a los provenientes de modelos de evaluación se pueden encontrar para invertebrados, pero son muy escasos para algas.

Una pradera de macroalgas geográficamente acotada, como ocurre en *M. pyrifera*, con limitados niveles de dispersión de la fase cistocárpica, puede ser considerada en términos formales como una unidad poblacional (población, stock, subpoblación u otra), con una dinámica general donde se asume la ecuación de equilibrio de la biomasa, con variables E +I despreciables (rango de dispersión de esporas de 300m).

Si la biomasa de la pradera depende del stock de plantas reproductivas, podemos buscar una asociación entre este y el reclutamiento y crecimiento en biomasa para un ciclo interanual. Las **Figuras 359 y 360** señalan la distribución de longitudes de estipe estacionales por parche y en el total de la pradera, indicando la talla estimada de primera madurez.

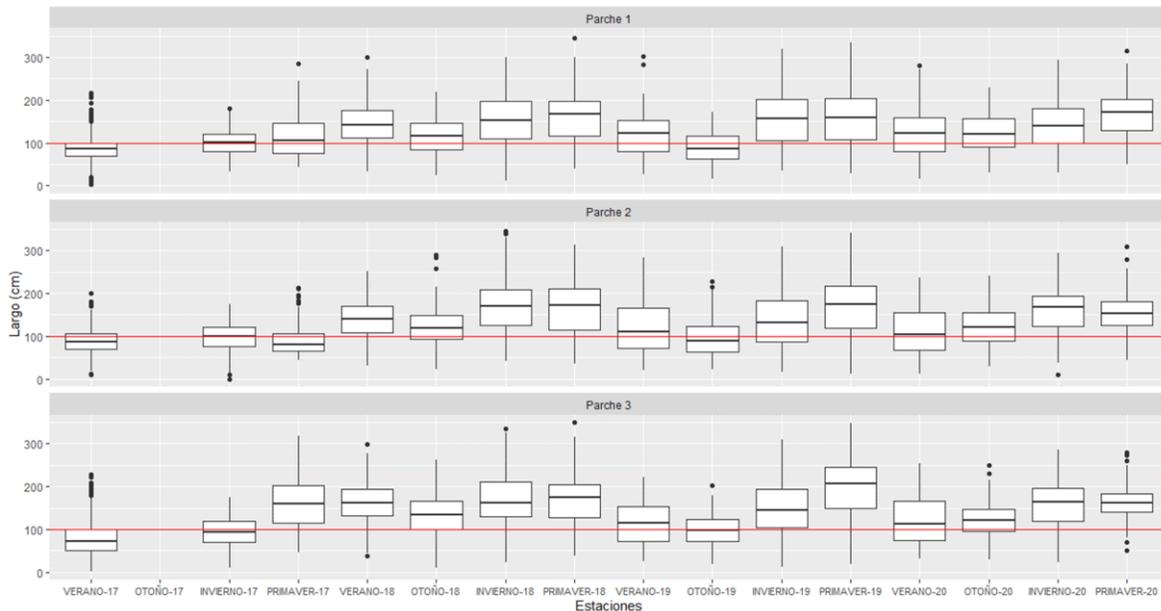


Figura 359. Distribución de longitudes estacionales de *M. pyrifera* por parche y talla de madurez sexual en pradera de bahía Chasco.

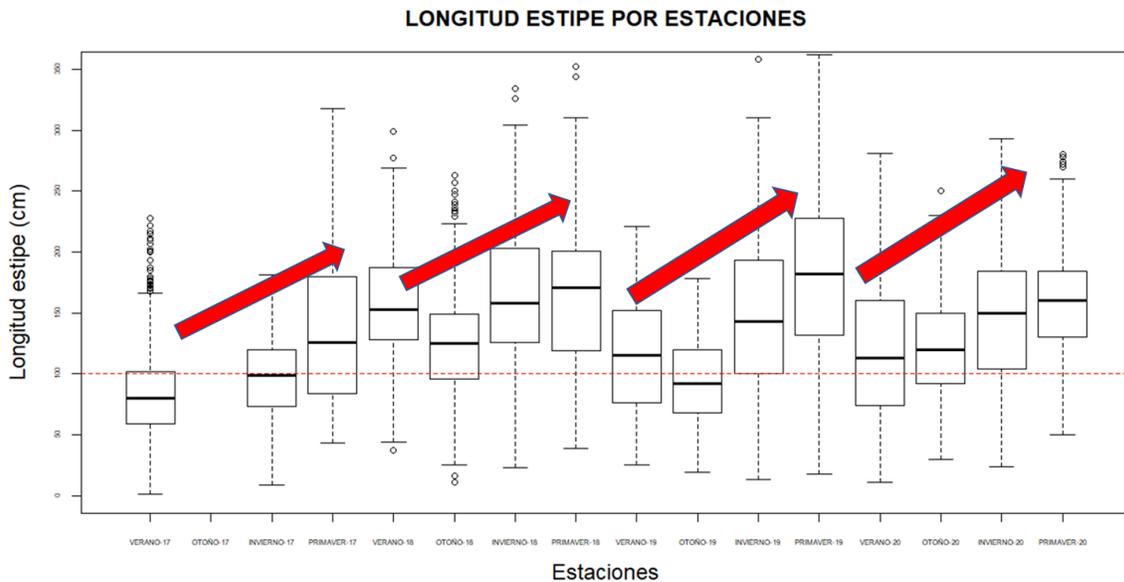


Figura 360. Longitudes de estipe estacional para la pradera de *M. pyrifera* e incrementos estacionales de biomasa (invierno-otoño-verano), que explican el sentido del punto de referencia empírico propuesto.

Punto de referencia empírico:

A diferencia de los Puntos de Referencia tradicionales, los cuales se basan en un análisis de un modelo de la dinámica poblacional, los puntos de referencia empíricos se basan en la observación. La asociación entre una variable medible y la condición de la población.

Para el caso de *M. pyrifera*, se ha medido la biomasa en el periodo reproductivo (estación de invierno) y se ha observado el incremento en biomasa y densidad en el mismo año (explicada por crecimiento somático y reclutamiento a la fase esporofítica), dado las altas tasas de crecimiento.

Una vez establecida la relación, el punto de referencia es monitoreado, así como la condición de la población asociada al comportamiento de la variable.

La cuestión es, para este caso: como se determina la cantidad a extraer?

La situación de *status quo* a generado cuotas de 7700 t anuales.

Por lo anterior no es posible establecer la relación punto de referencia – captura, ya que la situación de cuota limita el aprovechamiento de la productividad potencial.

Para el punto de referencia de invierno 2020 se observa una biomasa parental mayor a la de los años 2017 y 2019 (2018 se excluye por la pesca furtiva explícita en Chasco).

La razón del incremento de biomasa invierno – primavera es en promedio 2,2 veces y el incremento invierno – verano promedio es 1,6 veces por el efecto de las extracciones.



Si aceptamos esta observación de relación de la biomasa futura promedio, la cuota también debería responder a una fracción de la biomasa reproductiva de invierno.

No está descrita la función que explica una relación que difícilmente sería lineal, pero como Punto de Referencia empírico se puede plantear como plausible un “criterio de asignación de cuota” basado en un criterio también basado en la observación (de la población).

De esta forma, el CCTB incrementó la cuota a 8800 t., en la evaluación de invierno 2021 se debería observar si se mantiene la Biomasa reproductiva para fijar una cuota 2021 – 2022.

Esta alternativa de manejo en base a la medición de una biomasa durante el periodo reproductivo debería ser incorporada al Plan de Manejo, de forma de consensuar y explicitar las alternativas de contingencia cuando el Punto de Referencia no se cumpla.

- Salir de la situación de *status quo*.
- Se comparte con el Comité de Manejo la responsabilidad de la asignación de la cuota.
- Se debe establecer una Biomasa reproductiva mínima, que puede ser la del año 2020 como situación inicial de la estrategia de manejo.
- Se deben consensuar medidas de contingencia en caso que se observe un deterioro en la situación inicial de la población (2020).
- El estado de la población, incluyendo el Punto de Referencia, debe ser observado *in situ* con la participación de los pescadores usuarios del Plan de Manejo.
- Al mantenerse la actividad extractiva en los niveles actuales o superior, no se generan conflictos con objetivos socioeconómicos y se incorporan más usuarios a la pesquería.
- La pregunta es si se implementará una única estimación como estrategia de manejo.

6.4.2 Revisión metodológica de evaluación indirecta de erizo (evaluación por pares).

El Informe Final de este proceso se entrega en el **ANEXO VI**. El resumen de los resultados y recomendaciones, consideran lo siguiente:

La metodología de revisión consistió en dos etapas secuenciales denominadas la fase remota y la fase de taller virtual. La fase remota correspondió al trabajo a distancia que el experto internacional realizó, el cual le permitió adquirir un conocimiento suficiente de las actividades, objetivos y resultados del Programa de evaluación de stock de erizo en las regiones de Los Lagos y Aysén. La coordinación de esta fase remota estuvo a cargo del jefe de proyecto, y consistió en la ejecución de reuniones bilaterales entre investigadores de IFOP, el equipo técnico del proyecto en algunos casos y el consultor externo, con la finalidad de revisar y precisar detalles que faciliten el proceso de revisión por pares, respondiendo preguntas y aclarando dudas que pudieran surgir respecto de la primera aproximación a los informes y datos requeridos a IFOP. Dada la contingencia de COVID 19, la fase de taller, tanto de revisión como final, se realizaron de forma virtual, contemplando un taller técnico en la plataforma Microsoft Teams, donde tanto las presentaciones de IFOP, como la preevaluación fueron revisadas y comentadas por parte de los asistentes a este taller. Esta fase concluyó con dos secciones de reuniones en la plataforma Zoom los días 9 y 10 de Julio del presente, las cuales permitieron aclarar



dudas por parte del evaluador externo y recoger comentarios por parte de los diferentes participantes de la revisión. Por último, se realizó un taller final el día 30 de diciembre de 2020, en donde se volvieron a discutir aspectos generales de la revisión como también se presenta propuesta para un plan de actividades para llevar a cabo las modificaciones sugeridas.

Acorde a los términos técnicos de referencia (TTR) emanados por IFOP, existen 5 tópicos generales donde se concentró la revisión de la evaluación de stock: (1) unidades de stock, (2) parámetros de historia de vida (3) índice de abundancia y estructuras de tallas (2) modelo de evaluación de stock (5) puntos biológicos de referencia (PBR).

Dentro de las principales recomendaciones respecto de las unidades de stock, se indica que se deben realizar análisis de sensibilidad que consideren niveles de agregación alternativo a los que ya existen. Acorde a los parámetros de historia de vida usados en la evaluación, se hacen recomendaciones respecto de análisis de sensibilidad para los parámetros de crecimiento y mortalidad natural. Por otra parte, la relación longitud-peso muestra una alta variabilidad en cada zona de evaluación, posiblemente debido a incertidumbre asociada a las mediciones. En este caso, y como uso de la relación longitud-peso para efectos de la evaluación de stocks, se recomienda trabajar con valores empíricos (sin un modelo matemático) que contengan un adecuado tratamiento de los datos escapados (outliers). En el caso de estimación de mortalidad natural, se identifican dos recomendaciones generales; por una parte, hacer una revisión de los métodos empíricos (bioanalógicos) más apropiados a ser aplicado en este tipo de especies. Además, en el largo plazo se recomienda una exploración de estimación de mortalidad natural y crecimiento individual mediante métodos directos de marcaje y recaptura.

Respecto de los índices de abundancia, se recomienda que los enfoques para estandarización de esfuerzo deben considerar (potencialmente) cambios conocidos en la selectividad debido a la selección de tamaños que demanda el mercado. Parece que este tipo de recurso podría beneficiarse sustancialmente de un modelo espacio-temporal. Sin embargo, parece poco probable que el índice de CPUE pesquero, incluso luego de las estandarizaciones, sea proporcional a la abundancia de la población, por el efecto que tiene la hiperestabilidad como resultado de la reducción de abundancias locales. Por lo tanto, se recomienda llevar a cabo en el largo plazo, experimentos de agotamiento que puedan tender a una estimación local dirigida de biomasa que podría utilizarse explícitamente dentro de un marco de evaluación de stock. Se recomienda, además, la incorporación de la información proveniente desde las estaciones fijas dentro de la modelación integrada de stocks.

Para darle una utilización de la información desde estaciones fijas, se recomienda la búsqueda de patrones en las tallas entre zonas vecinas. Esto debido a que las estaciones fijas contienen mucha variabilidad entre ellas, haciendo poco atractiva su incorporación en la evaluación de stocks. Esta dificultad debería replantear el esfuerzo que se invierte en la generación de estos datos que podrían ser de utilidad mayormente al manejo de la pesquería que a su evaluación.

Con respecto al modelo de evaluación de stocks se recomiendan varios cambios, especialmente referidos a la realización de un análisis de sensibilidad de los parámetros de historia de vida y reclutamiento, como también a la forma funcional que toma la selectividad y posibles cambios en



capturabilidad a través de bloques de tiempo. Debido a que el modelo actualmente usado por IFOP (codificado en la plataforma migración hacia la plataforma de “*Stock Synthesis*”). El experto internacional realiza la evaluación de stock ZONA X norte en dicha plataforma (incluyendo análisis de sensibilidad) y pone los códigos a disposición de IFOP. Este código es, además, fácilmente adaptable al resto de las zonas de evaluación.

Referente a los puntos biológicos de referencia, las recomendaciones se centran en la realización de análisis de sensibilidad a varias combinaciones *plausibles* de mortalidad natural, crecimiento, madurez, y selectividad por tamaños. La plausibilidad debería estar basada en los datos dentro de las regiones y la aplicación de juicio experto en las combinaciones. Debido a todos estos aspectos de incertidumbre estructural del modelo, parece prematuro utilizar un marco de referencia basado en puntos biológicos tradicionales. Se propone indagar respecto de proyecciones del stock basadas en diferentes niveles de esfuerzo pesquero, como también indicadores económicos que maximicen las operaciones de pesca (mínima distancia a zonas de pesca) y permitan evaluar el costo/beneficio de opciones de manejo.

Por último, las sugerencias del plan de actividades contienen ocho puntos principales a saber: (1) Evaluar la factibilidad de integrar datos independientes de la pesquería (e.g., estaciones fijas). (2) Consideración de modelos espacio-temporales para estandarización de CPUE. (3) Continuar con estudios biológicos básicos que respalden los procesos a modelar (4) revisión de los datos de entrada al modelo y evaluación de la incertidumbre estructural (5) Evaluar agregaciones alternativas de datos a los polígonos ya existentes (6) Implementación del modelo de evaluación en la plataforma *Stock Synthesis*. (7) Implementar modelos de reducción (depleción) (8) Exploración de objetivos de manejo que consideren interacciones económicas que integren aspectos reproductivos (peso gónadas) y estructurales del stock (composiciones de tamaños).

6.4.4 Talleres, reuniones y presentaciones a Comités de Manejo, SSPA, asambleas, Comités Científico Técnico Bentónico e Instituciones Públicas.

El contexto de estos resultados es la asesoría a la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura en temas relacionados a la transversalidad de los Planes de Manejo Bentónicos, que para este estudio se resumen en la participación en instancias de difusión, consulta y asesoría como son los Comités de Manejo de Recursos Bentónicos, Comité Científico Técnico Bentónico, Talleres de tópicos específicos y otros similares.

Asesoría permanente.

En el desarrollo del proyecto, se ha participado de las siguientes instancias de asesoría en reuniones de Comités:

- 1° Sesión Comité Científico Técnico Bentónico: 9 de enero 2020. Sr. Carlos Techeira - Sr. Mauricio Mardones



- 2° Sesión Comité Científico Técnico Bentónico: 17 de abril de 2020. Sr. Carlos Techeira
- 3° Sesión Comité Científico Técnico Bentónico: 11 de junio de 2020. Sr. Carlos Techeira
- 4° Sesión Comité Científico Técnico Bentónico: 6 de agosto de 2020. Sr. Mauricio Mardones
- 5° Sesión Comité Científico Técnico Bentónico: 1 y 2 de octubre de 2020. Sr. Carlos Techeira
- 6° Sesión Comité Científico Técnico Bentónico: 26 de noviembre de 2020. Sr. Carlos Techeira
- 1° Sesión Comité Científico Técnico Bentónico: 28 de enero de 2021. Sr. Carlos Techeira- Sr. Mauricio Mardones
- Comité de Manejo bahía Corral: 10 de julio de 2020. Sr. Carlos Techeira
- Comité Manejo machas: 17 de junio de 2020. Sr. Mauricio Mardones.

Talleres técnicos del proyecto.

- Los Talleres Técnicos, previo a la entrega de cada Reporte Técnico, se realizaron en las siguientes fechas:
 - i.- Primer Taller Técnico: 20 de agosto de 2020
 - ii.- Segundo Taller: 14 de enero de 2021
 - iii.- Tercer Taller: 20 y 21 de julio de 2021



7. DISCUSIÓN

El desarrollo de este programa de investigación de la situación de los recursos bentónicos que se encuentran administrados bajo un Plan de Manejo Bentónico, desde su primer reporte en el año 2016, ha puesto en manifiesto la ausencia de vinculación de estos resultados con la gestión de la pesquería encargada de la toma de decisiones. Lo anterior, se debe dar en el espacio de interacción de la asesoría técnica con el resto de los involucrados en la administración y uso de los servicios de la pesquería, esto es, en el consenso de los indicadores, escalas espaciales de análisis y puntos de referencia en los cuales se enmarca la asesoría técnica, de forma de optimizar los recursos de la gestión, tanto técnica como administrativa.

Actividades de este programa, en distintas etapas de su desarrollo, han estado orientadas a generar las bases de lo anterior, a través de la revisión de los Planes de Manejo Bentónicos en relación al planteamiento de sus objetivos desde el enfoque de evaluación de los recursos, proposición de indicadores de seguimiento del estado de los recursos para planes de manejo específicos, proposición de puntos de referencia, revisiones bibliográficas y otras. En el actual escenario de requerimientos del programa, los esfuerzos se orientan a proponer puntos de referencia empíricos de forma de facilitar la vinculación antes mencionada, exponer brechas de conocimiento para la evaluación de recursos, integrar la información proveniente de otros regímenes de administración como las AMERB, participar de procesos de mejora como las auditorías técnicas de revisiones por pares y proponer cambios en los métodos de evaluación en consideración de la información disponible y las brechas de conocimiento no cubiertas aún en este periodo.

A pesar de lo mencionado, se mantiene la desvinculación de la asesoría, provocada por la ausencia de un protocolo técnico de relación con los otros actores (a saber puntos de referencia e indicadores consensuados). Este requerimiento, del que debiera ser protagonista el Comité Científico Técnico Bentónico, provoca en la asesoría técnica dificultades asociadas a identificar donde dirigir esfuerzos a trabajar en los énfasis técnicos necesarios para la optimización de esta.

Sin embargo, se debe considerar que ha sido favorable la exploración de alternativas y generación acelerada de un estado de conocimiento en las pesquerías bentónicas no difundido ni evidenciado en la comunidad, lo que amerita, en conjunto con el requirente de la asesoría, buscar los espacios de difusión a la sociedad interesada.

Como se ha manifestado en etapas anteriores, los resultados, en general, incorporan en común un proceso de revisión y validación de datos no reflejado en su real magnitud en el documento, dada la condición de insumos con que aparecen en la parametrización de los modelos. Este trabajo consideró la validación de la base de datos generada por el Seguimiento de Pesquerías Bentónicas de IFOP, en función de consideraciones de plausibilidad de estos en base a la dispersión y conocimiento empírico de la actividad extractiva, la consolidación geográfica de distintas procedencias de pesca (agregaciones espaciales que originan actividad extractiva), importancia relativa de las procedencias de pesca en la actividad, calidad de viajes de pesca mono o multi especies para seleccionar forma apropiada de medición de CPUE y otros. Se agrega la selección de los parámetros que mejor permiten



explicar la dinámica de la población, en el entendido de la variabilidad local y tendencia latitudinal registrada para los parámetros del ciclo de vida (M, Loo, K, a, b y otros) ha requerido determinar los parámetros de crecimiento y mortalidad natural desde los mismos datos. Muchas de las consideraciones anteriores, derivan de procesos de definición de criterios que involucran procesamiento de datos y análisis no reportados, que podrían ser objeto de Talleres metodológicos, de insumos previos al empleo de un método de evaluación para un recurso en particular, que a veces queda ajeno a la discusión pública.

La discusión de los resultados, compartimentalizada según lo considerado en los objetivos específicos, se refiere a:

Objetivo específico 4.2.1

Para los recursos del Ex – Plan de Manejo de la Zona Contigua.

Para el recurso erizo.

Se presenta el diseño e implementación final del modelo base a partir del cual se determina el estatus del recurso para el año 2021. Para el recurso erizo se mantiene el supuesto de una población unitaria y se justifica el tener tres zonas de evaluación por la aproximación a la gestión de la pesquería que identifica ha estas en la asignación de cuotas, heredada de la llamada “zona contigua”, sin embargo, los resultados diferenciales de estatus justifican las unidades espaciales de evaluación. La consideración anterior es importante en la gestión de la pesquería el año 2020, en el cual la distribución de las cuotas no reconocieron la proporcionalidad de las biomazas en estas zonas, sino que se asignó una cuota regionalizada, lo que provocó problemas en el monitoreo y en consecuencia en la información de entrada de los modelos, además de la eventual orientación de mayor esfuerzo a zonas con mayor deterioro poblacional y viceversa.

Por su parte, la evaluación del desempeño explicativo de las variables de CPUE y Tallas, las de mayor peso en la evaluación, de las distintas agrupaciones o unidades espaciales identificadas en la macrozona de las regiones de Los Lagos y Aysén, permiten optimizar la vigilancia de estos, considerando emplear las unidades propuestas por IFOP, en consideración a las conclusiones estadísticas y de parsimonia.

El proceso de revisión por pares de la pesquería de erizo, se ha traducido en una serie de compromisos en la mejora de esta evaluación, que serán implementados en la etapa de continuidad a la informada.

El desembarques es información que contienen alta incertidumbre, ya que, de acuerdo a la historia de este recurso, muchos de sus valores observados no representan la veracidad de extracción en ciertos años. Como solución alternativa a este problema, se empleó una serie de desembarques corregida con el fin disminuir la incertidumbre de esos valores.

Los puntos de referencia propuestos para esta pesquería fueron puestos a disposición del CCTB (Comité Científico Técnico Bentónico), quienes consideran necesario reevaluar la obtención del valor de BDo, considerando que condiciona demasiado al estatus por su valor, obtenido desde una serie



extensa de datos de captura, pero sin contrastes originados del monitoreo. Así, se considerará un punto de referencia en una banda de valores de agotamiento de BDo entre 35% y 45% para el próximo periodo.

La exploración de disponibilidad de datos en AMERB, si bien en apariencia parece abundante, debe ser ponderada por el real aporte que signifiquen, ya que en la actualidad solo serían cerca de 12 las áreas que estarían registrando desembarques en ambas regiones.

Para el recurso almeja común.

La evaluación de almeja en este periodo, no difiere en términos de disponibilidad de información de la realizada en el año anterior, con una limitación importante de datos para la Región de Aysén, que no permiten realizar una evaluación de dicha zona. En este último periodo, la dificultad logística tradicional de monitorear operaciones de pesca que funcionan como “faenas de pesca” se vio incrementada por las restricciones que generó la pandemia de Sars Cov 2.

En términos formales, los resultados del estatus no difieren de lo informado en el periodo anterior, no existiendo un antecedente de algún cambio en la pesquería, que opera en la práctica en una situación de libre acceso, en la cual la única restricción son las de los requerimientos de los registros artesanales y las que solicita la armada a la flota artesanal. Las características de este recurso, en cuanto a su ciclo de vida, no hacen esperable cambios marcados en periodos de evaluación anuales. Para esta evaluación, cabe la necesidad de consensuar los PR (Puntos de Referencia), dado que continúa siendo una de las más relevantes en la Región de Los Lagos.

Se estima que la bahía Ancud actuaría como zona de retención y posterior asentamiento de larvas de bancos/procedencias vecinas ubicadas en la ribera sur del citado Canal. La disponibilidad de series de composiciones de tallas de las capturas junto a series de CPUE y desembarques, permitieron la aplicación de un modelo más completo talla-estructurado de amplio uso en evaluación de recursos pesqueros.

La situación de la almeja en la bahía Ancud no ha generado cambios desde la década de los años 80, en los cuales era la principal aportante del recurso a nivel nacional, esta declinación ha estado explicada por el efecto conjunto de elevados niveles de mortalidad por pesca y un aparente cambio de escala de los reclutamientos a partir de la segunda mitad de los 80's. Las estructuras de tallas provenientes de la captura analizadas muestran dos periodos, desde 1996 a 2010, en donde la mediana se encuentra en los 56 mm. La biomasa de almeja se ha mantenido estable durante los últimos 15 años en alrededor de las 8000 t promedio, sin embargo, los esfuerzos de pesca han aumentado.

La zona X Sur se encuentra en un nivel de BD por debajo del objetivo de manejo del 40% (35%), mostrando una tendencia de incremento progresiva respecto a los niveles de agotamiento como referencia (BDo/BDo_{40%}). Este efecto puede estar dado por un aumento del reclutamiento, el cual se visualiza en la disminución de las tallas promedio en los últimos 3 años. Las estructuras de tallas en esta zona podrían contener información relacionada con la XI Región ya que el monitoreo se realiza en puertos en los cuales parte del desembarque podría originarse de la XI Región. Esta situación debe



ser analizada con detención al alimentar modelos de dinámica poblacional basados en esta pieza de información.

Para los recursos del Plan de Manejo del Golfo de Arauco.

Para estas pesquerías los recursos evaluados cuentan con disponibilidad de datos e información que permiten la implementación de modelos estructurados para realizar la evaluación de su estatus. Para este Plan de Manejo, se realizan evaluaciones directas con una periodicidad bianual, correspondiendo la próxima en el periodo 2022; estas han sido empleadas en forma comparativa con los resultados del modelo parametrizado, tanto en términos de estimaciones de biomasa como de la variabilidad de ellos, en etapas futuras del estudio, se puede explorar la integración de la información levantada *in situ* como un input del estado de los recursos, independiente de las pesquerías. En términos particulares, para los recursos evaluados se puede señalar que:

Para el recurso huepo se mantiene las capturas en niveles estables desde el año 2013, situación que ha caracterizado a este recurso en el Plan de Manejo del Golfo de Arauco. Esto ha ido aparejado de una disminución de la Mortalidad por Pesca, tallas medias y biomasa que tienen al recurso cercano a superar el estado de sobreexplotación, teniendo como referencia el agotamiento a un 40% de la Biomasa Desovante Virginal. La serie histórica de CPUE se muestra estable, sin la variabilidad esperada con la marcada disminución de las biomasa estimadas, lo que amerita una revisión de este indicador, a priori, el cambio histórico del esfuerzo asociado a los viajes de pesca, incrementando el número de buzos por embarcación a medida que disminuyen las abundancias, debe ser analizado.

Para el recurso navajuela, es evidente el efecto del subreporte histórico en los resultados de la evaluación, por las magnitudes de este. Las alternativas de corrección son difíciles de implementar, dado el número de agentes intermediarios en la cadena de comercialización y la compra por parte de pequeñas empresas ilegales, aparentemente de un número creciente, según estudios de este proyecto en etapas anteriores, que no permiten la trazabilidad. Los volúmenes del desembarque ilegal, que puede superar varias veces el oficial, se ha estimado sobre el valor del LER por parte de IFOP, lo que además indica en no cumplimiento de la estrategia de manejo.

Como alternativas al modelo edad estructurado, se puede plantear la evaluación de un modelo de datos limitados basado en tallas, que han mostrado una mayor correspondencia con los cambios de biomasa, no así la CPUE. El empleo de evaluaciones directas regulares en el Golfo, que permitan una observación directa de indicadores obtenidos *in situ*, asociado a una estrategia de tipo adaptativo, también puede ser considerada. Un análisis retrospectivo de las evaluaciones directas realizadas en forma previa puede ser un elemento de evaluación de esta alternativa.

Para el recurso taquilla (*Mulinia edulis*).

Los resultados difieren en magnitud con los resultados obtenidos al evaluar el mismo recurso en la misma zona de forma directa, sin embargo, siguen la misma tendencia de disminución en la biomasa del 2016 al 2019 presente en la siguiente.



Respecto al límite de extracción del recurso, los desembarque de los últimos 7 años siguen siendo inferiores a 2000 t, por lo que el estado de sobreexplotación actual podría deberse a mortalidad natural que no está siendo descrita apropiadamente, ya que Stotz *et al.* (2008) reporta que en la Región de Coquimbo han habido varazones importantes debido a un tremátodo que se aloja en la concha de *M. edulis* y posteriormente la perfora ocasionando, primero la castración del individuo y posteriormente la muerte. Al estar las almejas en altas densidades, la proliferación de este tremátodo es tal, que se reporta que puede modificar parámetros morfológicos, fisiológicos y reproductivos de la población.

A su vez, esta tasa de mortalidad natural y su frecuencia podría modificar el modelo de evaluación de la taquilla ya que se emplea una relación stock-recluta S-R) tipo Beverton & Holt de manera precautoria, sin embargo, debido al comportamiento antes mencionado, podría describirse mejor mediante una relación S-R tipo Ricker.

Respecto de los datos de entrada para la presente evaluación, se tiene en consideración el error en la toma de la muestra como en el de desembarque, aunado a que estos últimos muestran comportamiento errático en la zona. Una mejor estimación del desembarque permitiría obtener un coeficiente de error asociado a esta variable desde la fiscalización y no estimado por el evaluador, lo que podría ayudar a la reducción de la incertidumbre del modelado.

Para el Plan de Manejo de pulpo del Sur.

Considerando la evaluación indirecta de pulpo del sur en la totalidad de la Región de La Lagos la estimación de RMS en el presente estudio (517 t), es mayor que la estimación en FIP 2016-41 (472 t, determinado mediante la combinación de un modelo generalizado de depleción y el modelo de producción de Pella-Tomlinson). Las diferencias tal vez radiquen en que en el presente estudio se utilizó la CPUE en escala temporal anual, mientras que en el proyecto FIP se utilizó una trimestral. No obstante, al igual que lo reportado en 2018 (con datos de 2016) el recurso se está explotando en niveles por encima del RMS calculado de 518 t. Cabe mencionar que en el presente estudio se tomó la serie de 2012 al 2020 para el análisis debido a incertidumbre de los muestreos en los primeros años y a la veda puesta entre el 2008 y el 2011, por lo que al inicio de la serie (2012 – 2013) la estimación de la biomasa puede ser afectada por la reapertura de la pesquería y las variaciones de esfuerzo que conlleva.

Respecto a las evaluaciones indirectas por zonas, en Ancud, Dalcahue y Quellón el modelo que mejor se ajustó fue el de Pella-Tomlinson, mientras que para Queilen el mejor fue el de Schaefer. Los desembarques versus el RMS derivado del análisis del presente estudio para cada una de las zonas, muestra para Ancud y Dalcahue el desembarque por encima del RMS; en Quellón se observa que el desembarque está por debajo del RMS y muestra una tendencia estable en los últimos 6 años, mientras que en Queilen parece ser que el modelo sobre estima el RMS probablemente debido a los bajos desembarque en la última década.

Finalmente, de forma general el modelo de Pella-Tomlinson se ajusta bien a los datos de pulpo del sur (*E. magalocyathus*) de la Región de Los Lagos, sin embargo, hay que tener en cuenta que el modelo es susceptible a los parámetros de entrada, los cuales para este estudio se tomaron del FIP 2016-41.



Así mismo los resultados del presente informe difieren en comparación con el año pasado solo en la zona de Queilen siendo persistente el mismo estado de subexplotación de la especie, por lo que se deben considerar medidas para la recuperación de la biomasa del recurso en la Región.

Para las macroalgas de la Región de Atacama.

Para las evaluaciones indirectas de huiro negro y huiro palo en la Región de Atacama, se implementó un enfoque por zonas, asumiendo un supuesto de población cerrada, ya que por las características de su reproducción, las esporas germinan en promedio 24 horas después de haber sido expulsadas, formando gametofitos de al menos 3 células en los posteriores 15 días (Hoffman & Santelices, 1997), limitando su transporte, por lo que los huiros que se encuentran en las zonas evaluadas, en explotación, deben sostener la mantención de la población.

Las áreas de estudio se seleccionaron en función de evaluaciones directas llevadas a cabo en años anteriores en la Región y que estas áreas estuvieran cercanas a las caletas de desembarque de huiro. Esto último debido a que se consideró que el desembarque de cada caleta es una señal de respuesta a la abundancia de las praderas cercanas a las que han sido evaluadas.

Entre las fuentes de incertidumbre de los modelos, están los desembarques históricos no corregidos por humedad y que por ende pueden estar subestimados hasta en un 400%, y para el huiro palo las series con menos información de evaluaciones directas.

Un elemento a implementar en futuras evaluaciones son considerar el huiro palo con una condición de resiliencia menor a la del huiro negro.

En consideración a la condición estructuradora de comunidades de las macroalgas, es válido plantearse si son válidos los mismos puntos de referencia que poblacionales tradicionales, en consideración a la importancia ecológica de las praderas de macroalgas, en las cuales las alteraciones ecológicas pueden ser apalancados por la alteración de la composición de la pradera, aún en una condición de bienestar de ella.

Las estaciones de monitoreo poblacional implementadas en esta etapa del programa parecen ser auspiciosas, ya que han entregado indicadores complementarios a la evaluación.

En el presente estudio las áreas seleccionadas para huiro negro contaron con al menos 2 evaluaciones directas en los últimos años mientras que con huiro palo solo se tuvieron datos del desembarque por cada caleta, debido a que las áreas de referencia correspondían con las del FIP 2017-53, sin embargo el informe final aún no está disponible y solo se contaba con la última evaluación directa licitada por este proyecto (inicios de 2020).

Los escenarios pesimistas del estatus de las praderas evaluadas, fueron resultados de escenarios de biomasa por debajo de 0,5 K, lo que implica altos niveles de explotación.



Para el recurso *M. pyrifera* del plan de Manejo de Bahía Chasco.

Los resultados del año 2020 - 2021 confirman la dinámica de crecimiento de la pradera, en la cual la biomasa de la estación de invierno determina el incremento de biomasa estival y explica la estacionalidad de la pesquería. La proposición de un punto de referencia basado en la biomasa reproductiva disponible en invierno, propuesta en el estudio anterior, se justifica con los resultados actualizados, siendo una tarea pendiente la proposición de un punto de referencia, que podría estar en los promedios de años considerados “normales”, que debería ser superior a las 550 t. de la fase cistocárpica reproductora.

Para este Plan de Manejo, se requiere la modificación de los indicadores de desempeño de la pesquería, de forma de asociarlos a variables productivas de la pradera.

En consideración de la dinámica observada, la cronología del manejo, de periodicidad año calendario no parece ser la apropiada, ya que la observación del Punto de Referencia en verano debería ser el de la evaluación de la cuota futura, lo que asociaría el proceso de evaluación del recurso al manejo.

Se puede pensar *a priori*, que un factor multiplicativo empírico (de la biomasa de invierno) obtenida de la información de crecimiento observada en las etapas previas del estudio.

La recomendación de incorporación al Plan de Manejo de indicadores asociados a aspectos reproductivos obtenidos *in situ*, permiten que los usuarios pescadores se hagan partícipes del Plan de Manejo y la vigilancia del estado de la pradera.

Para el recurso juliana.

A diferencia de la evaluación directa del año 2018 y las previas a cargo de otros fondos, el año 2021 muestra un incremento en la biomasa para los 8 bancos evaluados, contraria a la tendencia observada en la serie histórica. La explicación puede estar en la disminución de los desembarques, adjudicados a una demanda de mercado internacional, producto de la producción de almejas vietnamita, que compite con juliana el nicho de las “baby clam”.

Así mismo, el método basado en tallas para evaluar el recurso, muestra una condición cercana al objetivo de manejo propuesto, de un 60 % de reducción del potencial desovante. El problema logístico del monitoreo de esta pesquería parece ser una limitante no fácil de subsanar dada la ausencia de una reglamentación legal que permita la visita de observadores científicos a bordo de embarcaciones artesanales y que los costos asociados a tener observadores locales en las zonas de extracción es costosa y de difícil supervisión. Habida esa consideración, el empleo de medidas de evaluación basadas en evaluaciones directas, indicadores de estado y/o métodos de datos limitados para la evaluación de esta pesquería pudiese ser considerado.

Para los recursos luga roja y luga negra del Plan de Manejo de bahía Ancud.

La variación de fases reproductivas muestran que en luga roja en forma similar a la época de invierno se mantiene, una dominancia de la fase gametofítica (58%), seguida de la fase cistocárpica (27 %) y la tetrasporofítica (15%). Para el caso de *S. crispata* a diferencia del invierno donde se registró que



las fases se presentaban en proporciones similares, en el verano se observa una dominancia de la fase gametofítica (62%) seguida de la fase esporofítica (23%) y fase cistocárpica (16%). Estos estados de presencia de cada fase en el ciclo intra-anual, tras pasados a una matriz de transición no son conducentes al resultado de una matriz con crecimiento positivo, que permita hacer una proyección de las biomásas obtenidas de las evaluaciones directas sobre las especies de luga. La alta proporción de individuos que permanecen en el mismo estado a través de los periodos de tiempo evaluados puede ser uno de los motivos, la evaluación de la transición en periodos más extensos de tiempo, dentro de la base de observaciones obtenida en los periodos anteriores de este programa, permitirán evaluar escenarios no incorporados hasta ahora en el proceso de análisis.

Con respecto a los resultados, para ambas especies se observan comportamientos similares respecto de la composición de los estados del ciclo de vida, en general, muestra una tendencia a que tanto las biomásas totales como las densidades totales disminuyan en invierno, y en forma inversa, la frecuencia y a veces tamaño de plantas reproductivamente maduras de las fases cistocárpica y tetraesporica, de ambos recursos, se hagan más conspicuas. Esto se explica en parte porque el ciclo reproductivo de ambos recursos es máximo en otoño – invierno, En esa época del año las estructuras reproductivas están completamente maduras y están preparadas para liberar esporas al medio para sustentar de esta forma la permanencia de la población.

El patrón de recambio de frondas estériles por frondas con potencial reproductivo ha sido descrito anteriormente en estudios sobre la fenología de *S. crispata* (Luga negra, Ávila *et al.* 1996). Esta especie presenta una dinámica cíclica. En invierno (agosto) las frondas cistocárpicas aumentan su densidad y estado de madurez, mientras que en la misma época las frondas tetraesporíticas disminuyen. Hacia primavera (octubre) las frondas cistocárpicas son escasas y las frondas tetraesporíticas desaparecen completamente. En noviembre (primavera) la población consta de ejemplares pequeños, originados a partir de las fases reproductivas anteriores (i.e. frondas tetraesporíticas y cistocárpicas). Verano es el periodo de máxima ocurrencia de frondas vegetativas, caracterizado por reemplazo de individuos de categorías de tamaño más pequeñas por las de mayor tamaño (Ávila *et al.* 1996).

Estudios realizados en praderas a los 41°S (Ávila *et al.* 1996 y Zamorano *et al.* 1996), la supervivencia, crecimiento y desarrollo de estructuras reproductivas de estas especies está asociado a determinados factores abióticos: temperatura, radiación y horas de luz. Esto podría explicar que la mayor biomasa de frondas no vegetativas (i.e. frondas tetraesporíticas y cistocárpicas) este asociada a los meses de menor temperatura, menor radiación y menor horas luz entre los 41°S y 43°S en las praderas de Luga negra y roja evaluadas en las regiones de Los Lagos y Aysén. Adicionalmente, Ávila *et al.* (1996), registraron que existía una supervivencia diferencial entre las fases gametofíticas y tetraesporíticas en *S. crispata* en condiciones naturales, donde la fase tetraesporítica muestra una mayor tasa de supervivencia (7.1 vs. 15.4, observaciones con propósitos de cultivo).

En este contexto, es importante conservar una proporción que garantice la regeneración de las praderas de luga negra y luga roja a partir de frondas generadoras de estructuras reproductivas (i.e. gametofitos, tetraesporas), sobre todo conociendo las características biológicas del ciclo de vida de estas especies. *S. crispata* y *G. skottsbergii*, que como la mayoría de las Rhodophytas, tienen un ciclo



de vida trifásico, isomorfo y sexual (Van der Hoek *et al.*, 1995). Los gametofitos, espermacio: ♂ y carposonio: ♀, no presentan estructuras móviles, lo cual limita su potencial de dispersión y disminuye las probabilidades de que individuos (genotipos) de poblaciones adyacentes colonicen un nuevo hábitat (proceso denso-dependiente. Nosil *et al.* 2005). Por lo tanto, una determinada pradera dependería, principalmente, de sí misma para mantenerse en el tiempo y recuperarse ante perturbaciones naturales y/o antrópicas.

En relación a lo anterior, el modelo conceptual debiera estar bien planteado en la forma de enfrentar la implementación de un modelo demográfico para estas especies, asociando un manejo a las fases disponibles en el ambiente en términos holísticos del ciclo de vida y no de biomasa total, que produce un sesgo hacia las fases de mayor biomasa o de producción de ficocoloides de mayor demanda.

Para el recurso ostra chilena de bahía Ancud se tenía la impresión, que a pesar de estar como uno de los recursos priorizados por el Comité de Manejo para su inclusión en el Plan de Manejo de la bahía, su población era más abundante en la Reserva marina Pullinque, al interior de la bahía de Ancud. La evaluación directa, encargada en su fase de levantamiento de datos y muestreos a Fundación Chinquihue, mostró una mayor abundancia fuera de la bahía que en la reserva, además de manifestar el deterioro poblacional de la reserva y la ocupación del espacio por el alga roja “pelillo” que estaría desplazando a *O. chilensis*. La disposición de dos Planes de Manejo con distintos objetivos en una misma población y espacio común es atípica en Chile, generando una alternativa no planificada de manejo integral para el recurso; si bien en la literatura se cita a las Reservas Marinas como las proveedoras de individuos fuera de los márgenes de la reserva, disponibles para la extracción; en este caso, se podría pensar en la Reserva como un buffer de la presión de pesca en las zonas con menos restricción de acceso.

El estatus del recurso es incierto, dada las brechas de conocimiento que persisten sobre esta especie, para la cual se desconoce la longevidad, parámetros de crecimiento y una ojiva de madurez es de difícil estructuración debido a los cambios de sexos de esta especie en el transcurso de su vida. El ejercicio realizado en este estudio, asumiendo los parámetros de ciclo de vida descrito para las poblaciones de esta especie de Nueva Zelanda deben ser validados, dados datos no publicados de un crecimiento más acelerado en las poblaciones de Chile.

Los muestreos destinados a determinar un tipo de clave talla – sexo, de forma de determinar los sexos de ellos individuos monitoreados a través de su tamaño no fue posible de construir debido a la presencia dominante de hermafroditas en las muestras. Persiste la incertidumbre respecto a lo dependiente que pueda ser la estructura de sexos de la población de determinadas condiciones ambientales y que hayan variaciones interanuales en esta composición de la población.

Para el recurso macha del Plan de Manejo de macha de la Región de Los Lagos.

La estrategia de manejo de esta pesquería en la Región de Los Lagos, basada en el monitoreo anual de las playas de machas de mayor interés para los pescadores del Plan de Manejo, de forma de identificar eventos de producción relevantes que permitan aperturas controladas, es refrendada por



una situación de veda para el recurso, de 10 años, desde el año 2015. Los resultados de las 4 evaluaciones realizadas han tenido en común las bajas densidades y escasos reclutas, siendo solo las playas de la caleta de Maullín (Pangal y Godoy), las que presentan presencia permanente. En este periodo, las 6 playas evaluadas han presentado los menores valores de biomasa total y reclutas, siendo en algunos casos la presencia de individuos considerada anecdótica.

La revisión de los datos de AMERB con recurso macha en la Región, también muestra una señal de una disminución de operación o evaluación sobre el recurso, pero con valores de densidad y abundancia con orden de magnitud sobre los evaluados en este periodo. Se puede pensar en un colapso de las playas de machas o el sistema de playas de machas, ya que a pesar de su característica de pesquería de pulsos, en las cuales ventanas ambientales favorables permitirían fuertes reclutamientos poblacionales, la disminución del stock parental disminuye el potencial reproductivo disponible.

Una estrategia para conocer el estado del recurso en la Región, debería considerar la investigación de la posible conectividad entre playas macheras, de forma de identificar cuales de ellas podrían favorecer la producción en una tercera y así contar con elementos para dirigir el monitoreo y la salvaguarda de las zonas fuente o proveedoras de futuros reclutas.

Objetivo específico 4.2.2

Según los modelos de evaluación stock, la población de huepo ha sido sometida a elevados niveles de mortalidad por pesca, con una constante reducción de la biomasa explotable, con signos de recuperación desde 2008, pero su población desovante se encuentra aún por debajo del 40%⁵ de su condición virginal. Por el contrario, la población de navajuela se encuentra subexplotada y la biomasa desovante se encuentra por sobre el 40% de su estado virginal, con una reducción en los últimos cuatro años (Techeira *et al.*, 2020). Este diagnóstico sobre el estado de las poblaciones, es el contexto de base para el análisis bioeconómico en las pesquerías de huepo y navajuela. La condición biológica es uno de los elementos importantes, sin embargo, no es suficiente para comprender la actividad pesquera y los incentivos detrás de los usuarios.

En términos globales, los resultados muestran la vinculación entre las pesquerías de huepo y navajuela. La pesquería de huepo registró una importante contracción del ingreso total, pasando de 5.000 a 792 millones de pesos anuales, entre 1996 y 2020, concentrándose en los últimos ocho años los menores ingresos. Por el contrario, en la pesquería de la navajuela, los mayores ingresos se registraron entre 2012 y 2020, con un promedio de 2.297 millones de pesos anuales. En este periodo, los viajes estimados para navajuela superaron la cantidad de viajes estimados para huepo. Como señala González *et al.* (2014), los buzos mariscadores en el Golfo de Arauco alternaron la extracción de huepo y navajuela, evidenciando un cambio en la conducta de los buzos, quienes señalaron una menor extracción de huepo, en el periodo 2003-2013 y un aumento en la extracción de navajuela.

⁵ La situación no deseada corresponde a una biomasa desovante menor al 40%.



Desde la perspectiva microeconómica, Accadia (2011) señaló que, el comportamiento de los pescadores tiene como objetivo maximizar las ganancias y sus decisiones estarán condicionadas por factores externos, tales como regulaciones, disminución de las poblaciones o la variación en los precios. Según González *et al.* (2014), los buzos mariscadores asociaron la reducción en la extracción de huego con un desmejorado estado de la población, lo cual es coherente con el diagnóstico del modelo de evaluación stock. Sumado a lo anterior, la reducción en la extracción de huego también estaría relacionada con menores demandas de materia prima por parte de las plantas de proceso y, además, una mayor demanda de navajuela por plantas de pequeño tamaño, que la procesan y venden principalmente para consumo interno (CMGA, 2017, 2021a y 2021b). Es decir, la extracción de navajuela se intensifica una vez que disminuyen los ingresos generados por la pesquería de huego, resultando en un recurso alternativo en términos económicos. Sin embargo, ambos recursos ocupan nichos de mercado diferentes, en la literatura existen antecedentes sobre la existencia de numerosas plantas informales ubicadas principalmente en la localidad de Tubul, que estarían relacionadas con la manufactura informal de navajuela y su venta en el mercado local (Barahona *et al.*, 2016).

En ambas pesquerías, en los primeros años del análisis, la captura se obtuvo mayoritariamente a través de viajes con dos buzos; a partir de 2001 en huego y de 1999 en navajuela, los viajes de pesca con dos buzos pierden relevancia, y comenzaron a destacar los viajes con tres buzos, y en navajuela los viajes con cuatro buzos. Esta estrategia que responde a una maniobra de eficiencia económica, ya que permite obtener mayor captura a similar costo del viaje, pero significa también un aumento en los niveles de esfuerzo. Esta estrategia permitió optimizar los viajes de pesca, ya que una mayor cantidad de buzos tiene la posibilidad de generar una mayor captura y por ende un mayor ingreso, junto a una reducción del costo por tonelada de captura. Este aumento del esfuerzo por viaje, ocurrió antes de la implementación de los Límites de Extracción de Referencia (LER), a través de los cuales se limitaron las capturas anuales de huego y navajuela, y también las capturas diarias por buzo (CMGA, 2017).

Desde la perspectiva del beneficio individual, ya sea para el armador, como también para el o los buzos y el telegrafista, en este trabajo se estimó un beneficio promedio por viaje de pesca, desagregado a través de la distribución “a la parte”. En ambas pesquerías, los viajes con dos, tres y cuatro buzos reportaron mejores beneficios para el armador y el telegrafista, pero no necesariamente para los buzos. El beneficio del buzo no aumenta proporcionalmente a medida que aumenta el número de buzos por viaje. Lepez *et al.* (1997) evidenció que los viajes con un buzo son poco rentables para el armador, sobre quién además recaen los costos de mantención y/o reparación de la embarcación, por lo cual, este optaría por viajes con dos o tres buzos.

Según Lepez *et al.* (1997) los armadores, que ya han recuperado su inversión, se mantendrán en la actividad mientras los ingresos puedan cubrir los costos operacionales por periodo. Según los resultados de los modelos bioeconómicos, tanto en huego como en navajuela, los costos por tonelada de pesca fueron menores al precio por tonelada, por lo tanto, la pesquería permanece en un espacio



de rentabilidad. En otras palabras, mientras el costo por tonelada sea menor al precio por tonelada, existirá el incentivo de permanecer en la pesquería. Por otra parte, los costos por combustible, único costo operacional relevante, fueron entre un 10% y 20% del ingreso total agregado (considerando ambos recursos). En este contexto, cobra relevancia integrar los resultados económicos, considerando que son los mismos usuarios los que actúan en ambas pesquerías.

Objetivo específico 4.2.3

La revisión de la data disponible para una evaluación de la población de erizo en la Región de Magallanes, reveló series extensas de datos de monitoreos de esfuerzo, rendimientos, tallas y tallas peso, originados en viajes de pesca, que forman la mayoría de los registros de viajes de pesca, pero con menor representación de los desembarques totales. La operación de pesca similar a lo descrito para las regiones de Aysén y Los Lagos, genera sesgos similares, producto de la operación en “faenas de pesca”, con la diferencia que solo existen dos puertos de desembarque principales, Punta Arenas y Puerto Natales. Las zonas de pesquería están cubiertas en su totalidad, por lo cual se puede georreferenciar la información a través de las procedencias de pesca y evaluar el comportamiento espacial de variables de interés.

Con respecto a los parámetros, no se encontraron referencias a parámetros de crecimiento y longevidad, pero se deben estudiar las series temporales de las estructuras de tallas que puedan generar información a través de un método de seguimiento de los componentes normales de la estructura de tamaños. La información referente a la madurez sexual está descrita en forma geográficamente amplia en la Región.

Se estima en un principio el abordar en forma simultánea dos aspectos: i.- agrupación espacial de las procedencias de pesca y ii.- estimación de parámetros de crecimiento desde las estructuras de tallas, de forma de tener estimados además de mortalidad natural a través de métodos bioanalógicos para especies bentónicas. Un paso posterior es generar una matriz de información disponible y su nivel de incertidumbre, de forma de disponer de alternativas de evaluación para en una etapa siguiente analizarlas en su pertinencia para aplicarla en la población de interés, en términos de supuestos y relaciones invariantes que los soporten.

Objetivo específico 4.2.4

Con respecto a la proposición de Puntos de Referencia Empíricos.

Los casos expuestos en el Taller se consideran representativos de los problemas expuestos de las pesquerías bentónicas en Planes de Manejo, a saber, ausencia de puntos de referencia, carencia de objetivos de manejo explícitos y de reglas de decisión. Lo anterior en un contexto en el cual los resultados de análisis se ven afectados por las brechas existentes para implementar una asesoría apropiada a los procesos de las poblaciones de invertebrados bentónicos, independiente de la alternativa de contar con herramientas analíticas para ello. A lo anterior, se debe sumar la necesidad de hacer operativos los Planes de Manejo y la aceptación de los pescadores artesanales de un sistema



de gestión estructurado, lo que ha estado históricamente alejado de la dinámica de la pesquería del sector.

Así, la alternativa de implementar puntos de referencia empíricos, basados en la observación y vinculados a comportamientos de la población de interés, parece una alternativa de avanzar en los Planes de Manejo en post de protocolizar la asesoría y la toma de decisiones. Se plantea como una línea de trabajo dentro del programa, el avanzar en la exploración de estos puntos alternativos en otros recursos.

Con respecto a la revisión de la evaluación de erizo por pares expertos.

El proceso de revisión por pares, que se expone en extenso en el **ANEXO VI** de este informe, fué presentado al CCTB, recibíéndose como un avance importante en pos de adoptar el modelo de evaluación en un futuro para el proceso de toma de decisión.

Entre las actividades inmediatas, se debe planificar la implementación de las recomendaciones y la plataforma respectiva, de forma de avanzar en las observaciones consideradas más urgentes. Se espera que con este proceso de revisión, además de la mejora del proceso, sirva como referente para otras evaluaciones y se pueda presentar con mayor robustez al Comité Científico Técnico Bentónico, dado lo complementario que es hasta ahora en la gestión de la pesquería del recurso. Así, los aspectos a los que se les dio énfasis a la evaluación, fueron los recurrentemente consultados y observados en el CCTB.



7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Accadia P. (2011). The contribution of bio-economic modelling to fisheries management. En: Cataudella S. y M. Spagnolo (eds). 2011. The state of Italian marine fisheries and aquaculture. Ministero delle Politiche Agricole, Alimentari e Forestali (MiPAAF), Rome (Italy), 620 p.
- Aitchison, J. (1955). On the distribution of a positive random variable having a discrete probability mass at the origin. *Journal of the American Statistical Association*, 50: 901–908.
- Akaike, H., (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Trans. Automat. Contr.* AC-19 (6), 716–723.
- Araya, P. & Barahona N. (2013). Pesquería del recurso almeja *Venus antiqua*. Reporte Técnico. Instituto de Fomento Pesquero. 53 pp.
- Aracena O., Carmona M. & Medina L. (1998). La navaja en la VIII región. Documento N°1, Proyecto FONDEF 96/1095. Instituto de Fomento Pesquero, Universidad de Concepción, Chile. 14 pp.
- Ávila M., Otaíza R., Norambuena R. & Núñez R. (1996) Biological basis for the management of —luga negrall *Sarcothalia crispata* (Gigartinales, Rhodophyta) in southern Chile. *Hydrobiologia* 326/327: 245-252.
- Barahona N., Olgún A., Araya A., Muñoz G., Young Z., Pezo V., Navarro C., Salas N., Vargas C., Vicencio C., Subiabre D., Molinet C., Diaz P., Diaz M., & Millano M. (2014). Programa de Seguimiento del Estado de Situación de las Principales Pesquerías Nacionales. Informe Final. Proyecto Investigación Situación Pesquerías Bentónicas 2013. Subsecretaría de Pesca-IFOP. XXX pp + Apéndices
- Barahona, N. & Jerez G. (2006). Informe Huepo. Proyecto Investigación Situación Pesquerías Bentónicas. Instituto de Fomento Pesquero, IFOP. 21 pp + tablas y figuras.
- Barahona N., Romero P., Mardones M., Mora P., Rojas J., Vicencio C., Araya P. & Palta E. (2016). Caracterizar la actividad pesquera asociada al recurso y cuantificar el esfuerzo extractivo, usuarios, plantas de proceso y canales de comercialización. En: Programa de seguimiento de las principales pesquerías bentónicas bajo planes de manejo, 2015. Informe Final. Convenio de desempeño 2015 – IFOP/Subsecretaría de Economía y EMT. 115 p + anexos.
- Barahona N. (2016). INFORME FINAL Convenio de Desempeño, 2016 Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas, 2016 SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / Junio 2017
- Barahona, N., Molinet C., Araya P., Henríquez J., Mora P., Vicencio C., Subiabre D. & Pezo V. (2015). Estimación del esfuerzo pesquero en zonas de ocurrencia de faenas de pesca del recurso erizo en la X – XI Regiones temporadas 2013-2014. Abril 2015. 86 pp + Anexos.
- Barrowman, N.J. & Myers, R.A. (2000). Still more spawner–recruitment curves: the hockey stick and its generalizations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57, 665–676.



- Beverton R.J.H. & Holt S.J. (1957). On the dynamics of exploited fish populations. Fisheries Investigations Series II, vol. 19. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Her Majesty's Stationary Office, London, UK, 533pp.
- Beverton, R.J.H. & Holt, S.J. (1957). A review of the lifespans and mortality rates of fish in nature and the relation to growth and other physiological characteristics. Ciba Found. Colloq. Ageing, 5: 142–177.
- Cadigan NG & PJ Farrell. (2005). Local influence diagnostics for the retrospective problem in sequential population analysis. ICES Journal of Marine Science, 62: 256-265.
- Cadrin SX & Vaughn D.S. (1997). Retrospective analysis of virtual population estimates for Atlantic menhaden stock assessment U.S. National Marine Fisheries Service Fishery Bulletin, 95: 445–455.
- Cubillos, L. (2005). Lab. Eval. poblaciones Mar. análisis Pesq. Dep. Oceanogr. 198.
- Caddy, J. F. (2004). Current usage of fisheries indicators and reference points, and their potential application to management of fisheries for marine invertebrates. Can. J. Fish. Aquat. Sci. Vol. 61, pp 1307-1324
- Canales, C. & Arana P.M. (2009). Crecimiento, mortalidad y evaluación de la población de cangrejo dorado (*Chaceon chilensis*) explotado en el archipiélago de Juan Fernández, Chile. Lat. Am. J. Aquat. Res., 37(3): 313-326.
- Canales, C, Cavieres, J & Techeira C. (2014). Implementación metodológica de evaluación de stock de recursos bentónicos. Programa de Seguimiento de Pesquerías Bentónicas, 2014. IFOP.
- Chong J. (2001). Estudio de Edad y Crecimiento de los Recursos huepo y navajuela en la VIII Región. Informe Final Proyecto FIP 2000-20. Universidad Católica de la Santísima Concepción. 82 pp.
- Carruthers, T.R., Punt A.E., Walters C.J., *et al.* (2014). Evaluating methods for setting catch limits in data-limited fisheries. Fisheries Research 153: 48–68.
- CMGA. (2017). Plan de manejo de recursos huepo-navajuela-taquilla del Golfo de Arauco, Región del Biobío, 2015-2018, Modificado agosto 2017. Comité de Manejo Golfo de Arauco (CMGA) - Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SSPA) - Dirección Zonal de Pesca y Acuicultura (DZPA) Región del Biobío. 78 p + anexos.
- CMGA. (2021)a. Acta preliminar sesión ordinaria N°01/2021. Comité de Manejo de recursos bentónicos del Golfo de Arauco. 20 de enero de 2021. 16 p + anexos.
- CMGA. (2021)b. Acta preliminar sesión ordinaria N°02/2021. Comité de Manejo de recursos bentónicos del Golfo de Arauco. 22 de abril de 2021. 33 p + anexos.
- Conan, G. Y. (1985). Assessment of shelfish stocks by geostatistical techniques. ICES Document, CM 1985/K: 30. 24 pp.
- Cornejo, S., Daza E. & Guzmán L. (2005). “Diagnóstico del Recurso Ostión del Sur” (FIP N° 2003-14). Informe Final. Instituto de Fomento Pesquero. 46 pp + figuras + tablas + fotografías + Anexos.



- Dávila P. & Figueroa D. (2002). Freshwater input into the coastal ocean and its relation with the salinity distribution off austral Chile (35–55°S). *Continental Shelf Research* 22(3):521-534
- Dyck, L., Dewreede R.E. & Garbary D. (1985). Life history in *Iridaea cordata* (Gigartinaceae): relative abundance and distribution from British Columbia to California. *Japanese Journal of Phycology* (Sorui) 33: 225-232.
- FAO. (2006). FAO-ICLARM stock assessment tools II (N.o 8). FAO computerized information series (fisheries).
- FAO. (2014). Fisheries and aquaculture software. FishStatJ - software for fishery statistical time series. In. FAO Fisheries and Aquaculture Department [online], Rome.
- Fournier D & C Archibald. (1982). A general theory for analyzing catch at age data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39: 1195-1207.
- Fournier, D. A., Skaug, H. J., Ancheta, J., Magnusson, A., Maunder, M. N., Nielsen, A., & Sibert, J. (2012). Optimization Methods and Software ADModel Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optimization Methods and Software*, 27: 233–249.
- Francis, R.I.C.C. (2011). Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68: 1124–1138.
- Francis, R.I.C.C. (2014). Replacing the multinomial in stock assessment models: A first step. *Fisheries Research* 151 (2014) 70–84.
- Froese, R. & Pauly, D. (2015). World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (10/2015), accessed at www.fishbase.org in November/December 2015.
- Froese, R., N. Demirel, G. Coro, K. M. Kleisner & Winker. (2017). Estimating fisheries reference points from catch and resilience. *Fish and Fisheries*. Issue 18, Volume 3. Pages 506 – 526.
- Figueroa-Fábrega, Luis, Bravo-Samaha, Javiera, Silva-Haun, Rodrigo, & Padilla, Tiare. (2018). Dinámica metapoblacional, ocupación espacial y migración en bivalvos de importancia comercial: el caso de la almeja *Tawera gayi* (Bivalvia: Veneridae) en el Mar Interior de Chiloé. *Anales del Instituto de la Patagonia*, 46(1), 7-21
- FIP 97- 30. (1997). Elaboración de claves talla – edad para el recurso erizo. Universidad de Valparaíso. Informe Técnico FIP. Informe Final. 165 pp+Anexos.
- FIP 2014 – 08. (2016). Actualización de la estimación de parámetros biológicos y de crecimiento de erizo en la X y XI Regiones. Universidad Austral de Chile. Informe Técnico FIP. Informe Final. 159 pp+Anexos
- FIPA 2016 – 41. (2018). Caracterización de la pesquería y evaluación de stock del recurso Pulpo del Sur en la X Región. Universidad Austral de Chile. Informe Técnico FIP. Informe Final. 246 pp+Anexos.



- FIPA 2017 – 53. (2020). Evaluación de biomasa y análisis del estado de explotación de las praderas naturales de algas pardas (*L. trabeculata*, *L. berteroaana/spicata* y *Macrocystis pyrifera*) en las zonas de libre acceso de la III Región de Atacama y IV Región de Coquimbo. Centro de Investigación ECOS. Informe Técnico FIP. Informe Final. 165 pp+Anexos.
- Garbary D. & De Wreede R.E. (1988). Life History Phases in Natural Population of Gigartinaceae (Rhodophyta): Quantification Using Resorcinol. In Lobban C.S; D.J. Chapman. & B.P. Kremer (eds). Experimental Phycology. A. Laboratory Manual. Cambridge University Press, Cambridge: 174-178.
- Gavaris, S. & Ianelli, J. N., (2002). Statistical issues in fisheries stock assessment Scand. J. Statistics: Theory and Appl., 29, 245-272.
- Gebauer, P. & CA .Moreno C.A. (1995). Experimental validation of the growth rings of *Loxechinus albus* (Molina, 1872) in the southern Chile (Echinodermata: Echinoidea). Fisheries Research 21: 423-435.
- Getis, A. & Ord. J.K. (1992). "The Analysis of Spatial Association by Use of Distance Statistics" en Geographical Analysis 24(3).
- Gonzales, J & Barahona N. (2007). Situación de la pesquería del recurso almeja (*Venus antiqua*) en la X Región. REPORTE TECNICO Proyecto "Seguimiento del Estado de Situación de las Principales Pesquerías Nacionales, 2007. Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Valparaíso, 2007.
- González C., San Martín R., Sepúlveda A., Gatica C., Alegría N., Núñez S. & Medina H. (2014). Seguimiento biológico-pesquero y evaluación económica de la pesquería de recursos bentónicos del Golfo de Arauco, como insumo para el Plan de Manejo, VIII Región. Informe final. Proyecto N° 2013-111-DAP-32. Instituto de Investigación Pesquera. 234 p.
- González J., Tapia C., Wilson A., Garrido J. & Ávila M. (2002). Estrategias de explotación sustentable de algas pardas en la zona norte de Chile. Fondo de Investigación Pesquera FIP No 2000-19. 232 pp + Anexos.
- Goodyear, C. P. (1993). Spawning stock biomass per recruit in fisheries management: foundation and current use. In Risk Evaluation and Biological Reference Points for Fisheries Management, 120, pp. 67–81. Ed. by S. Smith J., Hunt J.J. & Rivard D. Canadian Special Publications of Fisheries Aquatic Sciences.
- Goovartes, P. (1997). Geostatistics for Natural Resources Evaluation. Applied Geostatistics Series. xiv + 483 pp. New York, Oxford: Oxford University Press.
- Gorny, M., Alarcón R., Estay E., Oyarzún S., León R. & Carmona A. (2002). Investigación biológico-pesquera del recurso huego (*Ensis macha*) en la XII Región. Informe Final. Instituto de la Patagonia, Universidad de Magallanes – Gobierno Regional de Magallanes, Punta Arenas, Chile. 201 pp.
- Guzmán, L., Cornejo, S., Daza, E. (2005). Diagnóstico del recurso ostión del sur, Informe Final Proyecto FIP 2003-14.
- Guzmán, L., Daza, E., Vargas, C., Leal, E., Bucarey, D.A. (2010). Evaluación de bancos de ostión del



sur (*Chlamys vitrea*) en seno Altamirantazgo y canal Beagle, Región de Magallanes y Antártica Chilena.

Hilborn R, & Stokes K. (2010). Defining overfished stocks: have we lost the plot? *Fisheries*. 35:113–120. doi:10.1577/1548-8446-35.3.113

Haddon, M., Klaer, N., Smith, D.C., Dichmont, C.D. & Smith, A.D.M. (2012). Technical Reviews for the Commonwealth Harvest Strategy Policy. FRDC 2012/225. CSIRO. Hobart. 69 p.

Hoffmann, A. & Santelices B. (1997). *Flora Marina De Chile Central*. Ediciones Universidad Católica de Chile, Chile, 434pp

Holland D. (2010). Economic considerations and methods for evaluating fishery rebuilding strategies. In: *The Economics of Rebuilding Fisheries: Workshop Proceedings*. Organization for Economic Cooperation and Development (OECD). [En línea]: https://read.oecd-ilibrary.org/agriculture-and-food/the-economics-of-rebuilding-fisheries_9789264075429-en#page270

Hjelle Ø, Dæhlen M. (2006). *Triangulations and applications. mathematics and visualization*, Springer, New York.

Hordyk, A.R., Loneragan, N.R., & Prince, J.D. (2015)a. An evaluation of an iterative harvest 740 strategy for data-poor fisheries using the length-based spawning potential ratio 741 assessment methodology. *Fish. Res.* 171: 20–32. 742

Hordyk, A.R., Ono, K., Sainsbury, K.J., Loneragan, N., and Prince, J.D. (2015)b. Some 743 explorations of the life history ratios to describe length composition, spawning-per-744 recruit, and the spawning potential ratio. *ICES J. Mar. Sci.* 72: 204–216. 745

Hordyk, A.R., Prince, J.D., Carruthers, T.R., Walters, C.J. and Anderson, E. (2019) Comment on “A new approach for estimating stock status from length frequency data” by Froese et al. (2018). *ICES Journal of Marine Science*, 76 (2). pp. 457-460.

Isaaks, E. & Srivastava Mohan R. (1989). *An Introduction To Applied Geostatistics*. 10.2307/1269430.

Kalnay, E. & Coautores. (1996): *The NCEP/NCAR Reanalysis 40-year Project*. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* 77. 437-471.

Kiduff P., Carmichael J. & Robert Latour R. (2009). *Virginia. Guide to Fisheries Science and Stock Assessments Atlantic States Marine Fisheries Commission*.

Larkin, S. L., Álvarez S., Sylvia G. & Harte M.. (2011). *Practical Considerations in Using Bioeconomic Modelling for Rebuilding Fisheries*. OECD Food, Agriculture and Fisheries Working Papers N°38, OECD. [En línea]: <https://doi.org/10.1787/5kgk9qclw7mv-en>

Lee HH., Piner K.R., Methot R.D. & Maunder M.N. (2014). Use of likelihood pro-filing over a global scaling parameter to structure the population dynamics model: An example using blue marlin in the Pacific Ocean. *Fisheries Research*, 158: 138–146.



- Lepez I., Aracena O., Carmona A., Espinoza A., Fuentes L., Sanchez J. & Cerda A. (1997). Caracterización bioeconómica de las pesquerías de huepo (*Ensis mancha*) y navajuela (*Tagelus dombeii*) en la VIII Región. Informe final. FIP-IT/95-20A. 87 p + anexos.
- Lefkovich, L.P. (1965) The study of population growth in organisms grouped by stages. *Biometrics*, 21, 1-18. doi:10.2307/2528348
- Lindgren F, Rue H, Lindström J (2011) An explicit link between Gaussian fields and Gaussian Markov random fields: the SPDE approach (with discussion). *J R Stat Soc Ser B* 73:423–498.
- McCandless, E.L., Craigie, J.S. and Walter, J.A. (1973). Carrageenans in the gametophytic and sporophytic stages of *Chondrus crispus*. *Planta*, 112: 201–212
- Mansilla A., *et al.* (2007). Bases biológicas para el manejo de macroalgas pardas en la XII Región. Informe final. Universidad de Magallanes. 352 pp.marine waters based on commercially exploited species. *Marine Policy* 51: 230–237.
- Martell, S. & Froese, R. (2013). A simple method for estimating MSY from catch and resilience. *Fish and Fisheries* 14, 504–514.
- Maunder MN. (1998). Integration of Tagging and Population Dynamics Models in Fisheries Stock Assessment PhD thesis, University of Washington.
- Maunder M.N. & Watters G.M. (2003). A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin* ;22:433-582.
- MAUNDER, M.N., & Starr, P.J. (2003). Fitting fisheries models to standardized CPUE abundance indices. *Fish. Res.* 63: 43-50
- McCullagh, P. & Nelder, J.A. (1989). *Generalized linear models* Second Edition. *Monographs on Statistics and Applied Probability* 37. New York/ London: Chapman and Hall.
- Methot, R. & Wetzel C. (2013). Stock synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research* 142: 86–99. doi:10.1016/j.fishres.2012.10.012.
- Meyer, R. & Millar, R.B. (1999). BUGS in Bayesian stock assessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56, 1078–1086.
- Millar, R.B. & Meyer, R. (1999). Nonlinear State-space Modeling of Fisheries Biomass Dynamics using Metropolis-Hastings within Gibbs Sampling. Technical Report STAT9901. Department of Statistics, University of Auckland, Auckland, New Zealand, 33 p.
- Molinet C., Barahona N., Yannicelli B., González J., Arévalo A. & Rosales S. (2011). Statistical and empirical identification of multispecies harvesting zones to improve monitoring, assessment, and management of benthic fisheries in southern Chile. *Bulletin of Marine Science* 87:351-375



Molinet, C., Moreno C.A., Niklitschek E.J., Matamala M., Neculman M., Arévalo A., Codjambassis J., Diaz P. & Diaz M. (2012). Reproduction of the sea urchin *Loxechinus albus* across a bathymetric gradient in the Chilean Inland Sea. *Revista de biología marina y oceanografía*, 47(2), 257-272.

Mohn R. (1999). The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 473-488.

Nosil P, SP Egan & DJ Funk. (2007). Heterogeneous genomic differentiation between walking-stick ecotypes: "isolation by adaptation" and multiple roles for divergent selection. *Evolution. International Journal of Organic Evolution* 62: 316-336. <doi: 10.1111/j.1558-5646.2007.00299.x>

Ortiz, M & F. Arocha. (2004). Alternative error distribution models for the standardization of catch rates of non-target species from a pelagic longline fishery: billfish species in the Venezuelan tuna longline fishery. *Fisheries Research*. 70: 275-297.

Palta, E., Araya A., Romero P., Young Z., Rojas J., Torres C., Tapia C., Grego E., Aranís A. & Alfaro D. (2014). Monitoreo económico de la industria pesquera y acuícola nacional, 2014. Convenio de desempeño 2014 – IFOP / Subsecretaría de Economía y EMT. Instituto de Fomento Pesquero. Valparaíso. 183 p.

Palta E., Araya A., Torres C., Arancibia H. & Riquelme A. (2016). Diagnóstico socioeconómico. En: Monitoreo económico de la industria pesquera y acuícola nacional, 2015. Informe Final. Convenio de desempeño 2015 – IFOP/Subsecretaría de Economía y EMT. 229 p + anexos.

Pella, J. J., & Tomlinson, P. K. (1969). A generalized stock production model. *Inter-American Tropical Tuna Commission*, 13(3), 421–496.

Petitgas, P. (1996). Geostatistics and their applications to fisheries survey data. In book: *Computers in Fisheries Research* (pp.113-142)

Punt, A.E., Smith, A.D.M. & Cui, G. (2001). Review of progress in the introduction of management strategy evaluation (MSE) approaches in Australia's South East Fishery. *Mar. Freshw. Res.* 52, 719–726.

R Development Core Team. (2021). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.

Pringle, J. D. (2011). Efficiency Estimates for Various Quadrat Sizes Used in Benthic. *Sampling Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41(10):1485-1489.

Restrepo, V. R., & Watson R.A. (1991). An approach to modeling crustacean egg-bearing fractions as a function of size and season. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 1431-1 436.

Reyes, A. & Barahona N. (1995). Monitoreo de la pesquería del recurso almeja en la X Región, 1994. Informe técnico IFOP – Fondo de Investigación Pesquera.



- Reyes, A., Barahona A., Carmona A., Rojas C., Arias E., Arias J., y V. Pezo. (1994). Diagnóstico de las principales pesquerías nacionales bentónicas III, IV y X regiones. Estado de situación y perspectivas del recurso. Instituto de Fomento Pesquero. SGI-IFOP 94/7. 33pp.
- Rue H., Riebler A., Sørbye SH., Illian JB., Simpson DP., Lindgren F (2017) Bayesian Computing with INLA: A Review. *Annual Review of Statistics and Its Application*, 4:395-421.
- Rue H., Martino S., Chopin N. (2009) Approximate Bayesian inference for latent Gaussian models by using integrated nested Laplace approximations. *Journal of the Royal Statistical Society, Series B* 71(2):319–392.
- Ribeiro Jr., P. J., O.F. Christensen & Peter J. Diggle. (2003). Geostatistical software. geoR and geoRglm. Dsc Working Paper. <http://www.ci.tuwien.ac.at/conferences/DSC-2003/>. 14 p.
- Ricker, W.E. (1975). Computation and Interpretation of Biological Statistics of fish Populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 191, Ottawa, Canada, 382 pp.
- Schaefer, M. (1954). Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission* 1, 27 –56.
- Shaughnessy, F. & De Wreede, R. (1991). Reliability of the resorcinol method for identifying isomorphic phases in the Gigartinales (Rhodophyta). *Journal of Applied Phycology* 3(2):121-127
- Schnute, J.T. & L.J. Richards. (2002). Surplus production models. In: Hart, P.J.B. & J.D. Reynolds (Eds.) *Handbook of Fish Biology and Fisheries*, Vol. 2. Blackwell Publishing. 105–126.
- Sernapesca, (2019). Anuarios estadísticos de pesca. Servicio Nacional de Pesca, Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción, Chile, 2019.
- Sernapesca, (2020). Anuarios estadísticos de pesca. Servicio Nacional de Pesca, Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción, Chile, 2020.
- Smith, S. J., Hunt J.J., & Rivard D. (1993). Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: viii+442 p.
- Stotz, W., Valdebenito, M., Romero, M. S., Bernal, G., Caillaux, L., Aburto, J., Contreras, H., Lancellotti, D., Urriola, N., Guajardo, P., Baro, S., Aquea, G., & Cerda, C. (2008). Estudio reproductivo del recurso almeja en la IV Región (Proyecto FIP 2006–46). Universidad Católica del Norte.
- Techeira C., Mardones M., Cortes C., Romero P., Barahona N. & Araya P. (2017). Programa de seguimiento de Pesquerías Bentónicas Bajo Régimen de Plan de Manejo, Año 2016. Informe Final. Convenio ASIPA Instituto de Fomento Pesquero – Ministerio de Economía y Empresas de Menor Tamaño. 345 pp. + Anexos.
- Techeira C., Mardones M., Barahona N., Romero P. (2018). Programa de Seguimiento de Pesquerías Bentónicas Bajo Régimen de Plan de Manejo. Año 2017. Informe Final. Convenio ASIPA Instituto de Fomento Pesquero – Ministerio de Economía y Empresas de Menor Tamaño. 372 pp. + Anexos.



- Techeira C., Cortes C., Mardones M., Roldán A., Araya A., Palta E. (2019). Programa de seguimiento de Pesquerías Bentónicas Bajo Régimen de Plan de Manejo, Año 2018. Informe Final. Convenio ASIPA Instituto de Fomento Pesquero – Ministerio de Economía y Empresas de Menor Tamaño. 319 pp.+Anexos.
- Techeira C., Cortes C., Roldán A., Mardones M., Araya A., Palta E.. (2020). Programa de seguimiento de Pesquerías Bentónicas Bajo Régimen de Plan de Manejo, Año 2019. Informe Final. Convenio ASIPA Instituto de Fomento Pesquero – Ministerio de Economía y Empresas de Menor Tamaño. 415 pp. + Anexos.
- Thorson, J.T., Ono K. & Munch S.B. (2014). A Bayesian approach to identifying and compensating for model misspecification in population models. *Ecology* 95: 329–341.
- Torres C., Pérez E., Palta E., Araya A. & Rojas J.. (2017). Modelación bioeconómica de las pesquerías de sardina común y anchoveta de la zona centro sur. En: Monitoreo económico de la industria pesquera y acuícola nacional, 2016. Informe Final. Convenio de desempeño 2016 – IFOP/Subsecretaría de Economía y EMT. 216 p + anexos.
- Torres C., Ibarra M., Zilleruelo M., Palta E. & Araya A. (2019). Modelación bioeconómica de la pesquería de crustáceos demersales. En: Monitoreo económico de la industria pesquera y acuícola nacional, 2018. Informe Final. Convenio de desempeño 2018 – IFOP/Subsecretaría de Economía y EMT. 191 p + anexos.
- Van den Hoek C., Mann D. & Jahns H.. (1995). Algae. An Introduction to Phycology. *Journal of the North American Benthological Society* 16(3).
- Venables, W.N. & Dichmont, C.M. (2004). GLMs, GAMs and GLMMs: an overview of theory for applications in fisheries research. *Fish. Res.* 70 (2–3), 319–337.
- Wang SP., Maunder MN., Piner KR., Aires-da-Silva AM. & Lee HH. (2014). Evaluation of virgin recruitment profiling as a diagnostic for selectivity curve structure in integrated stock assessment models. *Fisheries Research*, 158: 158–164.
- Zamorano J & Westermeier R. (1996). Phenology of *Gigartina skottsbergii* (Gigartinaceae, Rhodophyta) in Ancud bay, southern Chile. *Hydrobiología* 326/327: 253-258.

ANEXOS

ANEXO I

Informe de Evaluación Directa de Recursos del Plan de Manejo de Bahía Corral

**CONSULTORA EN RECURSOS NATURALES Y GESTION AMBIENTAL
GEAMCHILE LTDA.**



**“EVALUACIÓN DE HUEPO, NAVAJUELA, CHORO Y CHORITO,
BAHÍA DE CORRAL”**

UNIDAD EJECUTORA: GEAM CHILE LTDA

Puerto Montt, Mayo 2021

INFORME FINAL GEAMCHILE LTDA

PROYECTO
“PROYECTO EVALUACIÓN DE HUEPO, NAVAJUELA, CHORO Y CHORITO, BAHÍA DE CORRAL”
CONTRAPARTE TÉCNICA
Instituto de Fomento Pesquero (IFOP)
JEFE DE PROYECTO
Cristian Parra Venegas Biólogo, GEAMCHILE Ltda. Universidad de Concepción E-mail: cparravenegas@gmail.com

Puerto Montt, Mayo 2021

“Evaluación directa de huepo, navajuela, choro y chorito bahía de Corral”



Autores

Cristian Parra
Carolina Alvarez
Manira Matamala
Carlos Arias
Felipe Pizarro
Cynthia Peterson

Tabla de Contenidos

LISTADO DE FIGURAS	IV
1. PRESENTACIÓN.....	7
1.1. ANTECEDENTES GENERALES	7
2. OBJETIVOS.....	9
2.2. OBJETIVO GENERAL.....	9
3. METODOLOGÍA	10
3.1. RECOPIACIÓN DE ANTECEDENTES	10
3.2. PARTICIPACIÓN ACTIVA DE LOS USUARIOS PARA SELECCIÓN DE BANCOS A EVALUAR.....	10
3.3. REUNIONES DE COORDINACIÓN.....	10
3.3.1. <i>Reuniones con contraparte técnica</i>	10
3.3.2. <i>Reunión de presentación Comité de Manejo</i>	11
3.3.3. <i>Talleres Participativos</i>	11
3.4. AREA DE ESTUDIO	13
3.5. UNIDAD DE MUESTREO	14
3.6. DISEÑO DE MUESTREO.....	15
3.7. ESTIMACION DE LA DENSIDAD POSITIVA MEDIA USANDO EL MODELO GEOSTADISTICO GAUSSIANO .	16
3.8. RELACIÓN LONGITUD-PESO Y ESTRUCTURAS DE TALLAS	19
3.9. CONFECCIÓN DE MAPAS DE DISTRIBUCIÓN	20
3.10. PESCA DE INVESTIGACIÓN	21
4. RESULTADOS POR OBJETIVO	22
4.1. RESULTADOS OBJETIVO ESPECÍFICO N°1: REALIZAR UNA PROSPECCIÓN Y LEVANTAMIENTO DE DATOS DE LOS RECURSOS HUEPO, NAVAJUELA, CHORO Y CHORITO EN LA BAHÍA DE CORRAL, REGIÓN DE LOS RÍOS, QUE PERMITAN A IFOP REALIZAR UNA EVALUACIÓN DE LAS POBLACIONES DE DICHS RECURSOS.	22
4.1.1. <i>Actividades</i>	22
4.1.2. <i>Evaluación directa</i>	22
4.1.3. <i>Tabla resumen de resultados</i>	36
4.2. RESULTADOS OBJETIVO ESPECÍFICO N°2: SISTEMATIZAR LA INFORMACIÓN GENERADA MEDIANTE LOS FORMATOS DE ALMACENAMIENTO PREVIAMENTE DEFINIDOS EN RELACIÓN A LA DISTRIBUCIÓN DE LA ABUNDANCIA, TAMAÑOS, PESO Y DENSIDAD LOS BANCOS DE HUEPO, NAVAJUELA, CHORO Y CHORITO EN LA BAHÍA DE CORRAL, REGIÓN DE LOS RÍOS.....	37
5. CONCLUSIÓN	38
6. 6. REFERENCIAS	40
7. ANEXOS	42
7.1. ANEXO 1	42
7.2. ANEXO 2	43

Listado de Figuras

Figura 1. Taller de presentación de consultoría en Comité de Manejo vía Zoom.	11
Figura 2. Reuniones individuales con usuarios artesanales de la Bahía de Corral (cartografía participativa).....	12
Figura 3. Área de estudio Proyecto “Evaluación directa huepo y navajuela en la.....	13
Figura 4. Zona de estudio y grilla de muestreo directo en la Bahía de Corral. Proyecto “Evaluación directa de huepo, navajuela, choro y chorito, Bahía de Corral, 2021”.....	14
Figura 5. Esquema de trabajo general para la evaluación de recursos bentónicos	16
Figura 6. Estructura de tallas para <i>Tagelus dombeii</i> en Bahía Corral. Año 2020.....	24
Figura 7. Relación longitud-peso para <i>Tagelus dombeii</i> en Bahía Corral. Año 2020.....	24
Figura 8. Mapa de densidades de navajuela observadas en la grilla del PM de Bahía de Corral.	25
Figura 9. Estructura de tallas para <i>Ensis macha</i> en Bahía Corral año 2021.....	27
Figura 10. Relación longitud-peso para <i>Ensis macha</i> en Bahía Corral año 2021.....	27
Figura 11. Mapa de densidades de huepo observadas en la grilla del PM de Bahía de Corral.....	28
Figura 12. Estructura de tallas para <i>Mytilus chilensis</i> en Bahía Corral. Año 2021.....	30
Figura 13. Relación longitud-peso para <i>Mytilus chilensis</i> en Bahía Corral. Año 2021.....	30
Figura 14. Mapa de densidades de chorito observadas en la grilla del PM de Bahía de Corral.....	31
Figura 15. Estructura de tallas para <i>Choromytilus chorus</i> en Bahía Corral. Año 2021.....	33
Figura 16. Relación longitud-peso para <i>Choromytilus chorus</i> en Bahía Corral. Año 2021.....	33
Figura 17. Mapa de densidades de choro observadas en la grilla del PM de Bahía de Corral.....	34

Listado de Tablas

Tabla 1. Coordenadas geográficas del polígono del área de estudio	15
Tabla 2. Actividades de terreno, proyecto evaluación directa de huepo, navajuela , choro y chorito, bahía de Corral	22
Tabla 3. Estadígrafos relativos a la relación Longitud Peso para navajuela.	23
Tabla 4. Estadígrafos relativos a las densidades y observaciones del banco de navajuela.	26
Tabla 5. Estadígrafos relativos a la relación Longitud Peso para huepo.	26
Tabla 6. Estadígrafos relativos a las densidades y observaciones para huepo.	29
Tabla 7. Estadígrafos relativos a la relación Longitud Peso para huepo.	29
Tabla 8. Estadígrafos relativos a las densidades y observaciones del banco de chorito.	32
Tabla 9. Estadígrafos relativos a la relación Longitud Peso para el banco de choro.	32
Tabla 10. Estadígrafos relativos a las densidades y observaciones	35
Tabla 11. Cuadro de Resumen Evaluación Directa en Bahía de Corral durante el el año 2020 y el presente estudio.	36

INFORME FINAL

1. Presentación

1.1. Antecedentes Generales

Los bancos dentro de la bahía de Corral en la Región de Los Ríos han sido explotados históricamente de manera sostenible, pero luego que el terremoto y tsunami que en febrero de 2010 afectara la zona de mayores desembarques de estos recursos en la VIII región, se produjo un incremento en el número de usuarios que operan en dichos bancos. Junto con lo anterior, la explotación de estos bancos no es desarrollada por una sola caleta u organización de pescadores específica, si no que incluye, además, a una serie de pescadores pertenecientes a diferentes localidades, algunos de los cuales provienen de caletas ubicadas fuera de la bahía de Corral.

En la actualidad, la actividad extractiva en esta zona se realiza en bancos naturales de recursos como el huego (*Ensis macha*) y navajuela (*Tagelus dombeii*), e incluyéndose desde el 2019, los mitílidos choro (*Choromytilus chorus*) y chorito (*Mytilus chilensis*). Hoy en día, estos recursos se administran mediante un plan de manejo instaurado en el 2015 (SSPA, 2015), el cual constituye un avance de gran importancia en la administración sustentable de ambas especies. Durante el 2014, se inició el proceso de conformación legal del Comité de Manejo de la Bahía Corral, el cual culminó en la publicación de la Resolución Ex. N°3337 del 10 de diciembre del 2014, pasando a ser el primer Comité de Manejo conformado bajo la Ley N°20.657.

Actualmente, los registros oficiales del RPA indican que en la XIV región y más específicamente, en la caleta de Corral, hay un total de 277 personas inscritas en el recurso huego y 730 en navajuela, representando aproximadamente el 8% y 5% del total de personas inscritas en estos recursos a nivel nacional, respectivamente. Las medidas de administración pesquera vigentes para ambos recursos en la región contemplan una talla mínima de captura (Huego: 110 mm por Res. Ex. N°4109/2005; Navajuela: 60 mm por Res. Ex. N°4110/2005). En el caso del recurso huego, existe además, una veda reproductiva (D. Ex. N°1428/2005) y una veda extractiva (D. Ex. N° 1427/2005). Estas medidas de administración si bien corresponden a la X región se asimilan a la XIV región de acuerdo a lo establecido en el artículo 2º, inciso 2º de la Ley 20.597.

Dentro de la información considerada para la administración del PMBC destacan los estudios de Carrillo et al. (2012), Montecinos et al. (2014), Hernández et al. (2016) y más recientemente las evaluaciones de Hernández et al (2017), Hernández et al. (2018) y Hernández et al. (2020) en los cuales se señala un importante incremento en las abundancias estimadas entre los años 2012 y 2014, desde 4 millones de individuos de huego y 680 millones de individuos de navajuela (Carrillo et al., 2012) a 7 millones de individuos de huego y 720 millones de individuos de navajuela (Montecinos et al., 2014), para luego disminuir drásticamente a 325 mil individuos de huego y 91,9 millones de

individuos de navajuela en el 2016 (Hernández et al. 2016). Hernández y colaboradores (2020) durante el último análisis encontraron niveles cercanos a los 136 millones de individuos de navajuela y cerca de 8 millones para huepo. Cabe señalar que durante los 2 últimos estudios y considerando este, la grilla de muestreo se ha implementado con cerca de 1.000 puntos, lo cual conforma un diseño que se sigue utilizando en el presente estudio.

La situación descrita, respecto al estado de los recursos bentónicos y la necesidad de mantener y mejorar el desempeño de las pesquerías desarrolladas en bahía de Corral, requiere continuar con el proceso de evaluación de los recursos de interés y el establecimiento de una estrategia de explotación que permita la sostenibilidad de la actividad pesquera a mediano y largo plazo. La información resultante contribuirá a la administración del Plan de Manejo de la bahía de Corral (PMBC).

Según los requerimientos propuestos en las bases técnicas del presente proyecto, el objetivo general de los estudios fue: “EVALUACIÓN DIRECTA HUEPO, NAVAJUELA, CHORO Y CHORITO EN LA BAHÍA DE CORRAL, 2021”. La consultoría presentada por el equipo de GEAMCHILE Ltda., desarrolló el monitoreo en el área de estudio presentado en las presentes bases, disponiendo de los medios humanos y materiales para conocer el estado actual de los recursos bentónicos en estudio presentes en la bahía de Corral.

2. Objetivos

2.2. Objetivo General

Levantar los datos de campo que permitan al Instituto de Fomento Pesquero evaluar el estado de situación de los recursos huepo (*Ensis macha*), navajuela (*Tagelus dombeii*), choro (*Choromytilus chorus*) y chorito (*Mytilus chilensis*) en la bahía de Corral, en el marco de la asesoría al Plan de Manejo de estas pesquerías bentónicas en dicha bahía de la Región de Los Ríos.

2.2.1. Realizar una prospección y levantamiento de datos de los recursos huepo, navajuela, choro y chorito en la bahía de Corral, Región de Los Ríos, que permitan a IFOP realizar una evaluación de las poblaciones de dichos recursos.

2.2.2. Sistematizar la información generada mediante los formatos de almacenamiento previamente definidos en relación a la distribución de la abundancia, tamaños, peso y densidad los bancos de huepo, navajuela, choro y chorito en la Bahía de Corral, Región de Los Ríos.

3. Metodología

3.1. Recopilación de antecedentes

Se realizó una recopilación y categorización de la información competente referente a estudios realizados en el área de estudio y evaluaciones de recursos bentónicos ejecutados en el sector de Corral. Los estudios seleccionados corresponden a las evaluaciones previas realizadas en la bahía de Corral, ejecutadas por las siguientes consultoras: ODIVERS, BITECMA LTDA y Gestión Futuro.

3.2. Participación activa de los usuarios para selección de bancos a evaluar

El desarrollo del proyecto se llevó a cabo con la activa participación de los usuarios de esta pesquería, ya sean estos pescadores, Comité de Manejo, investigadores y/o administradores, los cuales fueron convocados a reuniones previo a las actividades de evaluación en la bahía de Corral. Para esto, inicialmente fueron contactados los dirigentes de las organizaciones que explotan los bancos, con el objeto de solicitarles el apoyo en personal y embarcaciones, para trabajar en las actividades de muestreo y por otro lado, para poder rescatar su conocimiento ecológico local que estos usuarios poseen. Esta acción es de suma importancia y aportó para completar y sistematizar la información del conocimiento local en la biología, reproducción del recurso y distribución espacio temporal de adultos y juveniles de cada banco.

Es importante destacar que el conocimiento local fue considerado como un aspecto relevante del estudio en todo momento. En este sentido, la evaluación submareal propuesta considera dos etapas: la primera, orientada a identificar y delimitar sectores de agregación de recursos dentro de los bancos, mediante el empleo de información referencial disponible y el conocimiento local de los pescadores del sector, para en una segunda etapa, cubrir las zonas donde históricamente se ha detectado agregación del recurso. Al respecto, se trabajó con buzos corresponden al Plan de Manejo de Bahía Corral.

3.3. Reuniones de coordinación

3.3.1. Reuniones con contraparte técnica

Integrantes del equipo ejecutor mantuvieron reuniones periódicas con los profesionales de la Contraparte Técnica, Carlos Techeira y Mauricio Mardones, pertenecientes al Instituto de Fomento Pesquero. La primera de ellas tuvo como objetivo el ajuste metodológico de la propuesta y del cronograma de actividades.

Los hitos más importantes se mencionan a continuación:

- Consensuar e informar las metodologías de trabajo.
- Mantener una estrecha relación y transferencia de información relacionada con el proyecto.

3.3.2. Reunión de presentación Comité de Manejo

El día de 20 de noviembre del 2020, durante el desarrollo vía remota del Comité de Manejo de Recursos Bentónicos de la Bahía de Corral, la presente consultoría realizó la presentación del equipo ejecutor y de las actividades de evaluación a los integrantes que participaban de dicho comité (DZ de pesca y acuicultura de la región de Los Ríos, Subsecretaría de pesca y acuicultura, Servicio Nacional de pesca y acuicultura región de Los Ríos, usuarios artesanales, entre otros) (**Figura 2**).



Figura 1. Taller de presentación de consultoría en Comité de Manejo vía Zoom.

3.3.3. Talleres Participativos

Entre los días 22 y 24 de diciembre del 2020, y dada la contingencia sanitaria, se desarrollaron tres (3) reuniones participativas de manera individual con los usuarios artesanales disponibles, para minimizar la probabilidad de posibles contagiados (**Figura 3**). El objetivo primordial fue la interacción y transferencia de información de los pescadores dedicados a la extracción comercial de recursos bentónicos, con conocimientos sobre la geomorfología, topografía y presencia de los recursos bentónicos en áreas de libre acceso. Objetivo secundario de esta actividad fue coordinar las actividades de terreno

junto a los usuarios de la pesca artesanal, delimitando áreas para su caracterización y evaluación, además de presentar y discutir la metodología a utilizar.

Como parte de la metodología, se solicitó a los dirigentes la participación de buzos experimentados de la zona, validados por sus pares, con conocimiento del territorio, para trabajar en la recopilación de información técnica que posibilite determinar localización, disponibilidad, extensión y presencia de los recursos bentónicos.

Durante las reuniones se emplearon metodologías para fomentar la participación de los asistentes, utilizando cartografías de la zona en las que los asistentes procedieron a dibujar la ubicación de los bancos.

Los contenidos fueron los siguientes:

1. Actividad con mapas visuales
2. Localización de especies presentes en cada banco e información referencial sobre extensión y tipos de fondos
3. Calendarización de actividades de evaluación directa



Figura 2. Reuniones individuales con usuarios artesanales de la Bahía de Corral (cartografía participativa)

En el **Anexo 1**, se presenta los resultados de la cartografía participativa y el acta de las reuniones individuales.

3.4. Área de estudio

La zona de estudio corresponde a bahía Corral en la Region de Los Ríos. La zona de estudio incorpora áreas aptas para la acuicultura (AAA), sectores decretados como áreas de manejo y concesiones de acuicultura, lo que genera un entorno dinámico, donde confluyen diferentes usos del territorio marítimo (**Figura 3**).



Figura 3. Área de estudio Proyecto “Evaluación directa huepo y navajuela en la bahía de Corral” IFOP 2021.

3.5. Unidad de muestreo

Las unidades básicas de muestreo corresponden a las utilizadas en el total de evaluaciones directas efectuadas en Bahía Corral, a saber: cuadrantes de 1 m² para la evaluación de huevo; y de 0,25 m² para la evaluación de navajuela, chorito y choro. En cada punto de muestreo se dispusieron 2 cuadrantes para la evaluación de huevo y dos cuadrantes para la evaluación de navajuela, chorito y choro considerados como replicas. La ubicación de los cuadrantes fue aleatoria en cada punto de muestreo, considerando una distancia de separación entre cuadrantes no inferior a 1 m. El diseño de muestreo corresponde al especificado en las bases técnicas del proyecto, el cual corresponde a una grilla regular de 150 m de resolución, considerando 2 réplicas de cuadrantes por cada punto de evaluación y especie evaluada (**Figura 4**).

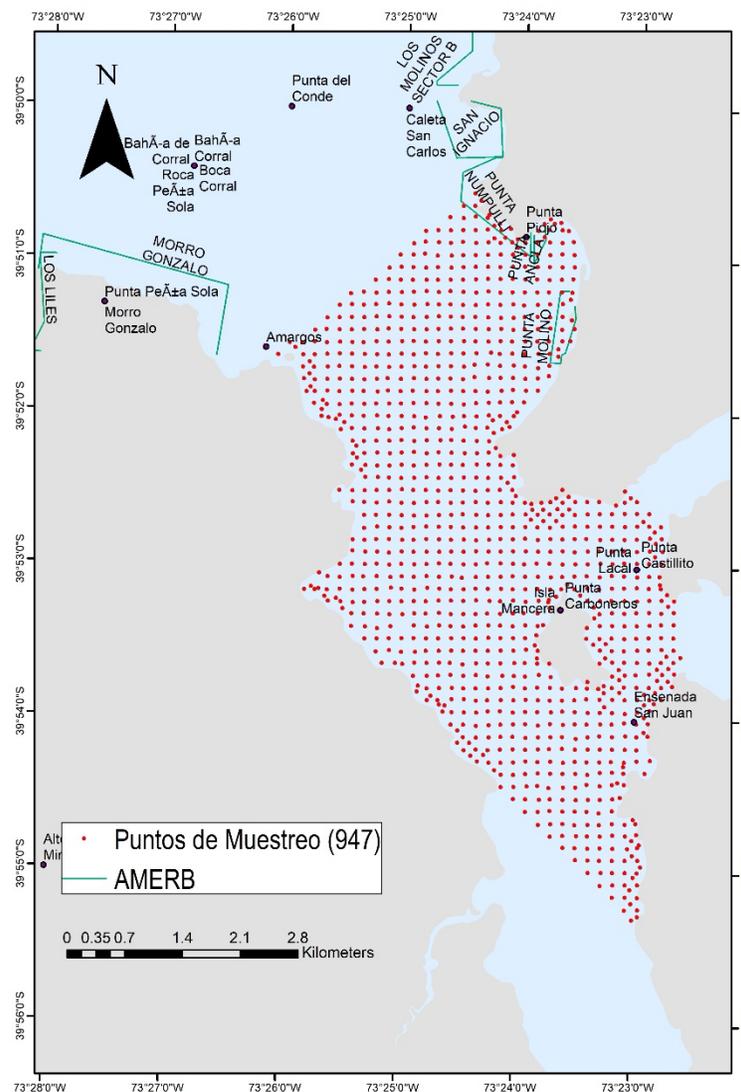


Figura 4. Zona de estudio y grilla de muestreo directo en la Bahía de Corral. Proyecto “Evaluación directa de huevo, navajuela, choro y chorito, Bahía de Corral, 2021”.

Las coordenadas que demarcan el Plan de Manejo, limitado por las coordenadas señaladas en la Tabla 1:

Tabla 1. Coordenadas geográficas del polígono del área de estudio

Vértice	Latitud (S°)	Longitud (W°)
A	73°28'05,70"	39°50'52,22"
B	73°24'32,00"	39°50'27,82"
C	73°24'32,94"	39°50'39,05"
D	73°23'56,87"	39°51'0,54"
E	73°23'56,80"	39°50'19,58"
F	73°22'07,54"	39°51'55,48"
G	73°22'03,83"	39°52'21,58"
H	73°21'42,19"	39°53'20,83"
I	73°22,09,37"	39°53'50,24"
J	73°26'36,53"	39°51'40,00"
K	73°26'31,06"	39°51'10,98"
L	73°28'05,70"	39°50'52,22"

3.6. Diseño de Muestreo

Previo a las actividades de muestreo se realizaron reuniones con los beneficiarios donde se generaron cartas temáticas referenciales, donde los pescadores locales procedieron a “marcar” las zonas de ubicación de bancos, coloreando las áreas donde estarían presentes los bancos de huepo, navajuela, choro y chorito, además de otros atributos relevantes de la zona tales como tipo de fondo, profundidades medias y especies acompañantes a las especies objetivo. Es importante destacar que el conocimiento local fue considerado como un aspecto relevante en todo momento, debido a la posible existencia de zonas con altas densidades, que no hayan sido consideradas en los estudios previos efectuados en la zona.

Adicionalmente, se revisaron antecedentes provenientes de estudios FIP, IFOP, SSPA, publicaciones científicas, entre otros, lo cual sirvió de base para el direccionamiento de las actividades de terreno y coordinación de actividades. Con el fin de optimizar el esfuerzo de muestreo, la evaluación submareal consideró en dos etapas. La primera, fue orientada a identificar y delimitar sectores de agregación de las especies objetivo dentro de la Bahía de Corral, mediante el empleo de información referencial disponible y el conocimiento local de los pescadores del sector. Posteriormente, las zonas donde históricamente se ha detectado agregación de especies principales fueron cubiertas con una mayor resolución espacial durante la segunda etapa, con la finalidad de obtener estimaciones de densidad promedio en diferentes zonas dentro de la Bahía.

Las actividades de evaluación directa se realizaron preferentemente en horario de marea baja y en condiciones de calma, para facilitar el recuento y la extracción de los individuos presentes en las unidades de muestreo (**Figura 5**).



Figura 5. Esquema de trabajo general para la evaluación de recursos bentónicos

Posteriormente, al interior de cada cuadrante se realiza la identificación del tipo de sustrato, el recuento de las especies objetivo (huevo, navajuela, choro y chorito), el recuento de especies pertenecientes a taxa asociados (e.g. molusca, crustacea, polychaeta) y la evaluación de la cobertura de aquellas especies secundarias cuyo recuento no es factible en el submareal (e.g. algas). De esta forma, la unidad de muestreo utilizada permitió recolectar información que dará cuenta de distintos procesos distribucionales de las especies presentes al interior de cada sector evaluado. El recuento de ejemplares y el registro de la información recopilada en cada unidad de muestreo estuvo a cargo de buzos técnicos especializados, y capacitados por el equipo de investigación a cargo de este proyecto con anterioridad al inicio de las evaluaciones directas. La remoción del total de ejemplares correspondientes a las especies principales al interior del área muestreada estuvo a cargo de un buzo mariscador, con especial atención en la remoción del total de ejemplares, sin discriminar por tamaños. El total de información levantada en el submareal se registró en tablillas de acrílico para su posterior traspaso a una planilla electrónica.

3.7. Estimación de la densidad positiva media usando el modelo geostadístico Gaussiano

La abundancia total se calculó a partir de las densidades medias obtenidas en el muestreo de los los bancos de cada recurso de la Bahía de Corral. La abundancia del stock fue modelada mediante el método propuesto por Roa – Ureta y Niklitschek (2006) mediante un modelo lineal generalizado espacial (Christensen y Ribeiro, 2002) el método geostadístico Gaussiano basado en máxima verosimilitud para estimar la densidad

media de las observaciones positivas (Ribeiro y Diggle, 2001; Ribeiro *et al.*, 2003). Los datos consideran las densidades para cada banco medidas en individuo/m², coordenadas espaciales medidas en UTM y una ID correlativa como identificativo.

La densidad promedio y abundancia de las especies de interés fueron determinadas mediante la metodología de interpolación geoestadística Kriging Ordinario (Goovaerts, 1997). El procedimiento de interpolación óptima o Kriging se basa en el ajuste de un modelo de distribución espacial de un determinado atributo para una variable regionalizada (georreferenciada en coordenadas UTM), el cual recibe el nombre de variograma. La expresión del variograma experimental, sobre el cual se realiza la modelación geoestadística es la siguiente:

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

donde $z(x_i)$ representa los valores muestrales de la variable regionalizada y $N(h)$ es el número de pares de datos separados por una distancia h .

La teoría que soporta este método, los datos obtenidos en la prospección son asumidos como realizaciones de una variable aleatoria continua que corresponde a una observación incompleta (sólo en localidades específicas) de la verdadera señal espacial $Z(x, y)$. A su vez, el análisis geoestadístico se conduce sobre $Z(x, y) \in \mathbb{R}^+$, una variable aleatoria de distribución normal condicional a $Z(x, y)$ y que corresponde a una transformación Box – Cox de $Z(x, y)$.

$$\begin{aligned} & (Z^\lambda(x, y) - 1)/\lambda, \text{ si } \lambda \neq 0 \\ \tilde{Z}(x, y) &= f_\lambda(Z(x, y)) = \\ & \ln(Z(x, y)), \text{ si } \lambda = 0 \end{aligned}$$

Dado que $(E(Z(x, y)) = Z(x, y))$ con $v(Z(x, y)) = \sigma^2$, podemos estimar la densidad media original a partir de las realizaciones de $Z(x, y)$, provisto que podamos encontrar el mejor valor del parámetro de la familia Box- Cox $Z(x, y) = f_\lambda Z_i$ (Diggle *et al.*, 2003). Asumiendo estacionalidad e isotropía se puede entonces escribir el modelo Gaussiano del modo siguiente:

$$\tilde{Z}_i = \tilde{Z}(x_i, y_i) + \varepsilon_i, \quad \varepsilon_i, iid \sim N(0, \tau^2)$$

Debido a la función de correlación espacial la distribución es normal multivariada;

$$\tilde{Z} \sim NMV(\beta \mathbf{1}, \sigma^2 R + \tau^2 I)$$

Donde $\mathbf{1}$ es un vector de unos tamaño m , R es una matriz cuyo elemento (i, i') es igual a $\rho(h_{i, i'} / k, \varphi)$

donde p es una función de correlación válida, $h_{i,i}$ es la distancia y k y φ son parámetros del modelo (Diggle *et al.*, 2003).

La función de verosimilitud en relación a las observaciones originales para el vector de parámetros es;

$$l(\theta \setminus z_i) \propto (\lambda - 1) \sum_{i=1}^m \ln(z_i) - 0,5 \ln |\sigma^2 R + \tau^2 I| - 0,5 (f_\lambda(z_i) - \beta 1)' (\sigma^2 R + \tau^2 I)^{-1} (f_\lambda(z_i) - \beta 1)$$

Aún cuando la estimación de la densidad media no requiere de un procedimiento de kriging en la estadística espacial basada en verosimilitud, se calculó como la media de la superficie del kriging, esto porque la función específica de GeoR (paquete especial para estimar parámetros mediante un modelo geoestadístico) que transforma densidad media a su escala original, no se encuentra aun debidamente implementada.

La abundancia en un momento particular del tiempo se distribuye en una región bi-dimensional A , en donde los individuos se encuentran en localidades específicas con coordenadas espaciales x e y . En el análisis de la densidad media Z se distribuye condicional a $Z > 0$ con probabilidad p . Si β y γ son la media y la varianza de Z condicional a $Z > 0$, entonces la media y varianza incondicional de Z son $\chi = p\beta$ $\eta = p\gamma + p(1-p)\beta^2$, (Aitchison, 1955 fide Roa-Ureta y Niklitscheck). Si denominamos al área de la región A . La abundancia en A es $I_a = ap\beta$, en donde el área a se asume conocida. La función de verosimilitud para este tipo de modelo lineal generalizado espacial no es posible de expresar en forma cerrada sino como una integral de numerosas dimensiones.

Por esta razón el análisis se ejecutará aproximando la función de verosimilitud a través de la generación de simulaciones MCMC desde la distribución condicional de los efectos aleatorios locales dados los datos observados (Diggle *et al.*, 2003). Este algoritmo de simulación es requerido para toda inferencia de máxima verosimilitud en modelos lineales generalizados espaciales (Christensen y Ribeiro, 2002). Para ello primero se sintoniza el algoritmo escalando la varianza propuesta de modo que la tasa de aceptación sea aproximadamente 60% (tasa de aceptación óptima para el algoritmo Langevin- Hastings MCMC), lo que se conduce por medio de ensayo y error (Christensen y Ribeiro, 2002). La salida del modelo aproxima la EMV de la media del proceso Gaussiano subyacente, esta media se relaciona al parámetro de interés (p) a través del inverso de la función de enlace logit (g^{-1}). Entonces por virtud de la propiedad de invarianza funcional de los EMV y mediante una aproximación por series de Taylor, tenemos respectivamente;

$$\hat{p} = \frac{e^{\hat{\beta}_M}}{1 + e^{\hat{\beta}_M}}, \quad \hat{v}(\hat{p}) \approx \left(\frac{e^{\hat{\beta}_M}}{(1 + e^{\hat{\beta}_M})^2} \right)^2 \hat{v}(\hat{\beta}_M)$$

La función de correlación espacial empleada en los modelos geoestadísticos implementados fue la función de 3 parámetros de Whittle-Matérn. Donde k es un

parámetro que determina el grado de suavidad del proceso espacial $Z(x, y)$, $K(\cdot)$ es una función Bessel modificada del tercer tipo de orden k y $\Gamma(\cdot)$ es la función gamma estándar.

$$\rho(h \setminus \varphi, k) = \left(\frac{1}{2^{k-1} \Gamma(k)} \right) \left(\frac{h}{\varphi} \right)^k K_k \left(\frac{h}{\varphi} \right), \varphi > 0, k > 0$$

Todos los análisis fueron hechos empleando el software de análisis de datos “R” (R Development Core Team. 2009). En particular los paquetes de análisis geoestadístico geoR (en el caso del modelo Gaussiano para datos positivos), geoRglm (en el caso del modelo lineal generalizado espacial) y los paquetes coda de análisis y diagnóstico para MCMC (Plummer *et al.*, 2009) y PBSmapping (Schnute *et al.*, 2008).

En la interpolación geoestadística se utilizó una grilla de nodos definidos cada 5 a 10 metros y un radio de búsqueda ilimitado. Para la definición del polígono de distribución de la especie se utilizó exclusivamente los cuadrantes con presencia relevante de la misma.

Se entregan los estadísticos de dispersión (promedio, desviación estándar, mínimo, máximo, coeficiente de variación) por cada estrato evaluado para las variables: densidad, estructura de tamaños y peso promedio. En cada caso, se construirán histogramas de frecuencia y se evaluará espacialmente el comportamiento de las variables mencionadas.

La información recopilada durante el muestreo contiene datos de georeferenciación de la evaluación directa. Los datos fueron analizados mediante la vía de la modelación espacial de variables seleccionadas mediante geoestadística basada en función de verosimilitud (Diggle *et al.* 2003, Roa-Ureta y Niklitschek 2007). En este caso se producirán mapas con interpolación de variables seleccionadas, de especial interés para entender aspectos importantes de las pesquerías bajo estudio.

La biomasa poblacional en el año j fue estimada sobre la base de la abundancia poblacional ($N_{i,j}$) mediante la expresión:

$$B_j = \sum_{i=1}^m (w_{i,j} * N_{i,j})$$

3.8. Relación longitud-peso y estructuras de tallas

Para la estimación de la relación longitud peso se procedió a realizar un muestreo aleatorio estratificado por clases de talla, donde cada clase corresponderá a un estrato; se estima como suficiente un número mínimo de 300 a 500 ejemplares por rango de tallas dependiendo de la longitud de la playa y de la disponibilidad de estos, aunque no se podrá evitar el sesgo natural de los rangos extremos, por que usualmente en los muestreos son difíciles de alcanzar. La elección de tales muestreos corresponde a la necesidad de contar con información del peso de los ejemplares examinados por cada

clase de tallas, para posteriormente realizar la estimación de los parámetros de la relación potencial:

$$W_k = \alpha * l_k^\beta$$

donde,

k = clase de talla

\hat{W}_k = peso medio estimado de los ejemplares de la clase de talla k

La varianza del estimador \hat{W}_k fue estimada mediante la relación:

$$V(W_k) = \frac{1}{n_k} \frac{\sum_{j=1}^{n_k} (w_{jk} - W_k)^2}{n_k - 1}$$

donde,

j = j - ésimo ejemplar pesado

k = clase de talla

n_k = muestra de ejemplares de la clase de talla k .

Los parámetros α y β se estimaron a través del método de mínimos cuadrados previa linealización de la relación talla peso. Este análisis de la relación talla-peso se realizaron para cada transecta y para cada banco evaluado, para así tener estimadores precisos de la condición de los recursos.

3.9. Confección de mapas de distribución

Todos los recursos evaluados, fueron representados en mapas de distribución. Para elaborar la cartografía base, todos estos elementos fueron tratados en formatos digitales y almacenados en archivos compatibles con el software ArcGis 10.3, que fueron utilizados para la elaboración de la cartografía y los análisis espaciales que se requieran. Para su georreferenciación, se estandarizarán al Datum WGS 84, ya sea en proyección geográfica o UTM.

La cartografía base se elaboró en gabinete en forma previa al trabajo en terreno, constituyendo un insumo para este. Finalmente, se obtendrá una cartografía adecuada a la representación de la información levantada en terreno para cada banco evaluado. Dentro de lo posible, se representarán polígonos con diferencias notables en la distribución espacial de las estructuras de tamaño de los distintos recursos y bancos (agregaciones). Para cada recurso evaluado, se entregará un archivo Excel con las georreferencias.

3.10 Pesca de Investigación

El 10 de diciembre del 2021, fue presentada la solicitud de pesca de investigación a la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, siendo aprobada mediante R.Ex. E-2021-059 del 08 de febrero del 2021 (**Anexo 2**), autorizando la captura de un total de 300 kilogramos de *Ensis macha*, de 300 kilogramos de *Tagelus dombeii*, de 200 kilogramos de *Mytilus chilensis* y de 150 kilogramos de *Choromytilus chorus* en la Región de los Ríos.

4. Resultados por objetivo

4.1. Resultados objetivo específico N°1: Realizar una prospección y levantamiento de datos de los recursos huepo, navajuela, choro y chorito en la bahía de Corral, Región de Los Ríos, que permitan a IFOP realizar una evaluación de las poblaciones de dichos recursos.

4.1.1. Actividades

El registro de las actividades de terreno para la colecta de los datos biológicos para la evaluación de los recursos huepo, navajuela, choro y chorito, se presenta a continuación:

Tabla 2. Actividades de terreno, proyecto evaluación directa de huepo, navajuela, choro y chorito, bahía de Corral

Sector	Fecha de muestreo	Especies evaluadas
Bahía de Corral	Jueves 25 de marzo	Huepo y navajuela
Bahía de Corral	Viernes 26 de marzo	Huepo y navajuela
Bahía de Corral	Sábado 27 de marzo	Huepo y navajuela
Bahía de Corral	Domingo 28 de marzo	Huepo y navajuela
Bahía de Corral	Lunes 1 de abril	Huepo y navajuela
Bahía de Corral	Martes 2 de abril	Huepo y navajuela
Bahía de Corral	Miércoles 3 de abril	Huepo y navajuela
Bahía de Corral	Jueves 4 de abril	Huepo y navajuela
Bahía de Corral	Viernes 5 de abril	Huepo y navajuela
Bahía de Corral	Sábado 6 de abril	Huepo y navajuela
Bahía de Corral	Domingo 7 de abril	Huepo y navajuela
Bahía de Corral	Lunes 8 de abril	Huepo y navajuela
Bahía de Corral	Miércoles 24 de abril	Huepo y navajuela
Bahía de Corral	Jueves 25 de abril	Huepo y navajuela
Bahía de Corral	Viernes 26 de abril	Huepo y navajuela
Bahía de Corral	Sábado 27 de abril	Choro y chorito

4.1.2. Evaluación directa

Los resultados de la siguiente evaluación fueron analizados a la luz de lo obtenido en los estudios previos. Esto tiene como objetivo visualizar cambios en las distintas variables de interés que puedan ser útiles para la administración de esta pesquería. A continuación, se presentan estadígrafos, relaciones de longitud peso, estructuras de tallas, tablas de parámetros y mapas de densidades observadas por cada recurso analizado en la Bahía de Corral.

Navajuela (*Tagelus dombeii*)

En la **Tabla 3** se entregan los estadísticos más importantes analizados en el presente estudio en relación a la densidad y aspectos biológicos de las evaluaciones directas para el banco de navajuela. La longitud media se encuentra en 70.8 mm., aumentando respecto a lo encontrado el año 2018 (63.6 mm.). La Talla Mínima Legal quedó establecida en 65 mm.

Tabla 3. Estadígrafos relativos a la relación Longitud Peso para navajuela.

Estadígrafo	
N individuos muestra	3992
Promedio (mm)	70.8
Min (mm)	12.9
Max (mm)	87.2
B	2.46
A	0.0005
r ²	0.65

En las **Figuras 6 y 7** se entrega la composición general de la estructura de tallas y la relación longitud peso. Para esta especie se observa una proporción de individuos por sobre la TML superior al 60% de los ejemplares muestreados, con un ajuste estadísticamente significativo en la relación longitud-peso, y un coeficiente de gravimetría cercano a 3.

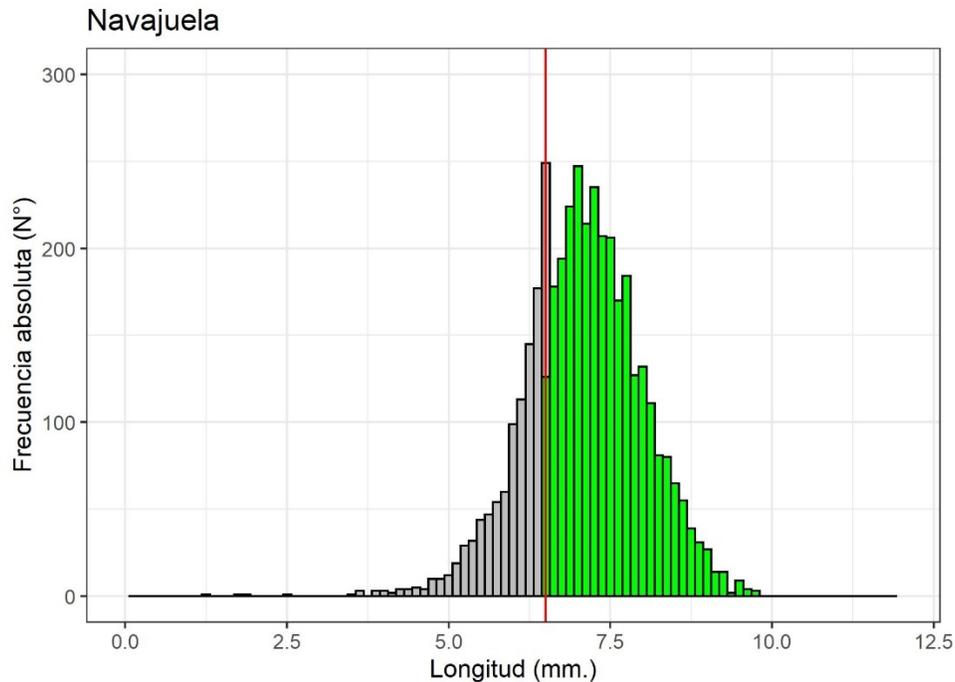


Figura 6. Estructura de tallas para *Tagelus dombeii* en Bahía Corral. Año 2020.

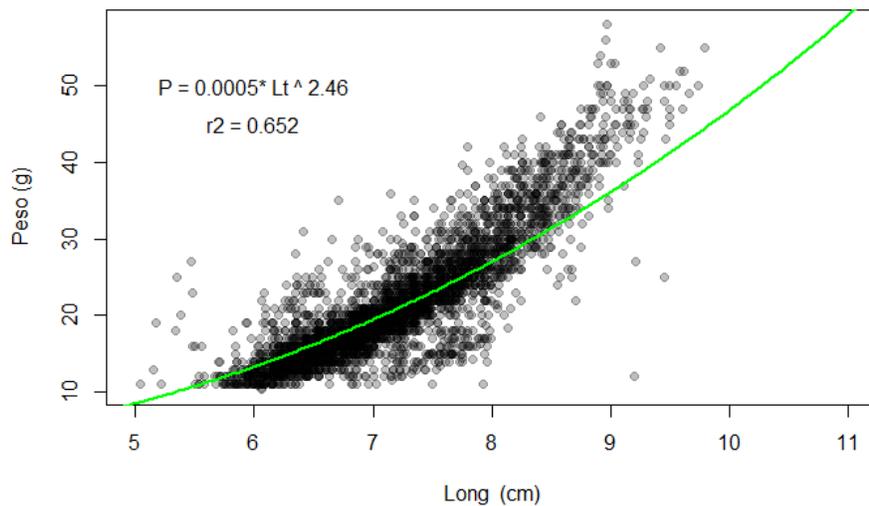


Figura 7. Relación longitud-peso para *Tagelus dombeii* en Bahía Corral. Año 2020.

En la **Figura 6** se entrega la distribución de densidades por punto de muestreo para la especie *T.dombeii*, observándose mayores densidades en el centro de la Bahía, en sector oeste de la isla Mancera, y menores densidades hacia Norte de la Bahía frente a caleta San Juan. En cuanto al sustrato de distribución efectiva este se distribuyó principalmente en el centro de la bahía calculándose en 642 Hás. (Figura 8).

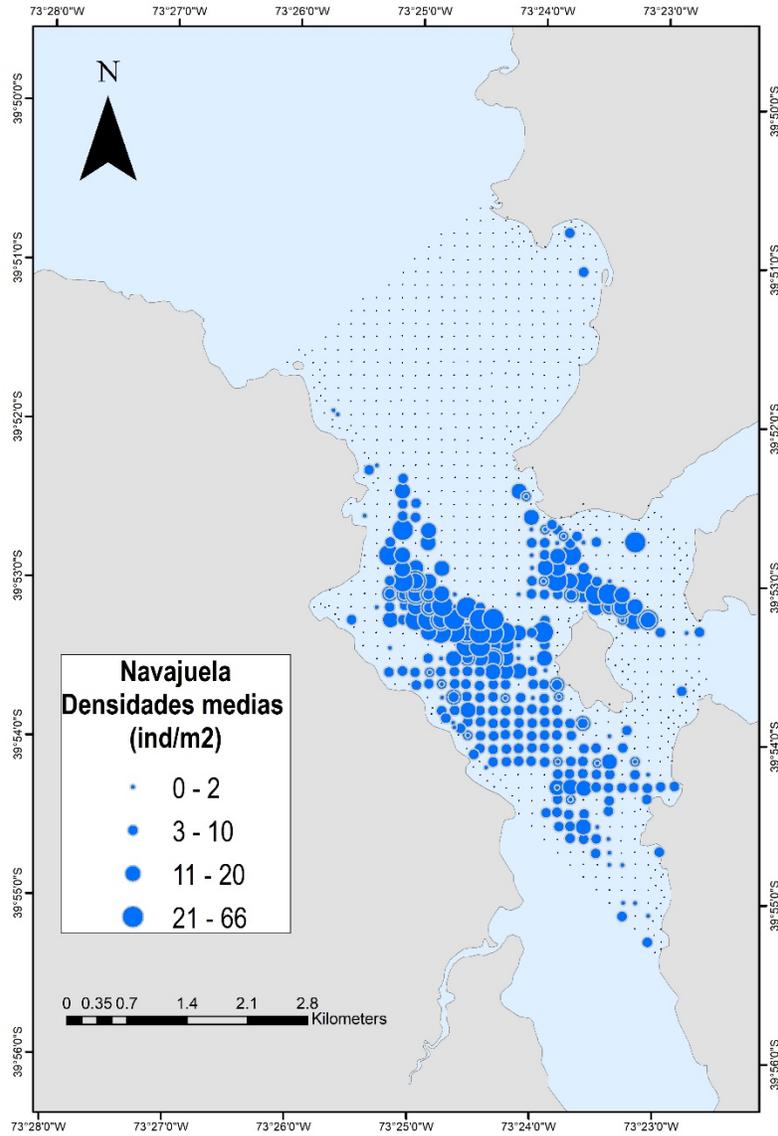


Figura 8. Mapa de densidades de navajuela observadas en la grilla del PM de Bahía de Corral.

La **Tabla 4** muestra los principales resultados de las estimaciones de abundancias y biomasa para el banco de navajuela en la Bahía de Corral para el año 2021.

Tabla 4. Estadígrafos relativos a las densidades y observaciones del banco de navajuela.

Parámetro	Valor
Numero de Observaciones	947
N Observaciones positivas	473
Densidad media	9.07
Densidad maxima	66.1
Probabilidad Observación stock	0.51
Error de estimación	6%
Area distribución efectiva (mts2)	6.452.785
Porcentaje Area efectiva	31%
Abundancia area efectiva (N.)	58.122.933

Huepo (*Ensis macha*)

En la **Tabla 5** se entregan los estadísticos más importantes analizados en el presente estudio en relación a la densidad y aspectos biológicos de las evaluaciones directas para el banco de huepo. La longitud media se encuentra en 148.3 mm. aumentando respecto a lo encontrado el año 2018 (33.6 mm.). La Talla Mínima Legal está determinada en 100 mm.

Tabla 5. Estadígrafos relativos a la relación Longitud Peso para huepo.

Estadígrafo	
N individuos muestra	524
Promedio (mm)	148.3
Min (mm)	12.6
Max (mm)	213.0
B	0.0005
A	3.2
r ²	0.84

En las **Figuras 9 y 10** se entrega la composición general de la estructura de tallas y la relación longitud peso para huepo. Para esta especie se observa una proporción de individuos por sobre la TML superior al 85% de los ejemplares muestreados, con un ajuste estadísticamente significativo en la relación longitud-peso, y un coeficiente de gravimetría cercano a 3.

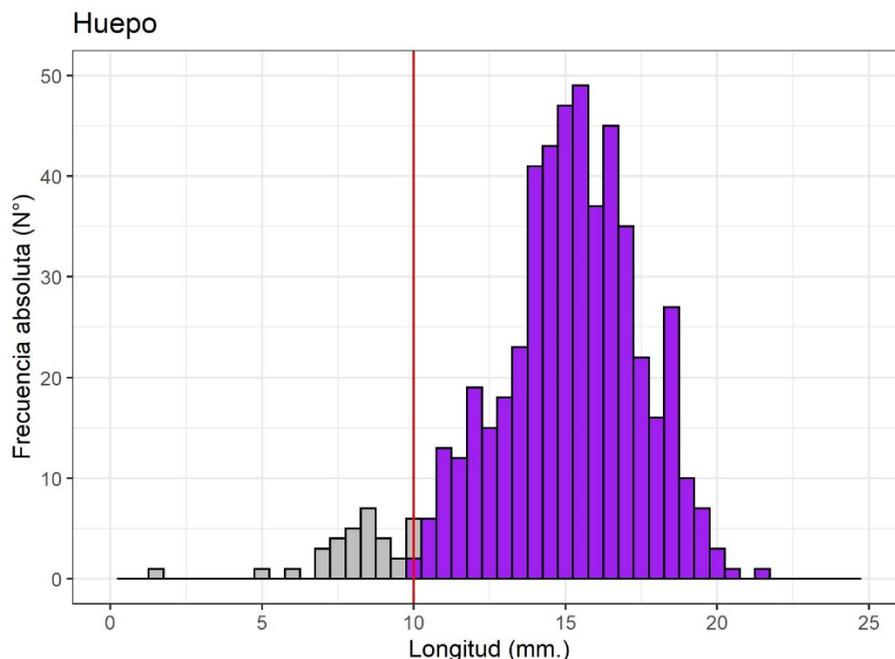


Figura 9. Estructura de tallas para *Equis macha* en Bahía Corral año 2021.

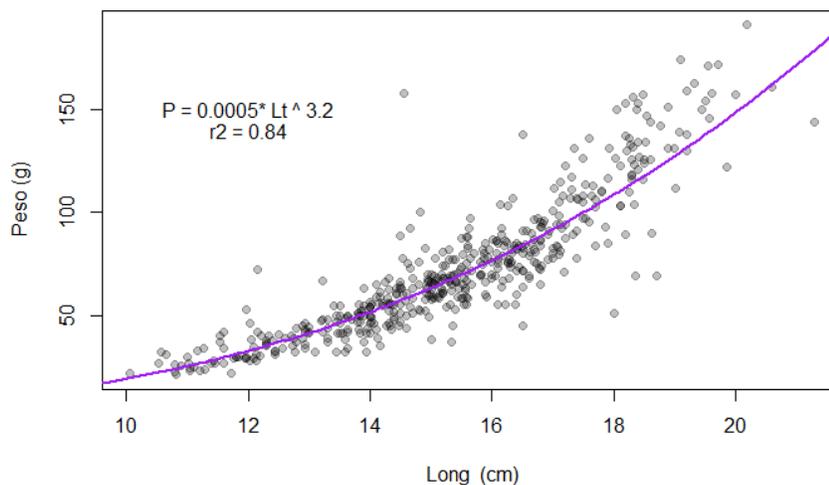


Figura 10. Relación longitud-peso para *Equis macha* en Bahía Corral año 2021.

En las Figuras 18 se entrega la distribución de densidades por punto de muestreo para la especie *E. macha*, observándose mayores densidades en sector norte de la Bahía, y con un foco en el sector sur de la isla Mancera. En cuanto al sustrato de distribución efectiva, se calculó un polígono de distribución de casi 300 Hás. (**Figura 11**).

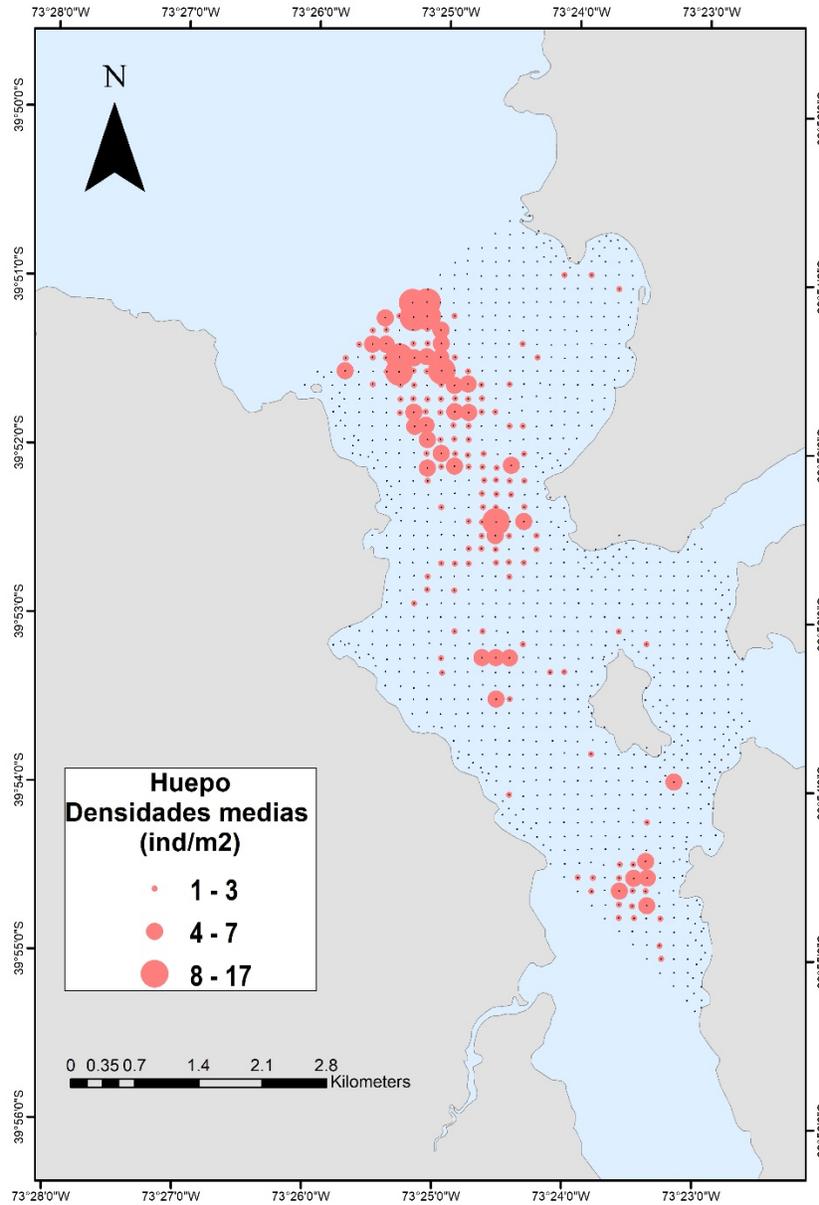


Figura 11. Mapa de densidades de huevo observadas en la grilla del PM de Bahía de Corral.

La Tabla 6 muestra los principales resultados de parámetros y estimaciones de abundancias para el banco de huepo de la Bahía de Corral para el año 2021.

Tabla 6. Estadígrafos relativos a las densidades y observaciones para huepo.

Parámetro	Valor
Número de Observaciones	947
N Observaciones positivas	192
Densidad media	2.81
Densidad maxima	17.2
Probabilidad Observación stock	0.301
Error de estimación	5.2%
Area distribución efectiva (mts2)	3230650
Porcentaje área efectiva	31%
Abundancia área efectiva (N.)	7.835.061

Chorito (*Mytilus chilensis*)

En la Tabla 7 se entregan los estadísticos más importantes analizados en el presente estudio en relación a la densidad y aspectos biológicos de las evaluaciones directas para el banco de chorito. La longitud media se encuentra en 61.7 mm. aumentando respecto a lo encontrado el año 2021 (63.6 mm.) (Hernández et al., 2020). La Talla Mínima Legal está determinada en 45 mm.

Tabla 7. Estadígrafos relativos a la relación Longitud Peso para huepo.

Estadígrafo	
N individuos muestra	867
Promedio (mm)	61.7
Min (mm)	9.0
Max (mm)	119.5
B	0.0005
A	2.089
r ²	0.76

En las **Figuras 12 y 13** se entrega la composición general de la estructura de tallas y la relación longitud peso. Para esta especie se observa una proporción de individuos por sobre la TML superior al 78% de los ejemplares muestreados, con un ajuste estadísticamente significativo en la relación longitud-peso, y un coeficiente de gravimetría cercano a 2.

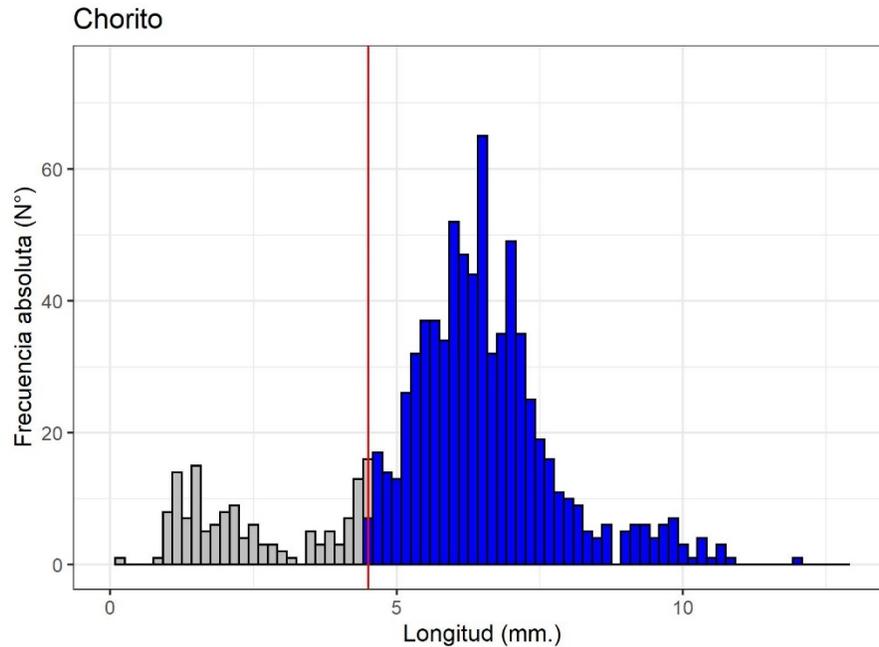


Figura 12. Estructura de tallas para *Mytilus chilensis* en Bahía Corral. Año 2021.

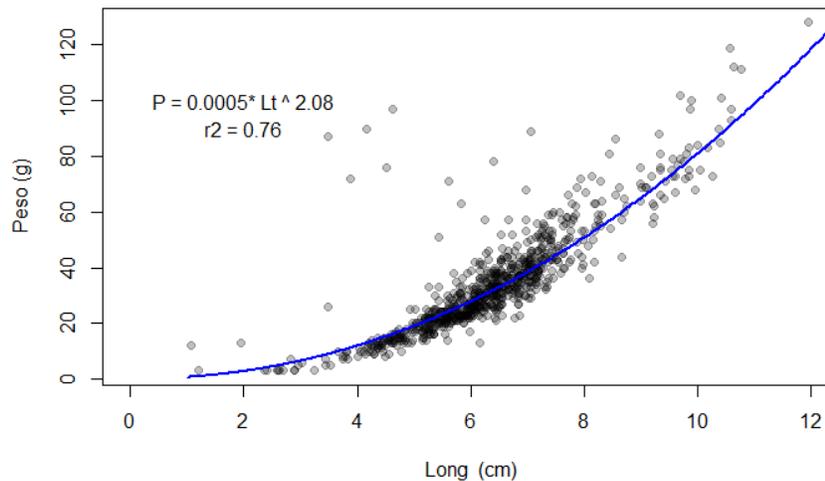


Figura 13. Relación longitud-peso para *Mytilus chilensis* en Bahía Corral. Año 2021.

En las Figuras 18 se entrega la distribución de densidades por punto de muestreo para la especie *Mytilus chilensis*, observándose mayores densidades cerca de la desembocadura del Río Valdivia, cerca de la caleta Niebla. El sustrato de distribución efectiva calculado a través de la función “polyclip”, se establece en 90.475 mts² (**Figura 14**).

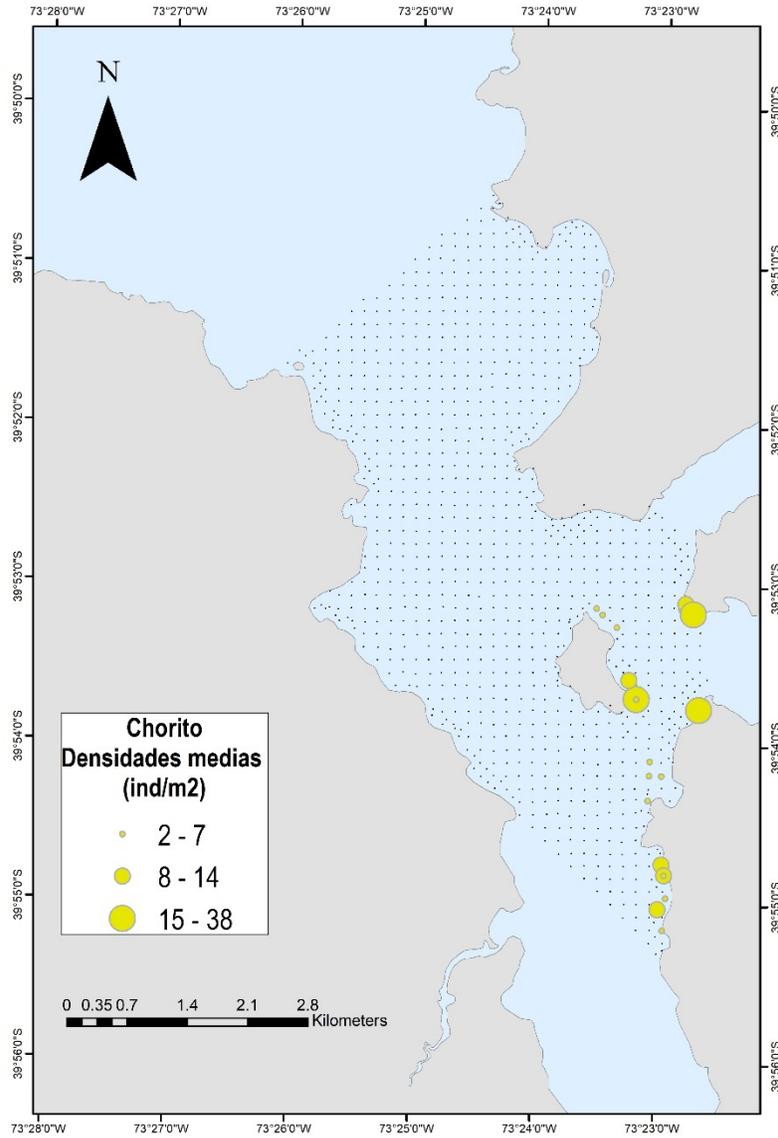


Figura 14. Mapa de densidades de chorito observadas en la grilla del PM de Bahía de Corral.

La **Tabla 8** muestra los principales resultados de las estimaciones de abundancias y biomasa para el banco de chorito para el año 2021.

Tabla 8. Estadígrafos relativos a las densidades y observaciones del banco de chorito.

Parámetro	Valor
Numero de Observaciones	947
N Observaciones positivas	27
Densidad media	12.9
Densidad maxima	34
Probabilidad Observación stock	0.12
Error de estimación	4.8%
Area distribución efectiva (mts2)	90475
Porcentaje área efectiva	4%
Abundancia área efectiva (N.)	1.169.215

Choro (*Choromytilus chorus*)

En la **Tabla 9** se entregan los estadísticos más importantes analizados en el presente estudio en relación a la densidad y aspectos biológicos de las evaluaciones directas para el banco de choro. La longitud media se encuentra en 63.7 mm. La Talla Mínima Legal está determinada en 100 mm. Cabe señalar que la gran mayoría (91%) de los individuos muestreados se encontraron bajo la TML.

Tabla 9. Estadígrafos relativos a la relación Longitud Peso para el banco de choro.

Estadígrafo	
N individuos muestra	969
Promedio (mm)	63.7
Min (mm)	9.1
Max (mm)	154.0
B	0.0005
A	2.3
r ²	0.84

En las **Figuras 15 y 16** se entrega la composición general de la estructura de tallas y la relación longitud peso para el recurso choro. Para esta especie se observa una proporción de individuos por sobre la TML superior al 9% de los ejemplares muestreados, con un ajuste estadísticamente significativo en la relación longitud-peso, y un coeficiente de gravimetría cercano a 2.

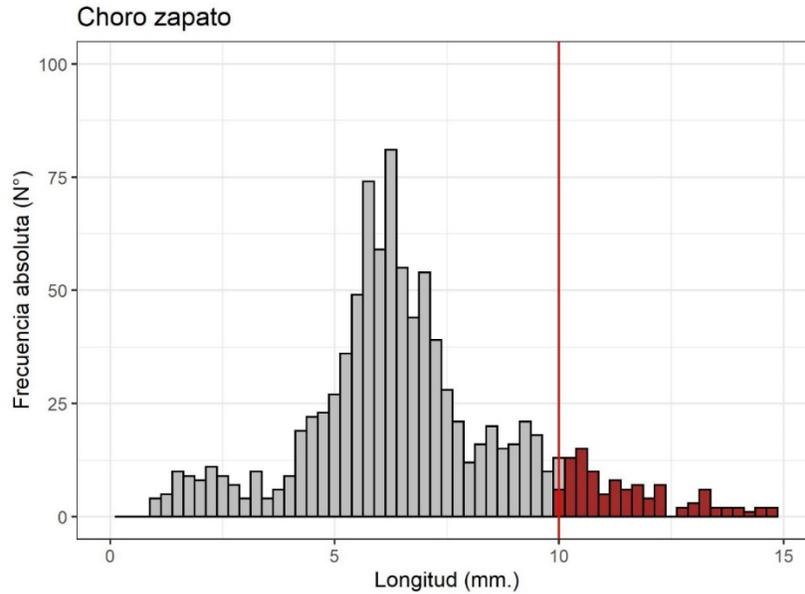


Figura 15. Estructura de tallas para *Choromytilus chorus* en Bahía Corral. Año 2021.

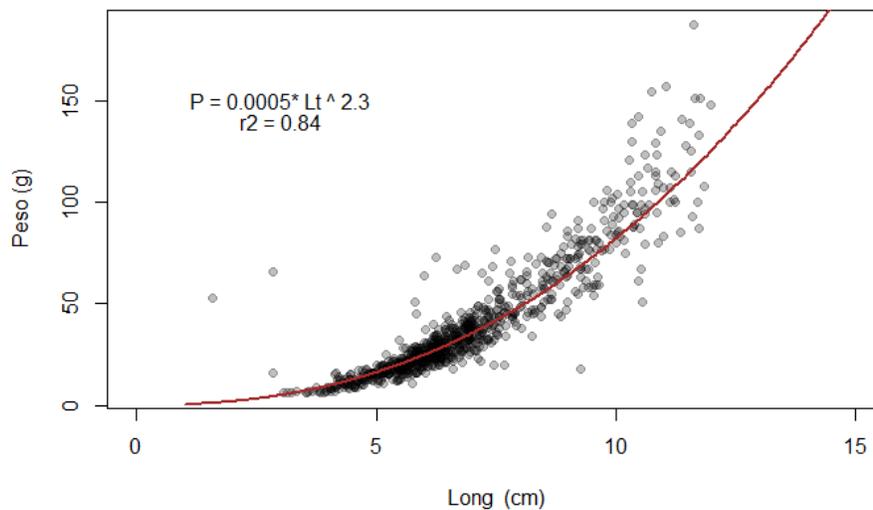


Figura 16. Relación longitud-peso para *Choromytilus chorus* en Bahía Corral. Año 2021.

En las Figura 17 se entrega la distribución de densidades por punto de muestreo para la especie *Choromytilus chorus*, observándose una distribución de sustrato efectivo similar a chorito y con mayores densidades en el centro de la Bahía, en sector este de la isla Mancera. En cuanto al sustrato de distribución efectiva, se calculó en 420 Hás.

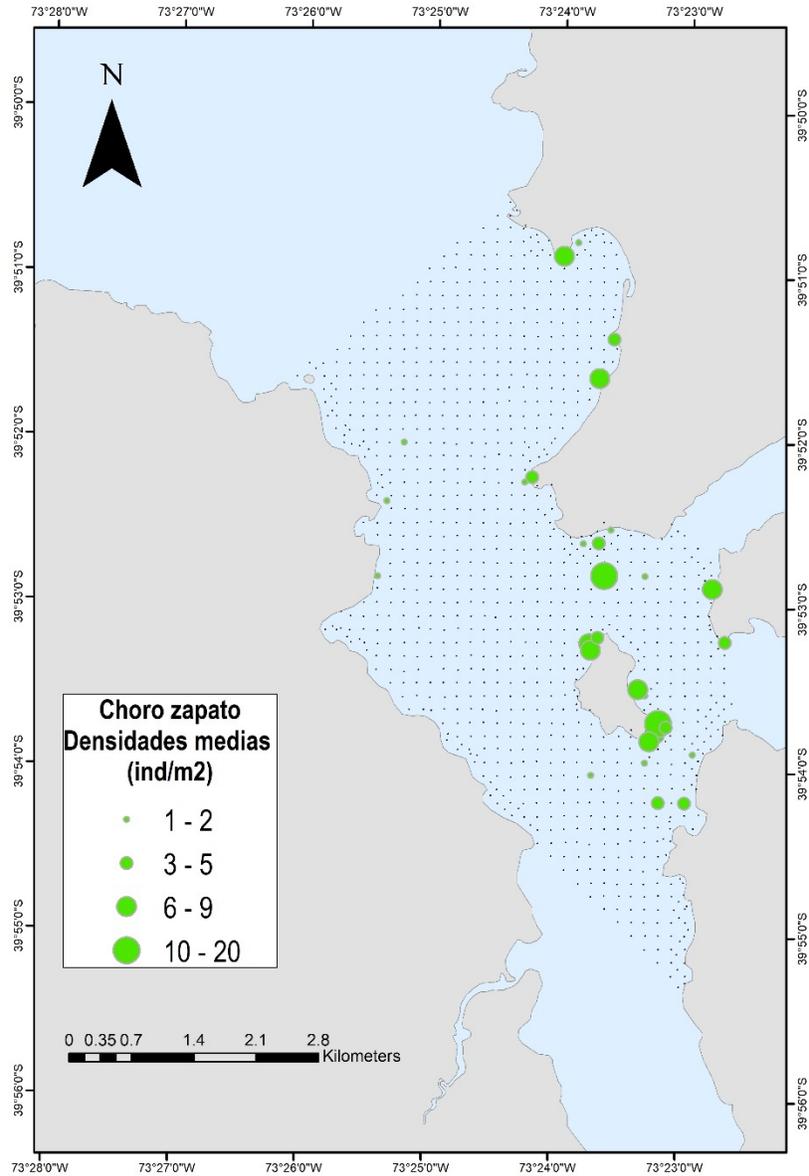


Figura 17. Mapa de densidades de choro observadas en la grilla del PM de Bahía de Corral.

La Tabla 10 muestra los principales resultados de las estimaciones de abundancias y biomasa para el banco de choro zapato para el año 2021.

Tabla 10. Estadígrafos relativos a las densidades y observaciones

Parámetro	Valor
Numero de Observaciones	947
N Observaciones positivas	28
Densidad media	17.7
Densidad maxima	33.1
Probabilidad Observación stock	0.12
Error de estimación	6.8%
Area distribución efectiva (mts2)	420.333
Porcentaje área efectiva	3%
Abundancia área efectiva (N.)	7.441.451

4.1.3. Tabla resumen de resultados

En la Tabla 11 se muestra el resumen de los principales parámetros, indicadores y estimados de los cuatro recursos analizados dentro de la Bahía de Corral. A su vez se presentan a modo de comparación los resultados de del estudio previo de Hernández et al (2020) para realizar un contraste de la información.

Tabla 11. Cuadro de Resumen Evaluación Directa en Bahía de Corral durante el el año 2020 y el presente estudio.

Parámetro	Huepo		Navajuela		Choro		Chorito	
	Hernández et al.	GEAM						
Año	2020	2021	2020	2021	2020	2021	2020	2021
Numero de Observaciones	1078	947	1078	947	1078	947	1078	947
N Observaciones positivas	159	192	273	473	74	28	40	27
Densidad media	2.73	2.81	27.09	9.07	24.74	17.7	20.45	12.9
Densidad maxima	-	17.2	-	66.1	-	33.1	-	34
Probabilidad Observación stock	-	0.301	-	0.51	-	0.12	-	0.12
Error de estimación	2.93	5.20%	2.66	6%	3.8	6.80%	17.00%	4.80%
Area distribución efectiva (mts ²)	2.912.400	3.230.650	5.027.850	6.452.785	272.205	420.333	119.475	90.475
Porcentaje área efectiva	.	31%	-	31%	-	3%	-	4%
Abundancia área efectiva (N.)	7950852	7.835.061	135.204.45	58.122.933	6.729.898	7.441.451	2.443.275	1.169.215

4.2. Resultados objetivo específico N°2: Sistematizar la información generada mediante los formatos de almacenamiento previamente definidos en relación a la distribución de la abundancia, tamaños, peso y densidad los bancos de huepo, navajuela, choro y chorito en la Bahía de Corral, Región de Los Ríos.

En el presente informe se adjuntan las bases de datos en los formatos específicos solicitados por la contraparte en cuanto a la estructura de tamaños (TA), relación longitud-peso (TP), densidad de los bancos de las especies objetivo (CN) y conteo total de especies identificadas (CM) en Bahía Corral (**Anexo Digital 01**). Por otro lado, el total de información georreferenciada obtenida a lo largo del proyecto, se entrega en formato vectorial (Shapefile), incluyendo las bases de datos (dbf) y archivos de proyección cartográfica (prj). Adicionalmente, las cartografías finales generadas son entregadas en formato pdf en tamaño A3 (**Anexo Digital 02**).

5. CONCLUSIÓN

El presente estudio contiene los resultados del levantamiento de información y posterior análisis cuantitativo de los bancos de los distintos recursos explotados en la Bahía de Corral en el marco del Plan de Manejo. A través de la información recopilada, fue posible identificar la estructura poblacional de huepo (*Ensis macha*), navajuela (*Tagelus dombeii*), choro (*Choromytilus chorus*) y chorito (*Mytilus chilensis*) y a su vez estimar las principales variables poblacionales con herramientas de análisis cuantitativas.

El diseño y metodología utilizada en este proyecto fue la misma que se utilizó en el levantamiento de información y posterior estimación realizada por GEAM los años 2016 y Hernández et al., 2019, 2020. Esto con la intención de poder comparar resultados entre evaluaciones directas. Cabe señalar que al igual que el año pasado, se incorporan en el análisis los mitílicos por segundo año consecutivo.

La abundancia del stock es modelada mediante el método propuesto por Roa – Ureta y Niklitscheck (2006) mediante un modelo lineal generalizado espacial (Christensen y Ribeiro, 2002) el método geoestadístico Gaussiano basado en máxima verosimilitud para estimar la densidad media de las observaciones positivas (Ribeiro and Diggle, 2001; Ribeiro et al., 2003). Los datos consideran las densidades para cada banco medidas en individuo/m². Los resultados obtenidos a partir de la aplicación del enfoque geoestadístico basado en probabilidad, considerando los datos positivos, utilizado en el presente estudio, conducen a que las estimaciones de abundancia obtenidas para la especie objetivo, utilizando el área efectiva de distribución, tienen una mayor precisión, al ser comparadas con las obtenidas a partir de otros métodos de evaluación de recursos bentónicos de fondo blando, como por ejemplo el método aleatorio simple (Montecinos, 2014).

Los resultados obtenidos durante la presente evaluación indican que la densidad promedio para la navajuela alcanzó a 9.07 ind/m², con 642 ha de sustrato de distribución efectiva y abundancias superiores a 58 millones de individuos. Esta situación contrasta con lo estimado por Hernández et al. (2020), con una reducción de casi un 40% de la cantidad estimada. El indicador de densidad media fue el que mostró una disminución respecto al año anterior. La fracción sobre TML de este recurso fue superior al 61%.

Para el huepo las densidades alcanzaron a 2,8 ind/m² con 278 ha de sustrato de distribución efectiva y abundancias estimadas en torno a 7,8 millones de individuos. Los niveles comparados en este recurso estuvieron similares en términos de indicadores y estimados respecto al estudio del año 2020. La fracción sobre TML de esta especie fue superior al 80%.

Para el recurso *Choromytilus chorus* la densidad promedio estimada durante la presente evaluación alcanzó a 17 ind/m², con 42 ha de sustrato de distribución efectiva y abundancias en torno a 7.4 millones de individuos. A diferencia de lo estimado por Hernández et al. (2020), si bien el indicador de densidad fue mayor, también el espacio de distribución efectiva aumentó, lo cual genera estimados de abundancia por debajo de lo

encontrado en el estudio anterior en un 7%. La fracción sobre TML de este recurso fue superior al 9%.

Para el chorito (*Mytilus chilensis*) la densidad promedio estimada durante la presente evaluación alcanzó a 12.9 ind/m², con 9.04 ha. de sustrato de distribución efectiva y abundancias cercanas a los 1.169 millones de individuos. La fracción sobre TML de este recurso fue superior al 78%.

De acuerdo a lo anteriormente expuesto, las condiciones poblacionales comparadas entre este estudio y el anterior del año 2020, los niveles tuvieron ligeras diferencias en las estimaciones, salvo para la población de navajuela, encontrando una fuerte disminución de la abundancia poblacional. Esta situación fue corroborada por pescadores que atendieron el estudio, pero también debe ser consideradas las condiciones climáticas y oceanográficas en las cuales se realizó el estudio, las cuales afectaron visibilidad de encuentro en labores de monitoreo.

La distribución espacial muestra para navajuela que las mayores densidades se ubican en la sección central de la bahía. Para el huepo, la distribución espacial estuvo concentrada en los sectores norte y sur de la Isla Mancera. El choro y el chorito presentaron distribuciones costeras, pero con mayor escala de distribución en el caso de chorito. No se encontraron diferencias en la estructuración espacial de acuerdo a los estadios de vida para ninguno de los recursos.

En un intento de identificar patrones poblacionales y posibles factores que influyan en la distribución y abundancia de los recursos explotados en la Bahía de Corral se deben conjugar todas estas estimaciones y deben ser conjugadas con otros aspectos de la componente socioeconómica para finalmente lograr que el manejo pesquero y la efectividad del Plan sea efectivo y tengan un efecto en términos de la sustentabilidad de la población explotada.

La dinámica poblacional de los recursos explotados en la Bahía de Corral revierte una complejidad importante considerando factores oceanográficos y eventos de mayor escala, que se deben estudiar en el corto y mediano plazo, principalmente respecto al proceso de dispersión larval y reclutamiento. Diversos son los factores que afectan estos procesos y la literatura evidencia falta de certeza científica al respecto. En tal sentido se sugiere desarrollar un portafolio de proyectos entre el Comité Científico-técnico y Comité de Manejo, para avanzar en el entendimiento de procesos vitales del ciclo de vida de estos recursos, mejorando el manejo y aportando a la recuperación y sustentabilidad de la pesquería.

6. 6. REFERENCIAS

- Canales, C., N. Barahona, P. Araya, J. Cavieres, G. Muñoz y C. Techeira, 2013. Evaluación de la población de almeja (*Venus antiqua*) explotada en la bahía de Ancud, Chiloé, 1965-2011 (Taller Evaluación de Stock, 24-26 de septiembre, 2013). REPORTE TÉCNICO. Proyecto 1.7 Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas, 2013. Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso, 2013: 48 pp.
- Diggle P.J. 2003. Statistical Analysis of Spatial Point Patterns. Academic Press: New York
- Montecinos M, R Cárcamo, R Jaramillo. 2014. Seguimiento Biológico Pesquero y Evaluación Económica de la Pesquería de Recursos Bentónicos de la Bahía de Corral, como Insumo para el Plan de Manejo, XIV Región 2013 – 2014. LICITACIÓN ID 4728-158-LE13. Elaborado por Gestión Futuro.
- Hernández A., L. Cubillos & R. Quiñones, 2011. Evaluación talla estructurada de los stocks de *Ensis macha* y *Tagelus dombeii* en el Golfo de Arauco, Chile Revista de Biología Marina y Oceanografía. Vol. 46, N°2: 157-176.
- Jaramillo E. 1998. Estudio biológico pesquero de los recursos almeja, navajuela y huego en la VIII y X regiones. Informe Final Proyecto FIP. 96-46. Universidad Austral de Chile: 106 pp.
- Hernández A, C Leal, J Vergara. 2017. Evaluación directa huego y navajuela en Bahía Corral, 2016. Requirente: Instituto de Fomento Pesquero. Unidad Ejecutora: PALMA Y VERGARA LTDA.
- Hernández A, C Leal, J Vergara. 2018. Evaluación directa huego y navajuela en Bahía Corral, 2017. Requirente: Instituto de Fomento Pesquero. Unidad Ejecutora: PALMA Y VERGARA LTDA.
- Hernández A, C Leal, J Vergara. 2020. Evaluación directa huego, navajuela, choro y chorito en Bahía Corral, 2020. Requirente: Instituto de Fomento Pesquero. Unidad Ejecutora: PALMA Y VERGARA LTDA.
- Jaramillo E. 1998. Estudio biológico pesquero de los recursos almeja, navajuela y huego en la VIII y X regiones. Informe Final Proyecto FIP. 96-46. Universidad Austral de Chile: 106 pp.
- Molinet C., N. Barahona, E. Niklitschek, M. Diaz & P. Diaz. 2014. Diseño de una red de estaciones fijas de monitoreo para la pesquería del recurso erizo en la X y XI Regiones. Informe Final. Proyecto – FIP N° 2012-14. 307 pp.
- Mendiz, N. 2010. *Tagelus dombeii* (Lamarck, 1818): antecedentes de la especie (Lamarck, 1818): antecedentes de la especie. Sociedad Malacológica de Chile (SMACH). *Amici Molluscarum* 18: 31-33.
- Navarro J, E Clasing, M Lardies, R Stead. 2008. Feeding behaviour of the infaunal bivalve *Tagelus dombeii* (Lamarck, 1818). Suspension vs. deposit feeding. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 43(3): 599-605.

- Ribeiro Jr, P. J. and Peter J. Diggle. 2001. geoR: a package for geostatistical analysis RNEWS, 1(2):15-18.
- Ribeiro Jr, P. J., O.F. Christensen and Peter J. Diggle. Geostatistical software. geoR and geoRglm. Dsc Working Paper. <http://www.ci.tuwien.ac.at/conferences/DSC-2003/>. 14 p.
- Roa-Ureta, R. and A. Arkhipkin. 2006. Short term stock assessment of *Loligo gahi* at the Falkland Islands: sequential use of stochastic biomass projection and stock depletion models. ICES Journal of Marine Science Advance Access. 15 p.
- Roa-Ureta, R. and E. Niklitschek. 2006. Biomass estimation from surveys with likelihood based geostatistics. (manuscrito).
- R Development Core Team., 2020. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Pielou E C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. Journal of Ribeiro P.J. & P.J. Diggle, 2016. geoR: Analysis of Geostatistical Data. Version 1.7-5.2. 151 pp.
- Schnute, J.T. & L. Richards. 1995. The influence of error on population estimates from catch-age models. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 52: 2063-2077

7. Anexos

7.1. Anexo 1



LISTA DE ASISTENCIA

PROYECTO "EVALUACIÓN DIRECTA HUEPO, NAVAJUELA, CHORO Y CHORITO EN LA BAHÍA DE CORRAL, 2020"

Lugar: VALDIVIA, NIEBLA (CARTOGRAFÍA PARTICIPATIVA).

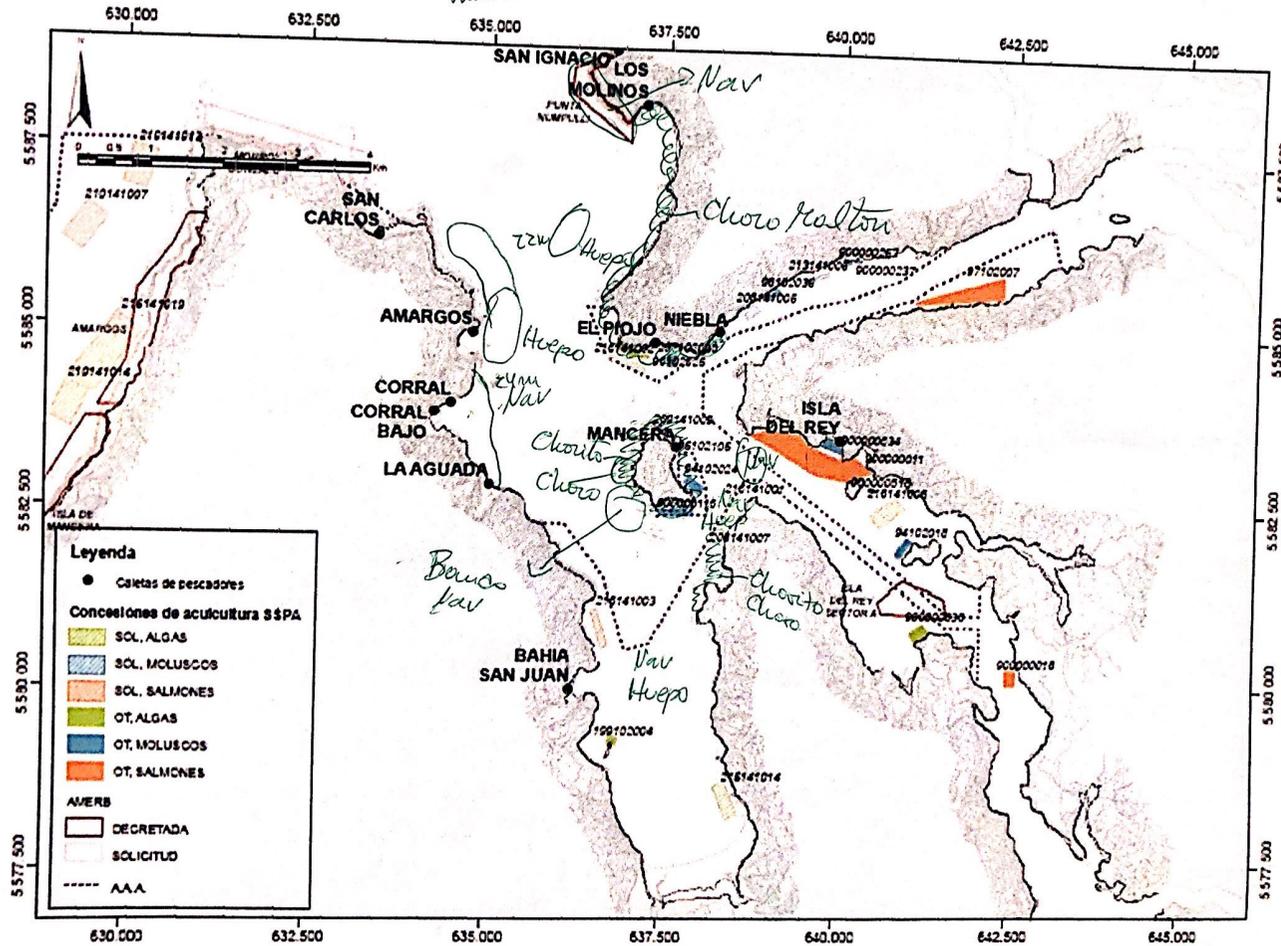
Fecha: 23/12/2020

NOMBRE	N° DE TELÉFONO	CORREO ELECTRÓNICO	ORGANIZACIÓN O INSTITUCIÓN	FIRMA
Jose Martel Villaveva	962317622		Pescador artesanal, Dep.	[Firma]
Oscar Bahamonde			n	[Firma]
Claudio Bahamonde			n	[Firma]
Silvano Escobar	990521843		n	[Firma]
Carolina Alvarez	999833871		GEAMCHILE	[Firma]
Cristian Parr Vique	98416131		GEAMCHILE	[Firma]

Jose Martel

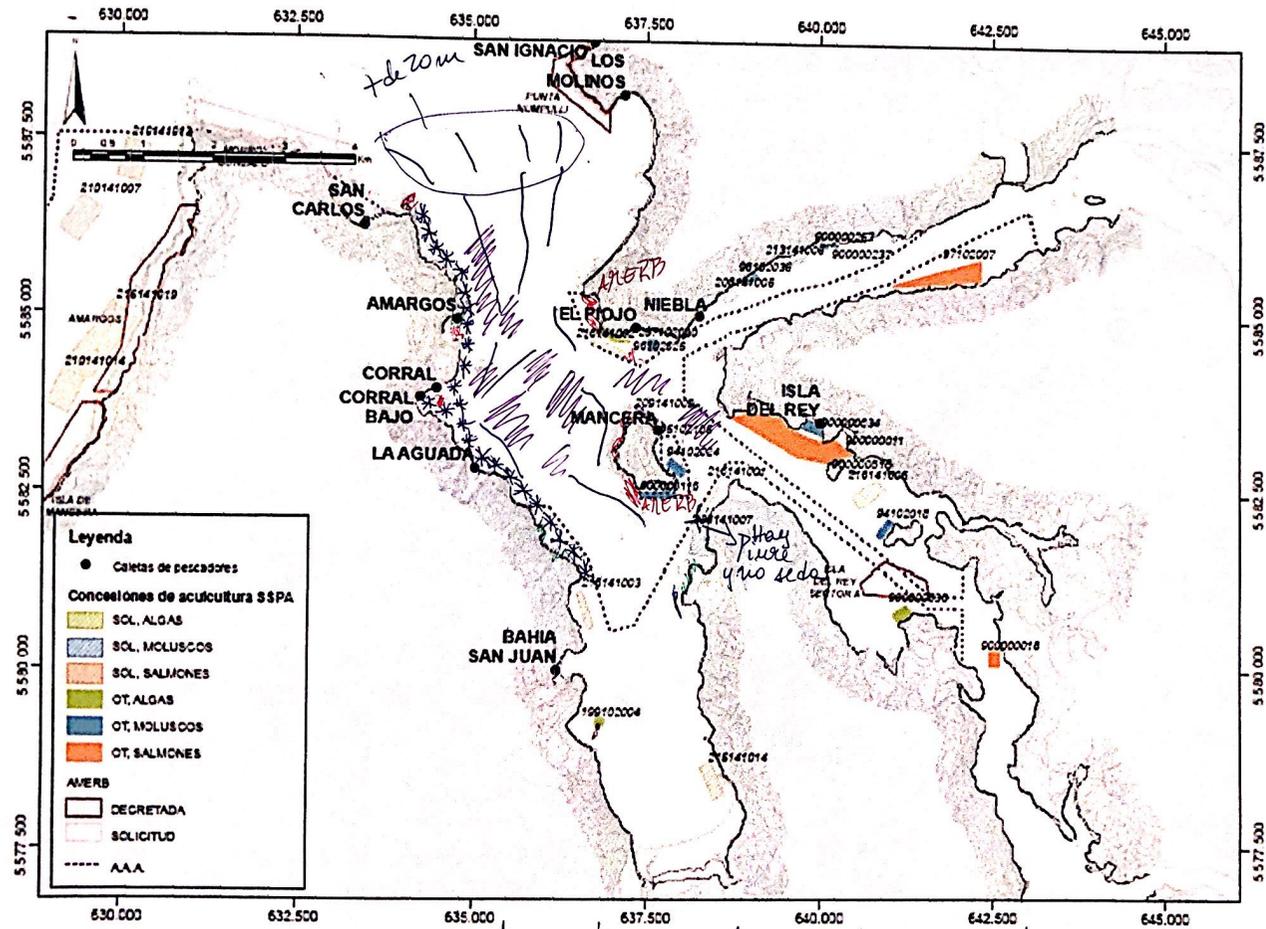
Eneros y feb son las mejores mareas y mejor tp. (se puede trabajar continuo)

trabajo $\frac{240}{1500} \Rightarrow$ sobre 10 dias de trabajo.



- Choro
- Chovito
- Navajuela
- Huapa

Oscar Bahamonde



* Canalizo en corral hay ptes de nuestro y no hay nada, solo hay barro
L

7.2. Anexo 2

Verificación del Documento:

- Id del Documento: 5358
- Código de verificación: 44525446594
- Verificar validez en <https://tramites.subpesca.cl/wf-tramites/public/documentos/validar>

MINISTERIO DE ECONOMIA
FOMENTO Y TURISMO
SUBSECRETARÍA DE PESCA Y ACUICULTURA

PINV 423/2020 "Evaluación de Huepo, Navajuela,
Choro y Chorito, Bahía de Corral"

AUTORIZA A GEAM CHILE LIMITADA
PARA REALIZAR PESCA DE
INVESTIGACIÓN QUE INDICA.

VALPARAÍSO,

R. EX. Nº **E-2021-059**

FECHA: **08/02/2021**

VISTO: Lo solicitado por Geam Chile Limitada, mediante ingreso electrónico Subpesca E-2020-394, de fecha 10 de diciembre de 2020; lo informado por la División de Administración Pesquera de esta Subsecretaría, en Informe Técnico Nº E-2020-423, de fecha 21 de diciembre de 2020; los Términos Técnicos de Referencia del Proyecto "**Solicitud de Pesca de Investigación Evaluación de Huepo, Navajuela, Choro y Chorito Bahía de Corral**", elaborados por la peticionaria y aprobados por esta Subsecretaría; la Ley Nº 19.880; la Ley General de Pesca y Acuicultura Nº 18.892 y sus modificaciones cuyo texto refundido, coordinado y sistematizado fue fijado por el D.S. Nº 430 de 1991, el D.F.L. Nº 5 de 1983, los D.S. Nº1584 de 1934, Nº 635 de 1948, Nº 136 de 1986 y Nº 461 de 1995, los Decretos Exentos Nº 461 de 1998 y Nº 1428 de 2005, todos del actual Ministerio de Economía, Fomento y Turismo; y la Resolución Exenta Nº 643 de 2016, todas de esta Subsecretaría.

CONSIDERANDO:

Que Geam Chile Limitada ingresó mediante carta citada en Visto, una solicitud para desarrollar una pesca de investigación conforme los Términos Técnicos de Referencia del Proyecto denominado "**Solicitud de Pesca de Investigación Evaluación de Huepo, Navajuela, Choro y Chorito Bahía de Corral**".

Que mediante Informe Técnico N° E-2020-423 citado en Visto, la División de Administración Pesquera de esta Subsecretaría, informa que las actividades planteadas en la solicitud califican como pesca de investigación de acuerdo a lo dispuesto en el artículo 2° N° 29 de la Ley General de Pesca y Acuicultura, por cuanto es una actividad extractiva que no tiene fines comerciales, y cuya finalidad es generar información científica que contribuya a la salud ambiental pesquera de Bahía Corral, Región de Los Ríos.

Que dicha solicitud cumple con las exigencias dispuestas en el D.S. N° 461 de 1995, del actual Ministerio de Economía, Fomento y Turismo, que establece los requisitos que deben cumplir las solicitudes de pesca de investigación.

Que de acuerdo a lo anterior y de conformidad a lo dispuesto en los artículos 98 a 102 de la Ley General de Pesca y Acuicultura y el D.S. N° 461 de 1995, citado en Visto, corresponde autorizar la pesca de investigación solicitada.

RESUELVO:

1.- Autorízase a Geam Chile Limitada, R.U.T. 76.075.442-0, con domicilio en Calle Doctor Martin N° 585A, Puerto Montt, Región de Los Lagos, y casilla electrónica cparravenegas@gmail.com, para efectuar una pesca de investigación, de conformidad con los Términos Técnicos de Referencia del Proyecto denominado "**Solicitud de Pesca de Investigación Evaluación de Huevo, Navajuela, Choro y Chorito Bahía de Corral**", elaborados por la peticionaria y aprobados por esta Subsecretaría y el informe técnico citado en Visto, los que se consideran parte integrante de la presente resolución.

2.- El objetivo de la pesca de investigación que por la presente resolución se autoriza consiste en levantar los datos de campo que permitan al Instituto de Fomento Pesquero evaluar el estado de situación de los recursos huevo (**Ensis macha**), navajuela (**Tagelus dombeii**), choro (**Choromytilus chorus**) y chorito (**Mytilus chilensis**) en la Bahía de Corral, en el marco de la asesoría al Plan de Manejo de estas pesquerías bentónicas en dicha bahía de la Región de Los Ríos.

3.- La pesca de investigación se efectuará durante un período de 4 meses contados desde la fecha de publicación de la presente resolución, de conformidad con lo establecido en el Artículo N° 174 de la Ley General de Pesca y Acuicultura, a ejecutarse en la Bahía de Corral, Región de Los Ríos, según las siguientes coordenadas:

VERTICE	LATITUD S°	LONGITUD W°
A	39°50'52,22"	73°28'05,70"
B	39°50'27,82"	73°24'32,00"
C	39°50'39,05"	73°24'32,94"
D	39°51'00,54"	73°23'56,87"
E	39°50'49,53"	73°23'50,80"
F	39°51'55,48"	73°22'07,54"
G	39°52'21,58"	73°22'03,83"
H	39°53'20,83"	73°21'42,19"
I	39°53'50,24"	73°22'09,37"
J	39°51'40,00"	73°26'36,53"
K	39°51'10,98"	73°26'31,06"
L	39°50'52,22"	73°28'05,70"

4.- En cumplimiento de los objetivos de la presente pesca de investigación, se autoriza al peticionario la captura de las siguientes especies, en las cantidades que en cada caso se indica, las que comprenderán tanto ejemplares adultos como juveniles:

Nombre científico	Nombre común	Cuota de muestreo (Kg.)
<i>Ensis macha</i>	Huepo	300
<i>Tagelus dombeii</i>	Navajuela	300
<i>Mytilus chilensis</i>	Chorito	200
<i>Choromytilus chorus</i>	Choro zapato	150

Las actividades de colecta de los recursos en estudio, se realizarán a bordo de una embarcación menor (8 metros de eslora), motor fuera de borda y a través de buceo semiautónomo.

5.- Como apoyo para realizar la pesca de investigación, se autoriza la utilización de la embarcación "Fátima", Matrícula: VLD-6685, RPI/RPA: 966914, inscrita en la Región de Los Ríos.

6.- Para efectos de la presente pesca de investigación se exceptúa a la solicitante del cumplimiento de las siguientes medidas de administración respecto del recurso Macha:

a) Para el recurso **huepo**:

- Exceptuar de la Talla Mínima Legal de 115 mm., establecida en el área marítima de la Región de Los Ríos, mediante la Resolución Exenta N° 643 de 2016, de esta Subsecretaría.

b) Para el recurso **navajuela**:

- Exceptuar de la Talla Mínima Legal de 65 mm., establecida en el área marítima de la Región de Los Ríos, mediante Resolución Exenta N° 643 de 2016, de esta Subsecretaría, a los ejemplares muestreados que no superen la cuota autorizada.

c) Para el recurso **chorito**:

- Exceptuar de la Talla Mínima Legal de 50 mm., establecida mediante el Decreto Supremo N° 1584 de 1934, modificado por el Decreto Supremo N° 635 de 1948, ambos del actual Ministerio de Economía, Fomento y Turismo.

c) Para el recurso **choro zapato**:

- Exceptuar de la Talla Mínima Legal de 10,5 cm. del recurso choro, establecida mediante el Decreto Supremo N° 136 de 1986, del actual Ministerio de Economía, Fomento y Turismo.

7.- En caso de requerir realizar las actividades autorizadas dentro de los límites de un Área de Manejo y Extracción de Recursos Bentónicos (AMERB) o de un Espacio Costero Marino para Pueblo Originario (ECMPO), la peticionaria deberá estar autorizada por la Organización de Pescadores o Comunidad Indígena que esté a cargo legalmente del AMERB o ECMPO respectivo, mientras que si se requiere realizar las actividades dentro de los límites de una Reserva Marina, la peticionaria deberá estar autorizada expresamente por el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura.

8.- El ejecutor deberá notificar al Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (Sernapesca) con un mínimo de 7 días hábiles de anticipación, respecto de la o las fechas en que se ejecutarán las actividades autorizadas por la presente resolución de Pesca de Investigación, según las siguientes condiciones:

- La notificación deberá ser realizada mediante el envío de un correo electrónico y una carta certificada dirigidas al Director Regional de Pesca y Acuicultura de la región o regiones donde se ejecutará la Pesca de Investigación. La información respecto de la dirección de envío, correos y contacto para efectos de enviar la notificación están consignadas en el sitio web <http://www.sernapesca.cl/nuestras-oficinas>.
- Adicionalmente, esta notificación deberá incluir el nombre del Proyecto y/o la RCA que involucra la actividad, el número de resolución de pesca de investigación, la programación de las actividades en terreno detalladas por día de trabajo incluyendo la información de las estaciones de trabajo y sus coordenadas geográficas en UTM. Así mismo, deberá señalar los nombres de los profesionales y técnicos que conforman el equipo de trabajo, así como sus datos de contacto.
- La notificación de las actividades a Sernapesca y la entrega de la información señalada es obligatoria. El Incumplimiento de estas disposiciones se sancionará de conformidad con la Ley de Pesca y Acuicultura.

9.- La solicitante deberá elaborar un informe resumido de las actividades realizadas, que contenga a lo menos información de la obtención de muestras, de los materiales y métodos ocupados. Asimismo, se deberá entregar una base de datos, en formato EXCEL, conteniendo: localización de la red o estaciones de muestreo, número de muestras, número de ejemplares capturados por especie cuando proceda o una cuantificación de la captura y características de los individuos muestreados en el contexto de la autorización.

Además, se deberá disponer los resultados en un archivo electrónico en formato *shape* el cual deberá estar en coordenadas geográficas (grados, minutos y segundos) referida al *Dátum WGS-84* considerando como atributo la categoría antes mencionada.

Lo anterior deberá ser entregado dentro del plazo de 30 días hábiles, contados desde la fecha de término del período de pesca autorizado, y deberá entregarse impreso por medio de una carta conductora a la cual se le deberá adjuntar un dispositivo de respaldo digital que contenga una copia del informe más la base de datos solicitada.

El incumplimiento de la obligación antes señalada se considerará como causal suficiente para denegar cualquier nueva solicitud de pesca de investigación.

10.- Desígnese al Jefe de la División de Administración Pesquera de esta Subsecretaría, como funcionario encargado de velar por el oportuno y debido cumplimiento de la obligación establecida en el numeral anterior.

11.- Esta autorización es intransferible y no podrá ser objeto o instrumento de negociación o situación de privilegio alguno.

12.- La peticionaria designa como persona responsable de la presente pesca de investigación a don Cristian Parra Venegas, R.U.T. N° 14.093.045-8, del mismo domicilio.

Asimismo, el Jefe de Proyecto y personal técnico participante del estudio corresponde a las personas que se indica, en las calidades que en cada caso se señalan:

FUNCIÓN	NOMBRE	PROFESIÓN
Jefe Proyecto	Cristian Parra V.	Biólogo
Actividades en terreno	Carolina Álvarez Triviño	Biólogo Marino
Actividades en terreno	Eduardo Palma	Biólogo Marino

13.- La peticionaria deberá dar cumplimiento a las obligaciones que se establecen en la presente resolución, y a las establecidas en la Ley General de Pesca y Acuicultura y en el D.S. N° 461 de 1995, del actual Ministerio de Economía, Fomento y Turismo. El incumplimiento hará incurrir a la titular en el término inmediato de la pesca de investigación sin que sea necesario formalizarlo, y sin perjuicio de las sanciones que correspondan de acuerdo a lo dispuesto en la Ley General de Pesca y Acuicultura, ya citada.

14.- La presente resolución es sin perjuicio de las que correspondan conferir a otras autoridades, de acuerdo a las disposiciones legales y reglamentarias vigentes o que se establezcan.

15.- El Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura deberá adoptar las medidas y efectuar los controles que sean necesarios para lograr un efectivo cumplimiento de las disposiciones de la presente resolución.

16.- La presente resolución podrá ser impugnada por la interposición del recurso de reposición contemplado en el artículo 59 de la Ley N° 19.880, ante esta misma Subsecretaría y dentro del plazo de 5 días hábiles contados desde la respectiva notificación, sin perjuicio de la aclaración del acto dispuesta en el artículo 62 del citado cuerpo legal y de las demás acciones y recursos que procedan de conformidad con la normativa vigente.

17.- La presente resolución deberá ser publicada en extracto en el Diario Oficial, por cuenta de la interesada.

18.- Transcríbese copia de esta resolución a la Dirección General del Territorio Marítimo y de Marina Mercante, al Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura y a la División Jurídica de esta Subsecretaría.

ANÓTESE, NOTIFÍQUESE POR CARTA CERTIFICADA, PUBLÍQUESE EN EXTRACTO EN EL DIARIO OFICIAL POR CUENTA DE LA INTERESADA Y A TEXTO ÍNTEGRO EN EL SITIO DE DOMINIO ELECTRÓNICO DE LA SUBSECRETARÍA DE PESCA Y ACUICULTURA Y DEL SERVICIO NACIONAL DE PESCA Y ACUICULTURA Y ARCHÍVESE.



ANEXO II

Informe de Evaluación Directa de almeja Juliana en la Región de Los Lagos.



EN UNIÓN TEMPORAL DE PROVEEDORES CON



INFORME FINAL
EVALUACIÓN DIRECTA DE JULIANA EN LA REGIÓN DE LOS LAGOS, 2020
ID: 1049-37-LE20

Requirente : INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO
PALMA Y VERGARA LIMITADA
Unidad Técnica : CENTRO DE INVESTIGACION EN RECURSOS
NATURALES SpA

Concepción, abril de 2021

EQUIPO DE TRABAJO

Nombre	Grado(s) Académico(s) y Especializaciones	Cargo
Aldo Hernández R.	Biólogo Marino MSc. en Pesquerías Diplomado en SIG Dr(c). Manejo de Recursos Acuáticos Renovables	Jefe Proyecto HOLON SpA
Jonathan Vergara V.	Ingeniero Acuícola Buzo Especialista Diplomado en Gestión Territorial Diplomado en SIG	Jefe de Terreno Coordinador de campo O-DIVERS
Carlos Leal	Biólogo Marino MSc. en Pesquerías Diplomado en SIG	Investigador HOLON SpA
Nicolás Muñoz	Biólogo Marino MSc (c). en Pesquerías	Investigador HOLON SpA
Eduardo Palma	Biólogo Marino Supervisor de Buceo Profesional Buzo Comercial	Profesional de Terreno O-DIVERS
Ignacio Rudolph	Bioquímico Supervisor de Buceo Profesional Buzo Comercial Diplomado en SIG	Profesional de Terreno O-DIVERS
Cesar Aguayo	Ingeniero en Automatización y Control Industrial Buzo Especialista	Profesional de Terreno O-DIVERS
Alfonso Inzunza	Técnico en Manejo de recursos Marítimos Buzo Comercial	Profesional de Terreno O-DIVERS

PRESENTACION

La almeja juliana (*Tawera gayi*, Hupé, 1854) es un molusco bivalvo de la familia Verenidae, que se distribuye en Chile desde Valparaíso hasta Canal Beagle (Hupé, 1854) y por el Océano Atlántico, desde la desembocadura del Río de la Plata al Sur (Carcelles & Williamson, 1951; Osorio & Bahamonde, 1970). La especie se ubica en bancos que se encuentran hasta unos 20 m de profundidad, habitando directamente sobre el sustrato y hasta unos 20 cm al interior de éste. Su característica principal es que los individuos adultos alcanzan tallas normalmente equivalentes a la mitad del tamaño adulto de la mayoría de las demás especies que componen el recurso almeja.

Según los antecedentes aportados por Jerez et al. (1999), *Tawera gayi*, posee un ciclo reproductivo continuo asincrónico o mixto, sin un periodo de reposo gonadal. El periodo reproductivo es extenso, con una actividad gametogénica continua, se expresa con madurez importante en los meses de marzo, julio y octubre, y consecuentemente una etapa de evacuación de gametos extensa, en que las emisiones principales de gametos ocurrirían entre abril-mayo y julio-septiembre. Los autores indican que su talla de primera madurez sexual ranguea entre los 12,5 a 17,4 mm de longitud valvar, con una época de reclutamiento que se situaría entre invierno y primavera.

Dadas sus características fisiológicas, la juliana posee buenas perspectivas en el mercado europeo, donde las almejas de pequeño calibre (3 cm) comúnmente denominadas “chirlas” en España y “bongole” en Italia, resultan ser un producto muy apetecido y que se consume en fresco, congelado o en conserva. Una situación similar ocurre en Asia y Norteamérica, donde se privilegia el consumo de almejas de pequeño calibre (Sánchez et al., 2009).

Actualmente la pesquería del recurso juliana es administrada mediante un Plan de manejo para aguas interiores de la región de Los Lagos, cuyas principales medidas de administración se asocian a requerimientos de exportación, principalmente relativas a la extracción en zonas incorporadas en el Programa de Sanidad de Moluscos Bivalvos (PSMB).

Los resultados de la evaluación de los bancos de juliana del mar interior de Chiloé e Islas Desertores, efectuada en el marco del proyecto FIP 2014-20, revelaron que los bancos evaluados mostraron en todos los casos evidencias de sobrepesca y sobre-explotación de diferente magnitud. El diagnóstico, en general, sugiere que el esfuerzo debería ser reducido en promedio,

en al menos un sexto del valor actual, recomendándose propiciar la recuperación de todos los bancos. Cabe destacar que los desembarques de esta especie tuvieron un peak de desembarque el año 2010 cercano a 9.600 toneladas, lo cual ha disminuido de forma importante hasta llegar el año 2019 a 2.600 toneladas.

Con base en estos antecedentes, el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) licitó nuevamente la evaluación directa de los bancos naturales de juliana en la zona de Islas Desertores, considerando el desarrollo de un diseño de muestreo similar al efectuado el año 2018, y mediante el cual se entreguen antecedentes actualizados para el Plan de Manejo de juliana de la Región de Los Lagos.

Considerando estos antecedentes, el presente documento, corresponde al informe final del proyecto EVALUACIÓN DIRECTA DE JULIANA EN LA REGIÓN DE LOS LAGOS, 2020, para el cual se ha realizado la evaluación de juliana en 8 bancos ubicados en Islas Desertores, mar interior de Chiloé, a saber: Quenac, Caguach, Alao, Apiao, Isla Chuit, Bajo Nihuel, Naranja y Tirúa.

Todas las actividades de evaluación se efectuaron al amparo de la Pesca de Investigación R. Ex. N°E2021-041, que autorizó a Palma y Vergara Ltda., para efectuar las actividades de evaluación directa en la zona de estudio. Estas actividades se efectuaron entre los días 25 y 28 de febrero de 2021, y en el presente informe se entrega la totalidad de los resultados y bases de datos asociadas a la evaluación.

En términos generales, se observó alta variabilidad entre los bancos evaluados, observándose densidades inferiores a 40 ind/m² en los bancos de Alao, Apiao, Caguach y Quenac, y densidades superiores a 400 ind/m² en el caso de Tirúa y Bajo Nihuel. En cuanto a las superficies de distribución, también se observó importantes diferencias entre los bancos evaluados, con áreas pequeñas e inferiores a 100 hectáreas en el caso de Caguach y Tirúa, y sectores con superficie de distribución efectiva superiores a 300 hectáreas en el caso de Chuit. Finalmente, las abundancias estimadas, también presentaron alta heterogeneidad entre los bancos evaluados, donde Alao, Apiao, Caguach, y Quenac presentaron abundancias inferiores a 100 millones de individuos, mientras que los bancos de Chuit y Bajo Nihuel presentaron abundancias superiores a 700 millones de individuos y 1.700 millones de individuos, respectivamente.

En cuanto a la estructura de tamaños, se observó en la mayoría de los bancos una gran proporción de individuos bajo talla (inferiores a 25 mm) cuyas fracciones explotables fueron bajas y en la mayoría de los bancos inferiores al 45%, exceptuando los bancos de Chuit (70,8%) y Naranjo (62,3%). Finalmente, en cuanto a la relación longitud-peso se observó en todos los bancos, un valor del coeficiente b superior a 3, indicando una buena condición de los individuos muestreados.

Al comparar las presentes evaluaciones, con las efectuadas en 2018, se observa en general, niveles de densidad, superficie de distribución y abundancias mayores en la presente evaluación, siendo Alao el único sector que presentó mayores niveles de estos indicadores en la evaluación del año 2018.

TABLA DE CONTENIDO

1	OBJETIVOS.....	8
1.1	OBJETIVO GENERAL.....	8
1.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	8
2	METODOLOGÍA.....	9
2.1	ZONA DE ESTUDIO.....	9
2.2	REUNIONES DE COORDINACIÓN.....	10
2.2.1	REUNIÓN DE COORDINACIÓN CON PESCADORES LOCALES.....	10
2.3	CONFECCIÓN Y ENVÍO SOLICITUD PESCA DE INVESTIGACIÓN.....	10
2.3.1	CAPACITACIÓN A BUZOS MARISCADORES Y PROFESIONALES DE TERRENO.....	10
2.4	UNIDAD DE MUESTREO.....	11
2.5	DISEÑO DE MUESTREO.....	11
2.6	EVALUACIÓN HIDROACÚSTICA.....	12
2.6.1	PROSPECCIÓN HIDROACÚSTICA.....	13
2.6.2	CONFECCIÓN DE CARTA BATIMÉTRICA.....	13
2.6.3	ANÁLISIS DE BARRIDOS Y DETERMINACIÓN DE POLÍGONOS.....	14
2.6.4	EVALUACIÓN DIRECTA.....	15
2.6.5	MUESTREO BIOLÓGICO.....	17
2.7	TRATAMIENTO DE INFORMACIÓN.....	18
2.7.1	CONFECCIÓN DE PLANILLAS DE DATOS.....	18
2.7.2	DEPURACIÓN DE BASES DE DATOS.....	18
2.7.3	DESCRIPCIÓN ESPACIAL DE BANCOS DE JULIANA.....	18
2.7.4	EVALUACIÓN DE ESTRUCTURA DE TALLAS Y RELACIÓN LONGITUD-PESO.....	19
2.8	TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LAS DENSIDADES PARA REDUCCIÓN DEL COEFICIENTE DE VARIACIÓN.....	20
2.8.1	MÉTODO INLA.....	20
2.8.2	MUESTREO ALEATORIO SIMPLE.....	21
2.8.3	MUESTREO ESTRATIFICADO.....	22
2.8.4	MUESTREO POR CONGLOMERADOS.....	23
2.9	GENERACIÓN DE CARTOGRAFÍA EN SIG.....	24
2.10	GENERACIÓN DE BASES DE DATOS GEORREFERENCIADA EN FORMATO IFOP.....	24
2.11	TALLERES E INFORMES.....	25

2.11.1	ENTREGA DE INFORMES	25
2.11.2	PRESENTACIÓN FINAL DEL PROYECTO	25
3	<u>RESULTADOS</u>	<u>26</u>
3.1	RESUMEN DE ACTIVIDADES REALIZADAS.....	26
3.2	REUNIÓN CON PESCADORES LOCALES	27
3.3	CARTA BATIMÉTRICA	29
3.3.1	CAGUACH	29
3.3.2	QUENAC	30
3.4	RESULTADOS DE LAS EVALUACIONES DIRECTAS.....	31
3.4.1	BANCO ALAO	33
3.4.2	BANCO APIAO	36
3.4.3	BANCO BAJO NIHUEL	38
3.4.4	BANCO CAGUACH	41
3.4.5	BANCO CHUIT	43
3.4.6	BANCO NARANJO.....	46
3.4.7	BANCO QUENAC	49
3.4.8	BANCO TIRÚA	52
3.5	SÍNTESIS DE RESULTADOS OBTENIDOS	55
4	<u>CONCLUSIONES</u>	<u>59</u>
5	<u>BIBLIOGRAFÍA</u>	<u>60</u>
6	<u>ANEXOS</u>	<u>63</u>

1 OBJETIVOS

1.1 Objetivo General

Levantar los datos de campo que permitan al Instituto de Fomento Pesquero evaluar el estado de situación de la almeja juliana (*Tawera gayi*), en el contexto del Plan de Manejo de juliana en la Región de Los Lagos.

1.2 Objetivos Específicos

1. Realizar una prospección y levantamiento de datos in situ de la abundancia y cobertura de los bancos de juliana en aguas interiores de la Región de Los Lagos.
2. Sistematizar la información generada mediante los formatos de almacenamiento previamente definidos en relación a la distribución de la abundancia, tamaños, peso y densidad obtenida de las actividades de campo realizadas.

2 METODOLOGÍA

2.1 Zona de estudio

La zona de estudio corresponde a los bancos ubicados en Islas Desertores, mar interior de Chiloé. En la **Figura 1** se entrega la ubicación referencial de los bancos considerados en las bases técnicas del proyecto, observándose una intensiva utilización del territorio marítimo, la que en el caso de los bancos objetivo incorpora la presencia de solicitudes de acuicultura y solicitudes de Espacios Costeros Marítimos para Pueblos Originarios (ECMPO), como usos que eventualmente pudieran limitar las actividades extractivas.

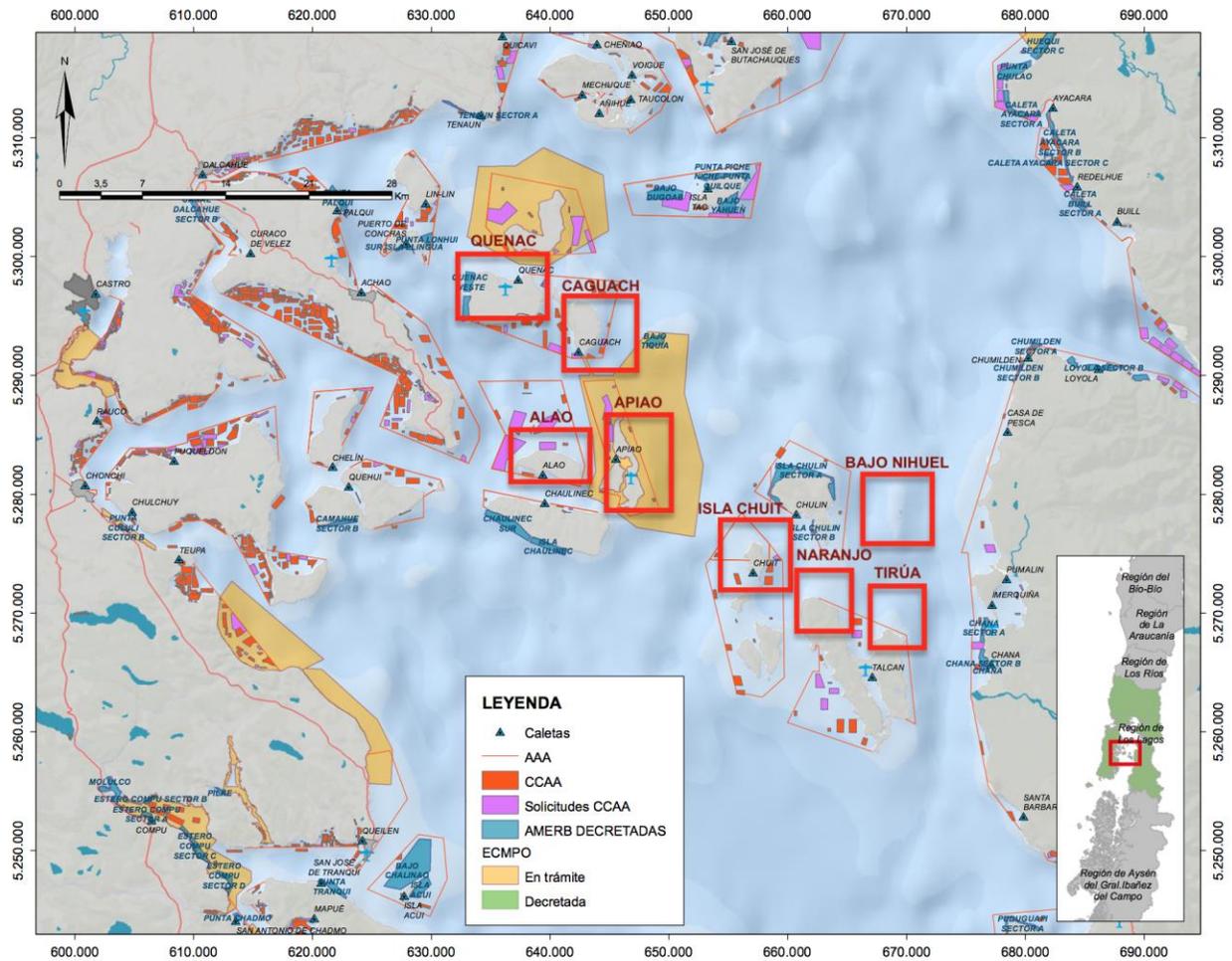


Figura 1. Zona de estudio, incluyendo principales usos del territorio marítimo y ubicación de los bancos seleccionados.

2.2 Reuniones de Coordinación

2.2.1 Reunión de coordinación con pescadores locales

El día 16 de enero de 2021, a las 19:00 hrs se realizó por video-conferencia una reunión con los pescadores locales que participaron en las evaluaciones directas. La finalidad de la reunión fue presentar el equipo de trabajo, coordinar las actividades de evaluación directa y responder dudas asociadas a los sectores de evaluación propuestos. Cabe destacar que la totalidad de los asistentes poseen reconocida experiencia en la extracción de juliana.

2.3 Confección y envío Solicitud Pesca de Investigación

La solicitud de pesca de investigación fue elaborada en atención a los requerimientos establecidos en las bases técnicas y enviada a SSPA con fecha 24 de noviembre de 2020 (**Anexo I**). La resolución aprobatoria que autorizó al Equipo de Trabajo a realizar actividades de evaluación directa (R. Ex. N° E-2021-041) fue obtenida el 27 de enero de 2021 (**Anexo II**).

2.3.1 Capacitación a buzos mariscadores y profesionales de terreno

Una vez obtenida la resolución que autorizaba la Pesca de Investigación, una de las actividades realizadas previo a la evaluación, tuvo relación con la capacitación de los buzos mariscadores locales en las técnicas de evaluación solicitadas para la determinación de las densidades de la especie objetivo por unidad de muestreo. Con esta finalidad, el equipo técnico ajustó el protocolo de muestreo que ya había sido aplicado para la evaluación de juliana por este mismo equipo de trabajo en el año 2018. Este protocolo fue entregado a los buzos mariscadores participantes del procedimiento de evaluación directa, procurando que el documento entregara total claridad en los procedimientos basales de evaluación.

En la capacitación participó la mayor parte del equipo de terreno. Durante la capacitación se explicó detalladamente el diseño de muestreo y se resolvieron dudas que emergieron en cuanto al detalle de los procedimientos de identificación, recuento de individuos y muestreo biológico (**Figura 2**).



Figura 2. Secuencia fotográfica proceso de capacitación a pescadores locales en terreno.

2.4 Unidad de muestreo

La unidad de muestreo seleccionada corresponde a un cuadrante de $0,25 \text{ m}^2$, dimensiones que se acuerdo a Pringle (1984) permiten disminuir el error de estimación, a la vez que maximiza la eficiencia del muestreo. El procedimiento de evaluación submareal propuesto implica disponer 2 cuadrantes por cada punto de evaluación directa. La ubicación de los cuadrantes por punto de muestreo será aleatoria, considerando una distancia de separación entre cuadrantes no inferior a 1 m.

2.5 Diseño de muestreo

Se propuso un diseño de muestreo consistente en una grilla regular que asegurara representatividad del proceso de distribución espacial de juliana en cada banco evaluado. La grilla utilizada y la separación entre puntos de muestreo fue similar a la utilizada durante la evaluación del año 2018. No obstante, en la presente evaluación se incluyeron los bancos de Caguach y

Quenac que no fueron considerados el año 2018. Se destaca que en la elaboración de estas grillas de muestreo se consideró zonas con profundidades inferiores a 20 metros, según los datos de profundidad obtenidos a partir de barridos hidroacústicos efectuados en la zona de estudio. En el caso de los bancos de Caguach y Quenac, dado que no habían sido evaluados previamente, fue necesario efectuar el barrido hidroacústico, que permitiera posteriormente generar una grilla de muestreo (**Figura 3**).

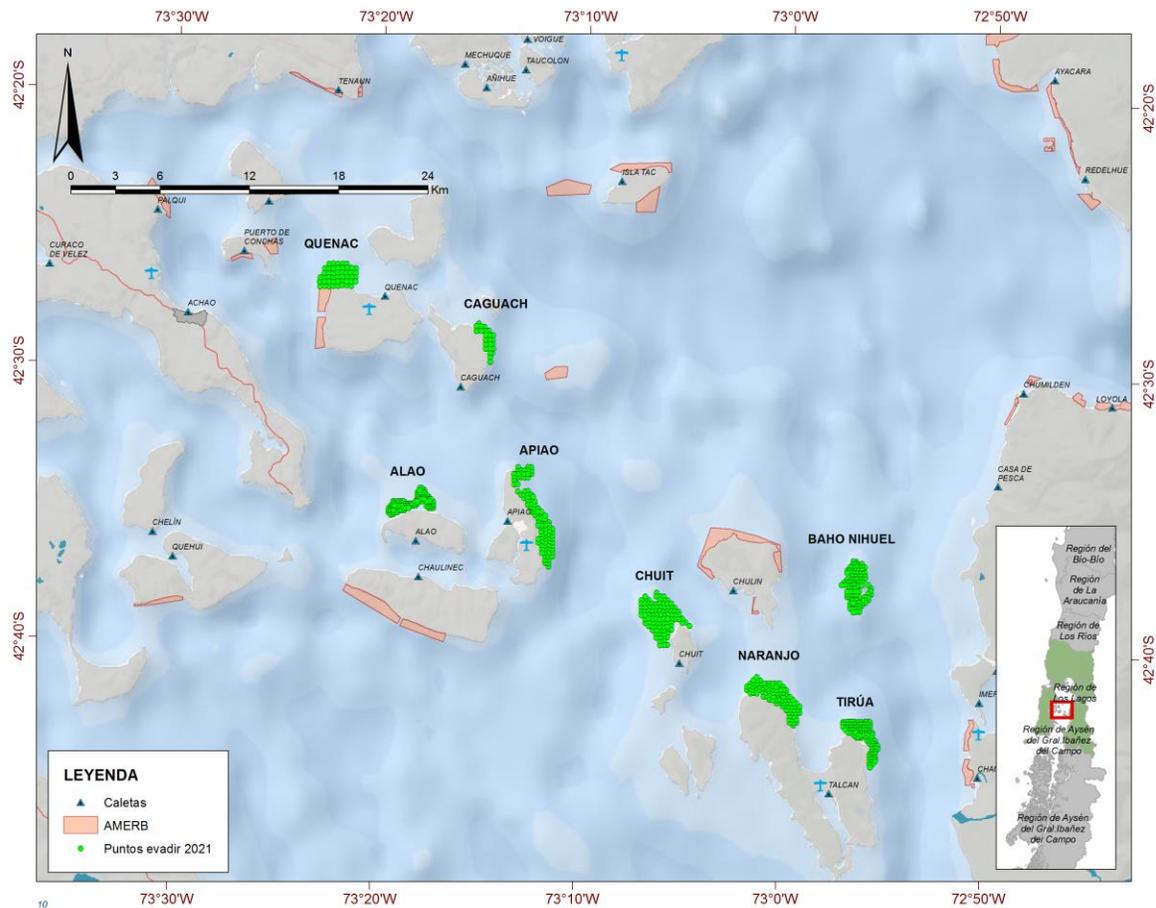


Figura 3. Puntos de muestreo de juliana por banco evaluado. Coordenadas en grados, Datum SIRGAS.

2.6 Evaluación hidroacústica

Para los bancos Quenac y Caguach, se efectuaron los barridos hidroacústicos para caracterizar la batimetría de cada una de las áreas a evaluar. Esta actividad fue realizada el día 13 de febrero de 2021, previo a las actividades de evaluación directa.

La metodología para la elaboración de la cartografía, fue diseñada en atención a los estándares de resolución para la construcción de la cartografía batimétrica, expresados en el Doc. Téc. N°1 (SSPA, 1997) y sus posteriores modificaciones.

El barrido hidroacústico fue abordado con el apoyo de la cartografía base digital disponible para la zona de estudio, además de los antecedentes aportados por los propios beneficiarios del sector. En general, el trabajo se llevará a cabo en dos sub-etapas que se detallan a continuación:

2.6.1 Prospección hidroacústica

La prospección hidroacústica fue realizada utilizando un equipo Ecosonda con GPS incorporado, marca GARMIN modelo GPSMAP 421, con pantalla de color QVGA de 4" ultra brillante, y diseño digital de alta velocidad que mejora las velocidades de trazado y exploración del mapa. Para el caso del GPS, se trabajó en modo diferencial, almacenando en memoria los puntos sobre los cuales se desplaza el equipo con una periodicidad de 3 segundos. Paralelo a ello, y en forma manual, se almacenaron en memoria puntos guías (waypoints). Estos últimos entregaron referencias para corregir los puntos intermedios que son grabados a un espacio de tiempo constante. Además, como una forma de salvaguardar la calidad de las lecturas de coordenadas del GPS, se adoptó como criterio la triangulación de éste con un mínimo de 6 satélites.

Con el equipamiento descrito, y a bordo de una embarcación menor, se ejecutaron barridos hidroacústicos dentro de cada uno de los bancos a evaluar. Para una mayor precisión en el posicionamiento de los puntos guías que definen el trayecto realizado, éstos fueron posicionados a una distancia menor a 50 metros entre waypoints, procurando mantener una velocidad constante y baja de la embarcación para favorecer una recepción más extensa de las señales entregadas por los satélites al equipo GPS.

2.6.2 Confección de carta batimétrica

La información obtenida a partir de la prospección hidroacústica y la disponible a partir de las evaluaciones directas fue utilizada en la confección del plano batimétrico de cada banco, independientemente. La elaboración de la carta batimétrica fue abordada mediante interpolación geoestadística por Kriging Ordinario, utilizando la misma metodología descrita por Hernández et al. 2018.

2.6.3 Análisis de barridos y determinación de polígonos

Con la caracterización batimétrica de cada banco, se procedió a elaborar los polígonos definitivos que fueron posteriormente prospectados, para los cuales se consideró un rango de profundidades entre 4 m y 20 m, que corresponde a las profundidades indicadas por los pescadores como aquellas en las cuales se realizan las actividades extractivas de juliana en la zona de estudio.

2.6.4 Evaluación directa

Considerando la intensidad del diseño de muestreo propuesto, se consideró necesario el trabajo con un número de 2 a 3 embarcaciones de pescadores locales por banco, las que fueron seleccionadas en acuerdo con el Comité de Manejo de Juliana. De esta forma se trabajó con 2 a 3 equipos de terreno en forma simultánea, cada uno de los cuales estuvo compuesto por 1 embarcación, 1 tripulante, 1 capitán, 1 buzo técnico y 1 buzo mariscador. El trabajo en terreno implicó la subdivisión del área a evaluar en subzonas que fueron evaluadas a una tasa de 30 a 35 puntos de evaluación por equipo y día.

Las actividades de evaluación directa se realizaron privilegiando las mejores condiciones de calma y visibilidad en el submareal, lo que facilitó la identificación, conteo y extracción de los individuos presentes en las unidades de muestreo. Para ello, el equipo de trabajo incluye profesionales en las cercanías del área de estudio, quienes estuvieron en contacto directo con pescadores locales durante todo el proyecto, lo cual permitió asegurar una respuesta rápida cuando se presentaron condiciones óptimas para evaluación.

En cada cuadrante de muestreo se registró: (i) la profundidad, (ii) el tipo de sustrato (e.g. arena gruesa, arena fina, fango, etc), (iii) la abundancia del recurso (Juliana), la abundancia de especies asociadas (e.g. Mollusca, Crustacea), además de la evaluación de la cobertura de aquellas especies secundarias cuyo recuento no resulte factible en el submareal (e.g. algas).

Se destaca que, con la finalidad de asegurar la validación de la información levantada desde el submareal, el recuento de individuos en cada unidad de muestreo estará a cargo exclusivamente de los buzos mariscadores. Los buzos especialistas que formaron parte del equipo de investigación, fueron los encargados del registro de la información en tablillas de acrílico, del traspaso de los datos a las planillas electrónicas, del registro audiovisual y del muestreo biológico.

En el submareal el buzo mariscador dispuso la unidad de muestreo sobre el fondo, desde la cual extrajeron los individuos de Juliana presentes en cada unidad de muestreo (cuadrante de 0,25 m²). En la **Figura 4** se entrega una secuencia fotográfica de ejemplo del proceso de evaluación submareal realizado por el equipo de trabajo para Juliana en 2018.



Figura 4. Proceso de evaluación directa de juliana, año 2021.

Los registros submareales que serán obtenidos por cada unidad de muestreo corresponden a:

- Waypoint (X,Y en UTM)
- Profundidad (m)
- Tipo de sustrato (fango, arena fina, arena gruesa, conchilla, gravilla, bolones, planchones, canto rodado)
- Número de ejemplares de juliana en cuadrantes de 0,25 m²
- Número de individuos y cobertura de especies acompañantes en cuadrantes de 0,25 m²

Como parte de las actividades de evaluación, y como una forma de garantizar que las actividades efectuadas en el submareal se ejecutaran de acuerdo a los protocolos de evaluación acordados, se obtuvieron registros audiovisuales submarinos (videos) para monitorear el desarrollo de las actividades de evaluación submareal ejecutada por los buzos mariscadores participantes de la actividad. El proceso de grabación submareal, se efectuó mediante cámaras deportivas equipadas con carcasas submarinas, las cuales fueron instaladas en la cabeza del buzo mariscador, de forma que no impidiera las maniobras de conteo. Este procedimiento, asegura que los recuentos de individuos se realicen exclusivamente dentro de cada una de las unidades de muestreo (ver **Figura 4**).

2.6.5 Muestreo biológico

El muestreo poblacional de talla y peso de juliana se realizó a partir de los ejemplares recolectados por los buzos mariscadores durante la evaluación directa, tomando los debidos resguardos para identificar claramente la procedencia (Waypoint) de los individuos, con la finalidad de estimar diferencias espaciales en la estructura de tamaños. Durante esta actividad se puso especial atención en la identificación de zonas con presencia de fracción juvenil de la población.

Para asegurar la identificación de la zona de extracción, los individuos recolectados por cuadrante de muestreo fueron guardados en mallas debidamente etiquetadas, en las cuales se pudiera identificar claramente el punto de muestreo de donde se obtuvo la muestra y el número de GPS utilizado.

Para la obtención de las tallas y pesos, se utilizó un pié de metro de precisión 0,1 mm y una balanza de 0,1 g de precisión. Los ejemplares recolectados fueron pesados (peso húmedo) y medidos en playa.

2.7 Tratamiento de información

2.7.1 Confección de planillas de datos

Para asegurar la inexistencia de pérdidas de información, diariamente los buzos especialistas fotografiaron las tablillas de muestreo y traspasaron los datos de la evaluación directa y muestreo biológico a planillas MS Excel. Los datos ingresados por los buzos fueron enviados inmediatamente al equipo de trabajo de gabinete, quienes revisaron los datos de forma inmediata, resolviendo cualquier duda respecto de la información levantada, minimizando las pérdidas de información o la existencia de inconsistencias en los datos de terreno.

2.7.2 Depuración de bases de datos

Las bases de datos fueron recibidas con frecuencia diaria y revisadas en términos de la consistencia de información, identificando la presencia de puntos atípicos en los registros de información mediante la construcción de BoxPlot. En el caso de detectarse información atípica o alejada de las tendencias centrales, se realizaron las consultas a los registros crudos de terreno (fotografías de las tablillas).

2.7.3 Descripción espacial de bancos de juliana

Para la descripción de la estructura espacial de los bancos de juliana en la zona de estudio, se realizó la estimación del sustrato de distribución efectiva (SDE) mediante interpolación geoestadística utilizando un modelo bayesiano bajo una aproximación de Laplace Anidada Integral (INLA por sus siglas en inglés; Rue et al., 2009) implementado en el programa estadístico R (R Core Team, 2021). El modelo bayesiano base puede ser descrito por la siguiente ecuación:

$$\pi(x, \Theta / y) = \frac{\pi(y/x, \Theta) \pi(x, \Theta)}{\pi(y)} \propto \pi(y/x, \Theta) \pi(x, \Theta)$$

donde $\pi(x, \Theta / y)$ representa la probabilidad condicional a *posterior* de un modelo, $\pi(y, x/\Theta)$ su verosimilitud, $\pi(x/\Theta)$ la probabilidad a *priori*, y $\pi(y)$ la verosimilitud marginal del un modelo, la cual es calculada por medio de una aproximación de Laplace, a diferencia de la inferencia bayesiana tradicional, en donde es estimada por medio de simulaciones de Cadena de Markov de Montecarlo (MCMC; Rue et al., 2009, 2017).

Este método permite el ajuste de procesos espaciales jerárquicos complejos, en el cual tanto las observaciones como sus parámetros son considerados como variables aleatorias, resultando en estimaciones más realistas, que consideran directamente la incertidumbre en la estimación de dichas variables (Rue et al., 2009, 2017). A diferencia de aproximaciones tradicionales, no necesita el cálculo de variogramas empíricos, en los cuales la comparación de la varianzas de distintos modelos (e.g. modelo esférico vs modelo lineal) es problemática, y muchas veces careciendo de sentido. Además, permite el ajuste directo de modelos con variables respuesta no gaussianas (e.g. presencias/ausencias, cuentas, etc) por medio de la definición adecuada de una familia de distribuciones (e.g. *binomial*, *poisson*, etc.).

Para la estimación del SDE para cada banco de juliana se utilizó el método INLA para la variable regionalizada: presencia/ausencia, modelada como variable *binomial*. Para realizar este análisis, es necesario el cálculo de la estructura de la autocorrelación espacial entre cada posible punto dentro del área definida por cada banco. Para esto, se construyó una malla triangular, por el método de triangulación de Delaunay (Hjelle and Daehlen 2006), especificando a 100 m, el tamaño máximo de cada segmento de cada triángulo. Basados en esta malla, definimos una matriz de proyección para relacionar cada observación (presencias/ausencias) a un vértice de la malla (confiriendo así una estructura de vecindad para cada observación). Luego, para calcular la estructura de autocorrelación para las observaciones (basada en los vértices de la malla) se utilizó la ecuación diferencial estocástica parcial SPDE (por sus siglas en inglés) la cual es una solución matemática a la función de covarianza de Matérn (Lindgren et al., 2011). Finalmente, para la delimitación del SDE se utilizó la superficie en donde la probabilidad de presencia interpolada (a una grilla de 5x5 m dentro del polígono de cada banco) varió entre el 55% y el 70% dependiendo del banco analizado.

2.7.4 Evaluación de estructura de tallas y relación longitud-peso

La distribución de frecuencias de tamaños de los recursos objetivo fue analizada mediante la construcción de histogramas de frecuencia por banco. El análisis implica la determinación de la proporción de individuos que representan la fracción sobre TML poblacional (ejemplares sobre la talla mínima de extracción legal).

Los datos de Longitud (L en mm) y Peso total húmedo (W en g) obtenidos a partir de las mediciones en terreno se utilizarán para estimar la relación longitud-peso, que se expresa según:

$$W = aL^b,$$

donde a y b representan el intercepto y pendiente de la función, respectivamente.

La distribución de frecuencias de tamaños fue analizada mediante el cálculo de la estadística básica por cada banco evaluado, determinándose adicionalmente la proporción de individuos que representan la fracción sobre TML poblacional (ejemplares sobre la talla mínima de extracción legal).

2.8 Tratamiento estadístico de las densidades para reducción del coeficiente de variación.

La distribución de las especies bentónicas no es homogénea y depende de factores ambientales que limitan la presencia de hábitats propicios para cada recurso. Dada esta condición, resulta altamente factible encontrar diferentes sub-agrupaciones de densidad de acuerdo a la estructura del ambiente, lo que tiene incidencia directa en la ubicación y extensión de parches de densidad que conforman bancos explotables. Al respecto, y siguiendo a Molinet (2014) en esta propuesta se define operacionalmente un parche como una unidad espacial donde existe continuidad en la presencia de la especie objetivo. Dichos parches se presentan es escala de decenas de metros y pueden ser caracterizados en términos de su abundancia y estructura de tamaños, además de las características comunitarias y batitológicas del mismo.

Para el análisis de los patrones espaciales de los parches que conforman los bancos explotables, se analizó la distribución de densidades observada mediante diferentes metodologías: (i) método INLA, (ii) muestreo aleatorio simple; (iii) muestreo estratificado; (iv) muestreo por conglomerados.

2.8.1 Método INLA

Una vez determinado el SDE de juliana para cada banco, se procedió a la modelación espacial de la densidad (individuos/m²) por el método INLA anteriormente descrito (**Numeral 2.7.3.**), ajustando para la densidad, un modelo ZIP (Zero inflated Poisson model) debido a la alta frecuencia de abundancias iguales a 0. De manera similar a la interpolación de presencia/ausencia, la densidad fue interpolada sobre una grilla de 5x5 m y posteriormente recortada a la superficie delimitada para SDE (*mask*). De esta forma, las estimaciones de densidad interpoladas mediante INLA se ajustaron al mismo SDE utilizado para los métodos estadísticos muestreo aleatorio simple, muestreo estratificado y muestreo por conglomerados.

2.8.2 Muestreo aleatorio simple

Para el cálculo estadístico de la abundancia dentro del sustrato de distribución efectiva (*SDE*) se realiza un análisis exploratorio de la base de datos total de densidades positivas por punto de muestreo observado dentro del *SDE*, considerando la determinación de la densidad promedio, desviación estándar, coeficiente de variación y error estándar, a saber:

Promedio:

$$y. = \frac{\sum_{n=1}^N (y_i)}{M}$$

Desviación estándar:

$$s_y = \sqrt{\frac{\sum_{n=1}^N (y_i - y.)^2}{M - 1}}$$

Coeficiente de variación:

$$CV(\%) = \frac{s_y}{y.} \times 100$$

Error estándar de la media:

$$ES_y = \frac{s_y}{\sqrt{M}}$$

donde y_i corresponde a la i -ésima observación de densidad dentro del *SDE*, M corresponde al número total de observaciones de densidad en el *SDE*, $y.$ Representa la densidad promedio observada dentro del *SDE*, s_y la desviación estándar, $CV(\%)$ el coeficiente de variación y ES_y el error estándar dentro del *SDE*.

La abundancia total se estima mediante el producto entre la densidad promedio ($y.$) y el sustrato de distribución efectiva (*SDE*), según:

$$Abund = y. \times SDE,$$

2.8.3 Muestreo estratificado

Los estratos de densidad serán identificados en forma posterior a la evaluación directa, de acuerdo al análisis de las densidades observadas según parches identificados, profundidades, tipo de fondo y otros atributos que resulten significativos en la descripción de la variabilidad de las densidades (Post-estratificación; Cochran, 1977). La determinación de los estadígrafos básicos del muestreo estratificado se entrega a continuación.

La densidad promedio de individuos se estima mediante:

$$x_{EST} = \frac{\sum_{i=1}^m n_i * x_i}{\sum_{i=1}^m n_i},$$

donde x_{EST} es el número promedio de individuos por unidad de área; x_i Es el número promedio de individuos en el estrato i ; n_i es el área muestral cubierta por el estrato i y; m es el número de estratos identificados.

La varianza asociada a la estimación de x_{EST} ($V(x_{EST})$) se determina por:

$$V(x_{EST}) = \frac{\sum_{i=1}^m A_i^2 * \left(A_i - \frac{n_i}{A_i} \right) * s_i^2 / n_i}{\sum_{i=1}^m A_i},$$

donde A_i es el área que cubre el estrato i ; y s_i^2 es la varianza del estrato i .

A partir de x_{EST} y $V(x_{EST})$ se obtiene el intervalo de confianza:

$$x_{EST} \pm t_{\frac{\alpha}{2}(n-1)} \sqrt{V(x_{EST})},$$

donde $t(\alpha/2)(n-1)$ corresponde al valor t-Student para $\alpha=0,05$ con n observaciones.

De esta manera, la abundancia total (N) estimada para el sustrato de distribución efectiva (SDE) se obtiene mediante la expresión:

$$N = SDE * x_{EST},$$

El área de distribución o sustrato de distribución efectiva, de cada estrato será determinada utilizando la metodología geoestadística de interpolación Kriging de Indicadores, de acuerdo a lo señalado en el Numeral 3.5.3, considerando el análisis de las presencias del recurso objetivo.

2.8.4 Muestreo por conglomerados

La densidad promedio en el muestreo por conglomerados se expresa según:

$$y_{CL} = \frac{\sum_{i=1}^n (mi * li)}{\sum_{i=1}^n mi},$$

donde y_{CL} es la estimación del número promedio de individuos en el área muestreada; mi es el área muestral cubierta en cada conglomerado; li es el promedio aritmético del número de individuos en el la i -ésimo conglomerado; y n es el número de conglomerados identificados.

Se define el área promedio de los conglomerados (M) según la expresión:

$$M = \frac{\sum_{i=1}^n mi}{n},$$

donde mi es el tamaño o área cubierta por del conglomerado i .

La varianza $V(y_{CL})$ asociada a la estimación de y_{CL} se determina según:

$$V(y_{CL}) = \frac{\sum_{i=1}^n mi^2 * (li - y_{CL})^2}{n * M^2 * (n - 1)}$$

A partir de y_{CL} y $V(y_{CL})$ se obtiene el intervalo de confianza, cuya expresión analítica es:

$$y_{CL} \pm t_{\frac{\alpha}{2}(n-1)} \sqrt{V(y_{CL})},$$

donde $t_{(\alpha/2)(n-1)}$ corresponde al valor t-Student para $\alpha=0,05$, con n observaciones.

De esta manera, la abundancia total (N) estimada para el área de sustrato de distribución efectiva (SDE) se obtiene mediante la expresión:

$$N = SDE * y_{CL}$$

El área de distribución o sustrato de distribución efectiva, de cada conglomerado será determinada utilizando la metodología geoestadística de interpolación Kriging de Indicadores, de acuerdo a lo señalado en el **Numeral 3.6.3**, considerando el análisis de las presencias del recurso objetivo.

2.9 Generación de Cartografía en SIG

El total de información levantada a lo largo del proyecto fue incorporada en bases de datos geográficas (geodatabase) para la construcción de cartografías en SIG. Todas las cartografías fueron construidas en proyección Universal Transversal de Mercator (UTM), utilizando el Sistema de Referencia Geodésico SIRGAS-CHILE (Sistema de Referencia Geocéntrico para las Américas – Chile), Huso H-18S.

Los productos cartográficos incluyen los resultados de las evaluaciones directas de juliana en la zona de estudio. En todos los casos las cartografías fueron elaboradas considerando como base las cartografías digitales dispuestas por SSPA (<http://www.subpesca.cl/servicios/603/w3-article-80640.html>), incluyendo información referencial que permitió identificar la situación actual de los usos de cada uno de los bancos a evaluar, incluyendo: áreas apropiadas para el ejercicio de la acuicultura (AAA), áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos (AMERB), áreas concesionadas (acuicultura y obras civiles), áreas de uso restringido de acuerdo a la zonificación del borde costero (plano regulador), ECMPO, entre otras.

Las fuentes de información correspondieron a las disponibles vía plataforma web por Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (<http://www.subpesca.cl>), Servicio Nacional de Información Ambiental (<http://sinia.mma.gob.cl/>), Sistema Integral de Información Territorial (<http://siit2.bcn.cl/>), entre otros.

La información territorial (capas) se entrega en formato vectorial (Shapefile), incluyendo las bases de datos (dbf) y archivos de proyección cartográfica (prj). De acuerdo a lo solicitado en las bases técnicas, el total de información espacial será entregada adicionalmente en formato KMZ u otro que sea requerido.

2.10 Generación de bases de datos georreferenciada en formato IFOP

El total de información levantada en terreno, fue traspasada a los formatos solicitados por IFOP y es entregada en medios digitales adjuntos al presente informe.

2.11 Talleres e informes

2.11.1 Entrega de informes

El primer informe de avance fue entregado durante el segundo mes de ejecución del proyecto el cual contenía un reporte de las actividades realizadas a la fecha, indicando las gestiones realizadas, el número de reuniones de coordinación para los terrenos, reuniones, capacitación para usuarios, y porcentaje de avance en el cumplimiento de cada objetivo específico del estudio, incluyendo los datos obtenidos.

Posteriormente al quinto mes de ejecución del proyecto, se hace entrega del presente informe final con el reporte de todas las actividades realizadas, indicando las gestiones realizadas, reuniones de coordinación, reuniones informativas y el total de resultados comprometidos en esta propuesta.

2.11.2 Presentación final del proyecto

De acuerdo a las restricciones impuestas por la Autoridad Sanitaria que impiden reuniones presenciales producto del COVID-19, se espera realizar vía video-conferencia, una presentación de cierre del proyecto, a la Contraparte Técnica y miembros de Comité de Manejo de Juliana. En la ocasión se expondrá en detalle los principales resultados obtenidos y sus implicancias para el Plan de Manejo de Juliana en la Región de Los Lagos.

3 RESULTADOS

3.1 Resumen de actividades realizadas

En la **Tabla 1** se entrega un listado de las principales actividades realizadas para el desarrollo del proyecto. Se observa que una de las primeras actividades estuvo asociada con la solicitud de Pesca de Investigación a fines de noviembre de 2020, obteniéndose la resolución aprobatoria el día 27 de enero de 2021. A partir de esa fecha, comenzaron las coordinaciones que permitieron efectuar las actividades de terreno entre el 25 y 28 de febrero de 2021.

Tabla 1. Principales actividades ejecutadas en el presente proyecto.

Actividades realizadas	Fecha
Solicitud de Pesca de Investigación	24-11-20
Prospección hidroacústica	13-01-21
Reunión con pescadores locales	16-01-21
Selección de embarcaciones participantes	16-01-21
Resolución que aprueba Pesca de Investigación	27-01-21
Evaluación directa Alao	25-02-21
Evaluación directa Apiao	26-02-21
Evaluación directa Bajo Nihuel	26-02-21
Evaluación directa Caguach	27-02-21
Evaluación directa Chuit	27-02-21
Evaluación directa Naranjo	25-02-21
Evaluación directa Quenac	27-02-21
Evaluación directa Tirúa	28-02-21

3.2 Reunión con pescadores locales

Durante el día 16 de enero de 2021, se efectuó una reunión con pescadores locales, con reconocida experiencia en la extracción de juliana (**Figura 5**). Esta instancia tuvo como finalidad presentar el equipo de trabajo y coordinar las actividades de terreno futuras. Los principales puntos tratados en esta reunión fueron los siguientes:

- Presentación del equipo de trabajo
- Presentación general de la metodología de trabajo
- Propuesta de bancos a evaluar
- Estado de la solicitud de la pesca de investigación
- Propuesta de fecha tentativa para el inicio de las actividades de terreno
- Definición de embarcaciones que participarán en la evaluación directa

En términos generales, los pescadores asistentes a la reunión, presentaron conformidad respecto a la metodología de trabajo y a la propuesta de bancos a evaluar. Cabe destacar que la totalidad de los asistentes participó de las actividades de evaluación de juliana efectuadas el año 2018. Adicionalmente, y dado que, a la fecha de la reunión, aun no se emitía la pesca de investigación, se acordó como fecha tentativa para el inicio de las actividades de terreno, la segunda quincena de febrero de 2021. Finalmente, en la misma reunión se presentó un listado de las embarcaciones que participarían de la evaluación directa, las cuales se entregan en la **Tabla 2**.



Figura 5. Resumen fotográfico de asistentes a reunión del día 16 de enero en la localidad de Chulín.

Tabla 2. Listado de embarcaciones y armadores artesanales que participarán en la evaluación de juliana.

Embarcación	Armador
Yanisca Fernanda	Raimundo Mayorga
Changuidad	Manuel Mayorga
Olga Lisseth	Juan Soto
Maritza Del Carmen	Juan Bahamondes
Victoria	Claudio Bahamondes

3.3 Carta batimétrica

En esta sección se entregan los resultados de las cartas batimétricas de aquellos bancos no evaluados el año 2018. Las cartografías de los bancos Alao, Apiao, Bajo Nihuel, Chuit, Naranjo, y Tirúa fueron entregadas en el Informe Final EVALUACIÓN DIRECTA DE JULIANA EN LA REGIÓN DE LOS LAGOS, 2017 (ID:1049-78-LE17) (Hernández et al. 2018).

3.3.1 Caguach

La carta batimétrica para el banco Caguach, elaborada a partir de los resultados del barrido hidroacústico se entrega en la **Figura 6**. Para este banco, las profundidades oscilaron entre 5m y 15 m, con profundidades máximas al Este del polígono de evaluación.



Figura 6. Carta batimétrica para el Banco Caguach. Coordenadas en grados, Datum SIRGAS.

3.3.2 Quenac

La carta batimétrica para el banco Quenac, elaborada a partir de los resultados del barrido hidroacústico se entrega en la **Figura 7**. Para este banco, las profundidades oscilaron entre 5m y 85 m, con profundidades máximas al Este del polígono de evaluación. Cabe destacar que las evaluaciones directas se efectuaron a profundidades inferiores a 20 m.

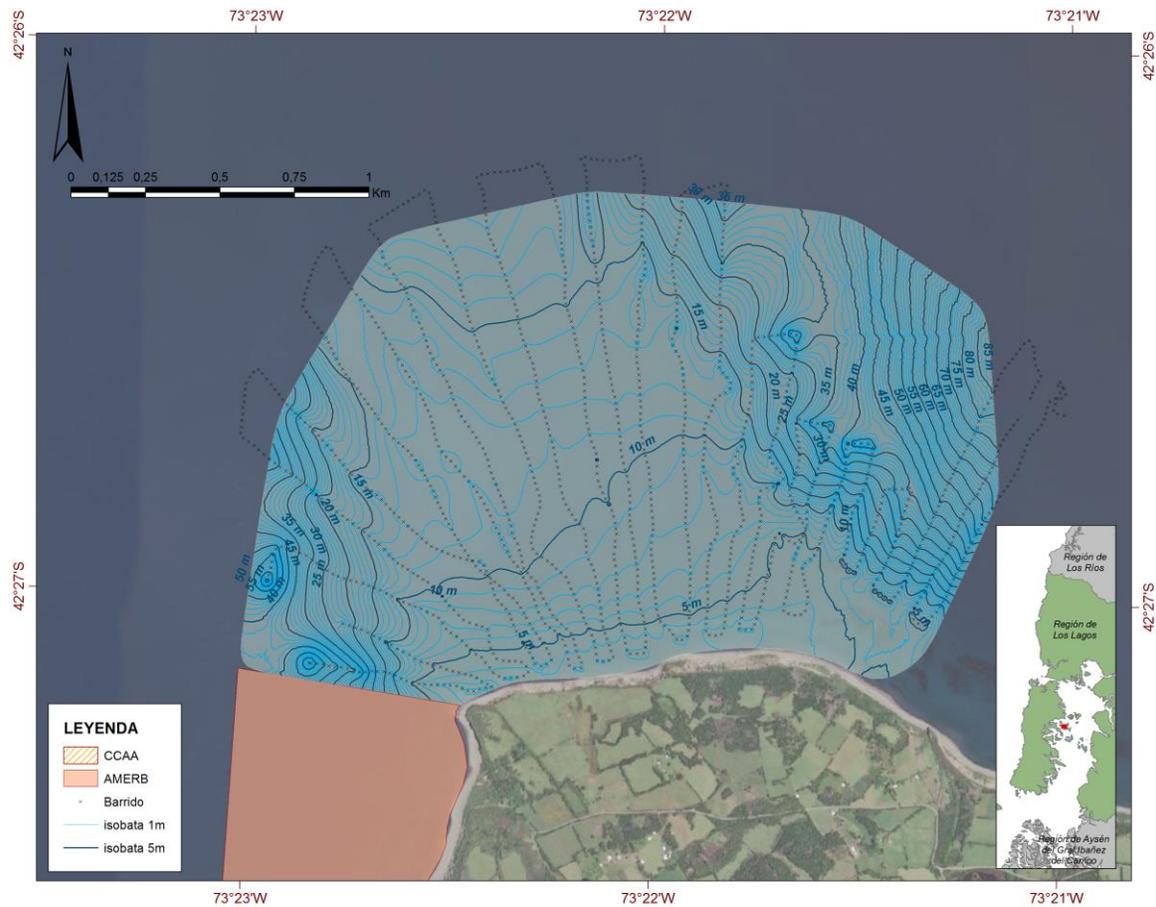


Figura 7. Carta batimétrica para el Banco Quenac. Coordenadas en grados, Datum SIRGAS.

3.4 Resultados de las evaluaciones directas

Entre los días 25 y 28 de febrero de efectuaron las actividades de evaluación directa de los 8 bancos seleccionados. En las **Figuras 8 y 9** se entrega un resumen fotográfico de las actividades de evaluación efectuadas.



Figura 8. Resumen fotográfico de actividades de evaluación submareal efectuadas entre el 25 y 28 de febrero de 2021.

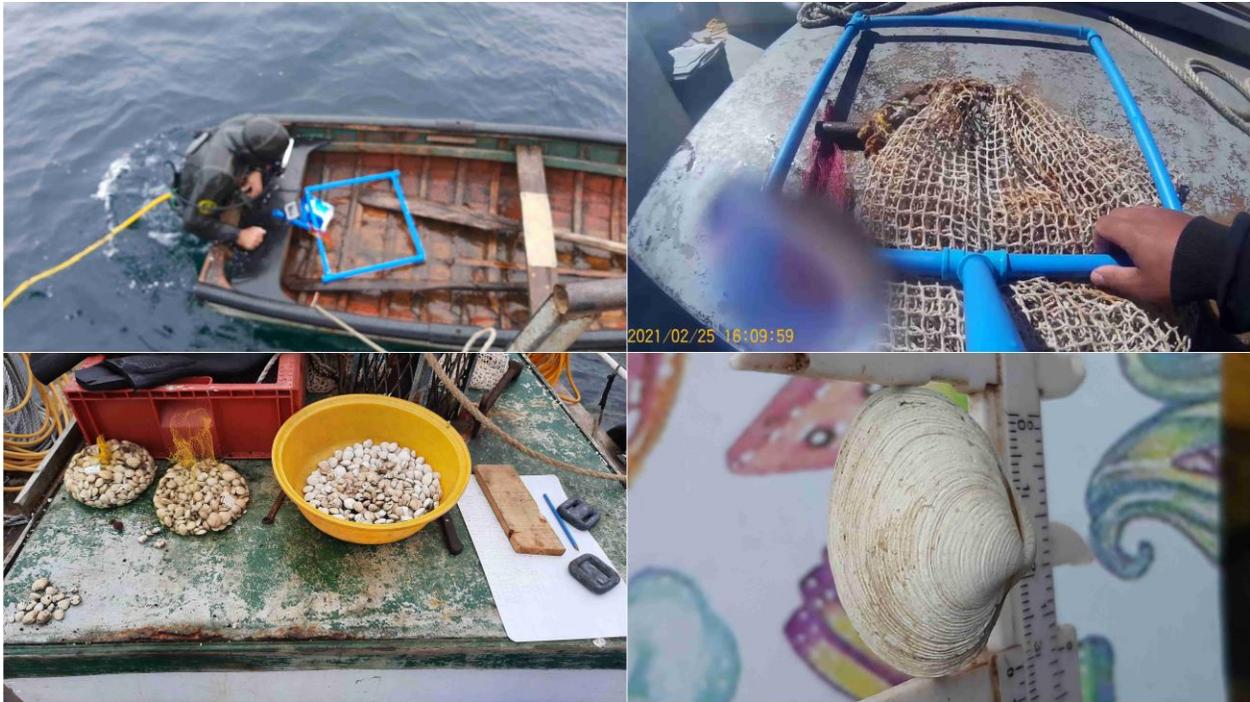


Figura 9. Resumen fotográfico de actividades de muestreo biológico-pesquero efectuado entre el 25 y 28 de febrero de 2021.

En los Numerales siguientes, se entregan los resultados de las estimaciones provenientes de la evaluación por banco evaluado y la estructura de tamaños y relación longitud-peso de cada evaluación. En todos los casos se entrega la estimación de abundancia mediante los métodos estadísticos de (i) Kriging, (ii) muestreo aleatorio simple (MAS), (iii) muestreo por conglomerados (CONG) y (iv) muestreo estratificado (EST). Para el cálculo de abundancia se consideró exclusivamente aquellas unidades de muestreo ubicadas dentro del sustrato de distribución efectiva (SDE) determinado por INLA (**Numeral 2.7.3.**).

3.4.1 Banco Alao

El resultado del proceso de determinación de sustrato de distribución efectiva y estimación de abundancia de juliana se entrega en la **Tabla 3** y **Figura 10**. A partir del análisis de estos resultados, se observa la conformación de un sólo polígono para el Sustrato de Distribución Efectiva y, por lo tanto, no se entregan los estadígrafos asociados a los métodos CONG y EST. Del análisis se desprende que, el método MAS entrega una menor abundancia estimada y un menor error de estimación que el método Kriging, implicando que el método MAS resulta comparativamente más robusto y precautorio. Por este motivo, se ha seleccionado la estimación MAS como resultado final para el cálculo de abundancia en este banco.

Tabla 3. Resultado de la estimación de abundancia de juliana en el Banco Alao, empleando 2 métodos de cálculo.

Indicador	Kriging	MAS
N_obs	48778	64
Dens_Prom	23,06	12,75
Desv_Est	30,33	47,47
CV	131,55	372,3
Error_Est	22,35	5,93
Err	96,91	46,54
Sust_Distr_Efect	1.219.450	1.228.675
Abundancia	28.116.249	15.665.606

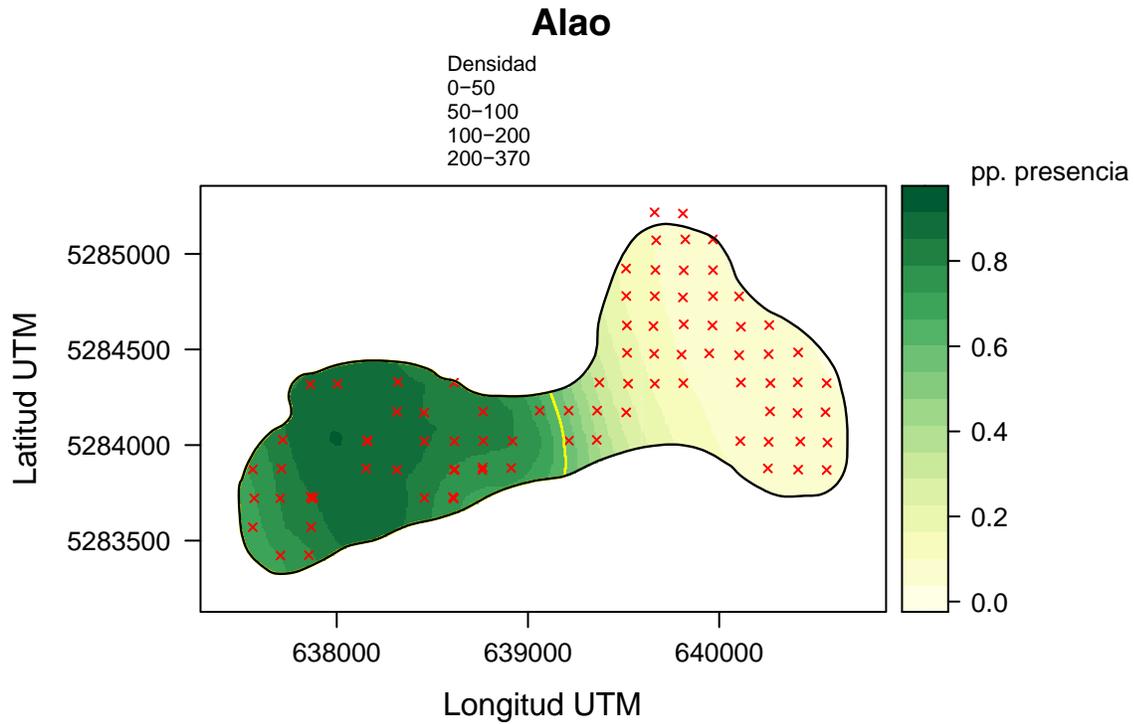


Figura 10. Densidades observadas de juliana para el Banco Alao. Coordenadas en grados, Datum SIRGAS.

Para Alao se obtuvo una muestra de 312 individuos para el análisis de la estructura de tallas y relación longitud-peso. El análisis de la estructura de tamaños reveló una talla promedio de 20,3 mm, con una alta proporción de individuos bajo talla, y una fracción explotable del 32,1%. La relación longitud-peso entrega un valor del coeficiente b superior a 3, indicando una buena condición de los individuos muestreados (**Figura 11**).

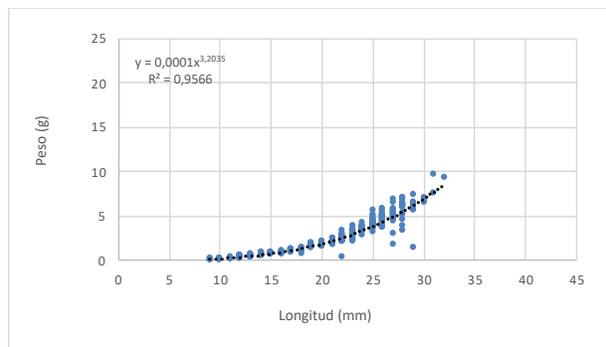
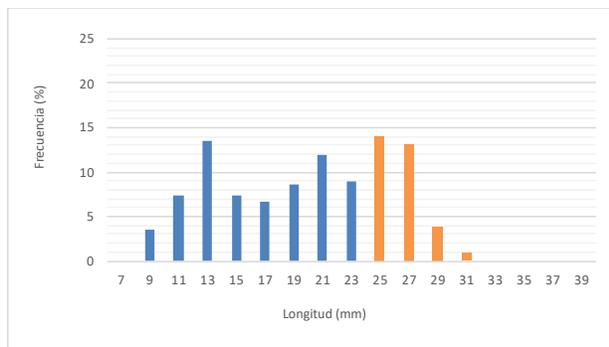


Figura 11. Análisis de estructura de tamaños y relación longitud-peso para juliana en el Banco Alao.

Finalmente, y en base a los resultados entregados, la estimación de stock para el banco Alao entrega una biomasa de 42.775 kg con un stock explotable de 26.476 kg (**Tabla 4**).

Tabla 4. Estimaciones de stock de juliana en el Banco Alao.

Estimados		Alao
Nº de muestras (tipo, dimensión)		64
Densidad media (ind/m²)		12,75
Desviación Estándar		47,47
Superficie de distribución (m²)		1.228.675
Abundancia	Nº individuos	15.665.606
	Peso (kg)	42.775
Fracción Explotable (%)		32,1%
Stock	Nº individuos	5.021.028
	Peso (kg)	26.476

3.4.2 Banco Apiao

El resultado del proceso de determinación de sustrato de distribución efectiva y estimación de abundancia de juliana se entrega en la **Tabla 5** y **Figura 12**. A partir del análisis de estos resultados, se observa la conformación de dos polígonos para el Sustrato de Distribución Efectiva y, por lo tanto, se entregan los estadígrafos asociados a los métodos Kriging, MAS, CONG y EST. Se desprende que, el método CONG entrega una menor abundancia y un menor error de estimación que los otros métodos, implicando que el método CONG resulta comparativamente más robusto y precautorio. Por este motivo, se ha seleccionado la estimación CONG como resultado final para el cálculo de abundancia en este banco.

Tabla 5. Resultado de la estimación de abundancia de juliana en el Banco Apiao, empleando 4 métodos de cálculo.

Indicador	Kriging	MAS	CONG	EST
N_obs	81729	35	35	35
Dens_Prom	34,35	23,26	23,21	23,26
Desv_Est	11,84	21,31	0,73	0,81
CV	34,47	91,63	3,16	3,46
Error_Est	16,42	3,6	0,12	0,14
Err	47,81	15,49	0,53	0,59
Sust_Distr_Efect	2.043.225	2.032.650	2.032.650	2.032.650
Abundancia	70.185.036	47.273.631	47.176.588	47.273.631

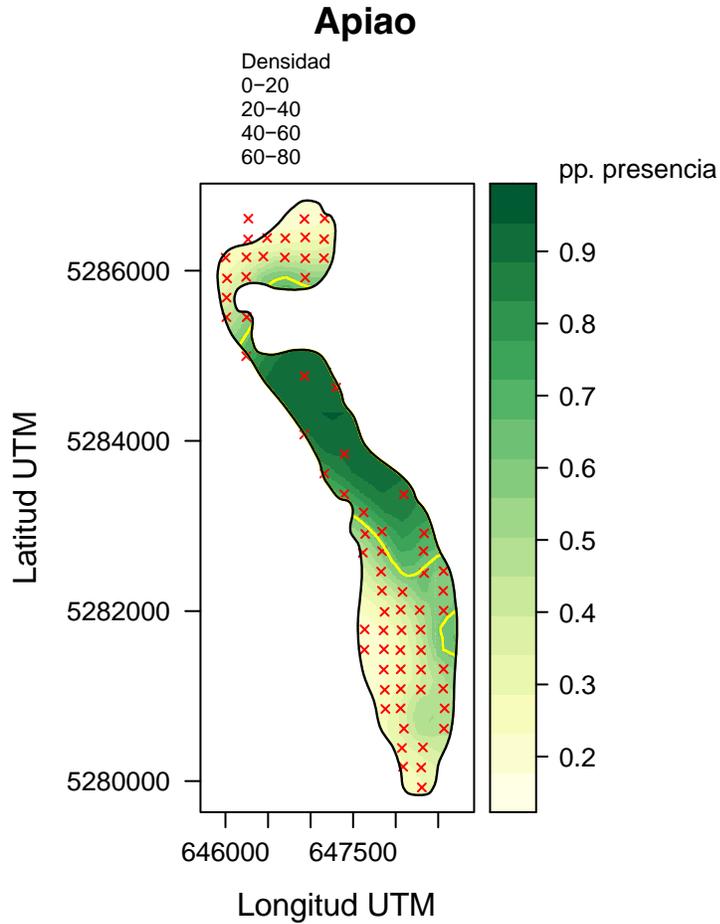


Figura 12. Densidades observadas de juliana para el Banco Apiao. Coordenadas en grados, Datum SIRGAS.

Para Apiao se obtuvo una muestra de 325 individuos para el análisis de la estructura de tallas y relación longitud-peso. El análisis de la estructura de tamaños reveló una talla promedio de 19,2 mm, con una alta proporción de individuos bajo talla, y una fracción explotable del 10,5%. La relación longitud-peso entrega un valor del coeficiente b superior a 3, indicando una buena condición de los individuos muestreados (**Figura 13**).

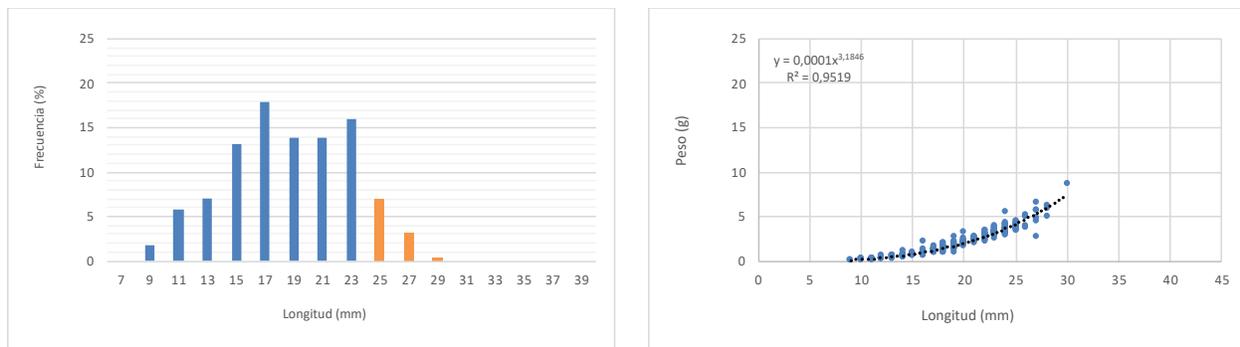


Figura 13. Análisis de estructura de tamaños y relación longitud-peso para juliana en el Banco Apiao.

Finalmente, y en base a los resultados entregados, la estimación de stock para el banco Apiao entrega una biomasa de 106.274 kg, con un stock explotable de 25.447 kg (**Tabla 6**).

Tabla 6. Estimaciones de stock de juliana en el Banco Apiao.

Estimados		Apiao
Nº de muestras (tipo, dimensión)		35
Densidad media (ind/m²)		23,21
Desviación Estándar		0,73
Superficie de distribución (m²)		2.032.650
Abundancia	Nº individuos	47.176.588
	Peso (kg)	106.274
Fracción Explotable (%)		10,5%
Stock	Nº individuos	4.935.397
	Peso (kg)	25.447

3.4.3 Banco Bajo Nihuel

El resultado del proceso de determinación de sustrato de distribución efectiva y estimación de abundancia de juliana se entrega en la **Tabla 7** y **Figura 14**. A partir del análisis de estos resultados, se observa la conformación de un sólo polígono para el Sustrato de Distribución Efectiva y, por lo tanto, no se entregan los estadígrafos asociados a los métodos CONG y EST. Del análisis se desprende que, el método MAS entrega una menor abundancia estimada y un menor error de estimación que el método Kriging, implicando que el método MAS resulta comparativamente más robusto y precautorio. Por este motivo, se ha seleccionado la estimación MAS como resultado final para el cálculo de abundancia en este banco.

Tabla 7. Resultado de la estimación de abundancia de juliana en el Banco Bajo Nihuel, empleando 2 métodos de cálculo.

Indicador	Kriging	MAS
N_obs	86977	48
Dens_Prom	1323,19	799,88
Desv_Est	1012,63	1104,95
CV	76,53	138,14
Error_Est	2321,27	159,49
Err	175,43	19,94
Sust_Distr_Efect	2.174.425	2.180.425
Abundancia	2.877.139.865	1.744.067.447

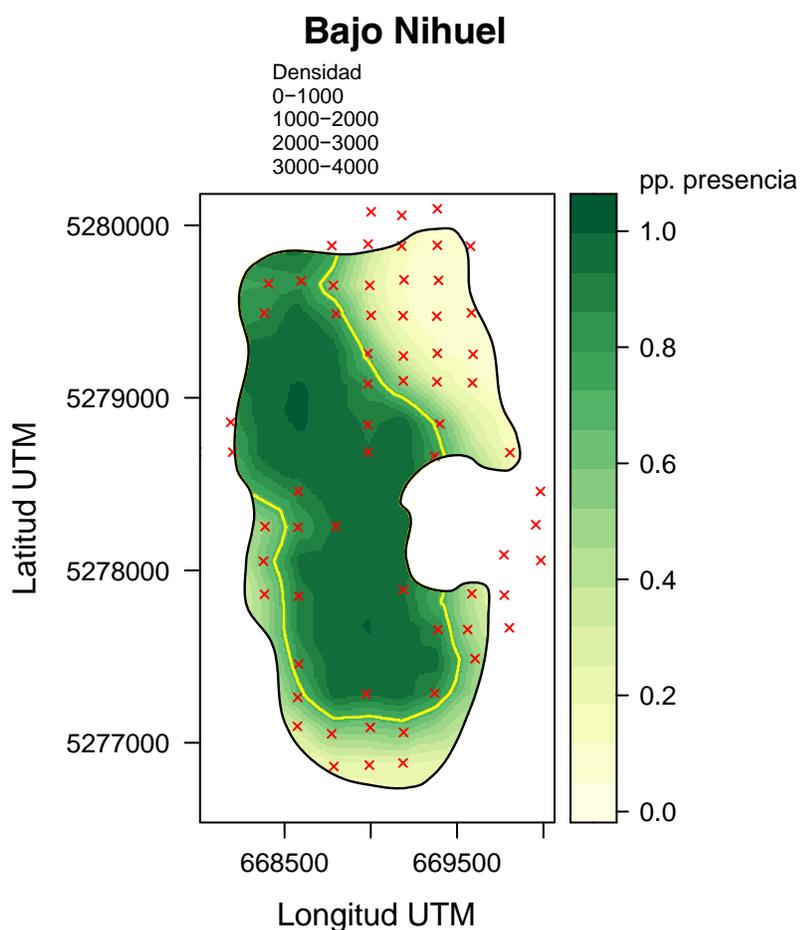


Figura 14. Densidades observadas de juliana para el Banco Bajo Nihuel. Coordenadas en grados, Datum SIRGAS.

Para Bajo Nihuel se obtuvo una muestra de 400 individuos para el análisis de la estructura de tallas y relación longitud-peso. El análisis de la estructura de tamaños reveló una talla promedio de 24,6 mm, con una alta proporción de individuos bajo talla, y una fracción explotable del 43,3%. La relación longitud-peso entrega un valor del coeficiente b superior a 3, indicando una buena condición de los individuos muestreados (**Figura 15**).

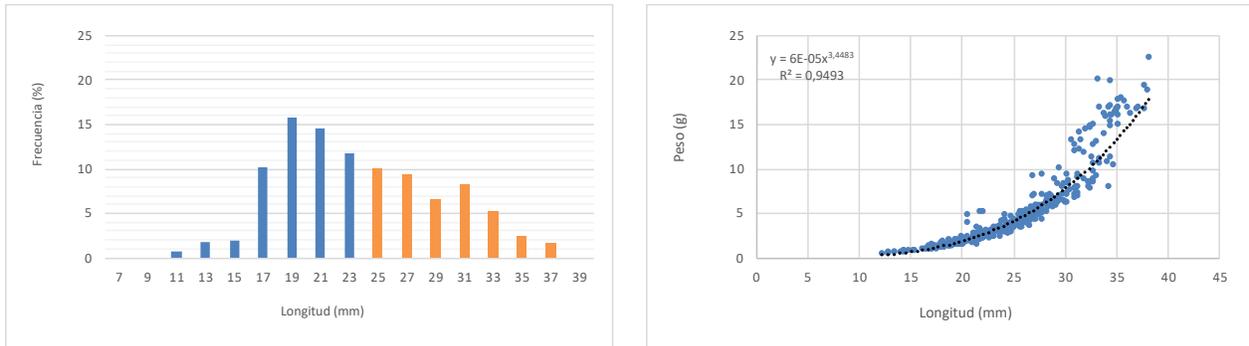


Figura 15. Análisis de estructura de tamaños y relación longitud-peso para juliana en el Banco Bajo Nihuel.

Finalmente, y en base a los resultados entregados, la estimación de stock para el banco Bajo Nihuel entrega una biomasa de 8.531.545 kg, con un stock explotable de 6.300.631 kg (**Tabla 8**).

Tabla 8. Estimaciones de stock de juliana en el Banco Bajo Nihuel.

Estimados		B. Nihuel
Nº de muestras (tipo, dimensión)		48
Densidad media (ind/m²)		799,88
Desviación Estándar		1104,95
Superficie de distribución (m²)		2.180.425
Abundancia	Nº individuos	1.744.067.447
	Peso (kg)	8.531.545
Fracción Explotable (%)		43,3%
Stock	Nº individuos	754.309.171
	Peso (kg)	6.300.631

3.4.4 Banco Caguach

El resultado del proceso de determinación de sustrato de distribución efectiva y estimación de abundancia de juliana se entrega en la **Tabla 9** y **Figura 16**. A partir del análisis de estos resultados, se observa la conformación de dos polígonos para el Sustrato de Distribución Efectiva y, por lo tanto, se entregan los estadígrafos asociados a los métodos Kriging, MAS, CONG y EST. Se desprende que, el método Kriging entrega una menor abundancia, siendo el método más precautorio, mientras que el método CONG entrega un menor error de estimación siendo comparativamente el método más robusto. En este caso, se ha seleccionado la estimación por Kriging como resultado final para el cálculo de abundancia en este banco, que corresponde al método más precautorio.

Tabla 9. Resultado de la estimación de abundancia de juliana en el Banco Caguach, empleando 4 métodos de cálculo.

Indicador	Kriging	MAS	CONG	EST
N_obs	32162	10	10	10
Dens_Prom	25,39	26,6	26,85	26,6
Desv_Est	6,91	21,19	0,08	1,5
CV	27,23	79,65	0,31	5,63
Error_Est	18,38	6,7	0,03	0,47
Err	72,41	25,19	0,1	1,78
Sust_Distr_Efect	804.050	809.250	809.250	809.250
Abundancia	20.410.289	21.526.050	21.725.383	21.526.050

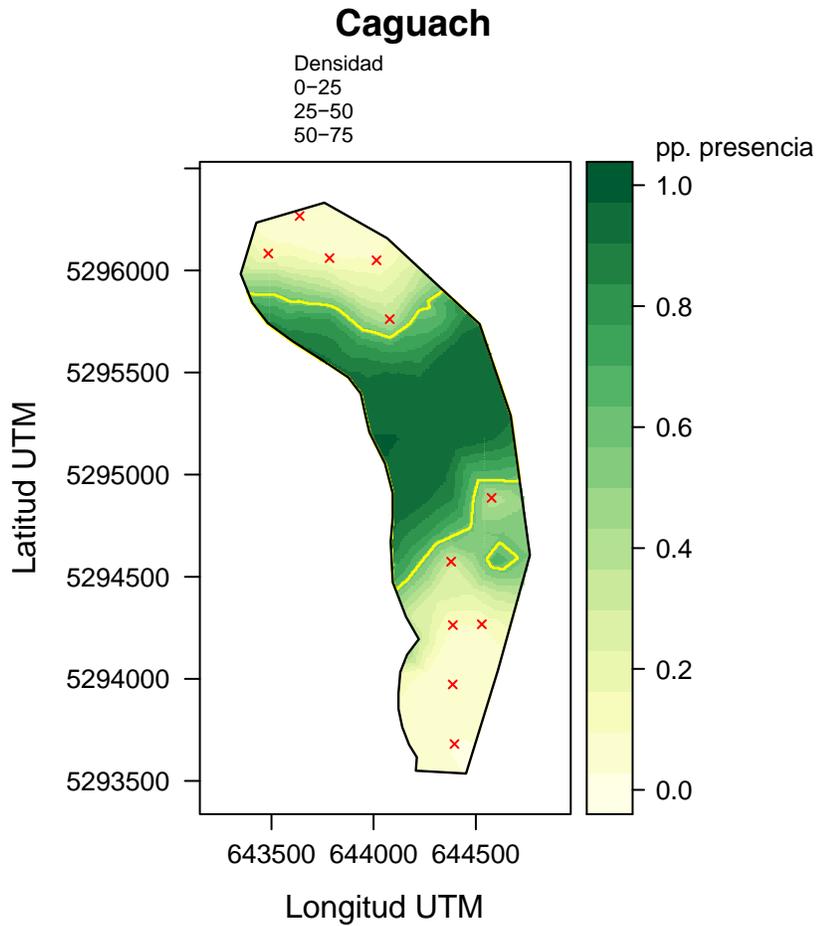


Figura 16. Densidades observadas de juliana para el Banco Caguach. Coordenadas en grados, Datum SIRGAS.

Para Caguach se obtuvo una muestra de 188 individuos para el análisis de la estructura de tallas y relación longitud-peso. El análisis de la estructura de tamaños reveló una talla promedio de 18,6 mm, con una alta proporción de individuos bajo talla, y una fracción explotable del 15,4%. La relación longitud-peso entrega un valor del coeficiente b superior a 3, indicando una buena condición de los individuos muestreados (**Figura 17**).

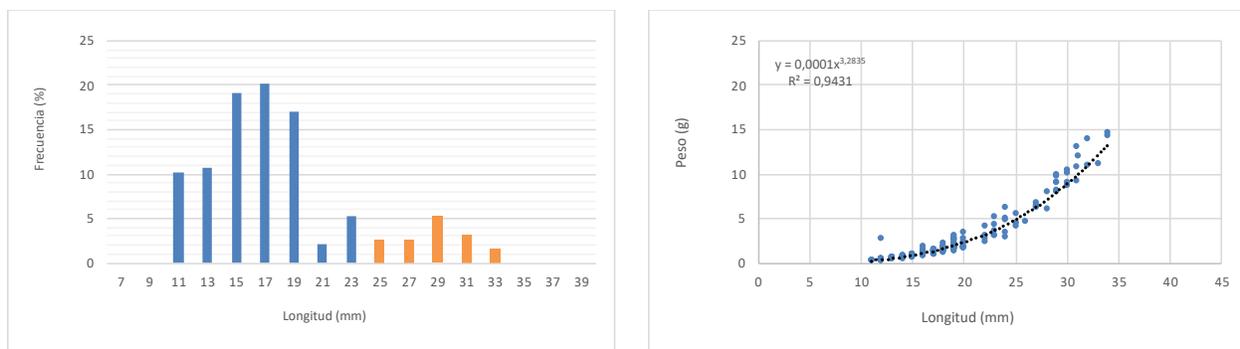


Figura 17. Análisis de estructura de tamaños y relación longitud-peso para juliana en el Banco Caguach.

Finalmente, y en base a los resultados entregados, la estimación de stock para el banco Caguach entrega una biomasa de 55.747 kg, con un stock explotable de 27.972 kg (**Tabla 10**).

Tabla 10. Estimaciones de stock de juliana en el Banco Caguach.

Estimados		Caguach
Nº de muestras (tipo, dimensión)		32162
Densidad media (ind/m²)		25,39
Desviación Estándar		6,91
Superficie de distribución (m²)		804.050
Abundancia	Nº individuos	20.410.289
	Peso (kg)	55.749
Fración Explotable (%)		15,4%
Stock	Nº individuos	3.148.396
	Peso (kg)	27.972

3.4.5 Banco Chuit

El resultado del proceso de determinación de sustrato de distribución efectiva y estimación de abundancia de juliana se entrega en la **Tabla 11** y **Figura 18**. A partir del análisis de estos resultados, se observa la conformación de un sólo polígono para el Sustrato de Distribución Efectiva y, por lo tanto, no se entregan los estadígrafos asociados a los métodos CONG y EST. Del análisis se desprende que, el método MAS entrega una menor abundancia estimada y un menor error de estimación que el método Kriging, implicando que el método MAS resulta comparativamente más robusto y precautorio. Por este motivo, se ha seleccionado la estimación MAS como resultado final para el cálculo de abundancia en este banco.

Tabla 11. Resultado de la estimación de abundancia de juliana en el Banco Chuit, empleando 2 métodos de cálculo.

Indicador	Kriging	MAS
N_obs	129485	52
Dens_Prom	336,65	217,19
Desv_Est	339,62	444,89
CV	100,88	204,84
Error_Est	824,03	61,7
Err	244,77	28,41
Sust_Distr_Efect	3.237.125	3.240.025
Abundancia	1.089.767.227	703.708.507

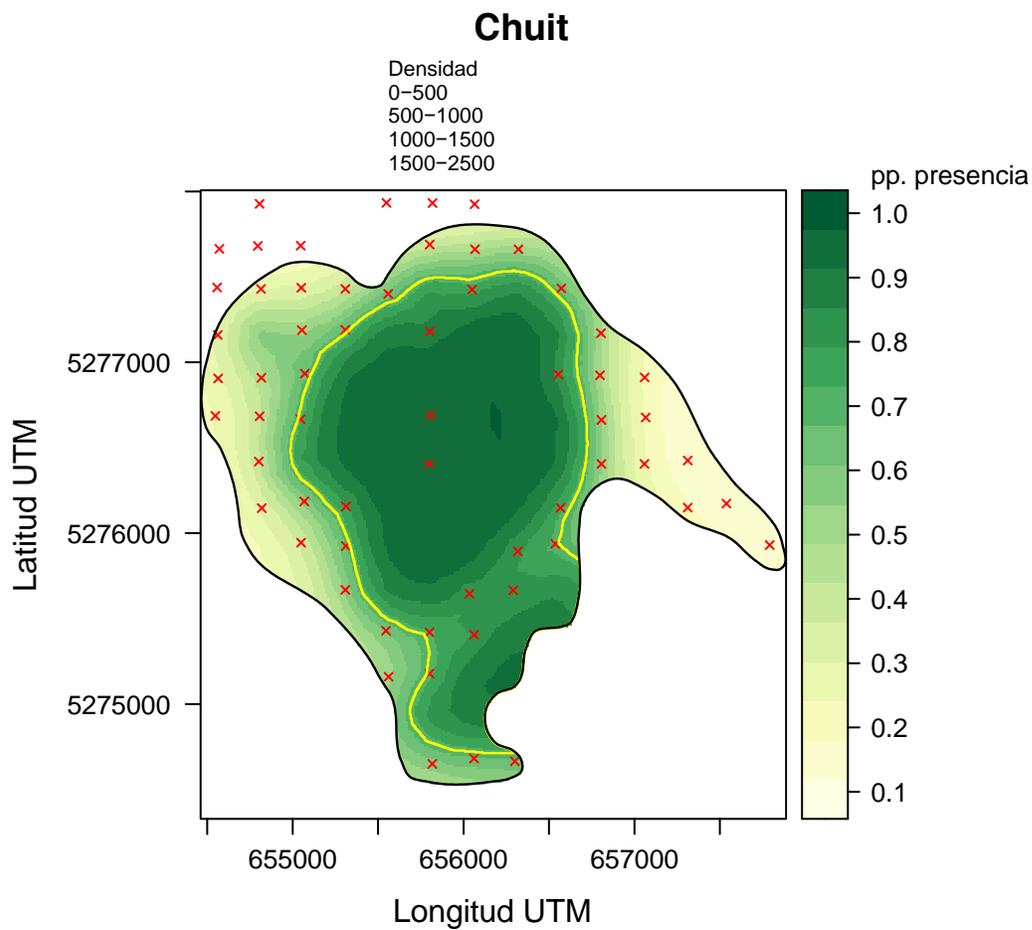


Figura 18. Densidades observadas de juliana para el Banco Chuit. Coordenadas en grados, Datum SIRGAS.

Para Chuit se obtuvo una muestra de 400 individuos para el análisis de la estructura de tallas y relación longitud-peso. El análisis de la estructura de tamaños reveló una talla promedio de 27,0 mm, con una alta proporción de individuos bajo talla, y con una fracción explotable del 70,8%. La relación longitud-peso entrega un valor del coeficiente b superior a 3, indicando una buena condición de los individuos muestreados (**Figura 19**).

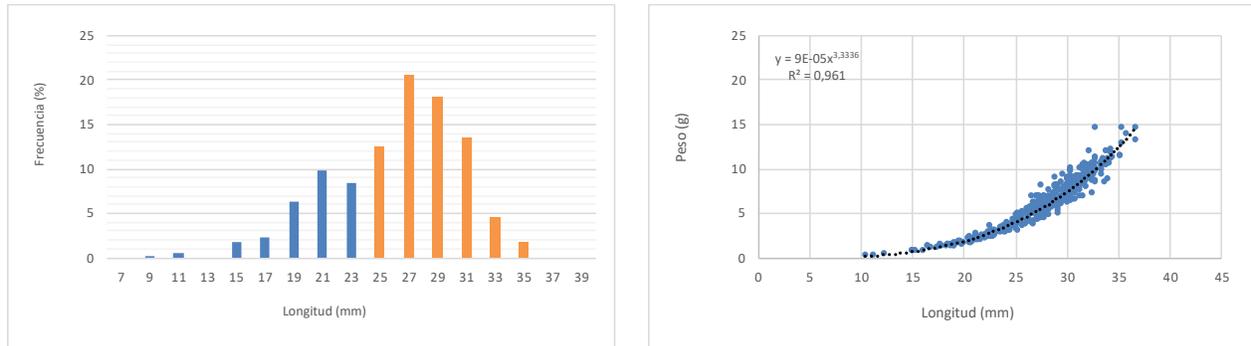


Figura 19. Análisis de estructura de tamaños y relación longitud-peso para juliana en el Banco Chuit.

Finalmente, y en base a los resultados entregados, la estimación de stock para el banco Chuit entrega una biomasa de 4.097.604 kg con un stock explotable de 3.588.744 kg (**Tabla 12**).

Tabla 12. Estimaciones de stock de juliana en el Banco Chuit.

Estimados		Chuit
Nº de muestras (tipo, dimensión)		52
Densidad media (ind/m²)		217,19
Desviación Estándar		444,89
Superficie de distribución (m²)		3.240.025
Abundancia	Nº individuos	703.708.507
	Peso (kg)	4.097.604
Fracción Explotable (%)		70,8%
Stock	Nº individuos	497.873.769
	Peso (kg)	3.588.744

3.4.6 Banco Naranja

El resultado del proceso de determinación de sustrato de distribución efectiva y estimación de abundancia de juliana se entrega en la **Tabla 13** y **Figura 20**. A partir del análisis de estos resultados, se observa la conformación de dos polígonos para el Sustrato de Distribución Efectiva y, por lo tanto, se entregan los estadígrafos asociados a los métodos Kriging, MAS, CONG y EST. Se desprende que, el método EST entrega una menor abundancia y un menor error de estimación que los otros métodos, implicando que el método EST resulta comparativamente más robusto y precautorio. Por este motivo, se ha seleccionado la estimación EST como resultado final para el cálculo de abundancia en este banco.

Tabla 13. Resultado de la estimación de abundancia de juliana en el Banco Naranja, empleando 5 métodos de cálculo.

Indicador	Kriging	MAS	CONG	EST
N_obs	48275	26	26	26
Dens_Prom	190,32	178,92	182,13	178,92
Desv_Est	79,68	298,83	58,21	13,1
CV	41,86	167,01	31,96	7,32
Error_Est	667,63	58,6	11,42	2,57
Err	350,79	32,75	6,27	1,44
Sust_Distr_Efect	1.206.875	1.221.200	1.221.200	1.221.200
Abundancia	229.690.963	218.500.862	222.416.218	218.500.862

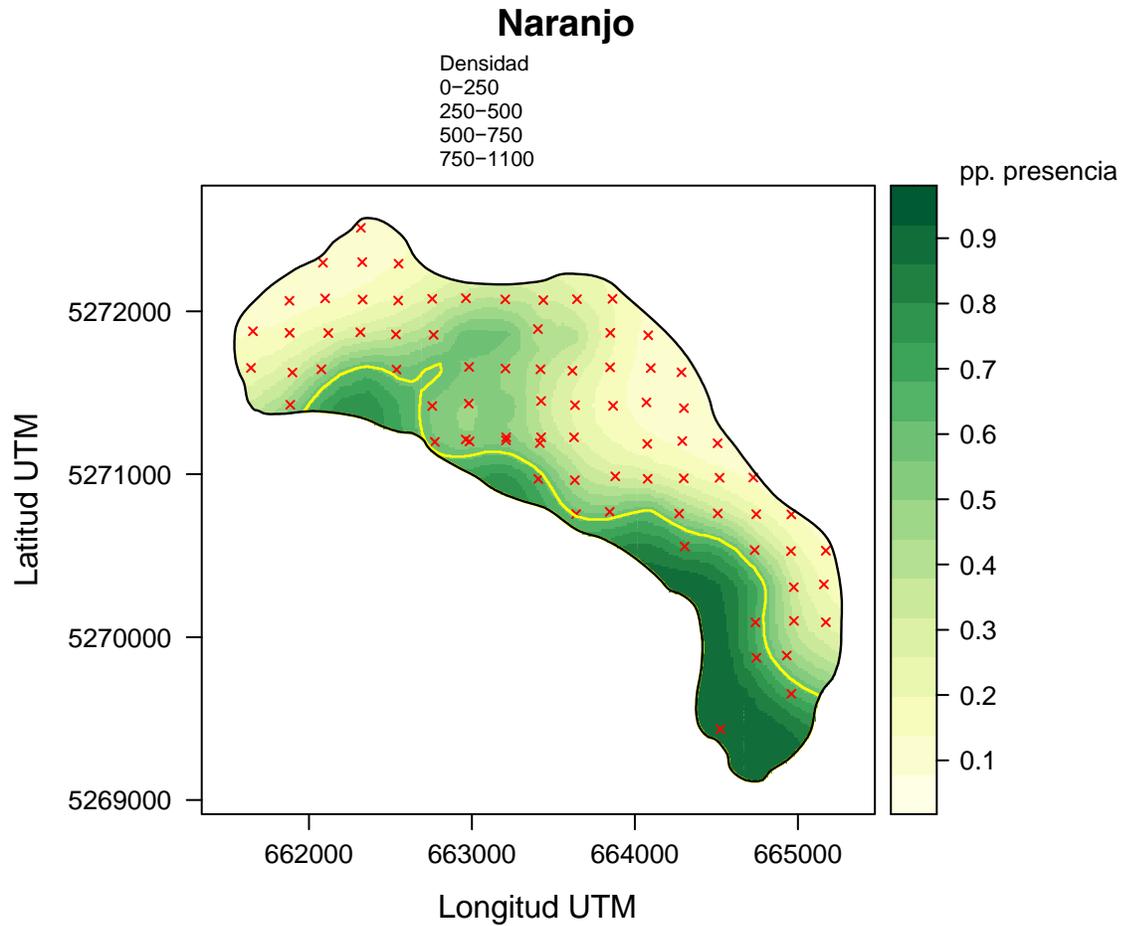


Figura 20. Densidades observadas de juliana para el Banco Naranjo. Coordenadas en grados, Datum SIRGAS.

Para Naranjo se obtuvo una muestra de 400 individuos para el análisis de la estructura de tallas y relación longitud-peso. El análisis de la estructura de tamaños reveló una talla promedio de 25,9 mm, con una alta proporción de individuos bajo talla y una fracción explotable del 62,3%. La relación longitud-peso entrega un valor del coeficiente b superior a 3, indicando una buena condición de los individuos muestreados (**Figura 21**).

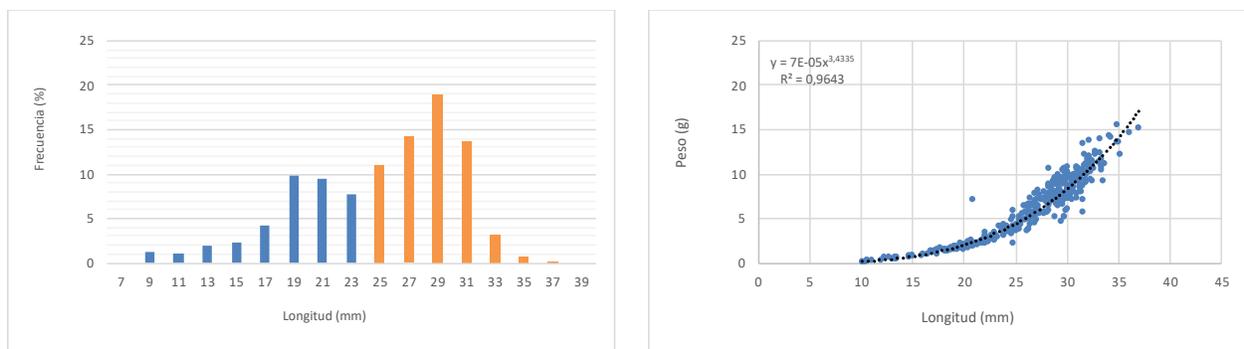


Figura 21. Análisis de estructura de tamaños y relación longitud-peso para juliana en el Banco Naranja.

Finalmente, y en base a los resultados entregados, la estimación de stock para el banco Naranja entrega una biomasa de 1.296.712 kg con un stock explotable de 1.106.709 kg (**Tabla 14**).

Tabla 14. Estimaciones de stock de juliana en el Banco Naranja.

Estimados		Naranja
Nº de muestras (tipo, dimensión)		26
Densidad media (ind/m²)		178,92
Desviación Estándar		13,10
Superficie de distribución (m²)		1.221.200
Abundancia	Nº individuos	218.500.862
	Peso (kg)	1.296.712
Fracción Explotable (%)		62,3%
Stock	Nº individuos	136.016.786
	Peso (kg)	1.106.709

3.4.7 Banco Quenac

El resultado del proceso de determinación de sustrato de distribución efectiva y estimación de abundancia de juliana se entrega en la **Tabla 15** y **Figura 22**. A partir del análisis de estos resultados, se observa la conformación de un sólo polígono para el Sustrato de Distribución Efectiva y, por lo tanto, no se entregan los estadígrafos asociados a los métodos CONG y EST. Del análisis se desprende que, el método MAS entrega una menor abundancia estimada y un menor error de estimación que el método Kriging, implicando que el método MAS resulta comparativamente más robusto y precautorio. Por este motivo, se ha seleccionado la estimación MAS como resultado final para el cálculo de abundancia en este banco.

Tabla 15. Resultado de la estimación de abundancia de juliana en el Banco Quenac, empleando 5 métodos de cálculo.

Indicador	Kriging	MAS
N_obs	79766	18
Dens_Prom	77,51	40,11
Desv_Est	49,94	85
CV	64,43	211,91
Error_Est	198,91	20,03
Err	256,64	49,95
Sust_Distr_Efect	1.994.150	1.997.050
Abundancia	154.557.589	80.103.894

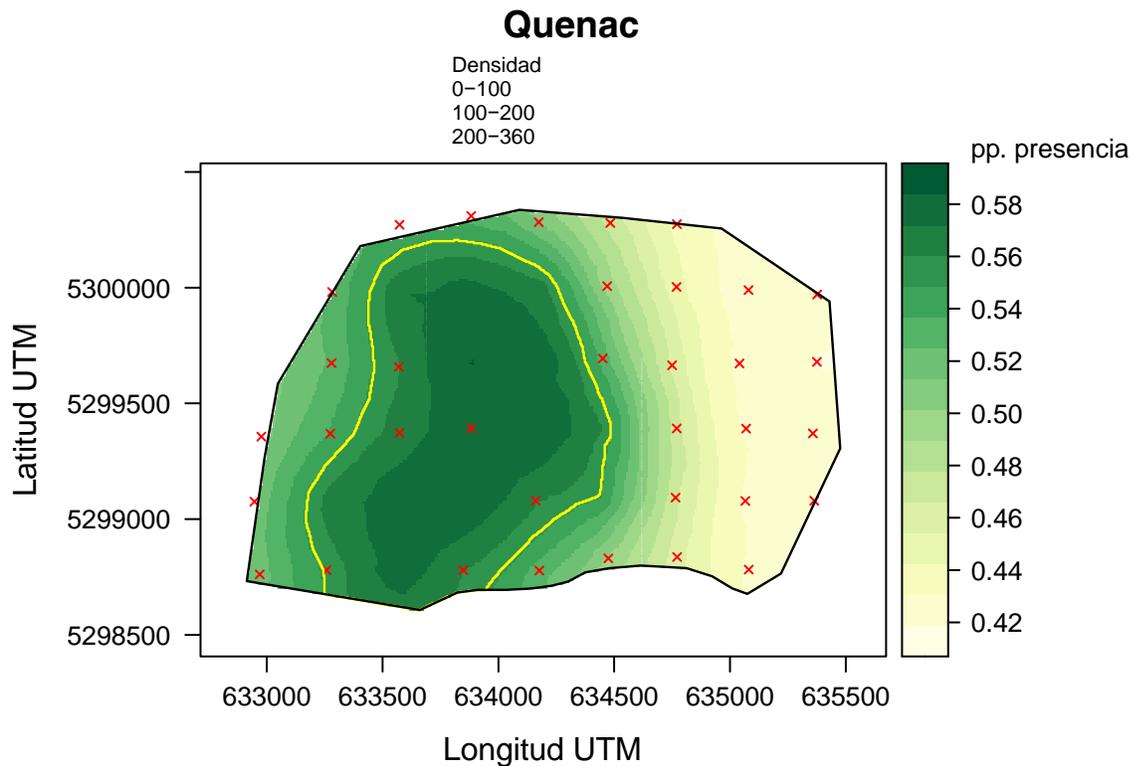


Figura 22. Densidades observadas de juliana para el Banco Quenac. Coordenadas en grados, Datum SIRGAS.

Para Quenac se obtuvo una muestra de 179 individuos para el análisis de la estructura de tallas y relación longitud-peso. El análisis de la estructura de tamaños reveló una talla promedio de 16,2 mm, con una alta proporción de individuos bajo talla y una fracción explotable del 12,8%. La relación longitud-peso entrega un valor del coeficiente b superior a 3, indicando una buena condición de los individuos muestreados (**Figura 23**).

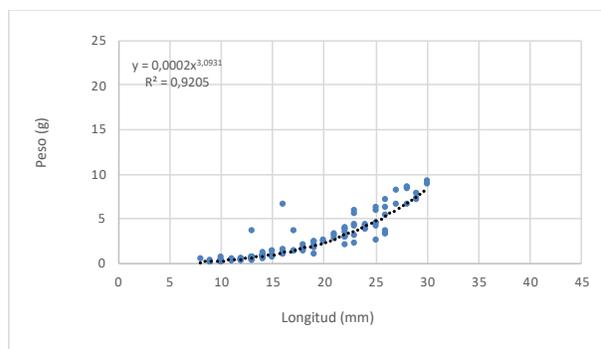
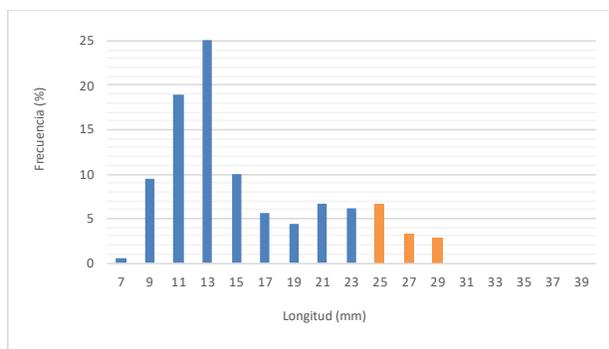


Figura 23. Análisis de estructura de tamaños y relación longitud-peso para juliana en el Banco Quenac.

Finalmente, y en base a los resultados entregados, la estimación de stock para el banco Quenac entrega una biomasa de 153.302 kg con un stock explotable de 65.079 kg (**Tabla 16**).

Tabla 16. Estimaciones de stock de juliana en el Banco Quenac.

Estimados		Quenac
Nº de muestras (tipo, dimensión)		18
Densidad media (ind/m²)		40,11
Desviación Estándar		85,00
Superficie de distribución (m²)		1.997.050
Abundancia	Nº individuos	80.103.894
	Peso (kg)	153.302
Fracción Explotable (%)		12,8%
Stock	Nº individuos	10.292.679
	Peso (kg)	65.079

3.4.8 Banco Tirúa

El resultado del proceso de determinación de sustrato de distribución efectiva y estimación de abundancia de juliana se entrega en la **Tabla 17** y **Figura 24**. A partir del análisis de estos resultados, se observa la conformación de un sólo polígono para el Sustrato de Distribución Efectiva y, por lo tanto, no se entregan los estadígrafos asociados a los métodos CONG y EST. Del análisis se desprende que, el método MAS entrega una menor abundancia estimada y un menor error de estimación que el método Kriging, implicando que el método MAS resulta comparativamente más robusto y precautorio. Por este motivo, se ha seleccionado la estimación MAS como resultado final para el cálculo de abundancia en este banco.

Tabla 17. Resultado de la estimación de abundancia de juliana en el Banco Tirúa, empleando 5 métodos de cálculo.

Indicador	Kriging	MAS
N_obs	16897	14
Dens_Prom	718,12	446,14
Desv_Est	374,84	674,31
CV	52,2	151,14
Error_Est	617,8	180,22
Err	86,03	40,39
Sust_Distr_Efect	422.425	427.000
Abundancia	303.335.046	190.503.000

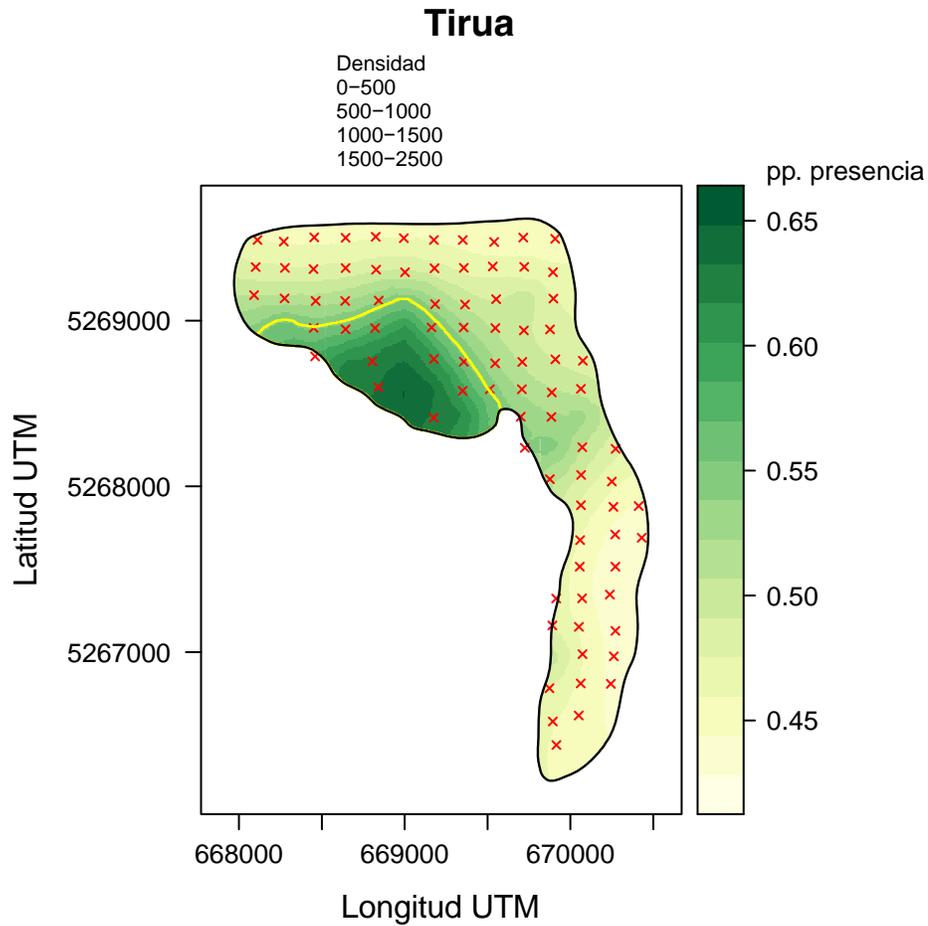


Figura 24. Densidades observadas de juliana para el Banco Tirúa. Coordenadas en grados, Datum SIRGAS.

Para Tirúa se obtuvo una muestra de 434 individuos para el análisis de la estructura de tallas y relación longitud-peso. El análisis de la estructura de tamaños reveló una talla promedio de 20,6 mm, con una alta proporción de individuos bajo talla y una fracción explotable del 15,4%. La relación longitud-peso entrega un valor del coeficiente b superior a 3, indicando una buena condición de los individuos muestreados (**Figura 25**).

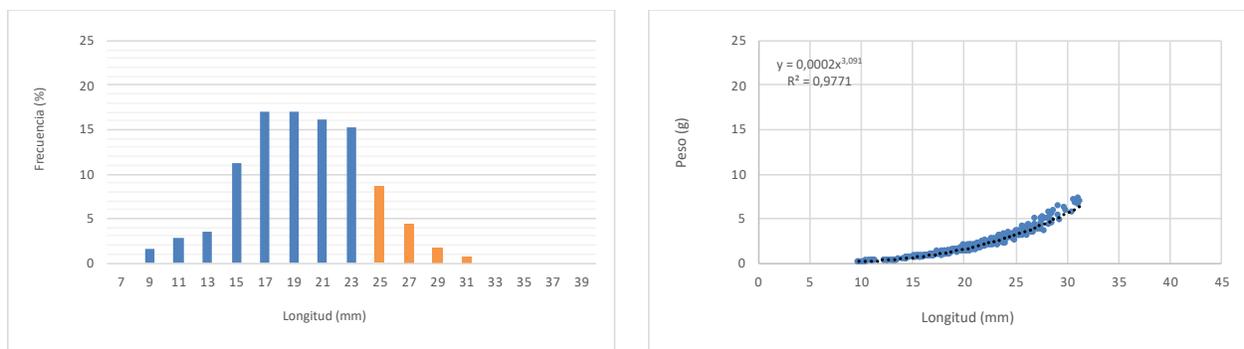


Figura 25. Análisis de estructura de tamaños y relación longitud-peso para juliana en el Banco Tirúa.

Finalmente, y en base a los resultados entregados, la estimación de stock para el banco Tirúa entrega una biomasa de 385.019 kg con un stock explotable de 125.096 kg (**Tabla 18**).

Tabla 18. Estimaciones de stock de juliana en el Banco Tirúa.

Estimados		Tirúa
Nº de muestras (tipo, dimensión)		14
Densidad media (ind/m²)		446,14
Desviación Estándar		674,31
Superficie de distribución (m²)		427.000
Abundancia	Nº individuos	190.503.000
	Peso (kg)	385.019
Fracción Explotable (%)		15,4%
Stock	Nº individuos	29.409.449
	Peso (kg)	125.096

3.5 Síntesis de resultados obtenidos

A partir de la observación de estas representaciones, se desprende que los bancos Alao, Apiao, Caguach y Quenac, muestran en general densidades promedio bajas e inferiores a 40 ind/m². Los bancos Chuit y Naranjo presentan densidades intermedias en torno a 200 ind/m². Finalmente, los bancos de Bajo Nihuel y Tirúa, presentaron las mayores densidades promedio superiores a 400 ind/m².

Las superficies de distribución efectiva de los bancos, resultaron inferiores a 100 hectáreas en el caso de Caguach y Tirúa, mientras que en los bancos de Alao, Apiao, Bajo Nihuel, Naranjo y Quenac las superficies de distribución fluctuaron entre 120 y 220 hectáreas. Finalmente, Chuit presentó la mayor superficie de distribución, la cual fue superior a 300 hectáreas.

En cuanto a las estimaciones de abundancia, los bancos de Alao, Apiao, Caguach y Quenac, estuvieron bajo los 80 millones de individuos, mientras que los bancos de Naranjo y Tirúa presentaron estimaciones en torno a 200 millones de individuos. Finalmente, los bancos de Chuit y Bajo Nihuel, presentaron las mayores abundancias con niveles en torno a 700 millones y 1.700 millones, respectivamente (**Figura 26**).

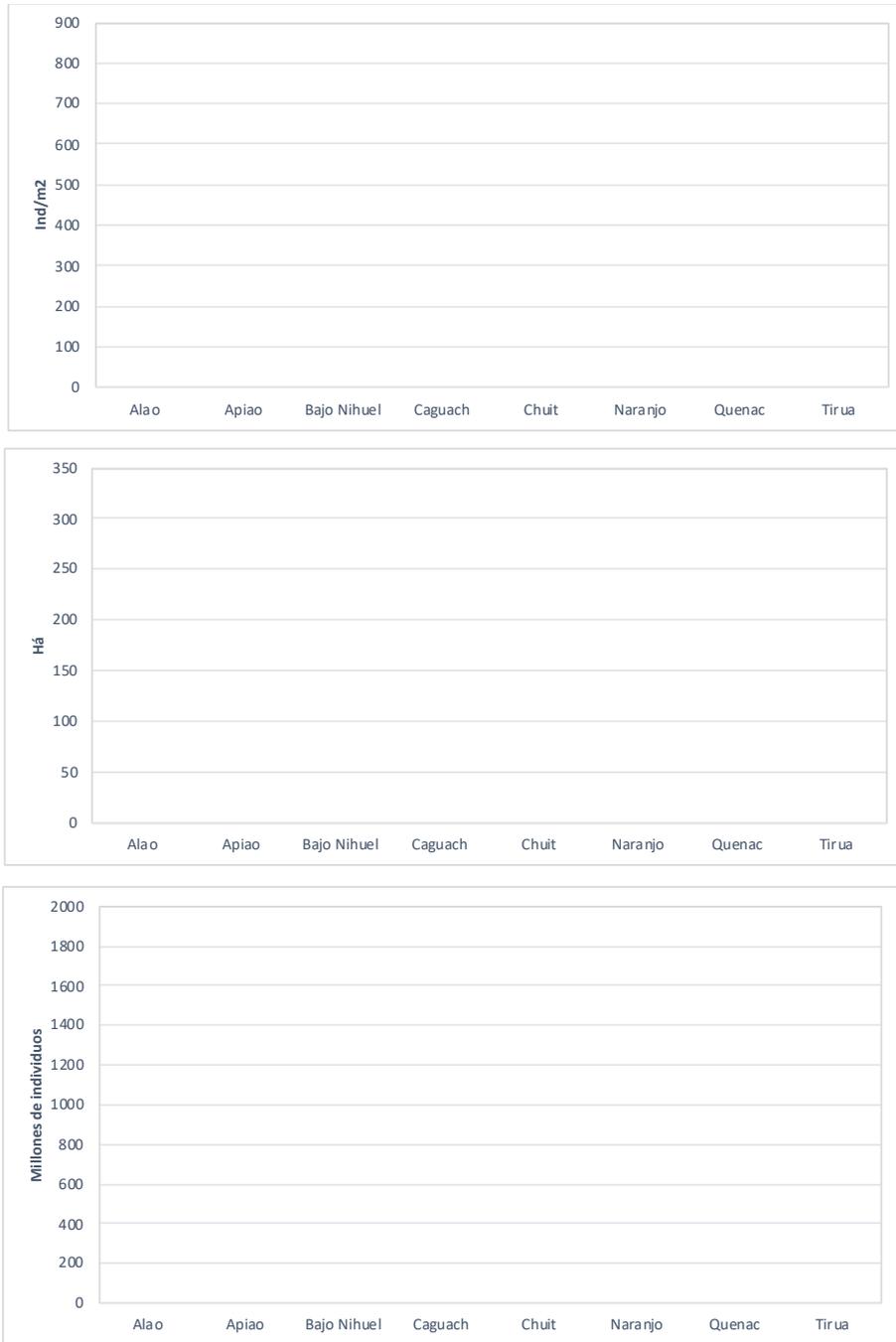


Figura 26. Síntesis de resultados de evaluación de juliana por banco. Indicadores: Densidad (panel superior), Sustrato de Distribución Efectiva (panel central) y Abundancia (panel inferior).

En la **Figura 27** se entrega una comparación de los principales indicadores estimados en la evaluación de 2018 y la presente evaluación (2021), para los bancos de Alao, Apiao, Bajo Nihuel, Chuit, Naranjo y Tirúa, que fueron evaluados en ambas ocasiones. En cuanto a las densidades se observa que a excepción de Alao, las densidades estimadas en la presente evaluación, son superiores a las del año 2018. En el caso del sustrato de distribución efectiva, la presente evaluación arrojó áreas más grandes que en el año 2018. Finalmente, en el caso de las abundancias, las presentes estimaciones arrojaron niveles superiores que las estimaciones del año 2018, salvo Alao, que presentó mayores abundancias en 2018.

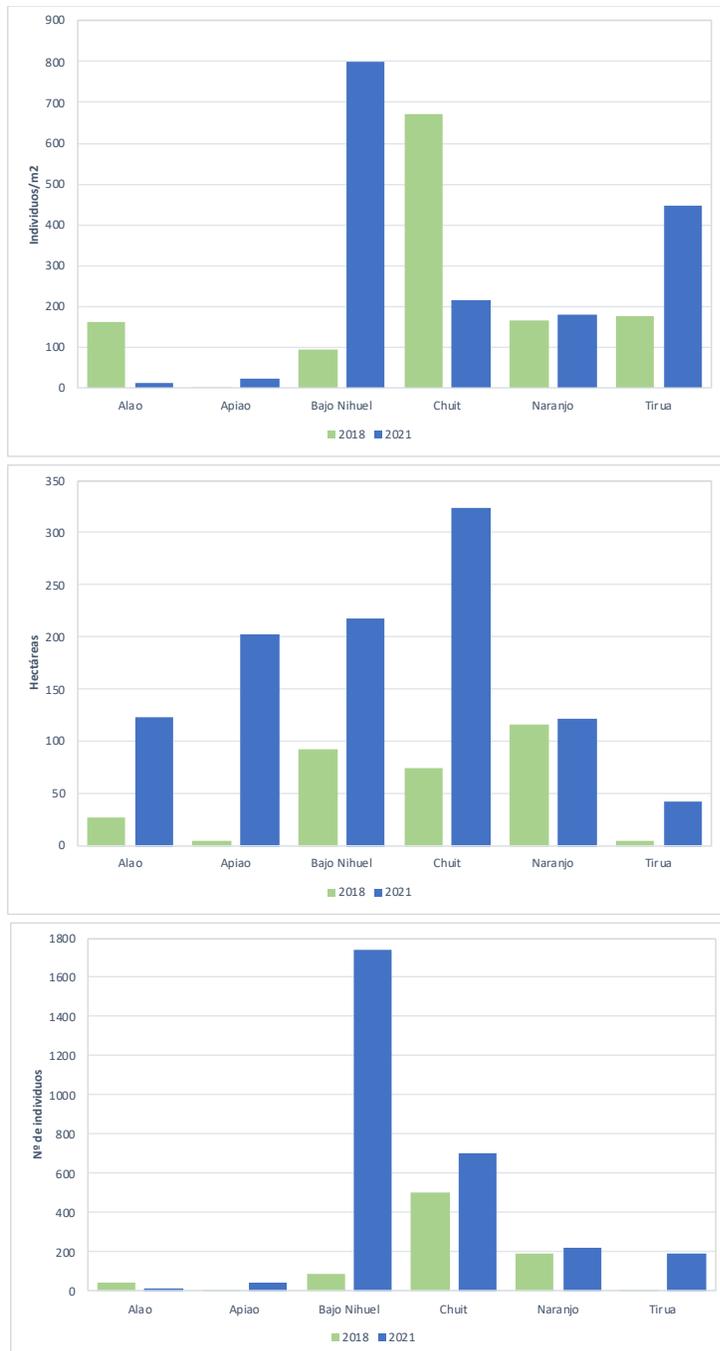


Figura 27. Comparación de resultados de evaluación de juliana efectuada el año 2018 (verde) y 2021 (azul), por banco evaluado. Indicadores: Densidad (panel superior), Sustrato de Distribución Efectiva (panel central) y Abundancia (panel inferior).

4 CONCLUSIONES

Las actividades de evaluación directa fueron ejecutadas entre el 25 y 28 de febrero de 2021, al amparo de la Pesca de Investigación R. Ex. N°E2021-041, obtenida el día 27 de enero de 2021.

Durante los días 25 y 28 de febrero de 2021, se evaluaron los bancos de Alao, Apiao, Bajo Nihuel, Caguach, Chuit, Naranjo, Quenac y Tirúa.

En cuanto a las densidades, se observa alta variabilidad entre los bancos evaluados, con densidades inferiores a 40 ind/m² en Alao, Apiao, Caguach y Quenac, y densidades promedio superiores a 400 ind/m² en el caso de Tirúa y Bajo Nihuel.

Las superficies de distribución también presentaron alta heterogeneidad entre los bancos evaluados, con niveles inferiores a 100 hectáreas en el caso de los bancos Caguach y Tirúa, y niveles superiores a 300 hectáreas en el caso de Chuit.

En cuanto a las abundancias estimadas, se observa que los bancos de Alao, Apiao, Caguach, y Quenac éstas fueron inferiores a 100 millones de individuos, mientras que las abundancias estimadas para Naranjo y Tirúa estuvieron en torno a 200 millones de individuos. Finalmente, las abundancias estimadas para Chuit estuvieron en torno a 700 millones, mientras que para Bajo Nihuel fueron superiores a 1.700 millones de individuos, siendo este el banco que presentó las mayores abundancias.

En cuanto a la estructura de tamaños, se observó que, en términos generales las fracciones explotables fueron bajas y en la mayoría de los bancos inferiores al 45%, exceptuando los bancos de Chuit (70,8%) y Naranjo (62,3%). En cuanto a la relación longitud-peso se observó en todos los bancos, un valor del coeficiente de crecimiento b superior a 3, indicando una buena condición de los individuos muestreados.

Al comparar las evaluaciones efectuadas en 2018 y la presente evaluación, se observa en términos generales, niveles de densidad, superficie de distribución y abundancias mayores en la presente evaluación, siendo Alao el único sector que presentó mayores niveles de estos indicadores en el año 2018.

5 BIBLIOGRAFÍA

Barón P, L Real, N Ciocco & M Re. 2004. Morphometry, growth and reproduction of an Atlantic population of the razor clam *Ensis macha* (Molina, 1782). *Scientia Marina*68: 211-217.

Carrillo H, A Rosson, C. Romero, L Olmos, C Pedrini, L Barros, J Osses, P. Rosson. 2012. "Elaboración de Plan de Manejo para los recursos navajuela (*Tagelus dombeii*) y huepo (*Ensis macha*), en Bahía de Corral, Región De Los Ríos". Informe Final. Elaborado por BITECMA Ltda. 179 pp + anexos.

Clark CW. 1990. *Mathematical Bioeconomics, the optimal management of renewable resources*. New York: John Wiley & Sons. 326 p.

Christensen O & P.J. Ribeiro. 2017. *geoRglm: A Package for Generalised Linear Spatial Models*. Version 0.9-11. 48 pp.

Cochran, W. 1977. *Sampling Techniques*. 3rd Edition. John Wiley & Sons, New York. 448 pp.

Conquest, L., R. Burr, R. Donnelly, J. Chavarria & V. Galluci. 1996. Sampling methods for stock assessment for small-scale fisheries in developing countries. In: Galluci, v., S. Saila, D. Gustafson & B. Rothshild (Eds.) *Stock Assessment: Quantitative methods and applications for small-scale fisheries*. CRC Press. Chapter 4: 179-226. 527 p.

Cuadras C. 1981. *Métodos de análisis multivariante*. Editorial Universitaria de Barcelona S.A. Montreal, 642 p.

Goovaerts P. 1997. *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*, Oxford University Press, 483 p.

Guzmán N, S Saá, L Ortlieb. 1998. Catálogo descriptivo de los moluscos litorales (Gastropoda y Pelecypoda) de la zona de Antofagasta, 23 S (Chile). *Estud. Oceanol*, 17, 17-86.

Hernández A, C Parra, C Leal, C Carrasco. 2016. *Evaluación directa huepo y navajuela en la Bahía de Corral*. Unidad Ejecutora: GEAM CHILE LTDA.

Hernández A, J. Vergara, C. Leal, N. Muñoz (2018). INFORME FINAL EVALUACIÓN DIRECTA DE JULIANA EN LA REGIÓN DE LOS LAGOS, 2017 (ID:1049-78-LE17). 74 pp.

Hjelle Ø, Dæhlen M. 2006. Triangulations and applications. mathematics and visualization, Springer, New York.

Hurlbert S.H. 1971. The non concept of species diversity: a critique and alternative parameters. Ecology 52:577-586.

Lindgren F, Rue H, Lindström J (2011) An explicit link between Gaussian fields and Gaussian Markov random fields: the SPDE approach (with discussion). J R Stat Soc Ser B 73:423–498.

Jaramillo E. 1998. Estudio biológico pesquero de los recursos almeja, navajuela y huepo en la VIII y X regiones. Informe Final Proyecto FIP. 96-46. Universidad Austral de Chile: 106 pp.

Mendiz, N. 2010. *Tagelus dombeii* (Lamarck, 1818): antecedentes de la especie (Lamarck, 1818): antecedentes de la especie. Sociedad Malacológica de Chile (SMACH). *Amici Molluscarum* 18: 31-33.

Molinet C., N. Barahona, E. Niklitschek, M. Diaz & P. Diaz. 2014. Diseño de una red de estaciones fijas de monitoreo para la pesquería del recurso erizo en la X y XI Regiones. Informe Final. Proyecto – FIP N° 2012-14. 307 pp.

Montecinos M, R Cárcamo, R Jaramillo. 2014. Seguimiento Biológico Pesquero y Evaluación Económica de la Pesquería de Recursos Bentónicos de la Bahía de Corral, como Insumo para el Plan de Manejo, XIV Región 2013 – 2014. LICITACIÓN ID 4728-158-LE13. Elaborado por Gestión Futuro.

Navarro J, E Clasing, M Lardies, R Stead. 2008. Feeding behaviour of the infaunal bivalve *Tagelus dombeii* (Lamarck, 1818). Suspension vs. deposit feeding. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 43(3): 599-605.

Pielou E C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of*

R Development Core Team (2021) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna <http://www.R-project.org/>.

Ribeiro P.J. & P.J. Diggle, 2016. *geoR: Analysis of Geostatistical Data*. Version 1.7-5.2. 151 pp.

Rue H., Martino S., Chopin N. (2009) Approximate Bayesian inference for latent Gaussian models by using integrated nested Laplace approximations. *Journal of the Royal Statistical Society, Series B* 71(2):319–392.

Rue H., Riebler A., Sørbye SH., Illian JB., Simpson DP., Lindgren F (2017) Bayesian Computing with INLA: A Review. *Annual Review of Statistics and Its Application*, 4:395-421.

SSPA, 2015. Plan de Manejo Recursos Bentónicos en Bahía Corral (PMBC), XIV Región. Dirección Zonal de Pesca y Acuicultura IX-XIV Regiones. Unidad Recursos Bentónicos. 37 pp.

Sanders H L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *American Naturalist* 102: 243-282.

6 ANEXOS

ANEXO III

Informe de Evaluación Directa del Recurso Macha en la Región de Los Lagos.



INFORME FINAL
EVALUACION DIRECTA Y MONITOREO DE RECLUTAMIENTO DE MACHA
RES. N°124

Requirente : INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO
PALMA Y VERGARA LIMITADA
Unidad Técnica : CENTRO DE INVESTIGACION EN RECURSOS
NATURALES SpA

Concepción, noviembre de 2020

EQUIPO DE TRABAJO

Nombre	Grado(s) Académico(s) y Especializaciones	Cargo
Aldo Hernández R.	Biólogo Marino MSc. en Pesquerías Diplomado en SIG Dr(c). Manejo de Recursos Acuáticos Renovables	Jefe Proyecto HOLON SpA
Jonathan Vergara V.	Ingeniero Acuícola Buzo Especialista Diplomado en Gestión Territorial Diplomado en SIG	Jefe de Terreno Coordinador de campo O-DIVERS
Carlos Leal G.	Biólogo Marino MSc. en Pesquerías Diplomado en SIG	Investigador HOLON SpA
Nicolás Muñoz	Biólogo Marino MSc (c). en Pesquerías	Investigador HOLON SpA
Daniela Henríquez	Biólogo Marino MSc (c). en Oceanografía	Investigadora HOLON SpA
Eduardo Palma P.	Biólogo Marino Supervisor de Buceo Profesional	Profesional de Terreno O-DIVERS
Alfonso Inzunza	Técnico en Manejo de recursos Marítimos Buzo Comercial	Profesional de Terreno O-DIVERS
Celia Ballotta	Biólogo Marino Buzo Especialista	Profesional de Terreno O-DIVERS
Ignacio Rudolph K.	Bioquímico Buzo Especialista Diplomado en SIG	Profesional de Terreno O-DIVERS

RESUMEN EJECUTIVO

El presente documento corresponde al informe final del proyecto EVALUACIÓN DIRECTA Y MONITOREO DE RECLUTAMIENTO DE MACHA, donde se solicitó las evaluaciones directas de *Mesodesma donacium*, en las playas Godoy, Pangal, Corcovado y Pucaihuén de la Región de Los Lagos, y una evaluación de semillas de macha en las playas de Ritoque, Región de Valparaíso, y de las playas Godoy, Pangal, Mar Brava, Corcovado y Pucaihuén en la Región de Los Lagos.

Debido a las restricciones sanitarias producto del COVID-19, las playas Corcovado y Pucaihuén, ubicadas en la localidad de Chaitén, no pudieron ser evaluadas durante junio y julio de 2020, situación que fue informada a la contraparte técnica, dando a conocer los motivos que impidieron el acceso a esas playas.

En este sentido, se entregó en primera instancia un informe con los resultados de las evaluaciones directas de macha de las playas Godoy y Pangal, ubicadas en la comuna de Maullín, Región de Los Lagos, y las evaluaciones de reclutas de macha de las playas de Godoy, Pangal y Mar Brava (Región de Los Lagos) y Ritoque (Región de Valparaíso).

En este nuevo informe, se entregan los resultados del total de las evaluaciones efectuadas, incluyendo las evaluaciones de adultos y reclutas en las playas de Corcovado y Pucaihuén de la Comuna de Chaitén, actividades efectuadas entre los días 14 y 16 de noviembre de 2020.

Todas estas actividades fueron efectuadas al amparo de la pesca de investigación E-2020-282, del 22 de mayo de 2020, que autoriza las actividades de evaluación directa en ambas regiones.

Las evaluaciones fueron planificadas sobre la base del posicionamiento espacial de las playas, lo cual permitió la determinación de la longitud de cada una de éstas, y la posterior disposición de transectos perpendiculares a la línea de costa a una distancia de separación inferior a 100 metros. De esta forma se dispuso de un total de 60 transectos para la evaluación directa en playa Pangal, 28 transectos en playa Godoy, 78 transectos en playa Corcovado y 93 transectos en playa Pucaihuén.

Adicionalmente, se efectuó una evaluación de las zonas de reclutamiento en las playas Pangal, Godoy, Mar Brava, Ritoque, Corcovado y Pucaihuén para lo cual, se elaboraron cartas temáticas

en conjunto con pescadores locales con experiencia en evaluación de macha, con lo cual fue posible la delimitación y posterior evaluación de los sectores con presencia de reclutas de macha en cada una de las playas.

Las actividades de terrenos fueron ejecutadas durante junio y julio de 2020 y posteriormente durante el mes de noviembre de 2020, poniendo especial énfasis en realizar la evaluación durante las mareas más bajas. El procedimiento de levantamiento de información en terreno fue realizado exclusivamente por taloneros con reconocida experiencia en la identificación y extracción de macha y el apoyo del personal técnico quien verificó la correcta ejecución de los protocolos de evaluación.

Los resultados de las evaluaciones directas de macha indican que, la distribución espacial de macha en playa Godoy mostró mayores densidades en la sección más protegida de la playa, mientras que en la sección sur la cual esta mas expuesta al oleaje, se registraron las menores densidades. La densidad promedio de macha en playa Godoy fue de 2,3 ind/m², con 5,7 ha de sustrato de distribución efectiva, lo que arrojó abundancias cercanas a 133 mil individuos. La fracción sobre TML de este recurso fue cercana al 30%.

En el caso de playa Pangal las mayores densidades de macha se ubicaron en la sección centro y norte de la playa, y menores densidades en la sección sur. Las densidades promedio en Pangal fueron de 1,2 ind/m², con 3,7 ha de sustrato de distribución efectiva, y abundancias estimadas en torno a 45 mil individuos. La fracción sobre TML de esta especie fue igual a 32,6%.

En el caso de las playas ubicadas en la localidad de Chaitén, las densidades observadas fueron comparativamente mas bajas que las densidades de las playas de Maullín. Para Corcovado las densidades de macha fueron en general muy bajas, ubicadas únicamente en la sección central de la playa, y ausencia de macha en las secciones norte y sur de la playa. Las densidades promedio en los puntos con presencia en Corcovado fueron de 0,5 ind/m², con 0,36 ha de sustrato de distribución efectiva, y abundancias estimadas en torno a 1.627 individuos. La fracción sobre TML de esta especie fue igual a 91,7%.

En el caso de playa Pucaihuén las mayores densidades de macha se ubicaron en la sección centro y norte de la playa, con ausencia de machas en la sección sur. Las densidades promedio

en Pucaihuén fueron de 0,8 ind/m², con 2 ha de sustrato de distribución efectiva, y abundancias estimadas en torno a 16 mil individuos. La fracción sobre TML de esta especie fue igual a 93,5%.

En cuanto a la identificación de zonas de reclutamiento por parte de los pescadores, se observó un alto grado de coincidencias en las zonas identificadas por los pescadores en las playas de Maullín. No obstante, en Playa Ritoque se observaron importantes diferencias en las zonas de reclutamiento indicadas, lo cual puede estar asociado, a que en Playa Ritoque, actualmente la extracción de macha es prácticamente nula.

Los muestreos de reclutas efectuados en las zonas señaladas por los pescadores, indican densidades observadas muy bajas en Playa Ritoque, donde se registró únicamente 2 ejemplares de semillas en la zona evaluada. En las playas de Maullín, se observan importantes densidades de reclutas de macha, con presencia en el 63% de los puntos evaluados en Godoy, 58% en Pangal y 85% en Mar brava, y con densidades de reclutas generalmente mayores a 50 ind/m², con peaks superiores a 200 ind/m² en las playas de Godoy, Pangal y Mar Brava. Finalmente, en el caso de las evaluaciones de las playas Corcovado y Pucaihuén efectuadas durante noviembre de 2020, presentaron muy bajas abundancia de semillas, identificándose apenas 1 ejemplar en la localidad de Pucaihuén y ausencia de semillas en playa Corcovado.

TABLA DE CONTENIDO

1	INTRODUCCIÓN	8
2	OBJETIVOS	11
2.1	OBJETIVO GENERAL	11
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	11
3	METODOLOGÍA	12
3.1	ZONA DE ESTUDIO	12
3.2	REUNIONES DE COORDINACIÓN	14
3.3	SOLICITUD PESCA DE INVESTIGACIÓN	14
3.4	EVALUACIÓN DIRECTA	14
3.4.1	CAPACITACIÓN A TALONEROS Y PROFESIONALES DE TERRENO	14
3.4.2	SELECCIÓN DE TALONEROS	15
3.4.3	PLANIFICACIÓN DE ACTIVIDADES DE TERRENO	15
3.4.4	DELIMITACIÓN GEOGRÁFICA DE CADA POBLACIÓN A EVALUAR	15
3.4.5	UNIDAD DE MUESTREO	16
3.4.6	EVALUACIÓN DIRECTA	18
3.4.7	TRATAMIENTO DE INFORMACIÓN	24
3.4.8	DESCRIPCIÓN ESPACIAL DE BANCOS DE MACHA	24
3.4.9	EVALUACIÓN DE ESTRUCTURA DE TALLAS Y RELACIÓN LONGITUD-PESO	26
3.4.10	TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LAS DENSIDADES PARA REDUCCIÓN DEL COEFICIENTE DE VARIACIÓN	27
3.4.11	GENERACIÓN DE CARTOGRAFÍA EN SIG	31
3.5	MUESTREOS DEL RECLUTAMIENTO DE LOS BANCOS DE MACHAS CONSIDERADOS EN EL ESTUDIO	32
3.5.1	ELABORACIÓN DE REFERENCIAS NO DOCUMENTADAS CON USUARIOS CALIFICADOS	32
3.5.2	RECONOCIMIENTO Y DELIMITACIÓN DE ZONAS CON PRESENCIA DE RECLUTAS	33
3.5.3	MUESTREO DE ZONAS DE RECLUTAMIENTO	33
3.5.4	ANÁLISIS DE RESULTADOS	35
3.6	GENERACIÓN DE BASES DE DATOS GEORREFERENCIADA EN FORMATO IFOP	35
3.7	TALLERES E INFORMES	35

3.7.1	ENTREGA DE INFORMES.....	35
3.7.2	TALLER DE CIERRE DEL PROYECTO.....	36
4	<u>RESULTADOS</u>	<u>37</u>
4.1	COORDINACIÓN GENERAL.....	37
4.1.1	REUNIONES DE COORDINACIÓN.....	37
4.1.2	PESCA DE INVESTIGACIÓN	38
4.1.3	SELECCIÓN DE TALONEROS.....	38
4.2	RESULTADOS DE EVALUACIONES DIRECTAS.....	40
4.2.1	PLAYA GODOY	40
4.2.2	PLAYA PANGAL	46
4.2.3	PLAYA CORCOVADO	52
4.2.4	PLAYA PUCAIHUÉN	58
4.3	RECLUTAMIENTO EN BANCOS DE MACHA	64
4.3.1	ELABORACIÓN DE REFERENCIAS NO DOCUMENTADAS CON USUARIOS CALIFICADOS	64
4.3.2	ESTIMACIÓN DEL RECLUTAMIENTO EN PLAYA RITOQUE	75
4.3.3	ESTIMACIÓN DEL RECLUTAMIENTO EN GODOY.....	77
4.3.4	ESTIMACIÓN DEL RECLUTAMIENTO EN PANGAL.....	80
4.3.5	ESTIMACIÓN DEL RECLUTAMIENTO EN MAR BRAVA	83
4.3.6	ESTIMACIÓN DEL RECLUTAMIENTO EN CORCOVADO.....	87
4.3.7	ESTIMACIÓN DEL RECLUTAMIENTO EN PLAYA PUCAIHUÉN	89
4.4	GENERACIÓN DE BASES DE DATOS GEORREFERENCIADA EN FORMATO IFOP	91
5	<u>CONCLUSIONES</u>	<u>92</u>
6	<u>BIBLIOGRAFÍA</u>	<u>94</u>
7	<u>ANEXOS.....</u>	<u>98</u>

1 INTRODUCCIÓN

La macha (*Mesodesma donacium* Lamark, 1818) es una especie típica de aguas frías en la Corriente de Humboldt (Carré, 2007), y se distribuye desde Bahía Sechura (5°S) hasta la isla de Chiloé (43°S) (Amar et al 2008). Batimétricamente, habita en playas arenosas hasta 15 m de profundidad (Carré, 2007), especialmente en playas expuestas al fuerte oleaje y con una alta dinámica en el sedimento (Arntz et al 1987), conformando parches o bancos identificables a lo largo de la costa (Jaramillo et al 1994).

La macha es una especie dioica con fecundación externa, sin dimorfismo sexual (Guzmán et al 1998). Presenta un ciclo reproductivo anual sincrónico para ambos sexos (Rubilar et al. 2001) con desove en primavera y una fase de reposo sexual en verano (Tarifeño, 1990). Antecedentes sobre el desarrollo embriológico y larval indican que el desarrollo es directo con un estadio de trocófora y larva véliger con protoconcho I y II. El período desde la fecundación hasta la formación de la larva trocófora puede durar alrededor de 24 horas (Tarifeño, 1990). Durante esta fase hay un incremento de la talla larval, la duración de la larva trocófora es de 1 a 4 días (Tarifeño, 1990). La posterior larva véliger tiene una capacidad relativamente débil para la natación, y permanece aproximadamente entre 30 a 45 días en el plancton, período en que ocurre la dispersión larval en la columna del agua (Jerez et al. 1999). La metamorfosis de larva planctónica a individuos asentados ocurre aproximadamente a una talla de 200 a 250 micras (Tarifeño, 1990; Jerez et al., 1999), los reclutas han sido identificados a partir de una longitud menor o igual a 20 mm (Rubilar et al. 2001, Ariz et al. 1994) o cercana a los 24 mm (Ortiz & Stotz 1996).

La pesquería de la macha a lo largo de la costa de Chile presenta, en general, una historia de fuertes fluctuaciones, con bancos que se explotan de manera intensiva hasta el agotamiento, luego de lo cual dejan de ser objeto de extracción. Adicionalmente, fenómenos naturales como, como es el caso del Niño en el año 1997, han afectado notoriamente el desempeño de la pesquería en el norte del país (Thiel et al 2007). Los desembarques de machas, al ser agrupados por Región, o a nivel país, enmascaran la dinámica de una pesquería de pulsos, donde nuevos bancos compensan el cese de la operación en los anteriores.

En la Región de Los Lagos, la actividad extractiva se concentró en Chiloé durante la década de los 80, siendo Mar Brava y Cucao los bancos más importantes. En la actualidad la localización de las principales zonas de distribución de bancos de machas en áreas de libre acceso,

corresponden a la zona norte continental a la comuna de Maullín, la parte sur-continental de la comuna de Chaitén, y a las comunas de Ancud, Chonchi y Quellón en la Isla de Chiloé.

Durante el 2014, se inició el proceso de conformación legal del Comité de Manejo de machas de la Región de Los Lagos, en conformidad con la Ley 20.567, la cual establece en su artículo 9°bis que para la administración y manejo de las pesquerías bentónicas de invertebrados y algas, la Subsecretaría podrá establecer un plan de manejo aplicable a todo o parte de una región o regiones (SSPA, 2014). El proceso de conformación del Comité culminó en la publicación de la R.Ex. N°1567 de 2015, la que permite generar y diseñar un Plan de Manejo para el recurso macha. Dicho Plan de Manejo estará circunscrito al área marítima de la Región de Los Lagos, que incorpora los bancos de las comunas de Maullín, Ancud, Chonchi, Chaitén y Quellón. Para ello, el Comité de Manejo definió las zonas de los bancos de interés de manera explícita.

Considerando la importancia económica y social que representa esta pesquería para la Región de Los Lagos, el Instituto de Fomento Pesquero, consideró necesario realizar una licitación para la realización de un levantamiento de datos *in situ*, que permitan recoger y completar la información de los principales bancos del recurso macha en la Región de los Lagos, que aporte al diseño y aplicación de un Plan de Manejo para esta pesquería en el marco de la normativa vigente (Ley N° 20.560, Art. 9bis).

Bajo este escenario, se efectuó la presente evaluación, y en el presente informe se entregan los resultados finales de la evaluación directa de macha (*Mesodesma donacium*) en las playas Godoy y Pangal, de la localidad de Maullín, y las playas Corcovado y Pucaihuén de la localidad de Chaitén, incluyendo la evaluación de zonas de reclutamiento en playa Ritoque, ubicada en la Región de Valparaíso, y las playas Godoy, Pangal, Mar Brava, Corcovado y Pucaihuén ubicadas en la Región de Los Lagos.

Durante la evaluación que se informa, se puso especial énfasis en un procedimiento de evaluación participativo, considerando la participación de pescadores taloneros con reconocida experiencia en la extracción de macha, con lo cual se asegura la validación de los resultados obtenidos por parte de los usuarios de la pesquería.

Finalmente, y en atención a la importancia que la evaluación en terreno posee para la consecución de los objetivos del presente proyecto, para la elaboración del diseño de muestreo,

se puso especial énfasis en la planificación y programación de las actividades de evaluación directa, incorporando un análisis detallado de las dimensiones de las zonas a evaluar para asegurar el adecuado levantamiento de información de cada una de las playas de interés.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo General

Levantar los datos de campo que permitan al Instituto de Fomento Pesquero evaluar el estado de situación de los recursos macha (*Mesodesma donacium*) en las áreas de libre acceso de la Región de Los Lagos.

2.2 Objetivos Específicos

1. Realizar una prospección y levantamiento de datos que permita una estimación de abundancia del recurso macha en 4 bancos naturales considerados en el Plan de Manejo de Macha de la Región de Los Lagos.
2. Realizar muestreos del reclutamiento de los bancos de macha considerados en el estudio.
3. Sistematizar la información generada mediante los formatos de almacenamiento previamente definidos en relación a la distribución de la abundancia, tamaños, peso y densidad de los bancos de macha no AMERB en la Región de Los Lagos.

3 METODOLOGÍA

3.1 Zona de estudio

La zona de estudio comprende sectores donde se ubican actualmente los principales bancos de macha en áreas de libre acceso de la Región de Los Lagos, localizados en la Zona Norte continental en comuna de Maullín en las playas Godoy y Pangal y la zona sur continental en la comuna de Chaitén, en las playas Pucaihuén y Corcovado. Adicionalmente, se solicitó una evaluación en la playa de Ritoque de Comuna de Quintero en la Región de Valparaíso (**Figura 1**). El posicionamiento espacial de las playas, permitió la determinación de la longitud de cada una de éstas (**Tabla 1**), dato que posee espacial relevancia para la planificación de las actividades de terreno.

Cabe destacar que, debido a la contingencia y las restricciones sanitarias impuestas por la Autoridad Sanitaria producto del COVID-19, no fue posible el acceso a las playas ubicadas en la localidad de Chaitén. Para la evaluación directa de las playas Corcovado y Pucaihuén, no fue posible acceder por vía terrestre donde históricamente se han efectuado las evaluaciones, quedando como alternativa acceder por vía marítima zarpando desde la localidad de Quellón. No obstante, los cordones sanitarios dispuestos en la isla de Chiloé, imposibilitaron el arribo de los profesionales a la localidad de Quellón. Esta situación fue informada a la contraparte técnica en dos cartas con fecha 02 de junio y 6 de julio de 2020 (**Anexo I**). Finalmente, la propuesta del equipo de trabajo fue evaluar las playas ubicadas en la localidad de Maullín, y los muestreos de los reclutamientos en las playas de Maullín y Ritoque (**Tabla 1**), dejando pendiente la evaluación de las 2 playas de Chaitén para el informe de noviembre de 2020, la cual fue realizada entre los días 14 y 16 de noviembre de 2020, y cuyos resultados son entregados en el presente informe.

Tabla 1. Longitud estimada (en metros) para cada una de las playas a evaluar.

Comuna	Sector o Playa	Longitud de la playa
Quintero	Ritoque	4.529
Maullín	Mar Brava	9.311
	Playa Godoy	1.652
	Playa Pangal	4.020
Chaitén	Playa Corcovado	9.594
	Playa Pucaihuén	8.393

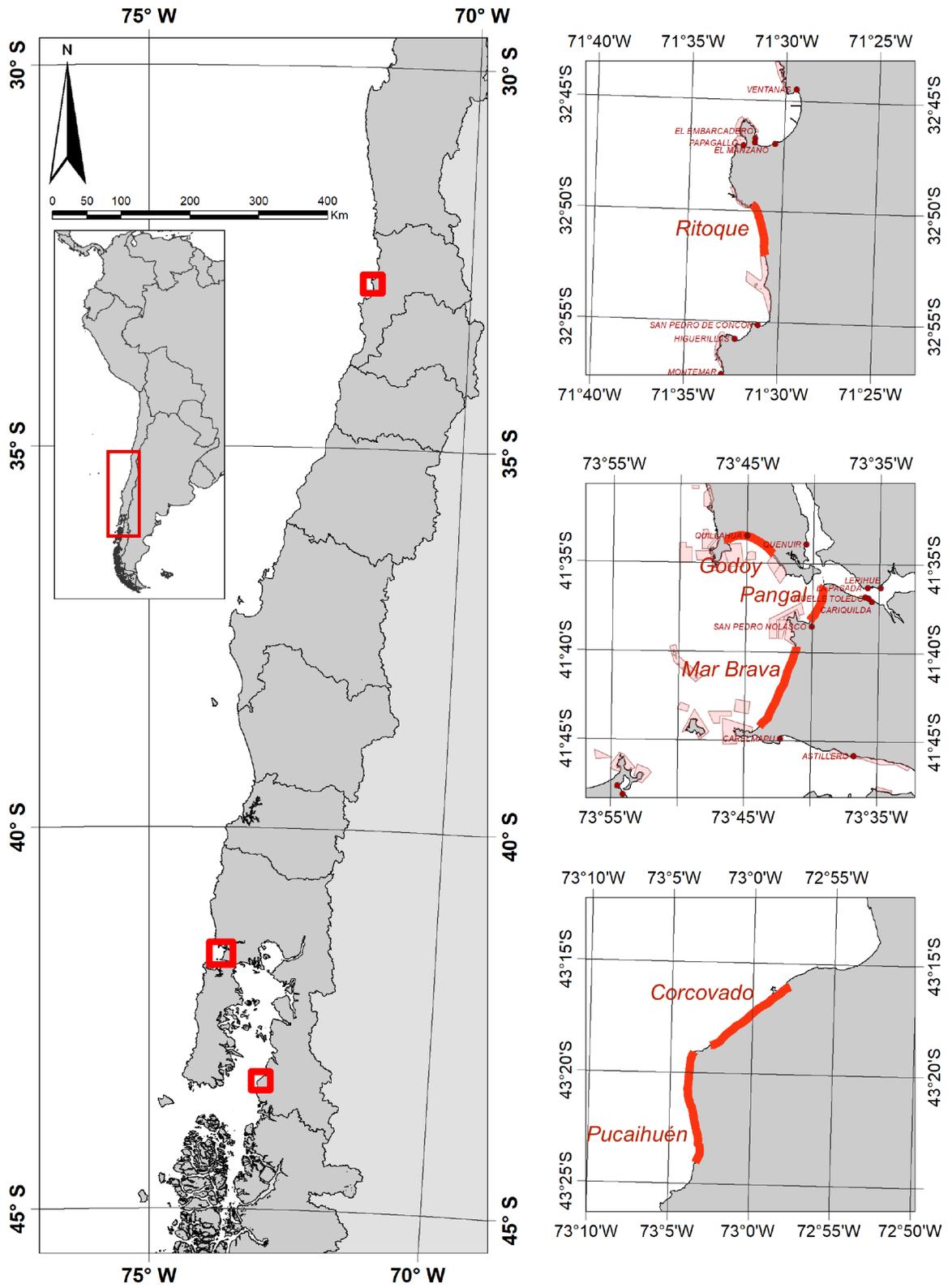


Figura 1. Zona de estudio para evaluación directa de macha, las líneas de color rojo indican las playas a evaluar.

3.2 Reuniones de Coordinación

La primera reunión de coordinación correspondió a la presentación del proyecto a la contraparte técnica en Valparaíso, a cargo de IFOP. Esta reunión se efectuó por videoconferencia con fecha 11 de marzo de 2020, en la cual, se expuso la propuesta metodológica y se estableció un cronograma general de acciones futuras, incluyendo:

- Solicitud de pesca de investigación
- Inicio de actividades de evaluación directa

Durante la reunión se estableció que las coordinaciones de las actividades relativas a la evaluación directa, fueran efectuadas inmediatamente una vez obtenida la resolución que aprueba la pesca de investigación.

3.3 Solicitud Pesca de Investigación

La solicitud de pesca de investigación fue elaborada en atención a los requerimientos establecidos en las bases técnicas y enviada a SSPA vía Sistema de Tramitación Electrónico, con fecha 21 de febrero de 2020. El día 22 de mayo de 2020, fue obtenida la Pesca de Investigación, con lo cual comenzaron las coordinaciones con los pescadores locales tanto para las evaluaciones directas, como para la realización de las cartas temáticas que permitieron definir las zonas de reclutamiento en cada sector.

3.4 Evaluación directa

3.4.1 Capacitación a taloneros y profesionales de terreno

Una de las primeras actividades contempladas en la evaluación correspondió a la capacitación de los pescadores locales en las técnicas de evaluación solicitadas para la determinación de las densidades de las especies objetivo por unidad de muestreo. Con esta finalidad, el equipo técnico elaboró un protocolo de muestreo de machas, el cual contenía el detalle de las instrucciones de terreno. Este protocolo fue entregado a los pescadores artesanales que participaron del procedimiento de evaluación, con la finalidad de que los participantes tuvieran total claridad en los procedimientos basales de evaluación.

La capacitación fue efectuada en la localidad de Maullín, y en ella participó la mayor parte del equipo de terreno. Durante la capacitación se explicó detalladamente el diseño de muestreo y se

resolvieron dudas asociadas a los procedimientos de recuento de individuos y muestreo biológico. En el caso de Ritoque, y ante la inexistencia de actividad extractiva de este recurso, el equipo de trabajo contactó a pescadores locales con experiencia en la extracción de este recurso, y con los cuales fue posible identificar antiguas zonas de reclutamiento de macha.

3.4.2 Selección de taloneros

Entre el 17 y 21 de febrero el equipo de trabajo, se comunicó con taloneros que demostraran experiencia en la extracción de machas, para lo cual se contactó a organizaciones de pescadores artesanales locales, de forma de validar la condición de talonero experimentado.

3.4.3 Planificación de actividades de terreno

Para la planificación de las actividades de evaluación directa, el equipo de trabajo realizó una estimación de la longitud de las playas a evaluar (**Tabla 2**). Con esta información fue posible proyectar los días de evaluación en terreno, considerando el apoyo de taloneros, los que fueron ordenados en cuadrillas de 4 taloneros por punto de evaluación (transecto).

3.4.4 Delimitación geográfica de cada población a evaluar

Se destaca que, de acuerdo a la experiencia del equipo proponente, el procedimiento de evaluación contempló el posicionamiento regular de transectos perpendiculares a la línea de costa a una distancia de separación en torno a 100 metros (separación promedio entre 65 m y 108 m). Con esta información, fue posible indicar que, las playas a evaluar poseen una longitud total estimada en 23,8 Km, efectuándose un total de 379 transectos, separados a una distancia promedio de 75 metros, para la evaluación. Considerando que una cuadrilla promedio puede realizar entre 15 y 30 puntos de evaluación diarios, el total de días de evaluación alcanzó un total de 8 días efectivos para la evaluación de las playas de macha. (**Tabla 2**).

Tabla 2. Programación de puntos de evaluación (transectos) en terreno de acuerdo a las longitudes estimadas de las playas a evaluar.

Comuna	Sector o Playa	Días de operación	Número de cuadrillas	Puntos por cuadrilla	Transectos totales	Longitud de la playa	Separación promedio entre transectos
Maullín	Playa Godoy	1	1	14	28	1.830	65
	Playa Pangal	3	2	30	180	4.020	22
Chaitén	Pucaihuén	2	2	23	93	9.594	103
	Corcovado	2	2	20	78	8.393	108

Adicionalmente, se incorporaron 8 días para la evaluación de las zonas de reclutamiento de macha (**Tabla 3**), lo que totalizó 16 días de evaluación efectiva.

Tabla 3. Programación de puntos de evaluación en terreno para reclutas.

Sector o Playa	Días de operación	Número de técnicos	Puntos de evaluación	Fecha
Ritoque	1	2	30	06-06-20
Godoy	1	2	27	21-06-20
Pangal	2	2	50	19 y 20-06-20
Mar Brava	1	2	40	25-06-20
Corcovado	2	2	78	14 y 15-11-20
Pucaihuén	2	2	93	15 y 16-11-20

3.4.5 Unidad de muestreo

La unidad de muestreo básica utilizada estuvo compuesta por una transecta georreferenciada mediante GPS, dispuesta de manera perpendicular a la línea de costa, al interior de la cual se dispuso un total de 8 cuadrantes de 1 m² (2 cuadrantes a la altura del talón, 2 a la altura de la rodilla, 2 a la altura de la cadera, 2 a la altura del pecho). Durante la evaluación se puso especial atención en disponer los transectos a una distancia de separación cercana o inferior a 100 m (**Figura 2**).

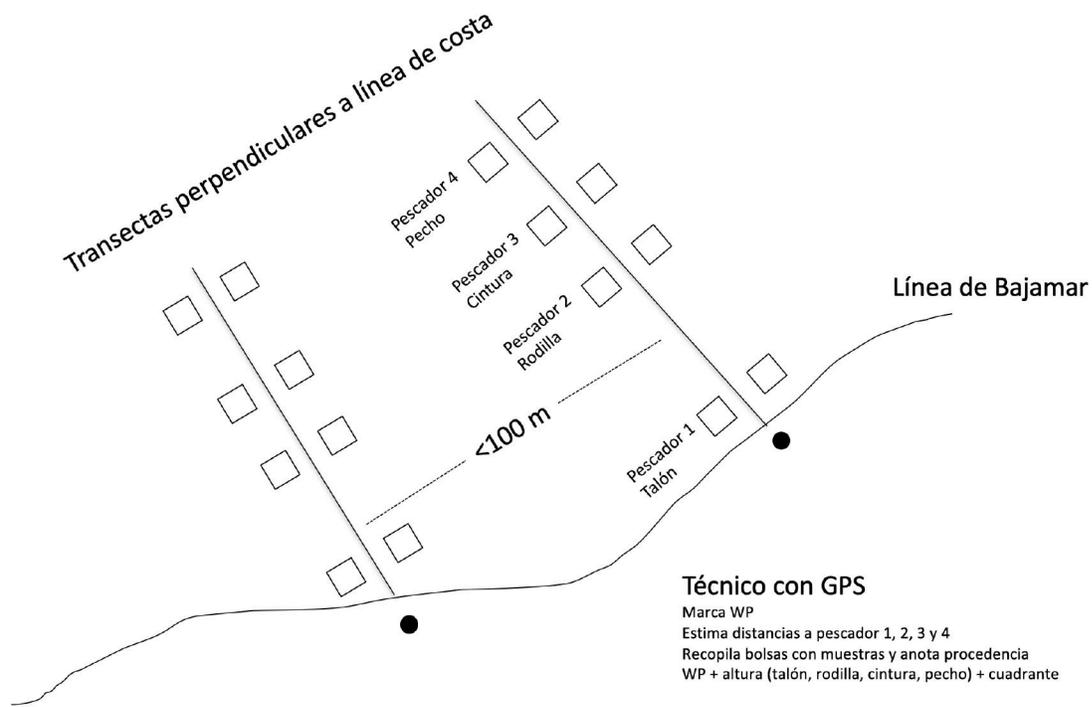


Figura 2. Esquema de unidades de muestreo empleadas en la evaluación directa.

3.4.6 Evaluación directa

3.4.6.1 Diseño de muestreo

Las actividades de evaluación directa fueron realizadas entre los días 19 al 22 de junio en las playas de Maullín, y entre los días 14 y 16 de noviembre en Chaitén, en horario de marea baja y en condiciones de calma, lo que facilitó la identificación, conteo y extracción de los individuos presentes en las unidades de muestreo. En las **Figuras 3 y 6** se entrega un resumen fotográfico de las actividades de evaluación directa efectuadas en las playas Godoy, Pangal, Corcovado y Pucaihuén, respectivamente.

El muestreo se ejecutó desde el intermareal, mediante transectos separados a una distancia promedio de 66 m. Se tuvo especial precaución en la identificación de zonas de reclutamiento o zonas con presencia de “macha arroz”, las que fueron evaluadas de acuerdo a la metodología planteada en el **Numeral 3.5.** del presente informe.

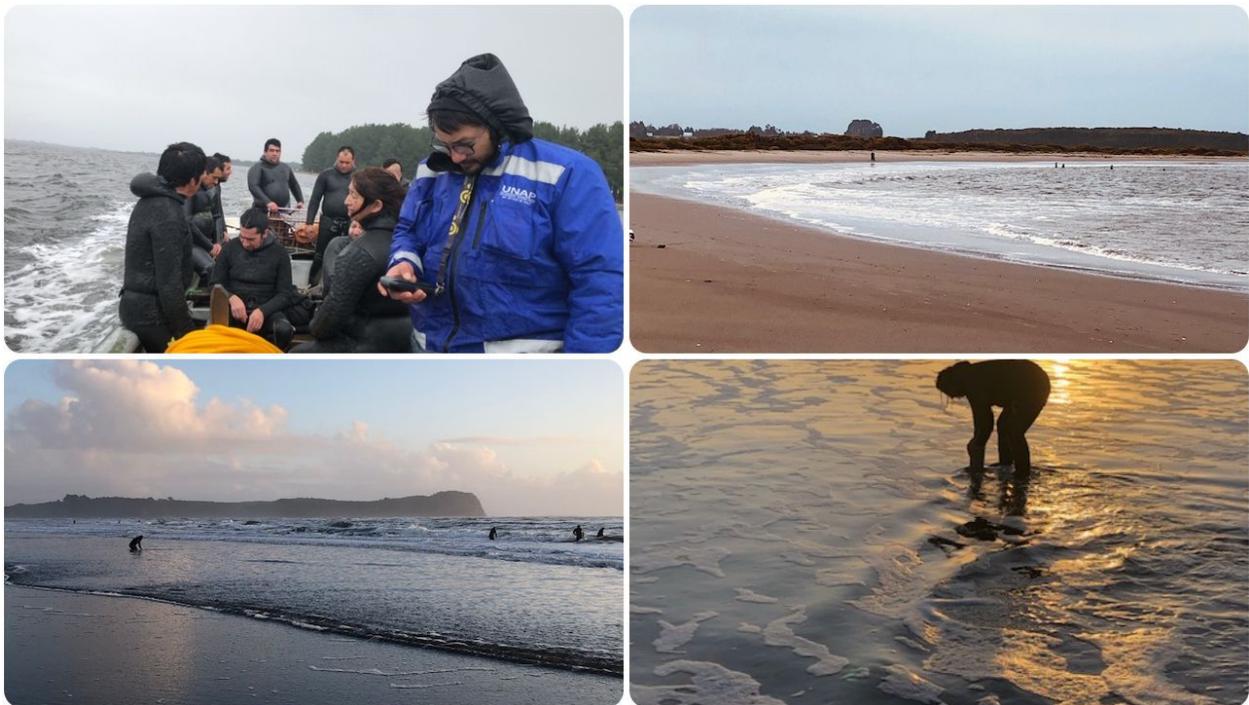


Figura 3. Evaluación directa de macha en playa Godoy. Evaluación efectuada el día 21 de junio de 2020.



Figura 4. Evaluación directa de macha en playa Pangal. Evaluación efectuada los días 19, 20 y 22 de junio de 2020.



Figura 5. Evaluación directa de macha en playa Corcovado. Evaluación efectuada el día 14 de noviembre de 2020.

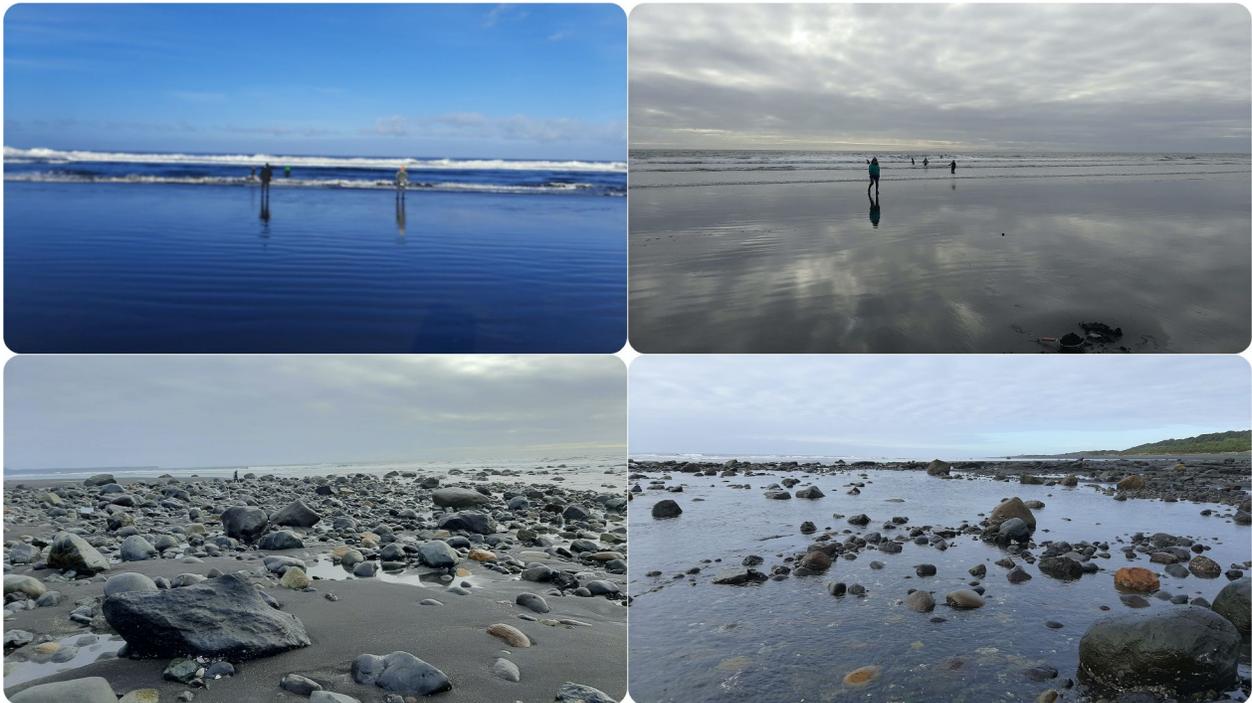


Figura 6. Evaluación directa de macha en playa Pucaihuén. Evaluación efectuada los días 15 y 16 de noviembre de 2020.

3.4.6.2 Georreferenciación de las unidades de muestreo

El punto de partida en playa de cada transecto (Waypoint) fue georreferenciado mediante un GPS cartográfico de 5 metros de precisión. La distancia desde el Waypoint a la ubicación de los puntos de evaluación (Talón, Rodilla, Cintura, Pecho) fue estimada mediante un distianciómetro láser de 600 m de alcance (RANGEFINDER, MODELO LM600).

3.4.6.3 Trabajo de campo en franja de taloneo

Para el proceso se organizaron cuadrillas de 4 pescadores y un técnico, quien fue el encargado del registro de información.

- Cada pescador contó con un cuadrante de 1 m² y bolsas para la recolección de ejemplares.
- Cada técnico contó con 1 GPS, 1 cámara fotográfica digital, 1 tablilla de registro de información, plumón, bolsas y etiquetas plásticas o rollo de papel adhesivo (pegote) + distianciómetro láser.

El trabajo en terreno fue realizado mediante transectos compuestos por 4 niveles, en cada uno de los cuales trabajó un pescador. Los niveles son: talón (1 pescador), rodilla (1 pescador), cintura (1 pescador), pecho (1 pescador).

Trabajo de pescadores: Cada pescador dispuso 2 cuadrantes de 1 m² en el nivel que le correspondía y retiró el total de ejemplares que encontró dentro de cada unidad de muestreo. Posteriormente, guardó el total de ejemplares encontrados en una bolsa por cada cuadrante, las que fueron entregadas al técnico.

Trabajo del técnico: El técnico equipado con GPS generó un Waypoint desde la orilla y estimó la distancia (en metros) a cada uno de los pescadores utilizando un medidor de distancia láser o distianciómetro. Se destaca que esta medición resulta de especial importancia para disminuir el error asociado al ancho de las zonas de evaluación y, por lo tanto, tiene un impacto directo en la determinación del sustrato de distribución efectiva de macha en cada una de las playas evaluadas.

Adicionalmente, el técnico debía asegurar que siempre se totalizaran 8 cuadrantes por transecto muestreado, quien además recibía las bolsas con muestras de macha etiquetando cada bolsa recibida. La etiqueta debía los siguientes datos: (1) Número de bolsa correlativo; (2) Número de GPS; (3) Número de Waypoint (WP); (4) Nivel de muestreo (talón, rodilla, cintura, pecho).

3.4.6.4 Muestreo biológico

Las bolsas etiquetadas fueron analizadas en tierra. Las planillas de muestreo biológico indicaban la sigla correspondiente a cada bolsa marcada. Los ejemplares de *Mesodesma donacium* fueron medidos en su longitud anteroposterior con un pié de metro y pesados en balanza digital (**Figura 7**). La fauna acompañante fue identificada y contabilizada en playa y aquellos organismos que no eran identificables fueron fotografiados y preservados para su posterior identificación en laboratorio. Cada planilla de muestreo biológico debía indicar: fecha de muestreo, hora de muestreo, zona de evaluación, franja de evaluación (submareal/intermareal), nombre del técnico, N° de bolsa correlativo, N° de GPS, N° de WP, Nivel de muestreo (talón, rodilla, cintura, pecho), Longitud y Peso de los ejemplares.



Figura 7. Muestreo biológico de macha. O-DIVERS, 2020.

3.4.7 Tratamiento de información

Confección de planillas de datos

Para evitar pérdidas de información, diariamente los técnicos traspasaron los datos de la evaluación directa y muestreo biológico a planillas MS Excel. Los datos ingresados fueron enviados inmediatamente al equipo de trabajo de gabinete, quienes revisaron los datos de forma inmediata, resolviendo cualquier duda respecto de la información levantada, minimizando las pérdidas de información o la existencia de inconsistencias en los datos de terreno.

Depuración de bases de datos

Las bases de datos fueron recibidas con frecuencia diaria y revisadas en términos de la consistencia de información, identificando la presencia de puntos atípicos en los registros de información. En el caso de detectarse información atípica o alejada de las tendencias centrales, se realizaron las consultas a los registros crudos de terreno, para lo cual los técnicos se aseguraron de fotografiar el 100% de las planillas de evaluación.

El total de información cruda de terreno estará a disposición de la contraparte técnica del proyecto.

3.4.8 Descripción espacial de bancos de macha

Para la descripción de la estructura espacial de los bancos de macha en la zona de estudio, se realizó la estimación del sustrato de distribución efectiva mediante Interpolación Geoestadística a través de un Kriging de Indicadores. El detalle del procedimiento de estimación del sustrato de distribución efectiva se basa en el ajuste de un modelo de distribución espacial para la variable regionalizada: presencia/ausencia de macha. La expresión del variograma experimental, sobre el cual se realiza la modelación geoestadística es la siguiente:

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

donde $z(x_i)$ representa los valores muestrales de la variable regionalizada y $N(h)$ es el número de pares de datos separados por una distancia h .

Con la finalidad de determinar la fracción de la superficie evaluada con presencia de machas, se realizó la determinación del polígono que define el sustrato de distribución efectiva (SDE),

mediante modelación geoestadística por Kriging de Indicadores. Las etapas consideradas en la estimación del SDE son las siguientes:

i) Generación de matriz de presencia/ausencia de (valor 0 cuando es ausencia y 1 cuando es presencia).

ii) Construcción del variograma experimental mediante la expresión:

$$I(\mathbf{s}) = I(Z(\mathbf{s}) > c_t) = \mu_1 + \varepsilon_1(\mathbf{s})$$

con:

$$Z(\mathbf{s}) = \mu_2 + \varepsilon_2(\mathbf{s})$$

donde μ_1 y μ_2 son constantes desconocidas e $I(\mathbf{s})$ es la variable binaria creada mediante el uso de un indicador de umbral, $I(Z(\mathbf{s}) > c_t)$.

iii) Selección del modelo de variograma (esférico, exponencial, lineal, gaussiano) que alcanza mejor ajuste con el variograma experimental mediante el cálculo del coeficiente de determinación (R^2):

$$R^2 = 1 - \frac{SSErr}{SSTot}$$

donde $SSErr$ corresponde a la suma de cuadrados del componente no explicado por el modelo (suma de cuadrados residual) y $SSTot$ corresponde a la suma de cuadrados totales.

iv) Determinación de la existencia de anisotropía en la modelación mediante la construcción de variogramas direccionales de 0° , 45° , 90° y 135° . Ajuste direccional considerando el modelo seleccionado en iii) y obtención del coeficiente de determinación global de la modelación anisotrópica.

v) Contraste los valores de R^2 obtenidos en iii) y en iv) y selección del modelo final para la interpolación.

vi) Interpolación mediante Kriging de indicadores dentro de una grilla de resolución 1 m x 1 m construida a partir del polígono que define el área de estudio.

vii) Determinación del Sustrato de Distribución Efectiva (SDE) utilizando la superficie donde la probabilidad de presencia interpolada es superior al 75% ($\alpha > 0,75$).

Una vez determinado el sustrato de distribución efectiva de macha, se procedió a la caracterización de los parches que conforman cada uno de los bancos evaluados. Al respecto, y siguiendo a Molinet (2014) en esta propuesta se define operacionalmente un parche como una unidad espacial donde existe continuidad en la presencia de la especie objetivo. Dichos parches se presentan en escala de decenas de metros y pueden ser caracterizados en términos de su abundancia y estructura de tamaños, además de las características comunitarias y batilitológicas del mismo. De esta manera, cada uno de los parches identificados a partir del kriging de indicadores fue caracterizado en relación a los siguientes atributos:

- Superficie (m²),
- Densidad promedio (ind/m²),
- Tipo de fondo predominante (fango, arena fina, arena gruesa)
- Distancia a otros usos del territorio (AMERB, AAA, Concesiones de Acuicultura, entre otros).
- Talla promedio por banco (ver **Numeral 3.4.9.**)
- Relación longitud peso por banco (ver **Numeral 3.4.9.**)

3.4.9 Evaluación de estructura de tallas y relación longitud-peso

La distribución de frecuencias de tamaños del recurso objetivo fue analizada mediante la construcción de histogramas de frecuencia por unidad de muestreo y parche, utilizando para esto la referencia espacial correspondiente al Waypoint desde donde se extrajeron los individuos para el muestreo biológico.

Los datos de Longitud (L en mm) y Peso total húmedo (W en g) obtenidos a partir de las mediciones en terreno se utilizaron para estimar la relación longitud-peso, que se expresa según:

$$W = aL^b,$$

donde *a* y *b* representan el intercepto y pendiente de la función, respectivamente.

La distribución de frecuencias de tamaños fue analizada mediante el cálculo de la estadística básica por cada punto de muestreo evaluado y parche identificado, determinándose adicionalmente la proporción de individuos que representan la fracción sobre TML poblacional (ejemplares sobre la talla mínima de extracción legal).

3.4.10 Tratamiento estadístico de las densidades para reducción del coeficiente de variación.

La distribución de las especies bentónicas no es homogénea y depende de factores ambientales que limitan la presencia de hábitats propicios para cada recurso. Dada esta condición, resulta altamente factible encontrar diferentes sub-agrupaciones de densidad de acuerdo a la estructura del ambiente, lo que tiene incidencia directa en la ubicación y extensión de parches de densidad que conforman bancos explotables. Al respecto, y siguiendo a Molinet (2014) se define operacionalmente un parche como una unidad espacial donde existe continuidad en la presencia de la especie objetivo. Dichos parches se presentan es escala de decenas de metros y pueden ser caracterizados en términos de su abundancia y estructura de tamaños, además de las características comunitarias y batilitológicas del mismo.

Para el análisis de los patrones espaciales de los parches que conforman los bancos explotables, se propone analizar la distribución de densidades observada mediante diferentes metodologías: (i) muestreo aleatorio simple; (ii) muestreo estratificado y; (iii) muestreo por conglomerados. Las metodologías estadísticas de muestreo aleatorio estratificado y muestreo por conglomerados, son empleadas como una forma de disminuir el error de estimación estadístico asociado a los datos observados. En el muestreo estratificado, la población está compuesta por estratos que son conjuntos cuyos elementos son muy similares entre sí, con diferencias significativas entre un estrato y otro, mientras tanto en el muestreo por conglomerados, la población está compuesta por conglomerados similares entre sí, pero con alta variabilidad al interior de cada conglomerado (Conquest et al., 1996). La definición de estratos o conglomerados dependerá de la existencia de agrupaciones estadísticamente significativas en los registros de densidad, para lo cual se ejecutará la prueba estadística no paramétrica de Kruskal-Wallis entre las densidades observadas para cada uno de los parches o en función de atributos espaciales, tales como profundidad promedio y tipo de fondo al interior del área de muestreo.

Todos los análisis serán ejecutados en R (R Development Core Team, 2017). Para el análisis de las estimaciones estadísticas mediante muestreo aleatorio simple, muestreo estratificado y muestreo por conglomerados se utilizará la librería *survey* (Lumley, 2017), mientras que en el análisis geoestadístico se utilizarán las librerías *gstat* (Pebesma, 2017), *geoR* (Ribeiro & Diggle, 2016) y *geoRglm* (Christensen & Ribeiro, 2017).

El contraste de las metodologías estadísticas y geoestadísticas propuestas, permite aportar al conocimiento de los factores que modulan la densidad de la especie objetivo dentro del área de estudio, a la vez que permite determinar qué tipo de aproximación reduce la variabilidad (coeficiente de variación) en los estimadores de densidad y abundancia. A continuación, se describe la formulación de cada uno de los métodos propuestos.

Muestreo aleatorio simple

Para el cálculo estadístico de la abundancia dentro del sustrato de distribución efectiva (SDE) se realiza un análisis exploratorio de la base de datos total de densidades positivas por punto de muestreo observado dentro del SDE, considerando la determinación de la densidad promedio, desviación estándar, coeficiente de variación y error estándar, a saber:

Promedio:

$$y. = \frac{\sum_{n=1}^N (y_i)}{M}$$

Desviación estándar:

$$s_y = \sqrt{\frac{\sum_{n=1}^N (y_i - y.)^2}{M - 1}}$$

Coficiente de variación:

$$CV(\%) = \frac{s_y}{y.} \times 100$$

Error estándar de la media:

$$ES_y = \frac{s_y}{\sqrt{M}}$$

donde y_i corresponde a la i -ésima observación de densidad dentro del SDE, M corresponde al número total de observaciones de densidad en el SDE, $y.$ representa la densidad promedio observada dentro del SDE, s_y la desviación estándar, $CV(\%)$ el coeficiente de variación y ES_y el error estándar dentro del SDE.

La abundancia total se estima mediante el producto entre la densidad promedio ($y.$) y el sustrato de distribución efectiva (SDE), según:

$$Abund = y. \times SDE,$$

Muestreo estratificado

Los estratos de densidad son identificados en forma posterior a la evaluación directa, de acuerdo al análisis de las densidades observadas según parches identificados, profundidades, tipo de fondo y otros atributos que resulten significativos en la descripción de la variabilidad de las densidades (Post-estratificación; Cochran, 1977). La determinación de los estadígrafos básicos del muestreo estratificado se entrega a continuación.

La densidad promedio de individuos se estima mediante:

$$x_{EST} = \frac{\sum_{i=1}^m ni * x_i}{\sum_{i=1}^m n_i},$$

donde x_{EST} es el número promedio de individuos por unidad de área; x_i es el número promedio de individuos en el estrato i ; n_i es el área muestral cubierta por el estrato i y; m es el número de estratos identificados.

La varianza asociada a la estimación de x_{EST} ($V(x_{EST})$) se determina por:

$$V(x_{EST}) = \frac{\sum_{i=1}^m Ai^2 * (Ai - ni/Ai) * si^2 / ni}{\sum_{i=1}^m Ai},$$

donde A_i es el área que cubre el estrato i ; y si^2 es la varianza del estrato i .

A partir de x_{EST} y $V(x_{EST})$ se obtiene el intervalo de confianza:

$$x_{EST} \pm t_{\frac{\alpha}{2}(n-1)} \sqrt{V(x_{EST})},$$

donde $t(\alpha/2)(n-1)$ corresponde al valor t-Student para $\alpha=0,05$ con n observaciones.

De esta manera, la abundancia total (N) estimada para el sustrato de distribución efectiva (SDE) se obtiene mediante la expresión:

$$N = SDE * x_{EST},$$

El área de distribución o sustrato de distribución efectiva, de cada estrato es determinada utilizando la metodología geoestadística de interpolación Kriging de Indicadores, de acuerdo a lo señalado en el **Numeral 3.4.8**, considerando el análisis de las presencias del recurso objetivo.

Muestreo por conglomerados

La densidad promedio en el muestreo por conglomerados se expresa según:

$$y_{CL} = \frac{\sum_{i=1}^n (mi * li)}{\sum_{i=1}^n mi},$$

donde y_{CL} es la estimación del número promedio de individuos en el área muestreada; mi es el área muestral cubierta en cada conglomerado; li es el promedio aritmético del número de individuos en el la i -ésimo conglomerado; y n es el número de conglomerados identificados.

Se define el área promedio de los conglomerados (M) según la expresión:

$$M = \frac{\sum mi}{n},$$

donde mi es el tamaño o área cubierta por del conglomerado i .

La varianza $V(y_{CL})$ asociada a la estimación de y_{CL} se determina según:

$$V(y_{CL}) = \frac{\sum_{i=1}^n mi^2 * (li - y_{CL})^2}{n * M^2 * (n - 1)}$$

A partir de y_{CL} y $V(y_{CL})$ se obtiene el intervalo de confianza, cuya expresión analítica es:

$$y_{CL} \pm t_{\frac{\alpha}{2}(n-1)} \sqrt{V(y_{CL})},$$

donde $t_{(\alpha/2)(n-1)}$ corresponde al valor t-Student para $\alpha=0,05$, con n observaciones.

De esta manera, la abundancia total (N) estimada para el área de sustrato de distribución efectiva (SDE) se obtiene mediante la expresión:

$$N = SDE * y_{CL}$$

El área de distribución o sustrato de distribución efectiva, de cada conglomerado es determinado utilizando la metodología geoestadística de interpolación Kriging de Indicadores, de acuerdo a lo señalado en el **Numeral 3.4.8**, considerando el análisis de las presencias del recurso objetivo.

3.4.11 Generación de Cartografía en SIG

El total de información levantada a lo largo del proyecto es incorporada en cartografías elaboradas en SIG. Todas las cartografías fueron construidas en proyección Universal Transversal de Mercator (UTM), utilizando el Sistema de Referencia Geodésico SIRGAS-CHILE (Sistema de Referencia Geocéntrico para las Américas – Chile), Huso H-18S.

Los productos cartográficos incluyen los resultados de las evaluaciones directas de macha en la zona de estudio. En todos los casos las cartografías fueron elaboradas considerando como base cartas SHOA y Planos SSPA de la mejor resolución posible, incluyendo además información referencial que permita identificar la situación actual de los usos de cada zona, a saber: áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos (AMERB), áreas concesionadas (acuicultura y obras civiles), áreas apropiadas para el ejercicio de la acuicultura (AAA), áreas de uso restringido de acuerdo a la zonificación del borde costero (plano regulador), entre otras.

Las fuentes de información corresponderán a las disponibles vía plataforma web por Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (<http://www.subpesca.cl>), Servicio Nacional de Información Ambiental (<http://sinia.mma.gob.cl/>), Sistema Integral de Información Territorial (<http://siit2.bcn.cl/>), entre otros.

La información territorial (capas) será entregada en formato vectorial (Shapefile), incluyendo bases de datos (dbf) y proyección UTM (prj). Los planos serán confeccionados en tamaño A3, salvo que la contraparte técnica especifique otro tamaño. Las cartografías finales serán entregadas en formato pdf, png o cualquier otro que sea especificado por la contraparte técnica.

3.5 Muestreos del reclutamiento de los bancos de machas considerados en el estudio.

3.5.1 Elaboración de referencias no documentadas con usuarios calificados

De forma posterior a las capacitaciones en cada zona de estudio, se realizó una reunión con los taloneros participantes de la evaluación directa, a quienes se les solicitó su apoyo en la confección de cartas temáticas orientadas a identificar zonas de distribución actuales e históricas de reclutas (macha “arroz”) dentro del área de estudio. Las cartas producidas a través de este levantamiento responden a la solicitud de elaborar referencias no documentadas de dinámica espacio-temporal de los reclutamientos de macha que ocurren en cada banco. Esta actividad fue también efectuada en la localidad de Ritoque, una vez identificados pescadores locales con experiencia en la extracción de este recurso, y con los cuales fue posible identificar antiguas zonas de reclutamiento de macha.

Para las cartas temáticas, se imprimieron cartas detalladas de cada zona de estudio o playa para facilitar la identificación de aquellas zonas donde se ha registrado presencia de reclutas. Se les solicitó a los asistentes “marcar” las zonas, coloreando aquellas zonas con presencia de reclutas, indicando otros atributos relevantes de la zona tales como tipo de fondo, pendiente, profundidades medias y especies acompañantes a las especies objetivo (**Figura 8**).



Figura 8. Proceso de elaboración de cartas temáticas con pescadores. O-DIVERS, 2020.

3.5.2 Reconocimiento y delimitación de zonas con presencia de reclutas

Los resultados de las cartas temáticas, junto con las zonas identificadas durante las actividades de evaluación directa, permitieron direccionar las actividades de identificación de zonas con presencia de reclutas. El procedimiento se realizó de manera posterior a la evaluación directa en cada una de la zona de estudio, e implicó recorrer el perímetro de las zonas identificadas, grabando mediante un track de GPS y guardando un punto guía (waypoint) en cada cambio de dirección.

3.5.3 Muestreo de zonas de reclutamiento

Dentro de cada zona identificada y georreferenciada, se realizó un muestreo con corer de 9 cm de diámetro, los que fueron enterrados a 30 cm de profundidad (Jaramillo et al. 1998). Una vez enterrado, se procedió a levantar el corer, tapando el orificio superior de éste de forma manual.

Posteriormente, el personal técnico cerró completamente el tubo, insertando el tapón superficial y la tapa base.

Las muestras obtenidas fueron tamizadas en mallas de 1000 micras y analizadas en terreno para la determinación de la presencia y densidad de individuos recién asentados (**Figura 9**). El posicionamiento de los puntos de muestreo se realizó al azar dentro de las zonas identificadas en cada banco, los cuales fueron georreferenciados mediante GPS.



Figura 9. Muestreo de semillas de macha mediante corer.

3.5.4 Análisis de resultados

3.5.4.1 Cuantificación del reclutamiento en los bancos muestreados

El análisis de los corer estuvo orientado a determinar los indicadores de presencia y densidad por punto de muestreo. El conteo específico de reclutas de macha por corer, permitió observar la ubicación de la fracción juvenil en los distintos sectores evaluados del área de estudio, e identificar la distribución geográfica de los mayores focos de abundancia de reclutas. Los resultados de la determinación de densidad y abundancia de reclutas de macha son resumidos en un SIG.

3.5.4.2 Análisis de la composición de la estructura comunitaria

Adicionalmente, durante el análisis de los corer se realizó la identificación de la estructura comunitaria de la fauna bentónica en cada una de las zonas de reclutamiento, donde cada taxa acompañante recolectado fue identificado hasta el nivel taxonómico más bajo posible. Los resultados de esta actividad permitieron efectuar análisis de composición de fauna en las localidades muestreadas. Los resultados fueron resumidos en gráficos de composición relativa en cada una de las zonas identificadas y posteriormente dispuestos en un SIG.

3.6 Generación de bases de datos georreferenciada en formato IFOP

El total de información levantada en terreno, fue traspasada a los formatos solicitados por IFOP y será entregada en medios digitales adjuntos al informe final, los formatos de registro estándar de IFOP, son los siguientes:

- Conteo de individuos (CN)
- Registros de tallas (TA)
- Registros de longitud peso (TP).

3.7 Talleres e informes

3.7.1 Entrega de informes

El primer informe de avance fue entregado durante el segundo mes de ejecución del proyecto, el cual contenía un reporte detallado de las actividades realizadas a la fecha, indicando las reuniones de coordinación, y grado de avance en el cumplimiento de cada objetivo específico del estudio.

Posteriormente, en el quinto mes de ejecución del proyecto, se entregó un informe final con el reporte de todas las actividades realizadas, en las localidades de Ritoque (Región de Valparaíso) y Maullín (Región de Los Lagos) indicando gestiones realizadas, reuniones de coordinación, reuniones informativas y el total de resultados comprometidos. Finalmente, y tal como se indicó en el **Numeral 3.1**, estaba pendiente la evaluación en las playas de Corcovado y Pucaihuén de la localidad de Chaitén, Región de Los Lagos, actividad que fue realizada durante noviembre de 2020 y cuyos resultados son entregados en el presente informe.

3.7.2 Taller de cierre del proyecto

Dada la contingencia asociada al COVID-19, y ante la imposibilidad de realizar reuniones presenciales, se evaluará en conjunto con la contraparte técnica, la factibilidad de realizar una reunión de cierre vía video-conferencia, donde se espera exponer en detalle los principales resultados obtenidos en el presente proyecto, y sus implicancias para el Plan de Manejo del recurso.

4 RESULTADOS

4.1 Coordinación general

4.1.1 Reuniones de coordinación

En día 11 de marzo de 2020, se efectuó una reunión mediante video-conferencia con profesionales de la contraparte técnica del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) (**Figura 10**). En esta reunión se presentó con mayor detalle los objetivos y la metodología de trabajo, y se discutió acerca de aspectos claves para la evaluación directa, que tienen que ver principalmente con la solicitud de pesca de investigación enviada, y el inicio de las actividades de terreno.

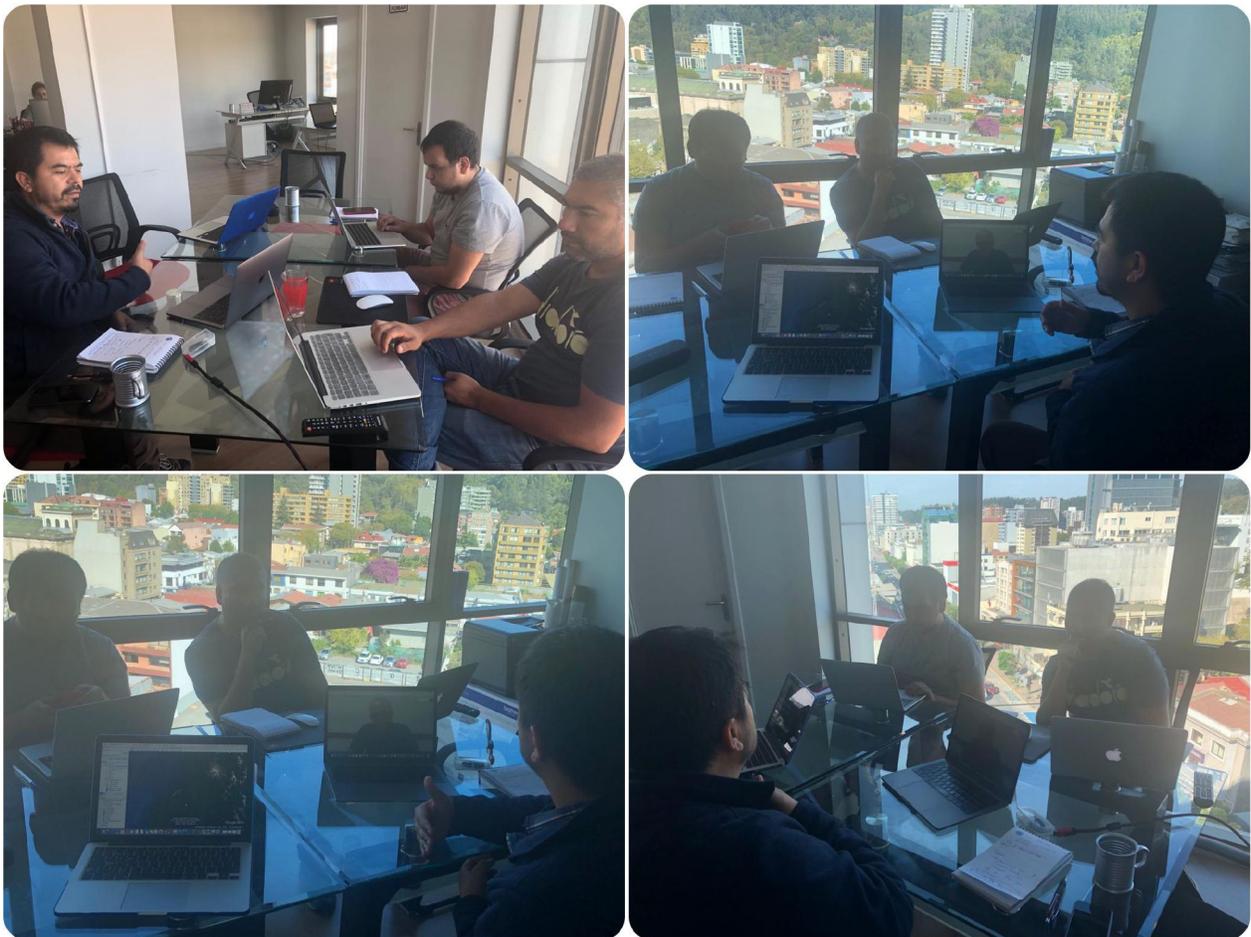


Figura 10. Reunión mediante Video-Conferencia con contraparte técnica de IFOP, Sr. Carlos Techeira.

4.1.2 Pesca de Investigación

En la **Tabla 4**, se entrega el proceso de la solicitud de Pesca de Investigación, desde que fue ingresada el día 21 de febrero de 2020, hasta la obtención de la resolución el 22 mayo de 2020. En el **Anexo II** se entrega la Resolución Exenta N° E-2020-282, que autoriza la evaluación de macha en las playas seleccionadas en el presente proyecto.

Tabla 4. Proceso de solicitud de la Pesca de Investigación E-PINV-2020-066.

Estado	Inicio	Término	Duración
Resolución publicada	22-05-20 15:37	25-05-20 09:57	2 días 18 hrs
Revisión y firma de resolución	15-05-20 15:58	22-05-20 15:37	6 días 23 hrs
En elaboración de Resolución	15-05-20 15:54	15-05-20 15:58	4 mins 22secs
En Revisión de Jurídica	07-05-20 12:18	15-05-20 15:54	1 día 3 hrs
En consulta externa (reloj detenido)	07-05-20 11:40	07-05-20 12:18	38 mins 17secs
En Revisión de Jurídica	29-03-20 21:04	07-05-20 11:40	1 mes
Elaboración de informe técnico	27-03-20 10:19	29-03-20 21:04	2 días 10 hrs
Elaboración de informe técnico	26-03-20 10:16	27-03-20 10:19	1 día
Elaboración de informe técnico	16-03-20 16:15	26-03-20 10:16	2 días 18 hrs
En revisión de antecedentes técnico	24-02-20 07:46	16-03-20 16:15	8 hrs 28 mins
Solicitud recepcionada en plataforma	21-02-20 14:05	24-02-20 07:46	2 días 17 hrs

4.1.3 Selección de taloneros

Durante los días 17 y 21 de febrero de 2020, el equipo de trabajo, comenzó con el proceso de búsqueda de taloneros con experiencia para participar en las actividades de evaluación directa de macha. En la **Tabla 5** se entrega el listado de pescadores que participaron de las actividades de evaluación. Cabe destacar que, todos los pescadores tienen experiencia en la extracción de machas y además 3 de los seleccionados han participado en evaluaciones de macha efectuadas anteriormente por otras consultoras (**Tabla 5**).

Tabla 5. Listado de pescadores artesanales que participaron de las actividades de evaluación directa de macha, e identificación de zonas de reclutamiento.

Nombre	RUT	Ritoque	Godoy	Pangal	Mar Brava	Corcovado	Pucaihúen
Ricardo Pizarro	16.523.787-0		x	x			
Javier Díaz	17.012.193-7		x	x			
Juan Raimilla	14.444.453-1		x	x			
Jose Contreras	12.383.548-4		x	x			
Enrique Raimila	12.759.327-2		x	x			
Monica Cardenas	15.487.228-0		x	x			
Cristian Soto	10.272.215-9		x	x	x		
Juan Cardenas	11.715.421-1		x	x	x		
Salomon Cardenas	15.487.195-0		x	x			
Gaston Silva	6.303.322-7	x					
Jose Verdejo	4.264.229-0	x					
Cristian Soto Cardenas	10.272.215-9					x	x
Daniel Moscoso Cartes	19.365.388-k					x	x
Juan Cardenas Soto	11.715.421-1					x	x
Mauricio Soto Cartes	16.740.019-1					x	x

4.2 Resultados de evaluaciones directas

4.2.1 Playa Godoy

4.2.1.1 Ubicación espacial de los puntos de muestreo

La evaluación directa efectuada en playa Godoy, dio cuenta de un total de 28 transectas perpendiculares a la línea de costa, totalizando un total de 224 cuadrantes (8 cuadrantes por transecto) (**Figura 11**).

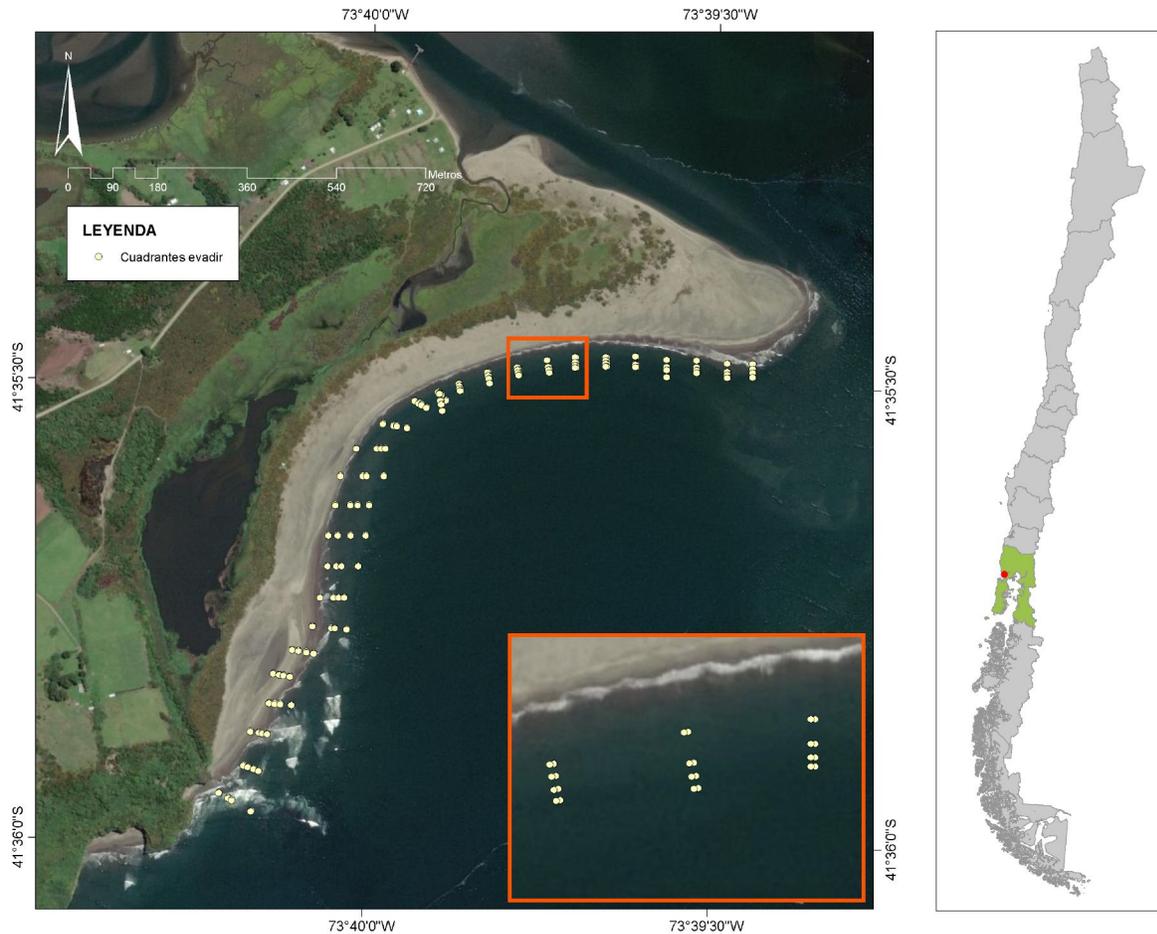


Figura 11. Ubicación espacial de las unidades de muestreo en Playa Godoy.

4.2.1.2 Densidad media, sustrato de distribución efectiva y abundancia estimada.

En la **Figura 12** se entregan las densidades observadas por punto de muestreo, considerando el promedio de ambos cuadrantes por nivel (talón, rodilla, cintura, pecho). Se puede observar que las densidades máximas observadas oscilaron entre 4 y 9 ind/m², ubicadas principalmente en la zona menos expuesta de la playa. Por otro lado, en la zona sur de la playa, se observan comparativamente menores densidades que en la zona descrita previamente.

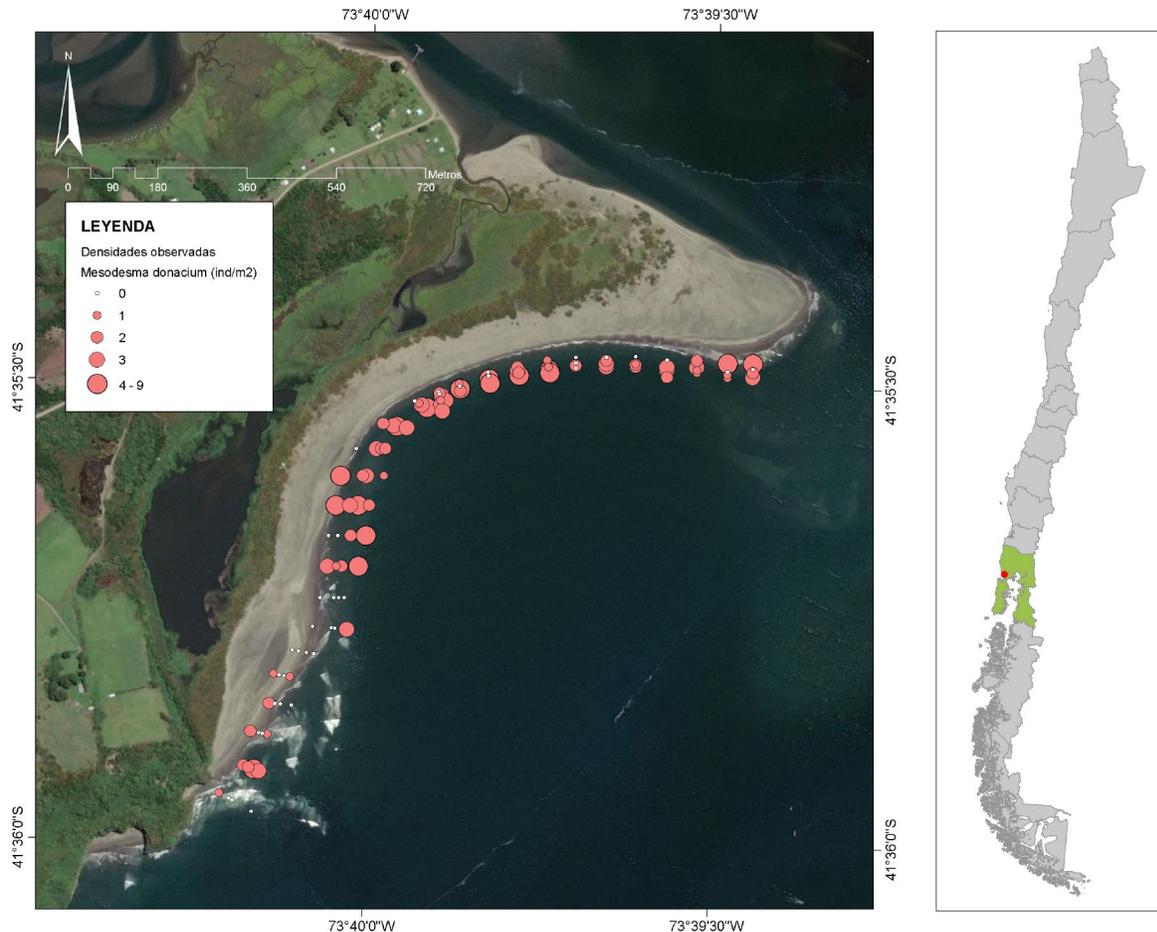


Figura 12. Densidades observadas por punto de muestreo en playa Godoy.

En las **Tablas 6 y 7** se entregan los estadígrafos finales resultantes del proceso de estimación de abundancias de macha en Playa Godoy. En estas tablas se entrega la estimación de abundancia mediante los métodos estadísticos de (i) muestreo aleatorio simple (MAS), (ii) muestreo por conglomerados (CONG) y (iii) muestreo estratificado (EST). Para el cálculo de abundancia se ha considerado exclusivamente aquellas unidades de muestreo ubicadas dentro del sustrato de distribución efectiva (SDE) determinado mediante Kriging de Indicadores.

A partir del análisis de estos resultados se desprende que, el método EST entrega un menor coeficiente de variación y error de estimación que MAS y CONG, implicando que el método EST resulta comparativamente más robusto y precautorio. Adicionalmente, el método EST entrega abundancias estimadas más conservadoras. Por este motivo, se ha seleccionado la estimación EST como resultado final para el cálculo de abundancia de macha en Playa Godoy (**Tabla 6 y 7**).

Tabla 6. Estadígrafos finales para el cálculo de la abundancia de macha en Playa Godoy.

Indicadores	Unidad	MAS	CONG	EST
Puntos de muestreo	(Nº)	112	112	112
Puntos de muestro positivo	(Nº)	74	74	74
% presencias	(%)	66,07	66,07	66,07
Dens.Promedio	(ind/m ²)	2,43	2,43	2,32
Desv.Est	(ind/m ²)	1,87	0,3	0,05
C.V.%	(%)	81	12	2,16
Error.Estándar	(ind/m ²)	0,22	0,03	0,01
Error.%	(%)	9	1	0
Área (SDE)	(m ²)	57.265	57.265	57.265
Abundancia	(Nº)	139.153	139.400	132.855

Tabla 7. Estadígrafos finales de densidad promedio, sustrato de distribución efectiva y abundancia estimada para macha en Playa Godoy.

Estimados		<i>M. donacium</i>
Nº de muestras (tipo, dimensión)		112
Densidad media (ind/m²)		2,32
Desviación Estándar		0,05
Superficie de distribución (m²)		57.265
Abundancia	Nº individuos	132.855
	Peso (kg)	2.105

En la **Figuras 13** se entrega el resultado de la modelación de densidades considerando como sustrato de distribución efectiva la superficie con probabilidad de presencia mayor al 60% para la especie *M. donacium*.

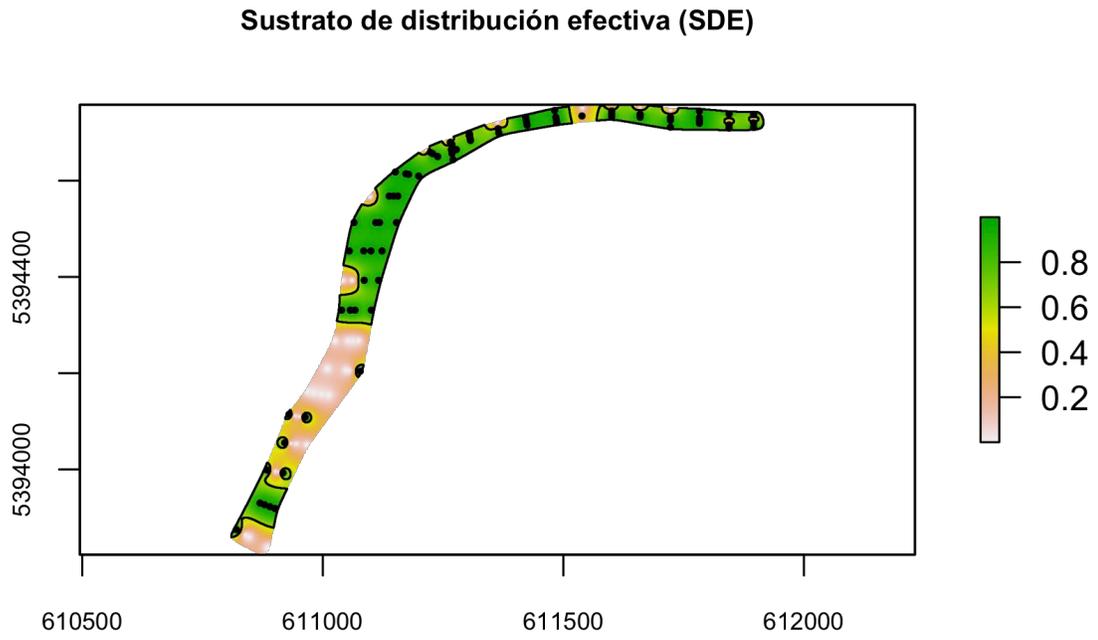


Figura 13. Determinación del sustrato de distribución efectiva en Playa Godoy.

4.2.1.3 Distribución de frecuencia de tallas y relación longitud-peso.

El análisis de la distribución de tallas para *M. donacium* en Playa Godoy indica que la proporción de ejemplares sobre la talla de primera captura (barras naranjas) corresponde al 29,4%. La talla promedio estimada alcanzó a 49,6 mm, con una talla mínima de 2,21 mm y una talla máxima de 76,7 mm. La moda se ubica en el rango de tallas de 55 a 59,9 mm de longitud (**Figura 14; Tabla 8**). Adicionalmente se observa un ajuste estadísticamente significativo en la relación longitud-peso, y un coeficiente de gravimetría en torno a 2,6 (**Figura 15**).

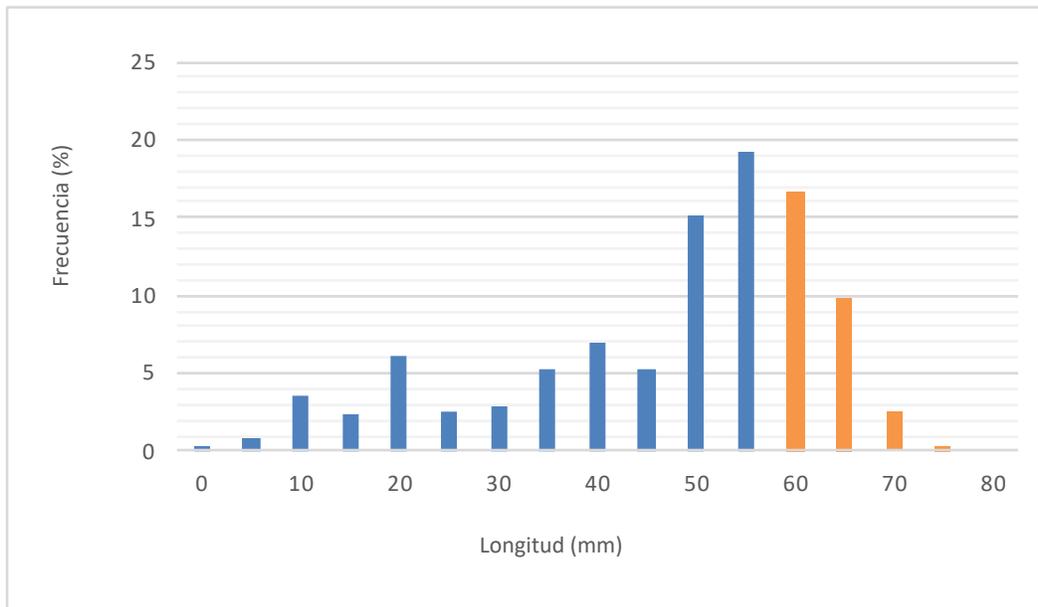


Figura 14. Distribución de frecuencia de tallas de macha en Playa Godoy.

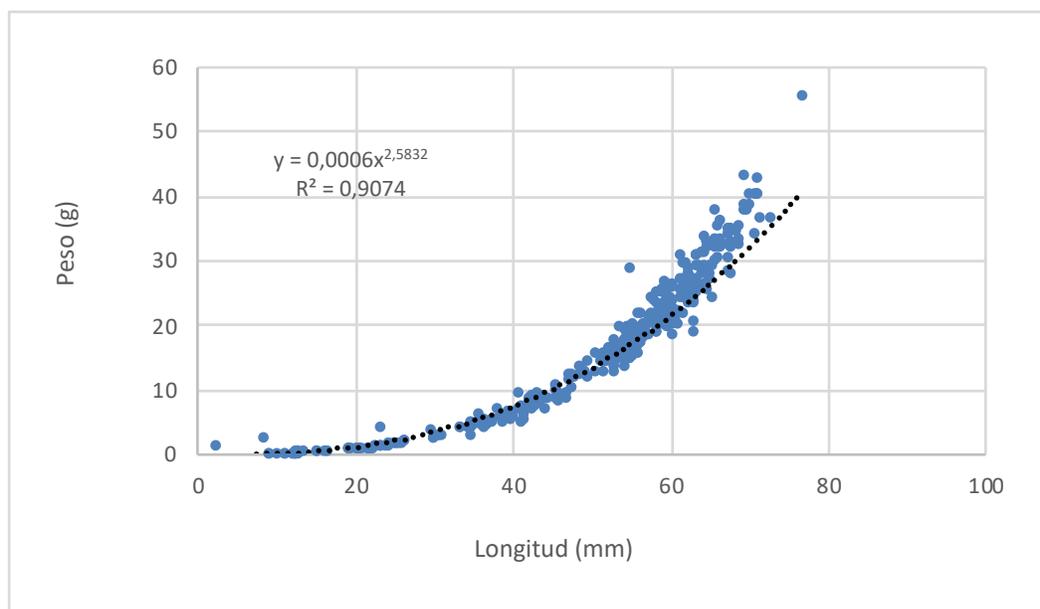


Figura 15. Relación Longitud-Peso de macha en Playa Godoy.

Tabla 8. Estadígrafos de estructura de tamaños y relación longitud-peso para macha en Playa Godoy.

	M. donacium
N	343
Minimo	2,21
Promedio	49,6
Maximo	76,7
Moda	54,1
Mediana	54,5
Fracción Explotable	29,4%

a (relación long-peso)	0,0006
b (relación long-peso)	2,5832

Talla legal de captura (mm)	60
-----------------------------	----

4.2.2 Playa Pangal

4.2.2.1 Ubicación espacial de los puntos de muestreo

La evaluación directa efectuada en playa Pangal, dio cuenta de un total de 60 transectas perpendiculares a la línea de costa, totalizando un total de 480 cuadrantes (8 cuadrantes por transecto) (**Figura 16**).

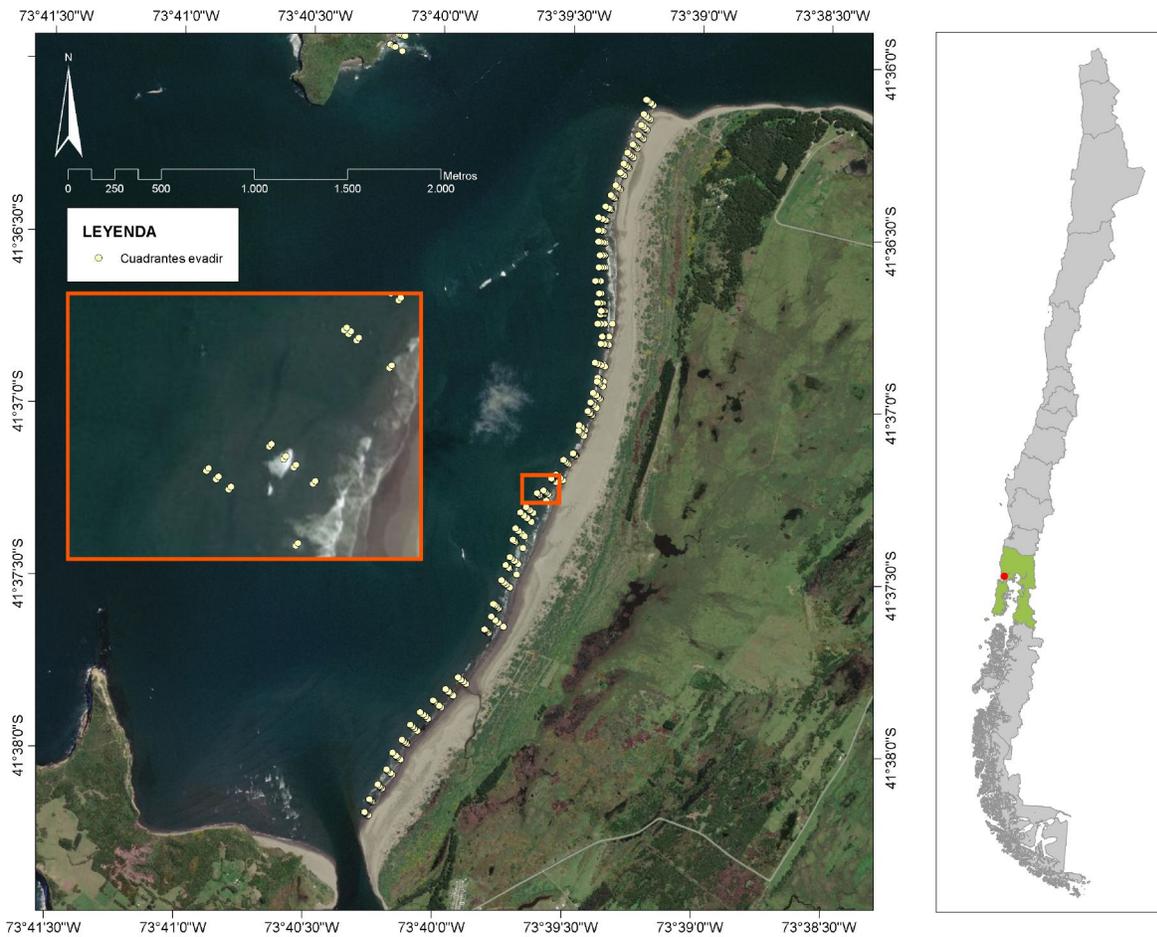


Figura 16. Ubicación espacial de las unidades de muestreo en Playa Pangal.

4.2.2.2 Densidad media, sustrato de distribución efectiva y abundancia estimada.

En la **Figura 17** se entregan las densidades observadas por punto de muestreo, considerando el promedio de ambos cuadrantes por nivel (talón, rodilla, cintura, pecho). Se puede observar que las densidades máximas observadas fueron normalmente inferiores a 3 ind/m², ubicadas principalmente en la zona norte y centro de la playa. Por otro lado, en la zona sur de la playa, más cercana al río San Pedro Nolasco, se observan comparativamente menores densidades que en las secciones de la playa ubicadas al norte.



Figura 17. Densidades observadas por punto de muestreo en playa Pangal.

En las **Tablas 9 y 10** se entregan los estadígrafos finales resultantes del proceso de estimación de abundancias de macha en Playa Pangal. En estas tablas se entrega la estimación de abundancia mediante los métodos estadísticos de (i) muestreo aleatorio simple (MAS), (ii) muestreo por conglomerados (CONG) y (iii) muestreo estratificado (EST). Para el cálculo de

abundancia se ha considerado exclusivamente aquellas unidades de muestreo ubicadas dentro del sustrato de distribución efectiva (SDE) determinado mediante Kriging de Indicadores.

A partir del análisis de estos resultados se desprende que, el método EST entrega un menor coeficiente de variación y error de estimación que MAS y CONG, implicando que el método EST resulta comparativamente más robusto y precautorio. Adicionalmente, el método EST entrega abundancias estimadas más conservadoras. Por este motivo, se ha seleccionado la estimación EST como resultado final para el cálculo de abundancia de macha en Playa Pangal (**Tabla 9** y **10**).

Tabla 9. Estadígrafos finales para el cálculo de la abundancia de macha en Playa Pangal.

Indicadores	Unidad	MAS	CONG	EST
Puntos de muestreo	(Nº)	240	240	240
Puntos de muestro positivo	(Nº)	99	99	99
% presencias	(%)	41,25	41,25	41,25
Dens.Promedio	(ind/m ²)	1,21	1,27	1,2
Desv.Est	(ind/m ²)	1,03	0,15	0,02
C.V.%	(%)	85	12	1,67
Error.Estándar	(ind/m ²)	0,1	0,02	0
Error.%	(%)	9	1	0
Área (SDE)	(m ²)	37.773	37.773	37.773
Abundancia	(Nº)	45.705	47.826	45.328

Tabla 10. Estadígrafos finales de densidad promedio, sustrato de distribución efectiva y abundancia estimada para macha en Playa Pangal.

Estimados		<i>M. donacium</i>
Nº de muestras (tipo, dimensión)		240
Densidad media (ind/m²)		1,20
Desviación Estándar		0,02
Superficie de distribución (m²)		37.773
Abundancia	Nº individuos	45.328
	Peso (kg)	794

En la **Figuras 18** se entrega el resultado de la modelación de densidades considerando como sustrato de distribución efectiva la superficie con probabilidad de presencia mayor al 60% para la especie *M. donacium*.

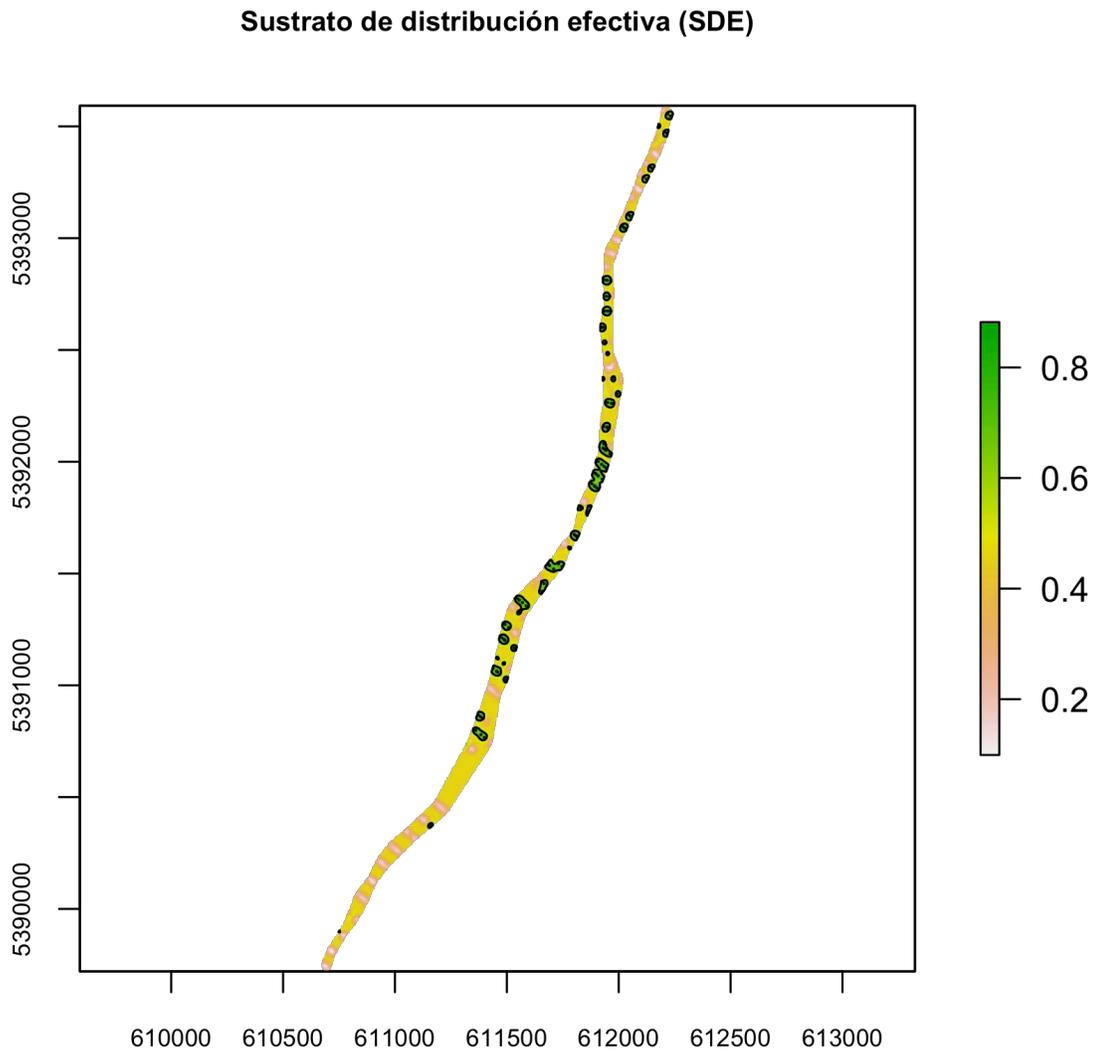


Figura 18. Determinación del sustrato de distribución efectiva en Playa Pangal.

4.2.2.3 Distribución de frecuencia de tallas y relación longitud-peso.

El análisis de la distribución de tallas para *M. donacium* en Playa Pangal indica que la proporción de ejemplares sobre la talla de primera captura (barras naranjas) corresponde al 32,6%. La talla promedio estimada alcanzó a 50,0 mm, con una talla mínima de 1,9 mm y una talla máxima de 90,8 mm. La moda se ubica en el rango de tallas de 50 a 54,9 mm de longitud (**Figura 19; Tabla 11**). Adicionalmente se observa un ajuste estadísticamente significativo en la relación longitud-peso, y un coeficiente de gravimetría en torno a 2,6 (**Figura 20**).

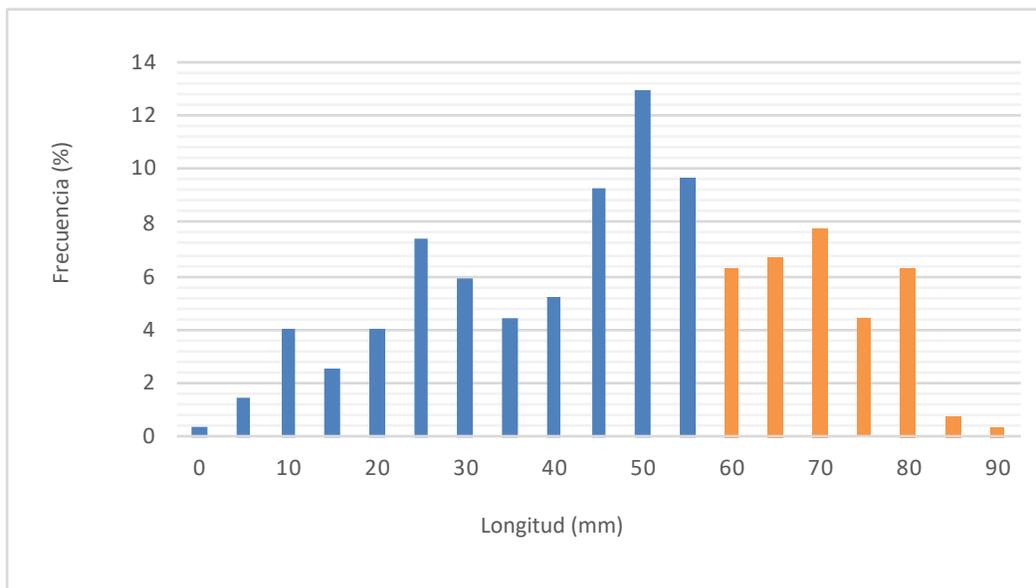


Figura 19. Distribución de frecuencia de tallas de macha en Playa Pangal.

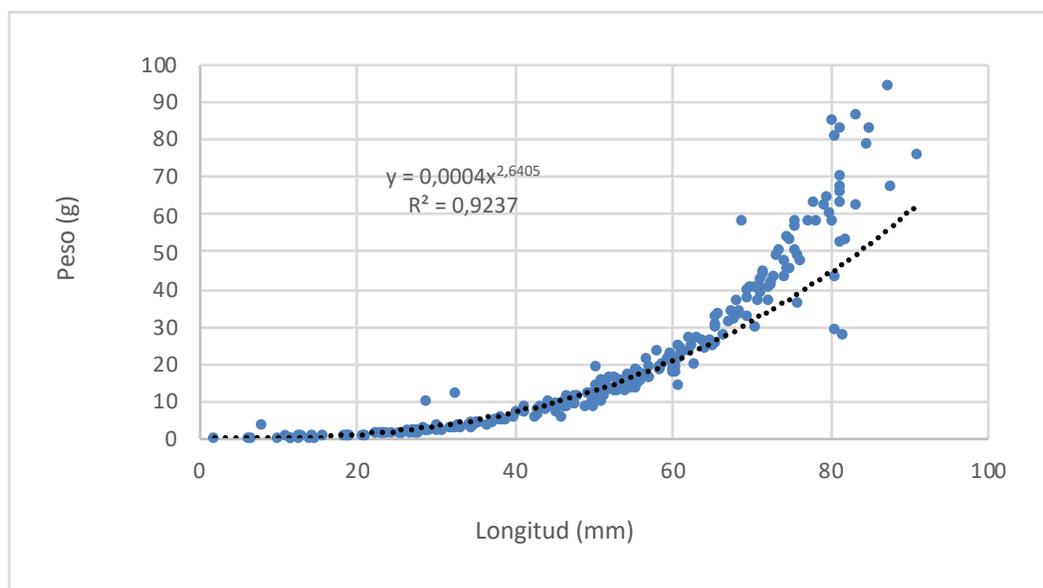


Figura 20. Relación Longitud-Peso de macha en Playa Pangal.

Tabla 11. Estadígrafos de estructura de tamaños y relación longitud-peso para macha en Playa Pangal.

	M. donacium
N	270
Mínimo	1,9
Promedio	50,0
Máximo	90,8
Moda	45
Mediana	51,55
Fracción Explotable	32,6%

a (relación long-peso)	0,0004
b (relación long-peso)	2,6405

Talla legal de captura (mm)	60
-----------------------------	----

4.2.3 Playa Corcovado

4.2.3.1 Ubicación espacial de los puntos de muestreo

La evaluación directa efectuada en playa Corcovado, dio cuenta de un total de 78 transectas perpendiculares a la línea de costa, totalizando un total de 624 cuadrantes (8 cuadrantes por transecto) (**Figura 21**).

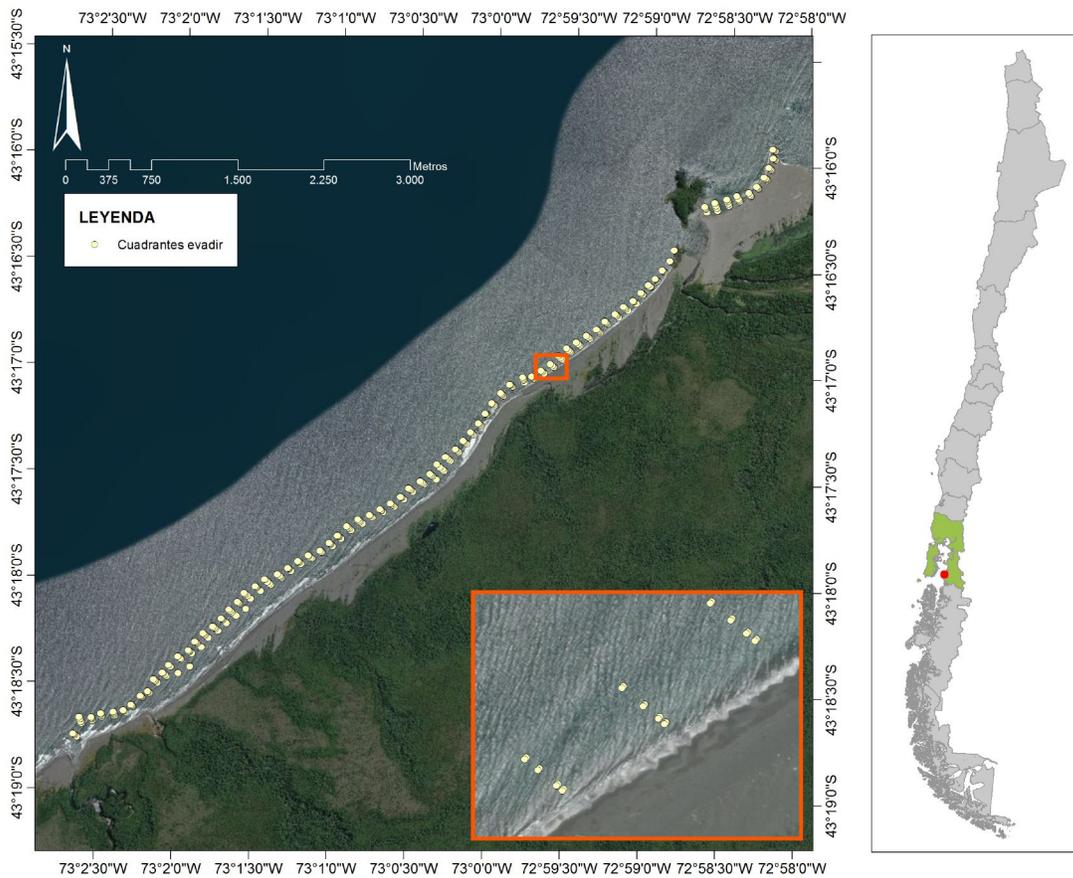


Figura 21. Ubicación espacial de las unidades de muestreo en Playa Corcovado.

4.2.3.2 Densidad media, sustrato de distribución efectiva y abundancia estimada.

En la **Figura 22** se entregan las densidades observadas por punto de muestreo, considerando el promedio de ambos cuadrantes por nivel (talón, rodilla, cintura, pecho). Se puede observar que las densidades observadas oscilaron entre 0 y 0,5 ind/m², ubicadas únicamente en la zona central de la playa. Por otro lado, en esta playa, se observaron comparativamente menores densidades que en las playas ubicadas en la localidad de Maullín.

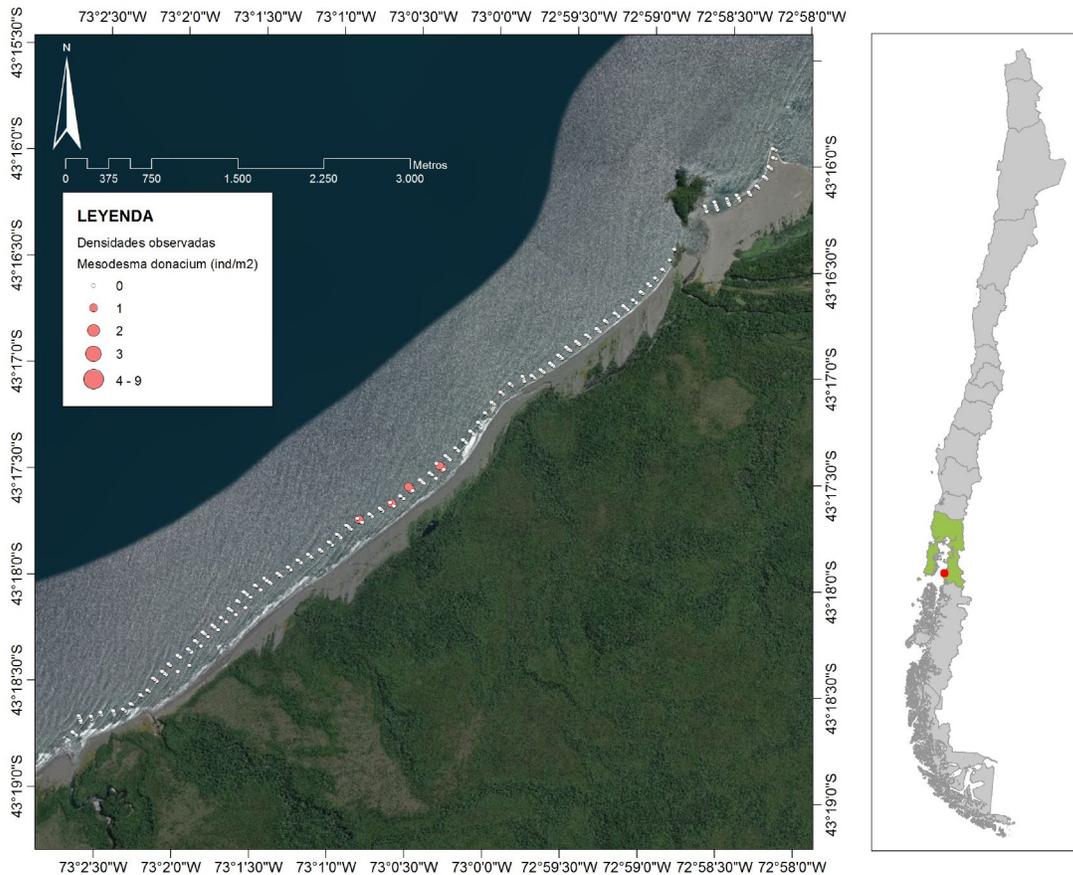


Figura 22. Densidades observadas por punto de muestreo en playa Corcovado.

En las **Tablas 12** y **13** se entregan los estadígrafos finales resultantes del proceso de estimación de abundancias de macha en Playa Corcovado. En estas tablas se entrega la estimación de abundancia mediante los métodos estadísticos de (i) muestreo aleatorio simple (MAS), (ii) muestreo por conglomerados (CONG) y (iii) muestreo estratificado (EST). Para el cálculo de abundancia se ha considerado exclusivamente aquellas unidades de muestreo ubicadas dentro del sustrato de distribución efectiva (SDE) determinado mediante Kriging de Indicadores.

A partir del análisis de estos resultados se desprende que, los 3 métodos estadísticos entregan coeficiente de variación y error de estimación que tienden a cero, lo cual se debe a la escasa cantidad de puntos con presencia de individuos, y a que, en todos los puntos con presencia, las densidades fueron iguales a 0,5 ind/m². Por esta razón, los tres métodos estadísticos entregan el mismo valor de abundancia. (**Tabla 12 y 13**).

Tabla 12. Estadígrafos finales para el cálculo de la abundancia de macha en Playa Corcovado.

Indicadores	Unidad	MAS	CONG	EST
Puntos de muestreo	(Nº)	312	312	312
Puntos de muestro positivo	(Nº)	9	9	9
% presencias	(%)	2,88	2,88	2,88
Dens.Promedio	(ind/m ²)	0,5	0,5	0,5
Desv.Est	(ind/m ²)	0	0	0
C.V.%	(%)	0	0	0
Error.Estándar	(ind/m ²)	0	0	0
Error.%	(%)	0	0	0
Área (SDE)	(m ²)	3.550	3.550	3.550
Abundancia	(Nº)	1.775	1.775	1.775

Tabla 13. Estadígrafos finales de densidad promedio, sustrato de distribución efectiva y abundancia estimada para macha en Playa Corcovado.

Estimados		<i>M. donacium</i>
Nº de muestras (tipo, dimensión)		312
Densidad media (ind/m²)		0,5
Desviación Estándar		0
Superficie de distribución (m²)		3.550
Abundancia	Nº individuos	1.775
	Peso (kg)	82

En la **Figuras 23** se entrega el resultado de la modelación de densidades considerando como sustrato de distribución efectiva la superficie con probabilidad de presencia mayor al 60% para la especie *M. donacium*.

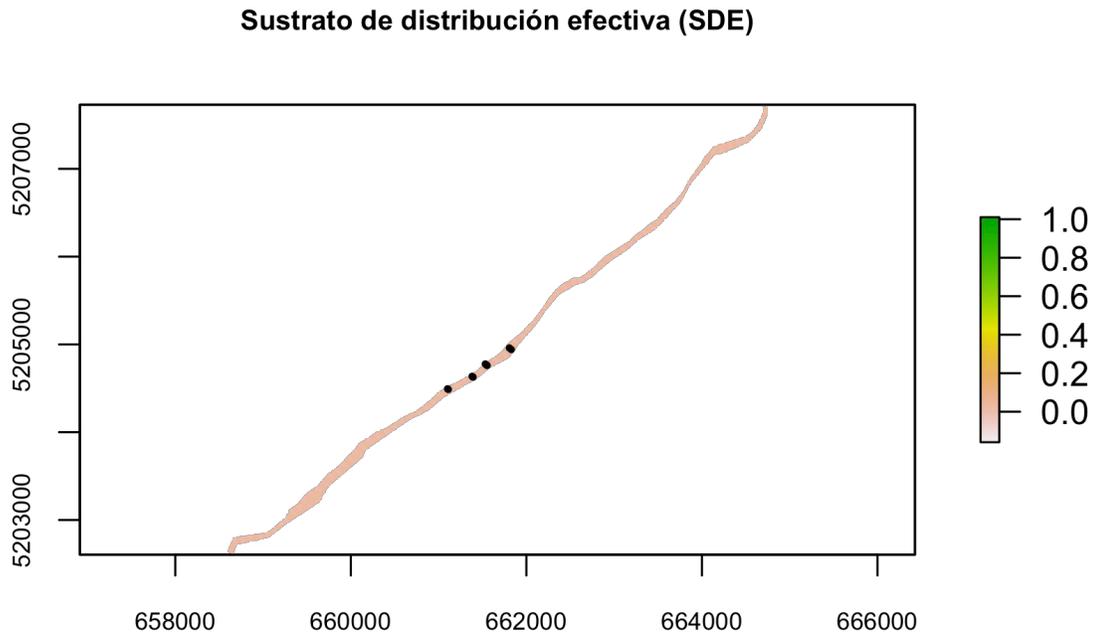


Figura 23. Determinación del sustrato de distribución efectiva en Playa Corcovado.

4.2.3.3 Distribución de frecuencia de tallas y relación longitud-peso.

El análisis de la distribución de tallas para *M. donacium* en Playa Corcovado indica que la proporción de ejemplares sobre la talla de primera captura (barras naranjas) corresponde al 91,7%. La talla promedio estimada alcanzó a 75,1 mm, con una talla mínima de 44 mm y una talla máxima de 88 mm. La moda se ubica en el rango de tallas de 75 a 79,9 mm de longitud (**Figura 24; Tabla 14**). Adicionalmente, se observa un ajuste estadísticamente significativo en la relación longitud-peso, y un coeficiente de gravimetría superior a 3 (**Figura 25**).

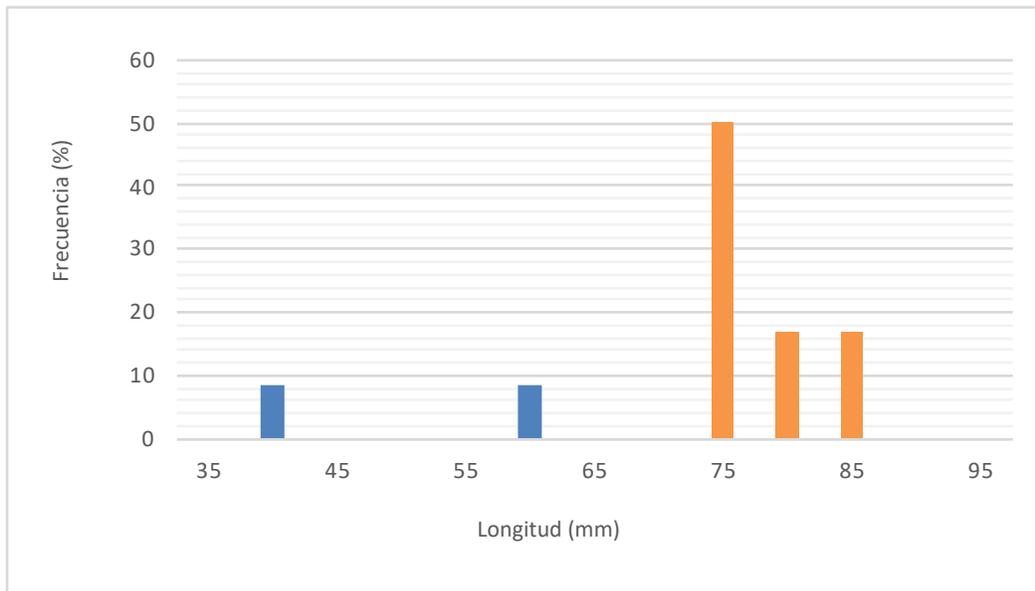


Figura 24. Distribución de frecuencia de tallas de macha en Playa Corcovado.

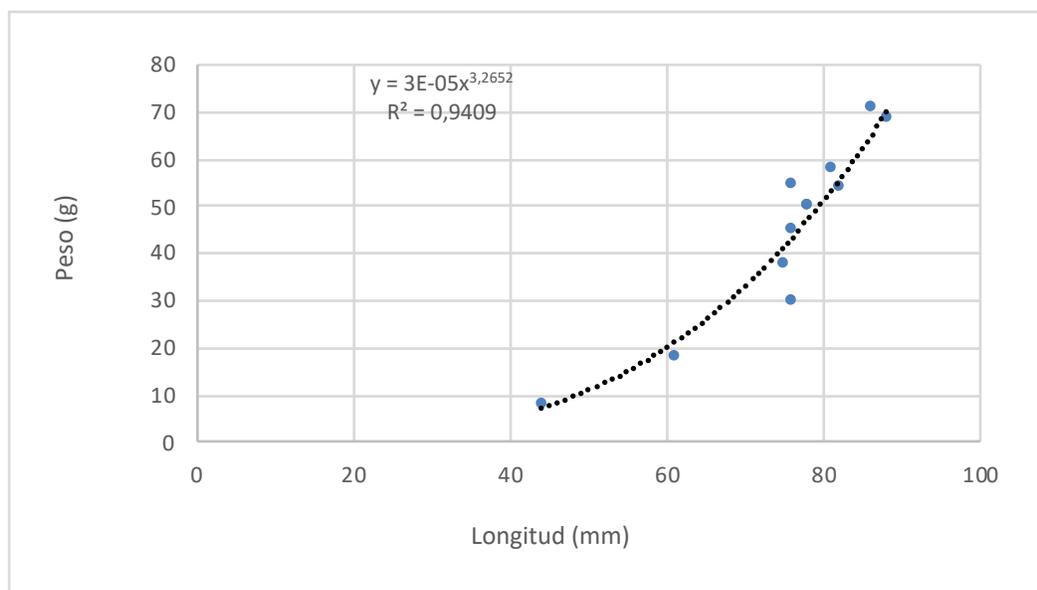


Figura 25. Relación Longitud-Peso de macha en Playa Corcovado.

Tabla 14. Estadígrafos de estructura de tamaños y relación longitud-peso para macha en Playa Corcovado.

	M. donacium
N	12
Minimo	44
Promedio	75,1
Maximo	88
Moda	76
Mediana	77
Fracción Explotable	91,7%

a (relación long-peso)	0,0000
b (relación long-peso)	3,2652

Talla legal de captura (mm)	60
-----------------------------	----

4.2.4 Playa Pucaihuén

4.2.4.1 Ubicación espacial de los puntos de muestreo

La evaluación directa efectuada en playa Pucaihuén, dio cuenta de un total de 93 transectas perpendiculares a la línea de costa, totalizando un total de 744 cuadrantes (8 cuadrantes por transecto) (**Figura 26**).

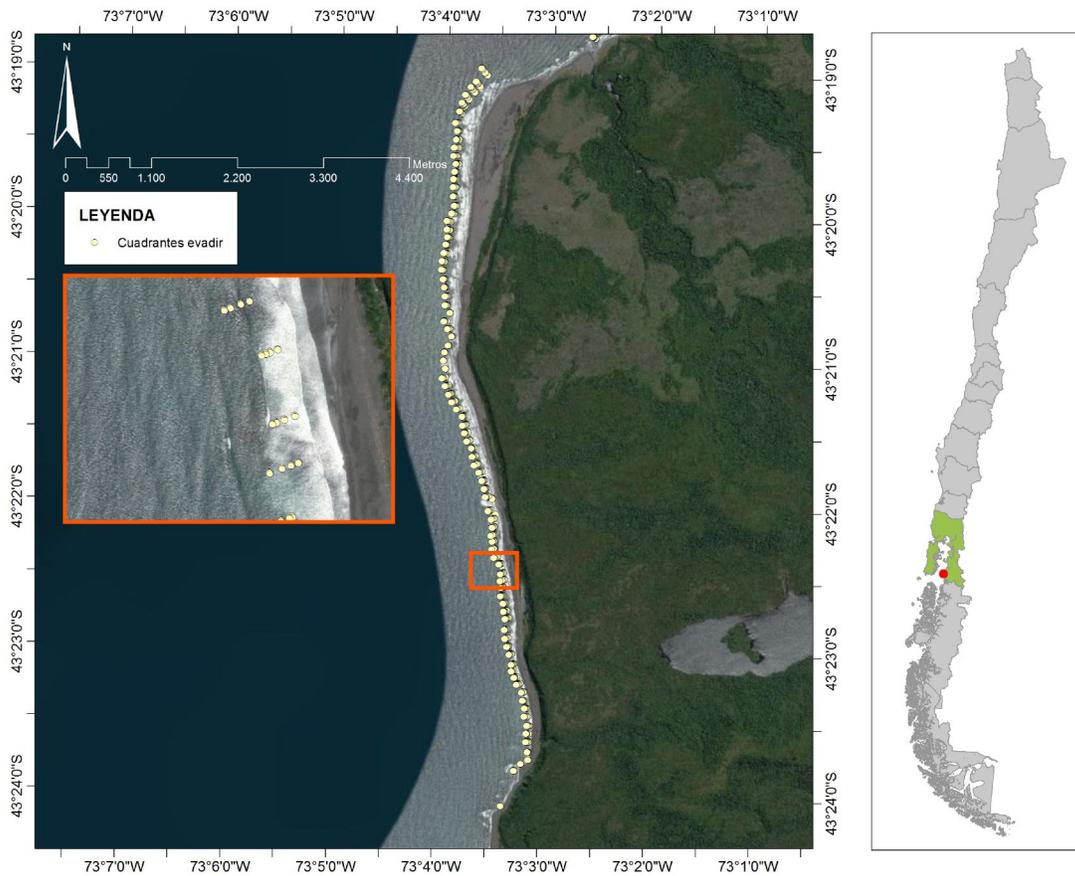


Figura 26. Ubicación espacial de las unidades de muestreo en Playa Pucaihuén.

4.2.4.2 Densidad media, sustrato de distribución efectiva y abundancia estimada.

En la **Figura 27** se entregan las densidades observadas por punto de muestreo, considerando el promedio de ambos cuadrantes por nivel (talón, rodilla, cintura, pecho). Se puede observar que las densidades máximas observadas estuvieron en torno a 2 ind/m², ubicadas principalmente en la zona central de la playa. Por otro lado, en la sección sur de la playa, se observa ausencia de individuos.

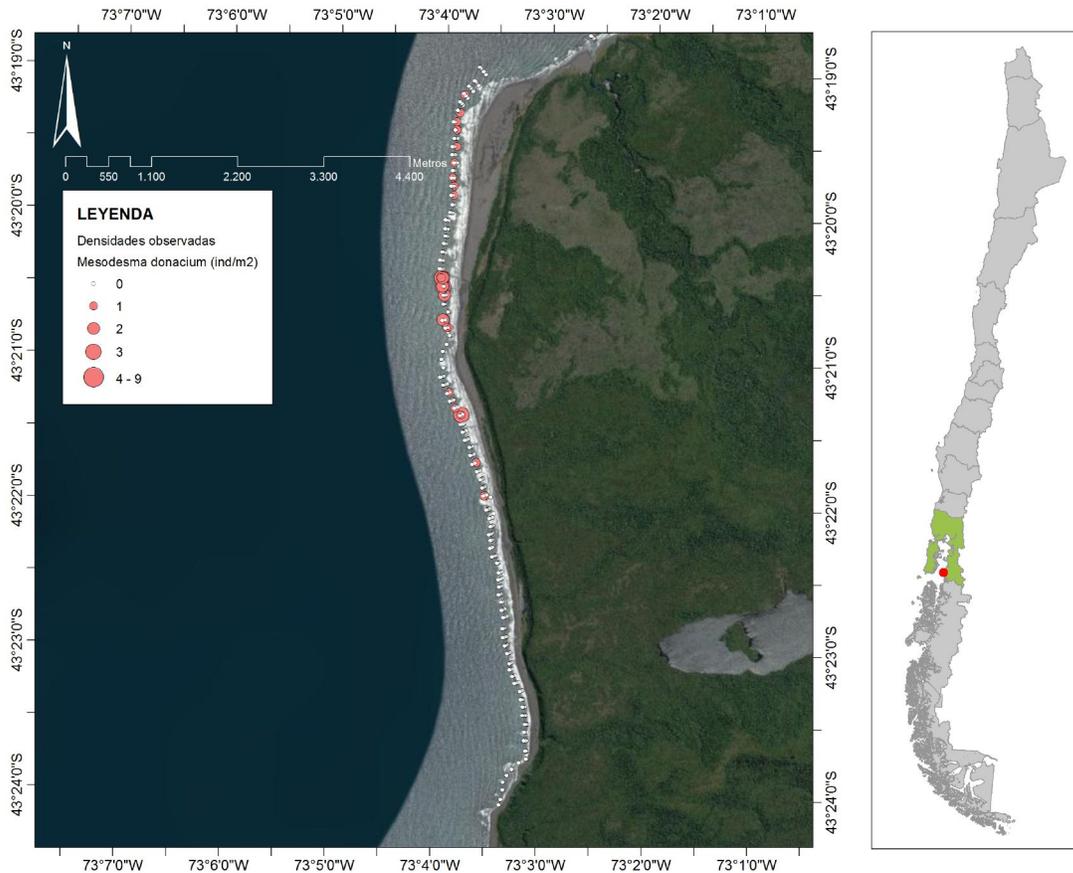


Figura 27. Densidades observadas por punto de muestreo en playa Pucaihuén.

En las **Tablas 15** y **16** se entregan los estadígrafos finales resultantes del proceso de estimación de abundancias de macha en Playa Pucaihuén. En estas tablas se entrega la estimación de abundancia mediante los métodos estadísticos de (i) muestreo aleatorio simple (MAS), (ii) muestreo por conglomerados (CONG) y (iii) muestreo estratificado (EST). Para el cálculo de abundancia se ha considerado exclusivamente aquellas unidades de muestreo ubicadas dentro del sustrato de distribución efectiva (SDE) determinado mediante Kriging de Indicadores.

A partir del análisis de estos resultados se desprende que, el método EST entrega un menor coeficiente de variación y error de estimación que MAS y CONG, implicando que el método EST resulta comparativamente más robusto y precautorio. Por otro lado, el método MAS entrega abundancias estimadas más conservadoras. Por este motivo, se ha seleccionado la estimación MAS como resultado final para el cálculo de abundancia de macha en Playa Pucaihué (Tabla 15 y 16).

Tabla 15. Estadígrafos finales para el cálculo de la abundancia de macha en Playa Pucaihué.

Indicadores	Unidad	MAS	CONG	EST
Puntos de muestreo	(N°)	328	328	328
Puntos de muestro positivo	(N°)	30	30	30
% presencias	(%)	9,15	9,15	9,15
Dens.Promedio	(ind/m ²)	0,8	1,02	1,03
Desv.Est	(ind/m ²)	0,52	0,17	0,02
C.V.%	(%)	65	17	1,94
Error.Estándar	(ind/m ²)	0,09	0,03	0
Error.%	(%)	12	3	0
Área (SDE)	(m ²)	19.750	19.750	19.750
Abundancia	(N°)	15.800	20.048	20.342

Tabla 16. Estadígrafos finales de densidad promedio, sustrato de distribución efectiva y abundancia estimada para macha en Playa Pucaihué.

Estimados		<i>M. donacium</i>
N° de muestras (tipo, dimensión)		328
Densidad media (ind/m²)		0,8
Desviación Estándar		0,52
Superficie de distribución (m²)		19.750
Abundancia	N° individuos	15.800
	Peso (kg)	828

En la **Figura 28** se entrega el resultado de la modelación de densidades considerando como sustrato de distribución efectiva la superficie con probabilidad de presencia mayor al 60% para la especie *M. donacium*.

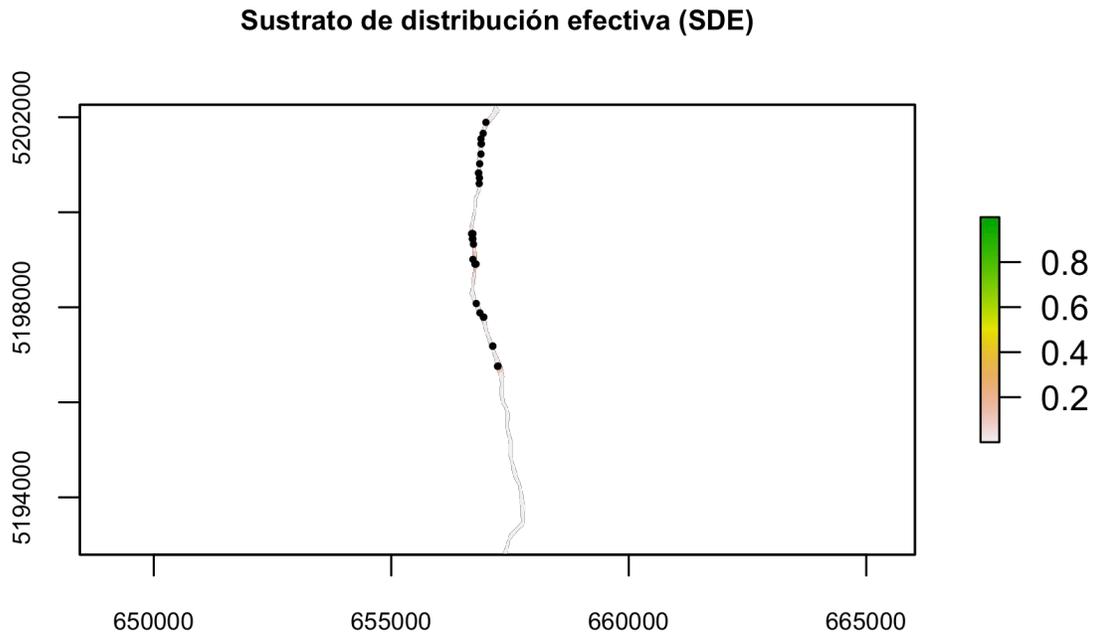


Figura 28. Determinación del sustrato de distribución efectiva en Playa Pucaihuén.

4.2.4.3 Distribución de frecuencia de tallas y relación longitud-peso.

El análisis de la distribución de tallas para *M. donacium* en Playa Pucaihuén indica que la proporción de ejemplares sobre la talla de primera captura (barras naranjas) corresponde al 93,5%. La talla promedio estimada alcanzó a 76,8 mm, con una talla mínima de 35 mm y una talla máxima de 96 mm. La moda se ubica en el rango de tallas de 75 a 84,9 mm de longitud (**Figura 29; Tabla 17**). Adicionalmente se observa un ajuste estadísticamente significativo en la relación longitud-peso, y un coeficiente de gravimetría en torno a 3,5 (**Figura 30**).

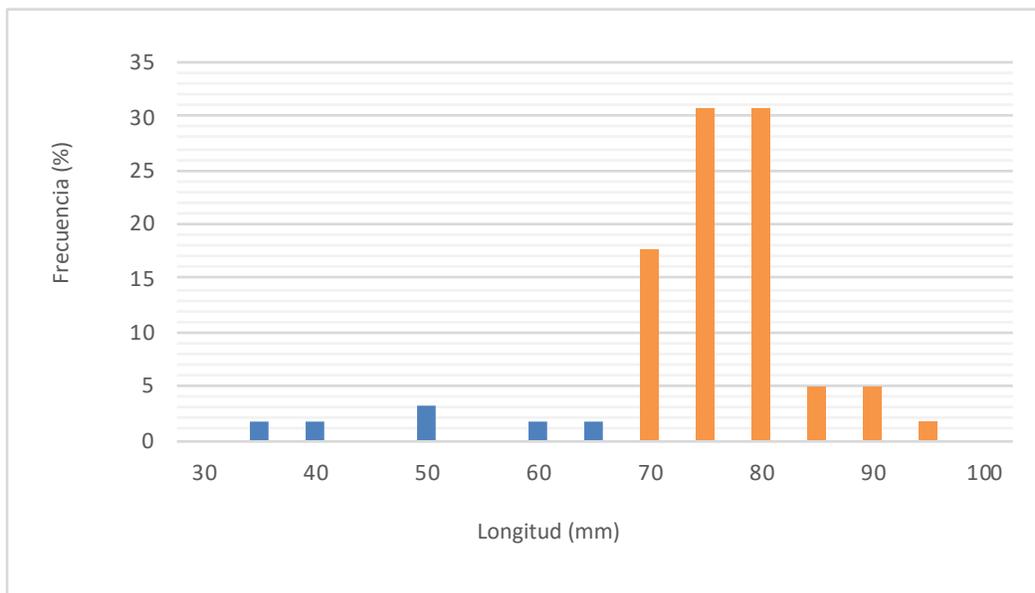


Figura 29. Distribución de frecuencia de tallas de macha en Playa Pucaihuén.

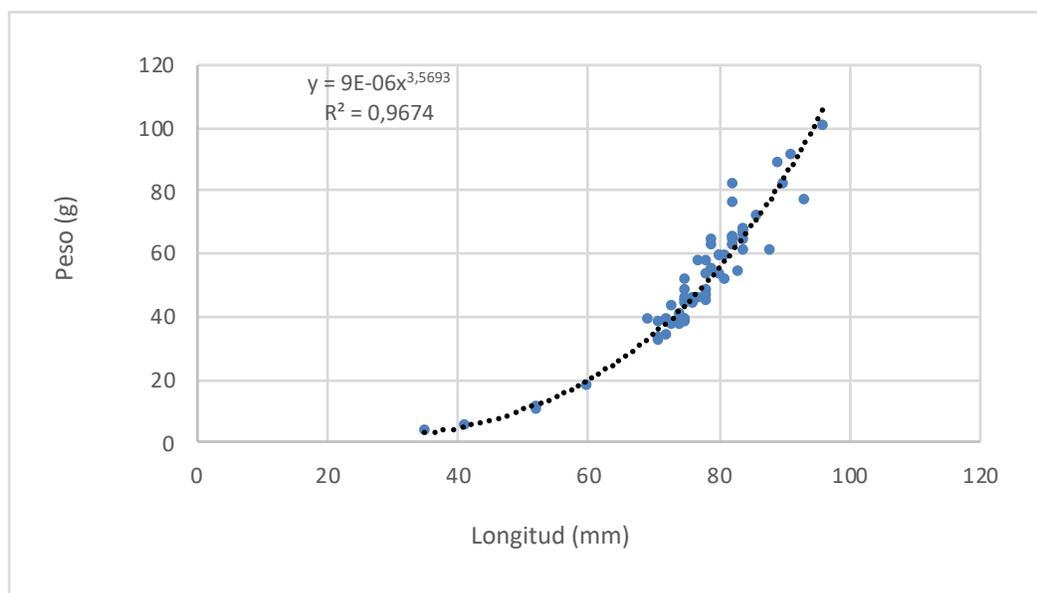


Figura 30. Relación Longitud-Peso de macha en Playa Pucaihuén.

Tabla 17. Estadígrafos de estructura de tamaños y relación longitud-peso para macha en Playa Pucaihuén.

	M. donacium
N	62
Minimo	35
Promedio	76,8
Maximo	96
Moda	75
Mediana	78
Fracción Explotable	93,5%

a (relación long-peso)	0,0000
b (relación long-peso)	3,5693

Talla legal de captura (mm)	60
-----------------------------	----

4.3 Reclutamiento en bancos de macha

4.3.1 Elaboración de referencias no documentadas con usuarios calificados

En las **Figuras 31** a **40** se entrega la ubicación de los sectores con presencia de macha identificados por los pescadores locales a través de cartas temáticas. En la **Tabla 5**, se entregó el listado de informantes que participaron en la confección de las cartas temáticas.

4.3.1.1 Playa Ritoque

Para Playa Ritoque las zonas de reclutamiento se ubicarían de acuerdo a un primer informante (Sr. Gastón Silva), en los límites norte y oeste del AMERB Ritoque en una zona submareal (**Figura 31**). No obstante, un segundo informante (Sr. José Verdejo), indica que en esta playa las zonas de reclutamiento se encontrarían en una gran franja intermareal ubicada al norte el AMERB, y otra zona también intermareal ubicada justo frente al AMERB Ritoque (**Figura 32**).



Figura 31. Identificación de zonas de reclutamiento en la Playa de Ritoque, Región de Valparaíso.

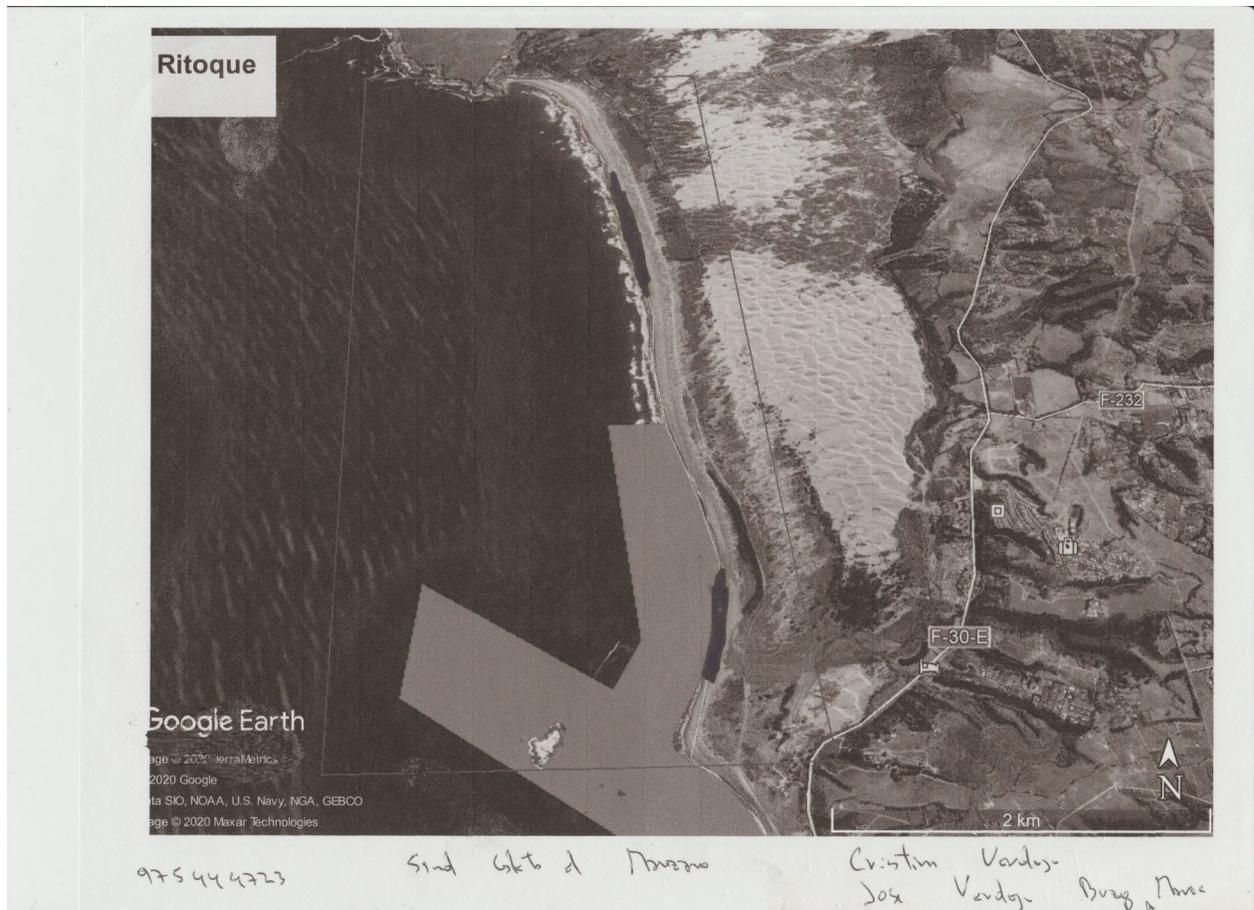


Figura 32. Identificación de zonas de reclutamiento en la Playa de Ritoque, Región de Valparaíso.

4.3.1.2 Playa Godoy

En el caso de Playa Godoy, se señala que, la zona de semillas se ubicaría específicamente en la sección central de la playa, existiendo un alto grado de coincidencia entre ambos informantes (**Figuras 33 y 34**).



Figura 33. Identificación de zonas de reclutamiento en Playa Godoy, Región de Los Lagos.



Figura 34. Identificación de zonas de reclutamiento en Playa Godoy, Región de Los Lagos.

4.3.1.3 Playa Pangal

Para Playa Pangal, uno de los informantes indicó la existencia de sólo una zona de reclutamiento la cual se ubicaría en una franja intermareal que va desde el centro de la Playa y hacia el norte (**Figura 35**). Un segundo informante, indicó que en esta playa las zonas de reclutamiento se ubicarían prácticamente en toda la playa, desde la desembocadura del Río San Pedro Nolasco, hasta el límite norte de la playa (**Figura 36**).



Figura 35. Identificación de zonas de reclutamiento en Playa Pangal, Región de Los Lagos.



Figura 36. Identificación de zonas de reclutamiento en Playa Pungal, Región de Los Lagos.

4.3.1.4 Playa Mar Brava

En el caso de la Playa Mar Brava, la zona de reclutamiento estaría acotada a una pequeña franja intermareal ubicada en la sección centro-sur de la playa. En este caso existe un alto grado de coincidencia entre los pescadores informantes (**Figuras 37 y 38**).

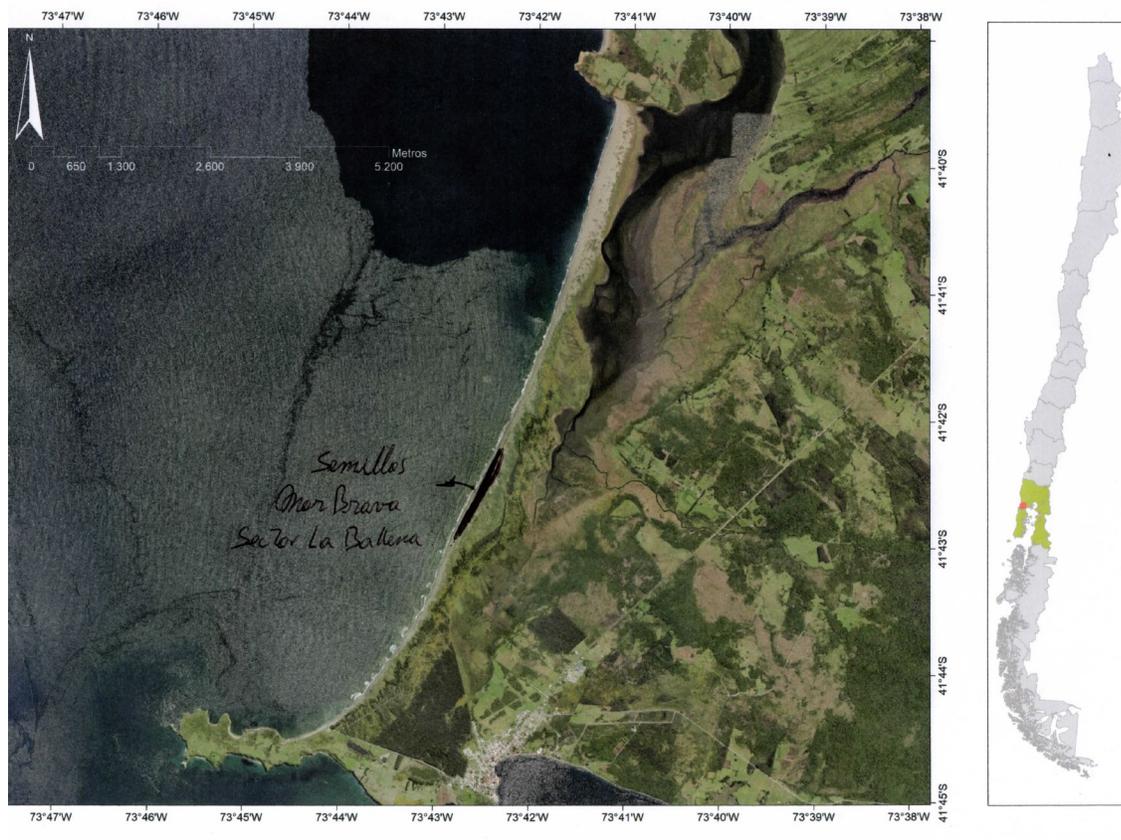


Figura 37. Identificación de zonas de reclutamiento en Playa Mar Brava, Región de Los Lagos.

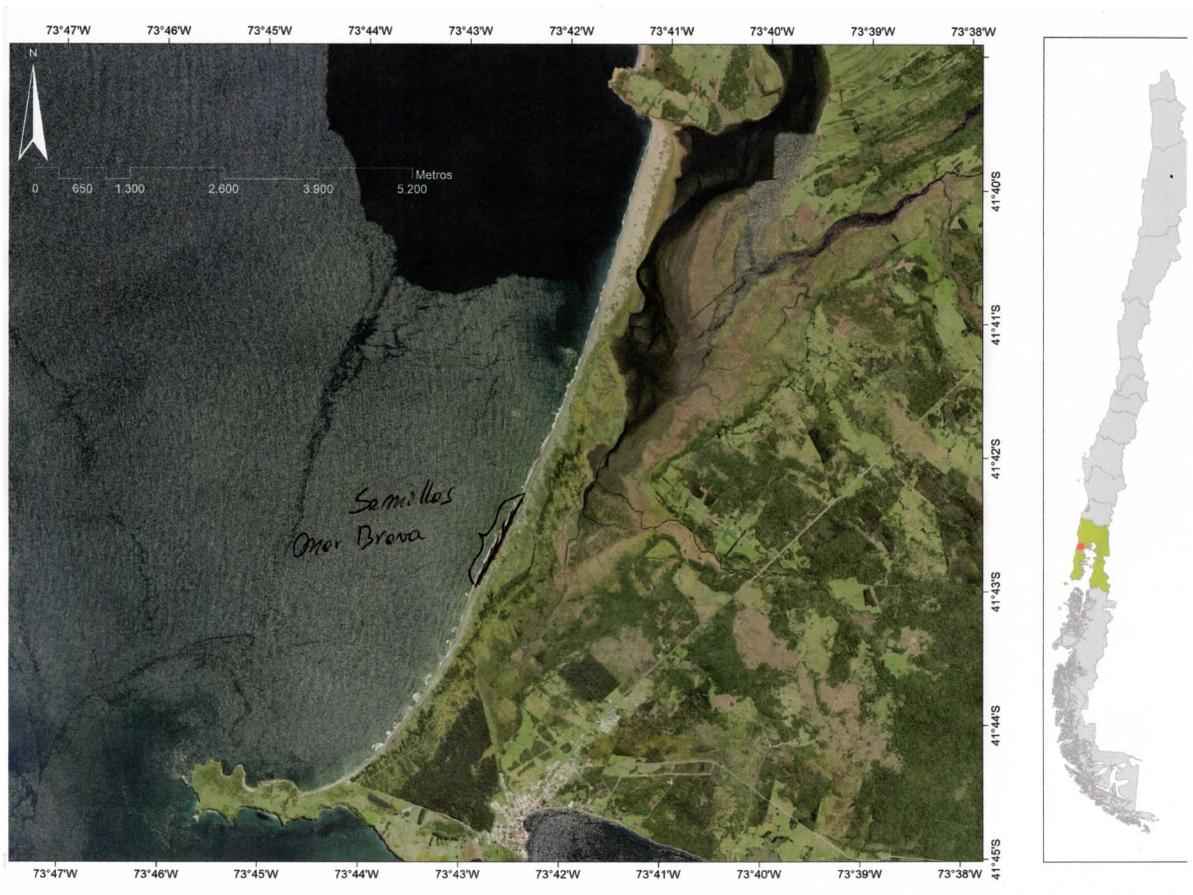


Figura 38. Identificación de zonas de reclutamiento en Playa Mar Brava, Región de Los Lagos.

4.3.1.5 Playa Corcovado

En el caso de Playa Corcovado, la zona de reclutamiento estaría acotada a una franja intermareal ubicada en la sección centro-norte de la playa (**Figuras 39**).



Figura 39. Identificación de zonas de reclutamiento en Playa Corcovado, Región de Los Lagos.

4.3.1.6 Playa Pucaihuén

En el caso de la Playa Pucaihuén, la zona de reclutamiento estaría acotada a una franja intermareal ubicada en la sección centro-norte de la playa. En este caso existe un alto grado de coincidencia entre los pescadores informantes (**Figuras 40**).

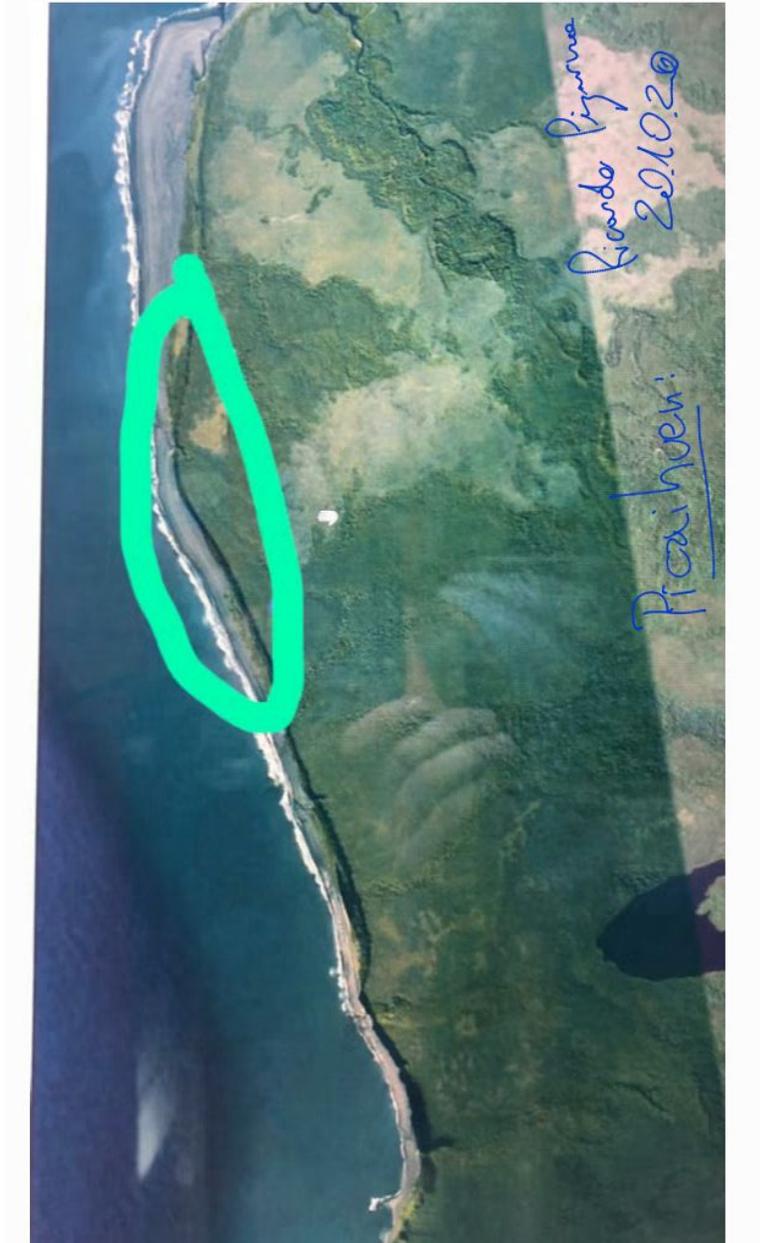


Figura 40. Identificación de zonas de reclutamiento en Playa Mar Brava, Región de Los Lagos.

En síntesis, en la localidad de Ritoque fue donde se observó mayor divergencia entre los informantes, lo cual puede estar asociado, a que en Playa Ritoque, la actividad pesquera bentónica asociada a la macha es prácticamente nula. En cambio, en las playas de Maullín y Chaitén, se observó en general un alto grado de coincidencia en la identificación de las zonas de reclutamiento. Sólo en el caso de Pangal, hubo diferencias asociadas principalmente a que, uno de los informantes indicó la existencia de semillas de macha en prácticamente toda la playa, sin identificar un área específica.

4.3.2 Estimación del reclutamiento en Playa Ritoque

4.3.2.1 Estimación de la densidad y distribución de especies identificadas

En esta localidad se evaluaron 30 puntos de muestreo, con una riqueza total que alcanzó N=3 grupos taxonómicos, de los cuales *Emerita analoga* estuvo presente en 24 de los puntos de evaluación efectuados, y secundariamente el taxón *Polychaeta* estuvo presente en 20 de los 30 puntos evaluados. La especie *Mesodesma donacium* estuvo presente en apenas dos unidades de muestreo (**Figura 41**).

La especie *E. analoga*, fue la que presentó las mayores densidades, con importantes peaks por sobre los 500 ind/m², especialmente en la sección norte de la zona evaluada (**Figura 42**). Se observa que las densidades de *E. analoga* comienza a disminuir hacia el sector sur de la zona evaluada, observándose mayores densidades de poliquetos (**Figura 42**), los cuales presentaron importantes peaks en torno a 200 ind/m² incluso superando 400 ind/m² en uno de los puntos evaluados (W25) (**Figura 41**).

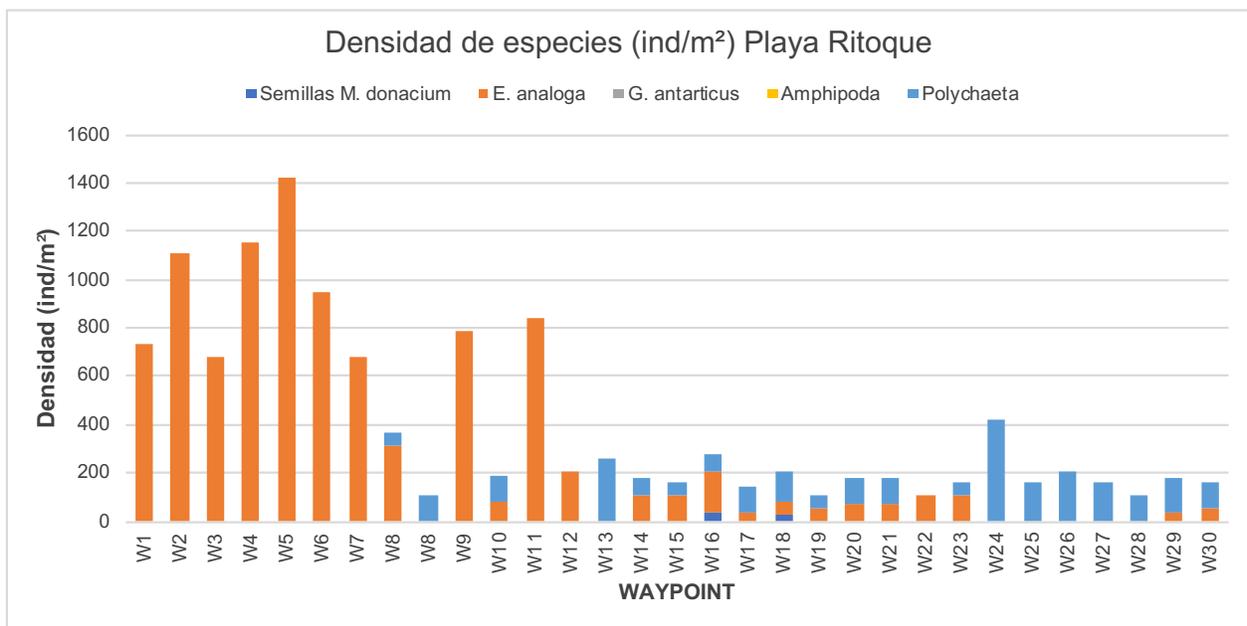


Figura 41. Composición de especies identificadas (ind/m²) en la zona de reclutamiento de Playa Ritoque.

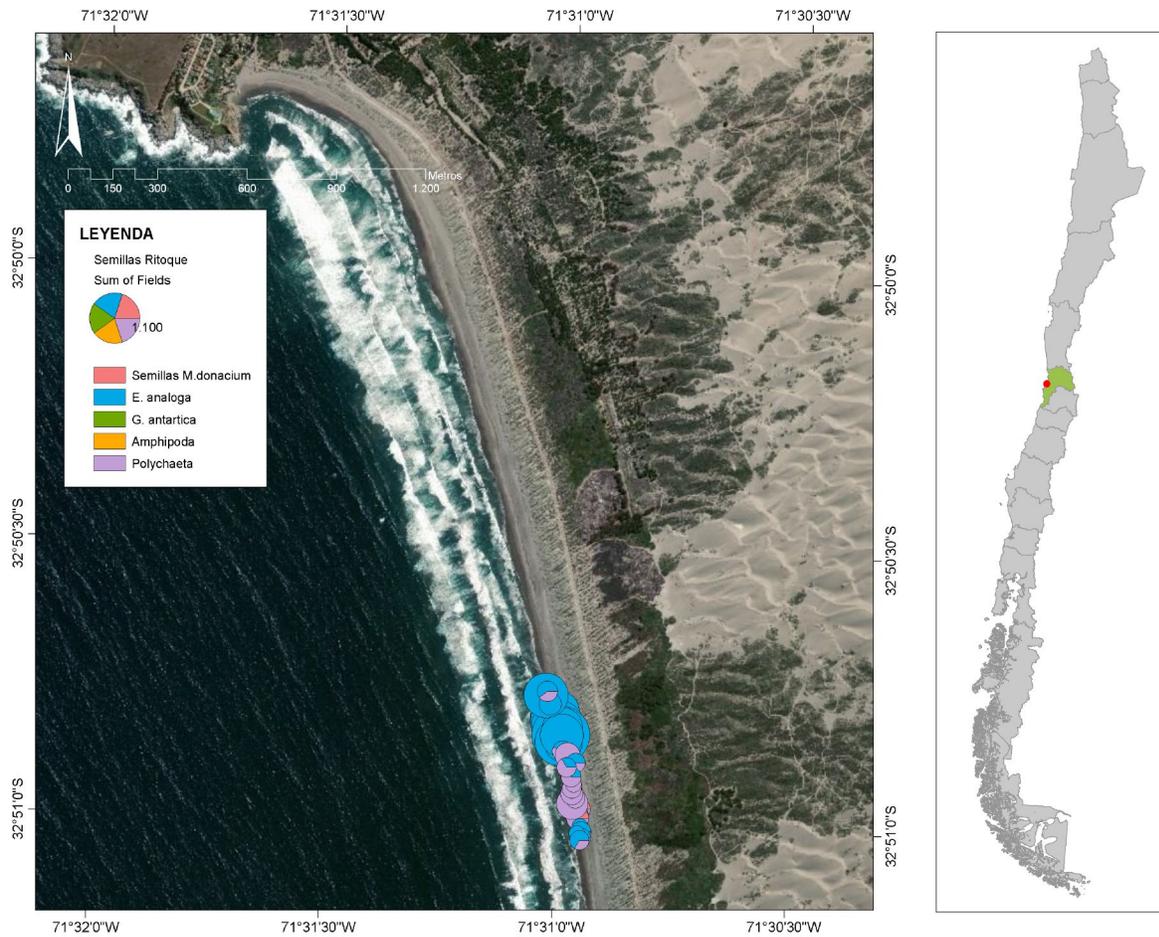


Figura 42. Distribución espacial de semillas de macha y fauna asociada en playa Ritoque, Región de Valparaíso.

4.3.2.2 Distribución de estructura de tallas y relación longitud-peso de reclutas en Playa Ritoque

En playa Ritoque se encontró solamente 2 individuos de macha, cuyas tallas oscilaron entre 0,11 mm y 2,35 mm. Debido al bajo número de muestras, para esta playa no se realizó la estructura de tallas ni el cálculo de la relación longitud-peso.

4.3.3 Estimación del reclutamiento en Godoy

4.3.3.1 Estimación de la densidad y distribución de especies identificadas

En esta localidad se evaluaron 27 puntos de muestreo, con una riqueza total que alcanzó N=2 grupos taxonómicos, de los cuales *Mesodesma donacium* estuvo presente en 17 puntos de evaluación efectuados, y secundariamente *Gyptonotus antarcticus* estuvo presente en 4 de los 27 puntos evaluados (**Figura 42**).

La especie *M. donacium*, fue la que presentó las mayores densidades, con importantes peaks por sobre los 150 ind/m², con presencia en la totalidad de la zona evaluada (**Figura 42**), al igual que la especie *G. antarcticus*, aunque esta última con pocos puntos de presencia y densidades que en general no superaron los 100 ind/m² (**Figura 42 y 44**).

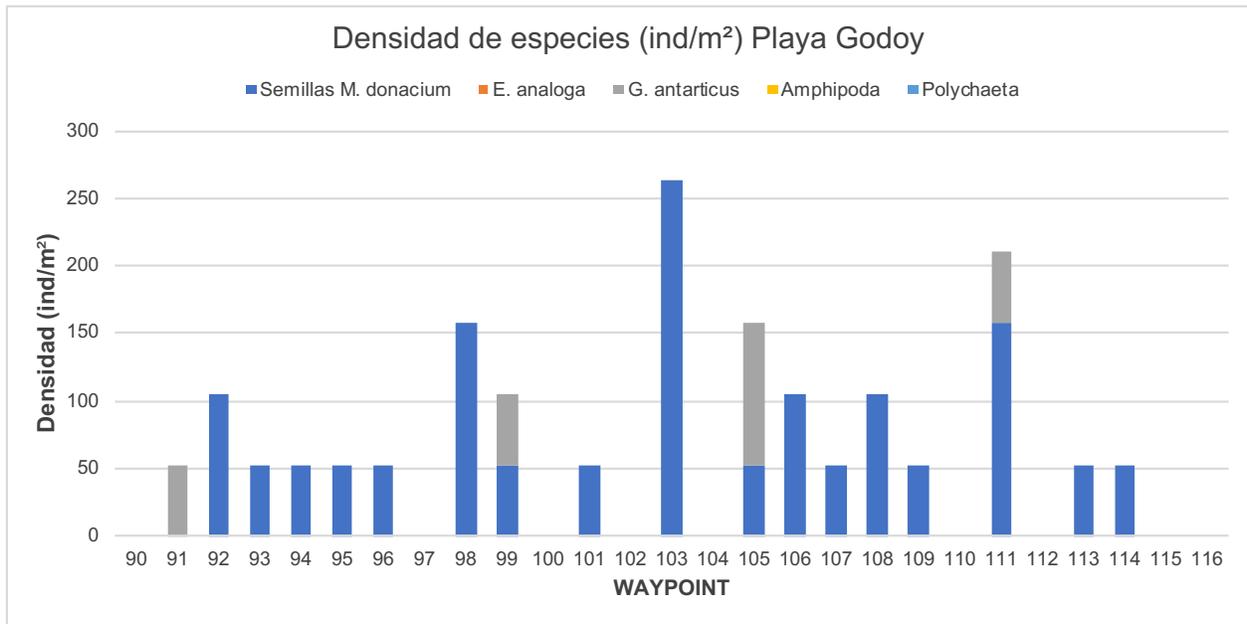


Figura 43. Composición de especies identificadas (ind/m²) en la zona de reclutamiento de Playa Godoy.

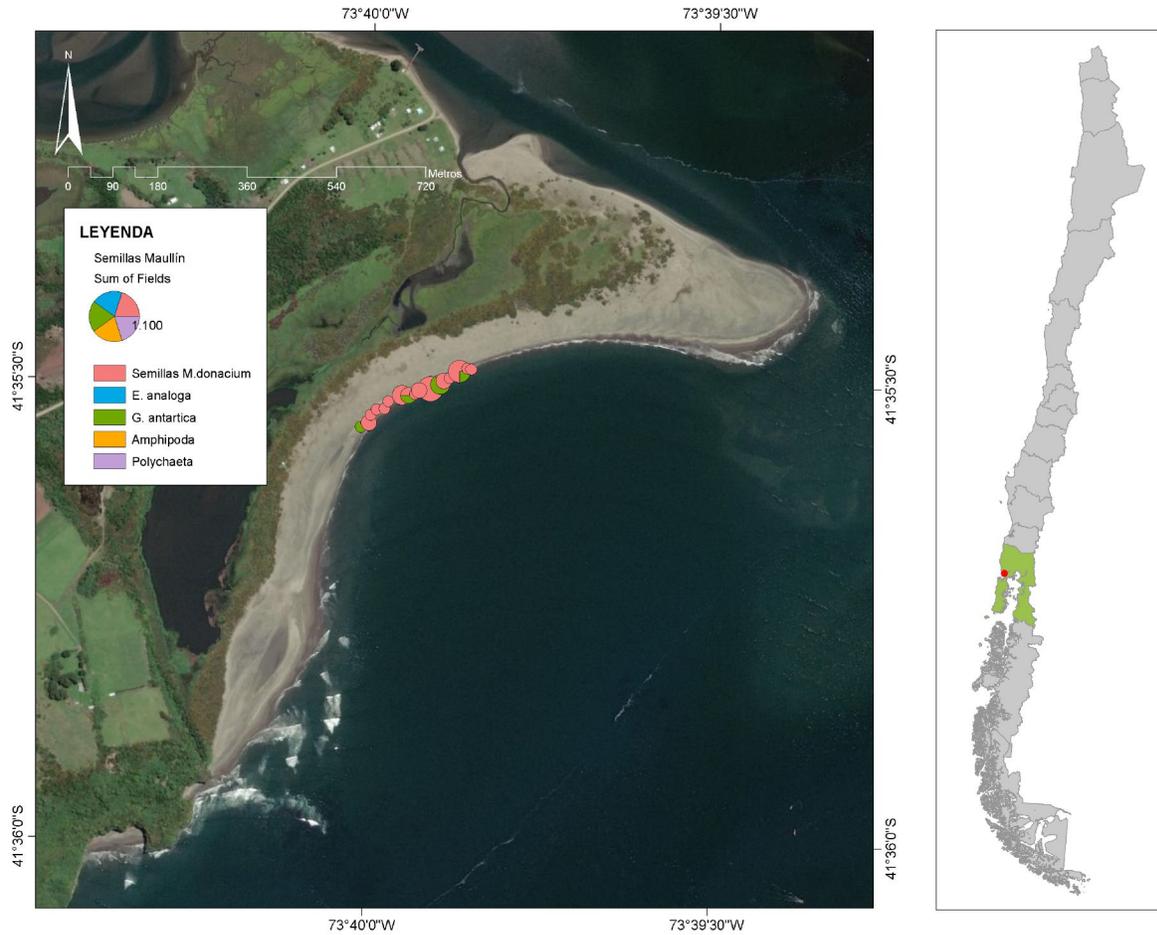


Figura 44. Distribución espacial de semillas de macha y fauna asociada en playa Godoy, Región de Los Lagos.

4.3.3.2 Distribución de estructura de tallas y relación longitud-peso de reclutas en Playa Godoy

El análisis de la distribución de tallas para *M. donacium* en Playa Godoy indica que la talla promedio estimada alcanzó a 3,7 mm, con una talla mínima de 1,2 mm y una talla máxima de 5,9 mm. La moda se ubica en el rango de tallas de 3 a 3,9 mm de longitud (**Figura 45**). Adicionalmente se observa un ajuste estadísticamente significativo en la relación longitud-peso, y un coeficiente de gravimetría en torno a 2,6 (**Figura 46**).

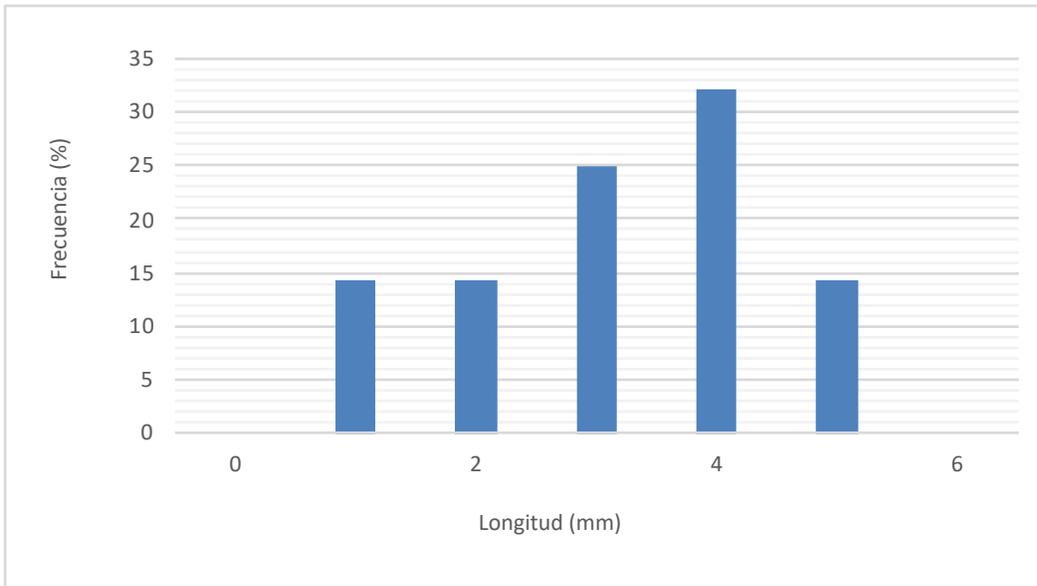


Figura 45. Distribución de frecuencia de tallas de reclutas de macha en Playa Godoy.

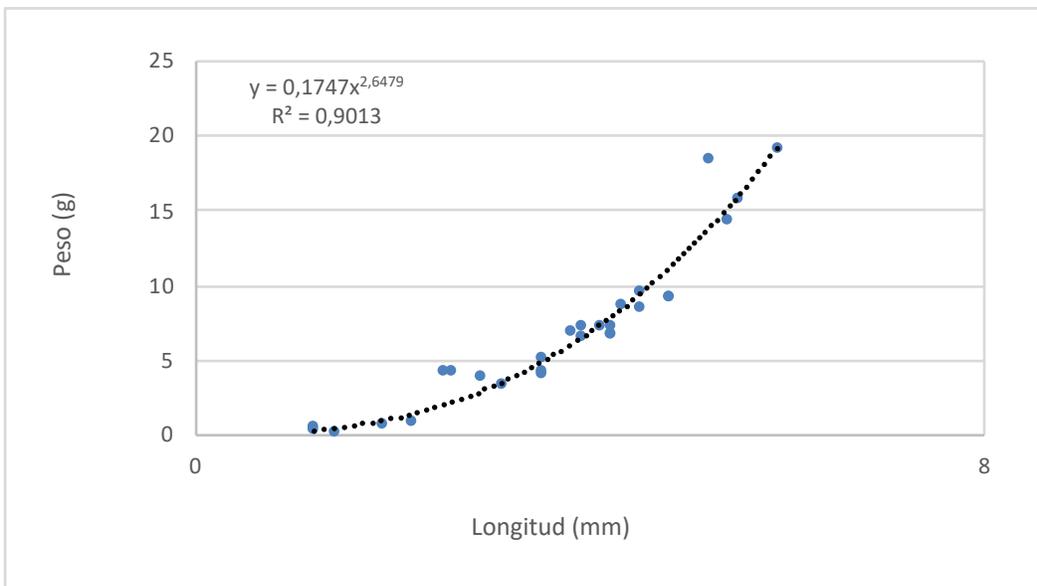


Figura 46. Relación Longitud-Peso de reclutas de macha en Playa Godoy.

4.3.4 Estimación del reclutamiento en Pangal

4.3.4.1 Estimación de la densidad y distribución de especies identificadas

En esta localidad se evaluaron 50 puntos de muestreo, con una riqueza total que alcanzó N=3 grupos taxonómicos, de los cuales *Mesodesma donacium* estuvo presente en 29 de los puntos de evaluación efectuados, y secundariamente *Gyptonotus antarcticus* estuvo presente en 16 de los 50 puntos evaluados. Finalmente, la especie *Emerita analoga* estuvo presente en apenas una unidad de muestreo (**Figura 47**).

La especie *M. donacium*, fue la que presentó las mayores densidades, con importantes peaks por sobre los 200 ind/m², especialmente en la sección central de la zona evaluada (**Figura 48**). Se observa también importantes densidades de *G. antarcticus* especie que presentó peaks de densidades por sobre los 100 ind/m² (**Figura 47**).

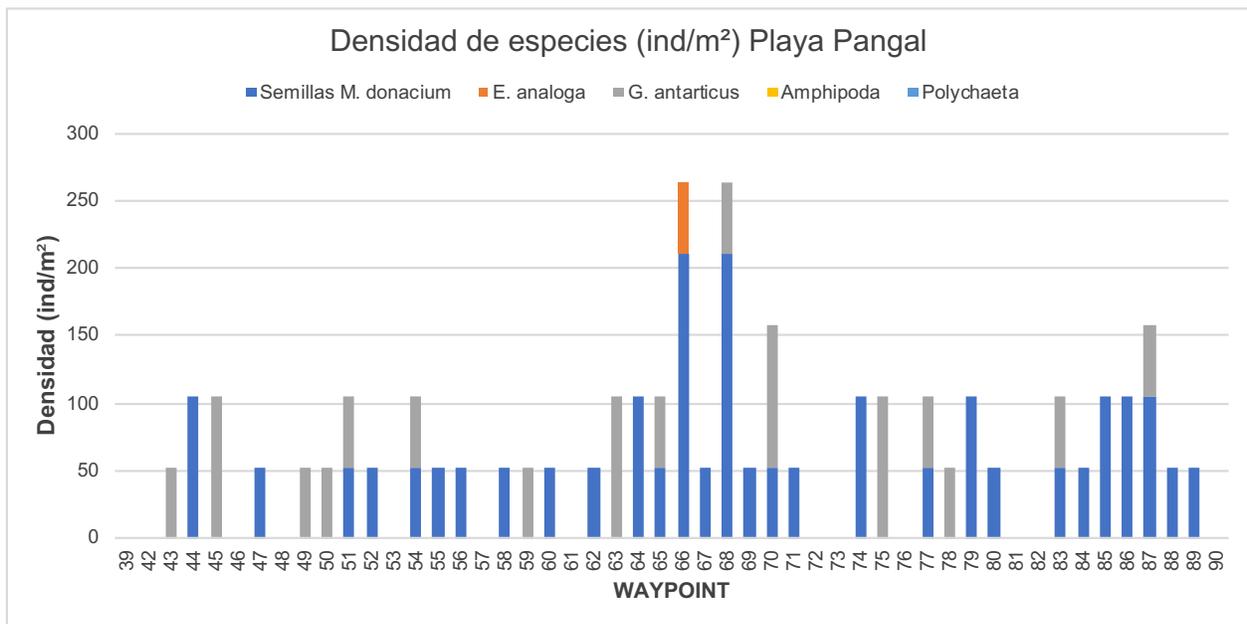


Figura 47. Composición de especies identificadas (ind/m²) en la zona de reclutamiento de Playa Pangal.

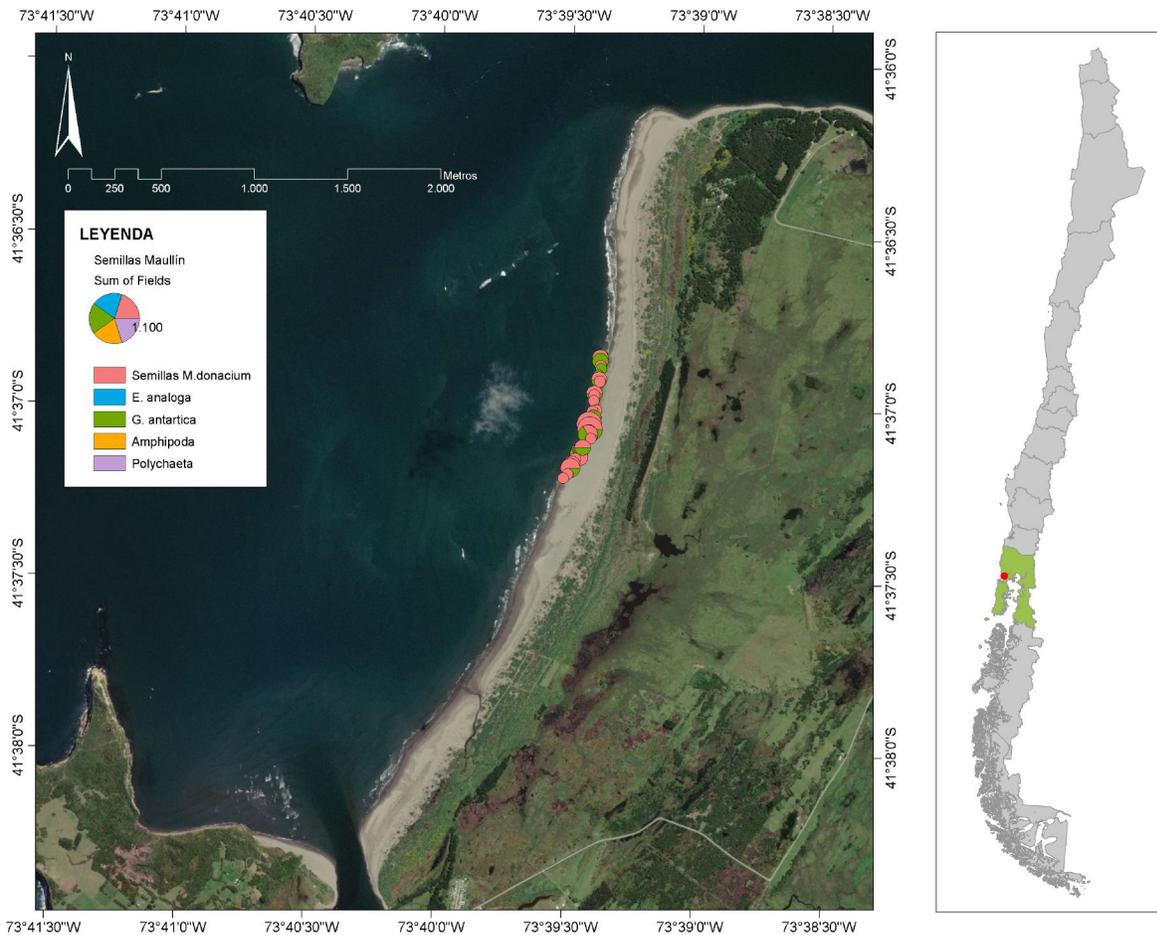


Figura 48. Distribución espacial de semillas de macha y fauna asociada en playa Pangal, Región de Los Lagos.

4.3.4.2 Distribución de estructura de tallas y relación longitud-peso de reclutas en Playa Pangal

El análisis de la distribución de tallas para *M. donacium* en Playa Pangal indica que la talla promedio estimada alcanzó a 2,7 mm, con una talla mínima de 1,0 mm y una talla máxima de 5,5 mm. La moda se ubica en el rango de tallas de 2 a 2,9 mm de longitud (**Figura 49**). Adicionalmente se observa un ajuste estadísticamente significativo en la relación longitud-peso, y un coeficiente de gravimetría en torno a 2,5 (**Figura 50**).

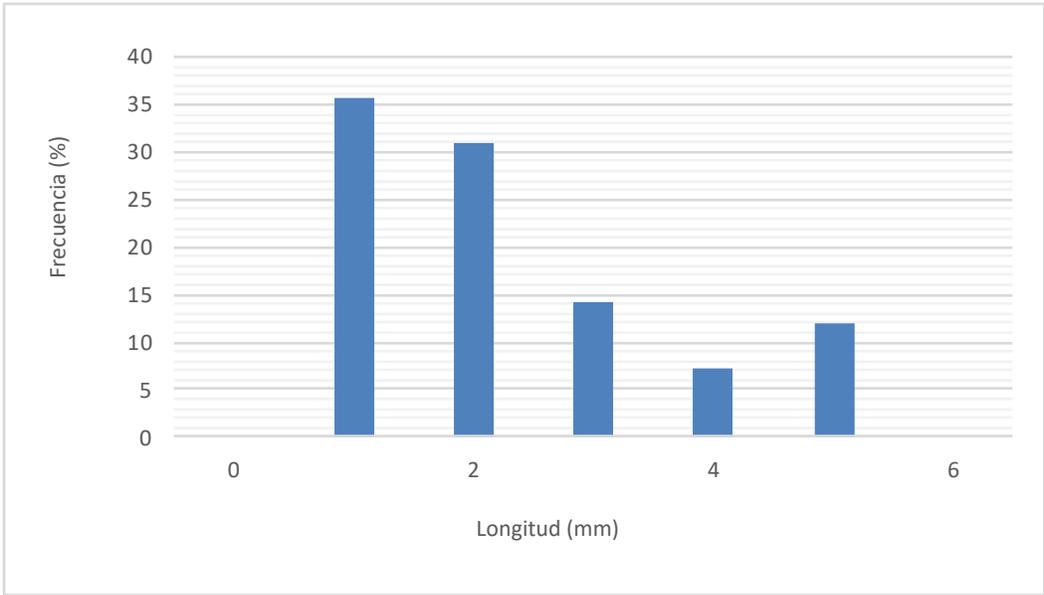


Figura 49. Distribución de frecuencia de tallas de reclutas de macha en Playa Pangal.

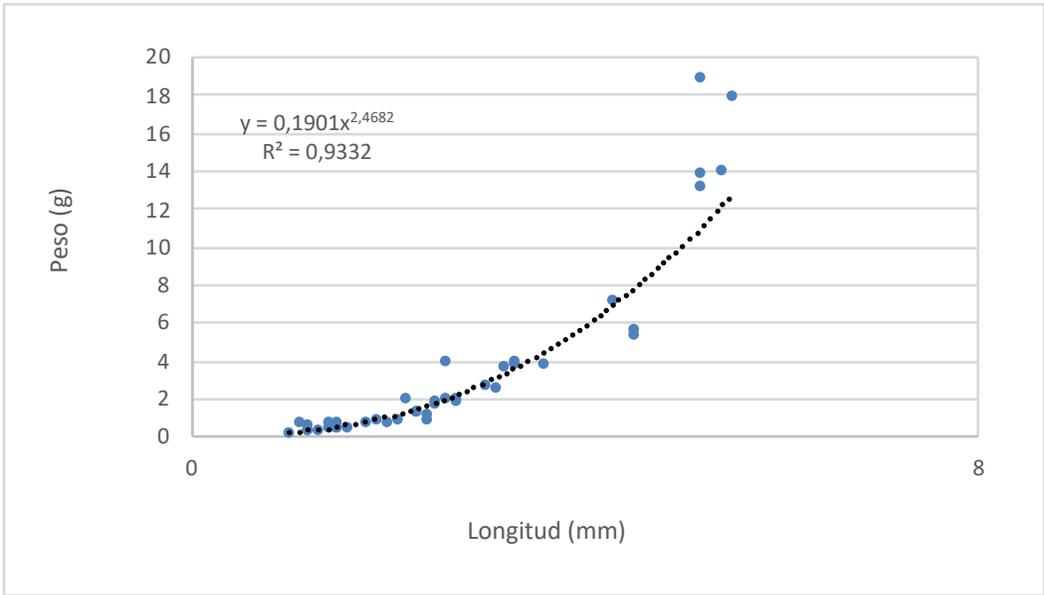


Figura 50. Relación Longitud-Peso de reclutas de macha en Playa Pangal.

4.3.5 Estimación del reclutamiento en Mar Brava

4.3.5.1 Estimación de la densidad y distribución de especies identificadas

En esta localidad se evaluaron 20 puntos de muestreo, con una riqueza total que alcanzó N=4 grupos taxonómicos, de los cuales *Mesodesma donacium* estuvo presente en 17 de los puntos de evaluación efectuados, y secundariamente *Emerita analoga* estuvo presente en 7 de los 20 puntos evaluados. Finalmente, los taxa *Amphipoda* y *Polychaeta* estuvieron presentes en apenas dos unidades de muestreo evaluadas (**Figura 51**).

La especie *M. donacium*, fue la que presentó las mayores densidades, con importantes peaks por sobre los 250 ind/m², y una importante cobertura espacial en toda la zona evaluada (**Figura 52**). Secundariamente, se observan importantes densidades de *E. analoga* con importantes peaks superiores a 100 ind/m² y una importante cobertura espacial dentro del área evaluada (**Figura 52**). Finalmente, las densidades de *Amphipoda* y *Polychaeta* fueron normalmente inferiores a 50 ind/m² (**Figura 51**).

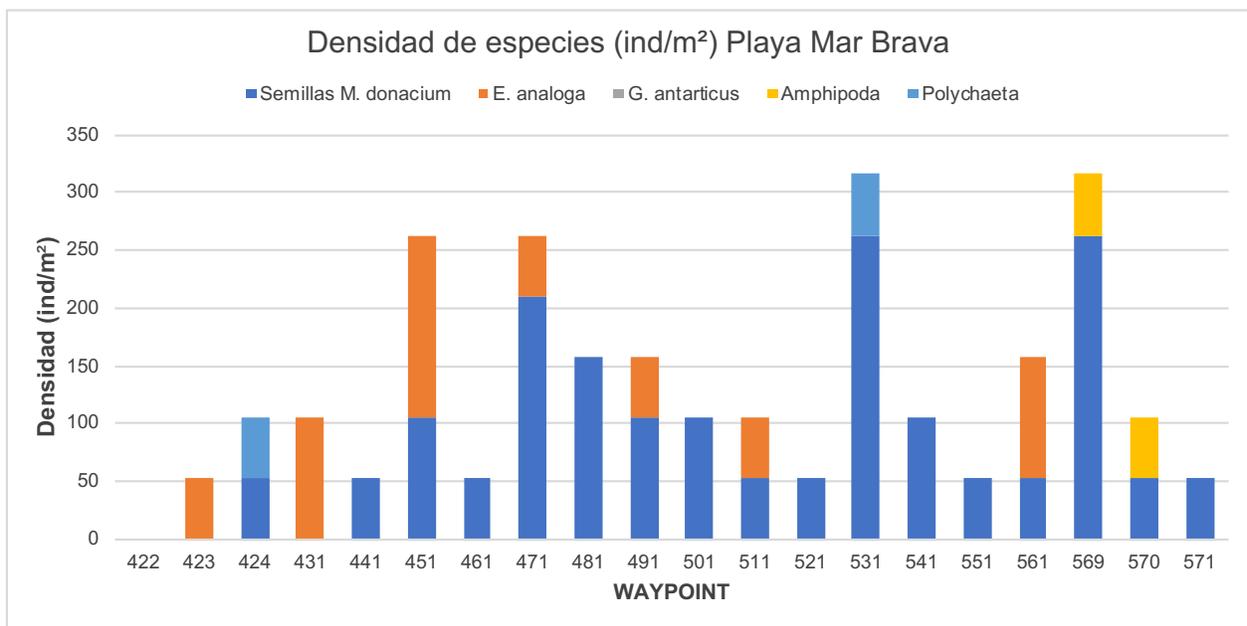


Figura 51. Composición de especies identificadas (ind/m²) en la zona de reclutamiento de Playa Mar Brava.

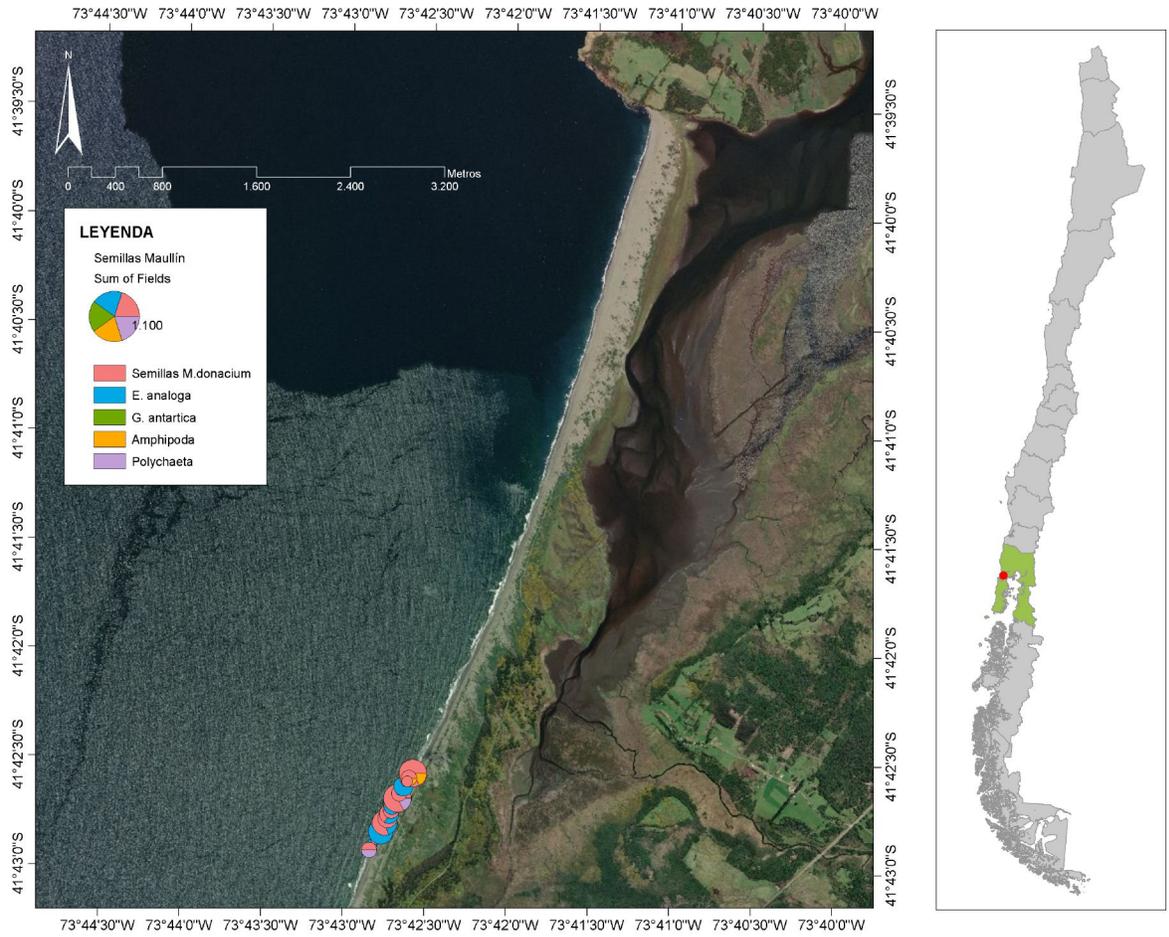


Figura 52. Distribución espacial de semillas de macha y fauna asociada en playa Mar Brava, Región de Los Lagos.

4.3.5.2 Distribución de estructura de tallas y relación longitud-peso de reclutas en Playa Mar Brava

El análisis de la distribución de tallas para *M. donacium* en Playa Mar Brava indica que la talla promedio estimada alcanzó a 2,0 mm, con una talla mínima de 0,8 mm y una talla máxima de 5,5 mm. La moda se ubica en el rango de tallas de 1 a 1,9 mm de longitud (**Figura 53**). Adicionalmente se observa un ajuste estadísticamente significativo en la relación longitud-peso, y un coeficiente de gravimetría en torno a 2,4 (**Figura 54**).

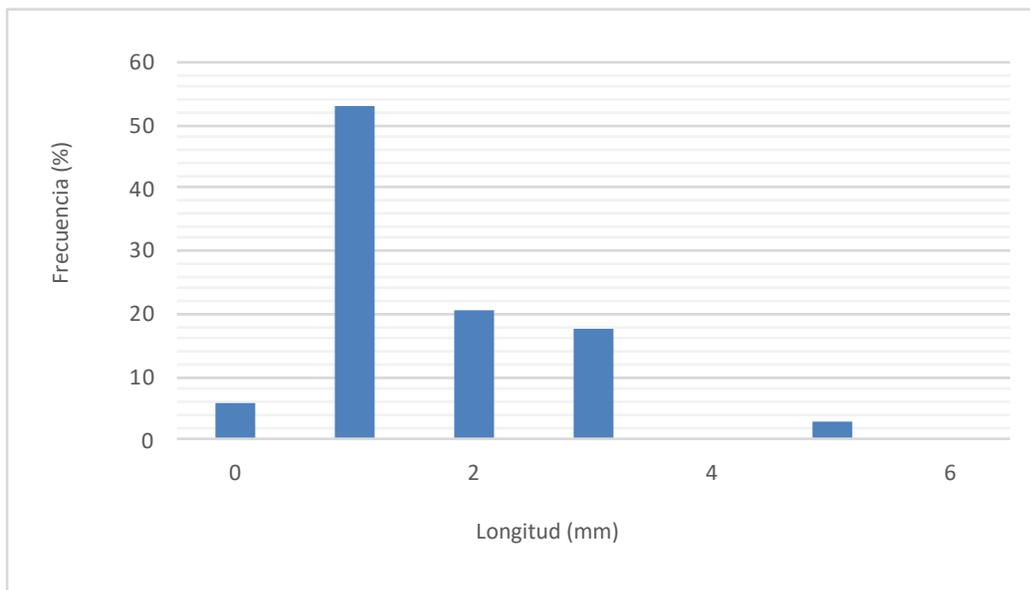


Figura 53. Distribución de frecuencia de tallas de reclutas de macha en Playa Mar Brava.

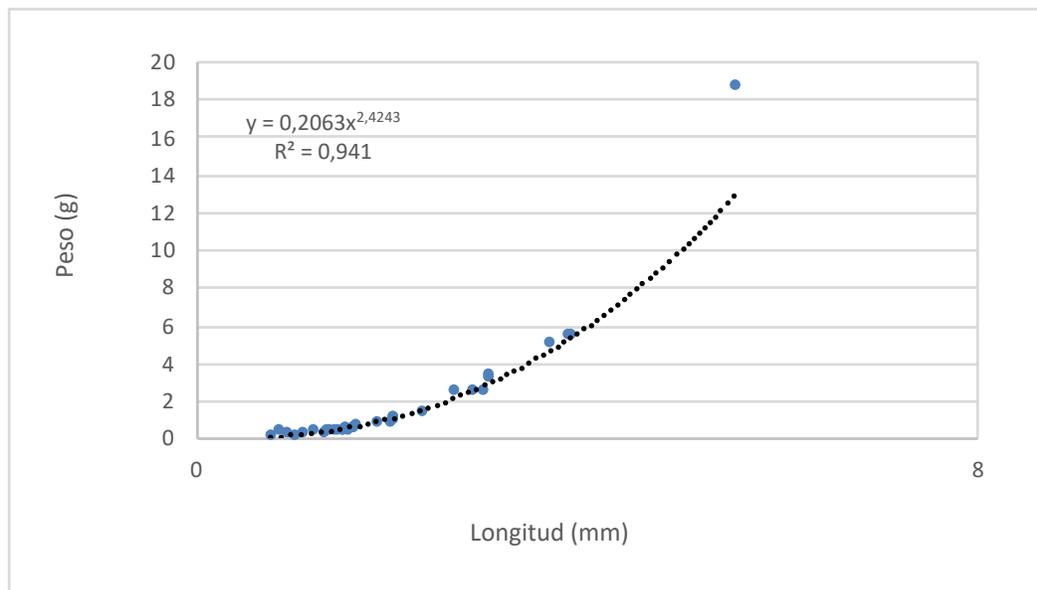


Figura 54. Relación Longitud-Peso de reclutas de macha en Playa Mar Brava.

4.3.6 Estimación del reclutamiento en Corcovado

4.3.6.1 Estimación de la densidad y distribución de especies identificadas

En esta localidad se evaluaron 78 puntos de muestreo, con una riqueza total que alcanzó apenas N=2 grupos taxonómicos, de los cuales *Emerita analoga* y el taxón Amphipoda estuvieron presentes en 1 de los 78 puntos evaluados, mientras que la especie *M. donacium* no fue detectada durante la presente evaluación (**Figura 55**).

Respecto a las densidades, *E. analoga* estuvo presente en densidades en torno a 50 ind/m²; mientras que el taxón Amphipoda presentó densidades superiores a 100 ind/m². Ambas especies presentaron baja cobertura espacial, estando presente sólo en un punto de muestreo, en toda la playa evaluada (**Figura 56**).

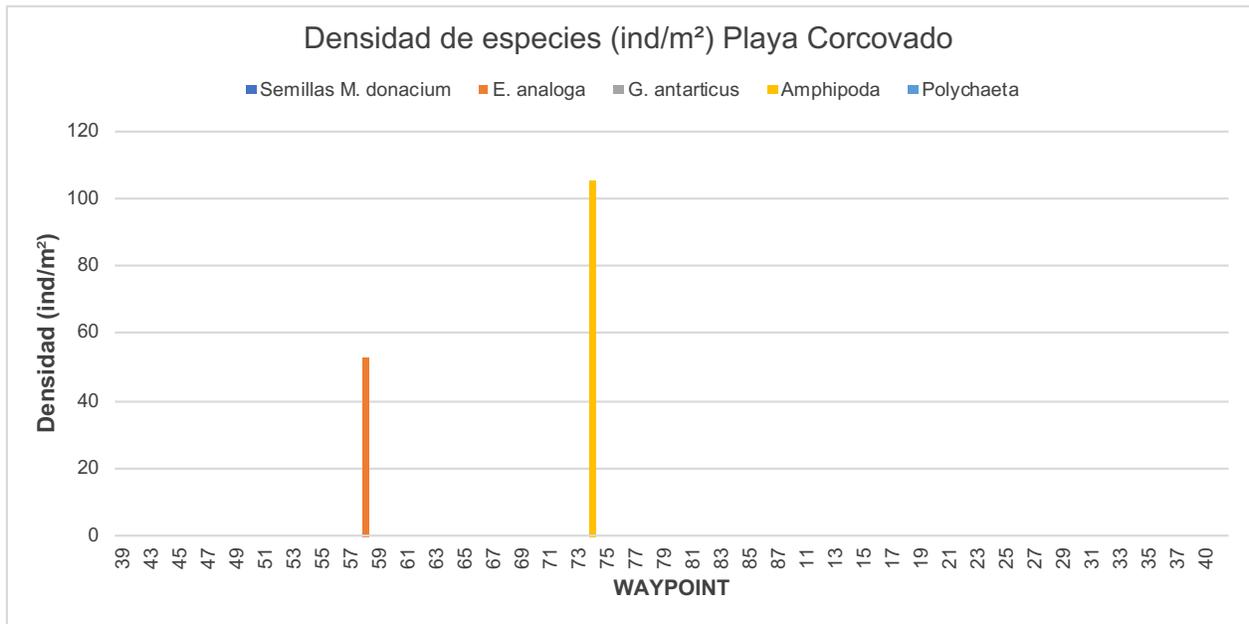


Figura 55. Composición de especies identificadas (ind/m²) en la zona de reclutamiento de Playa Corcovado.

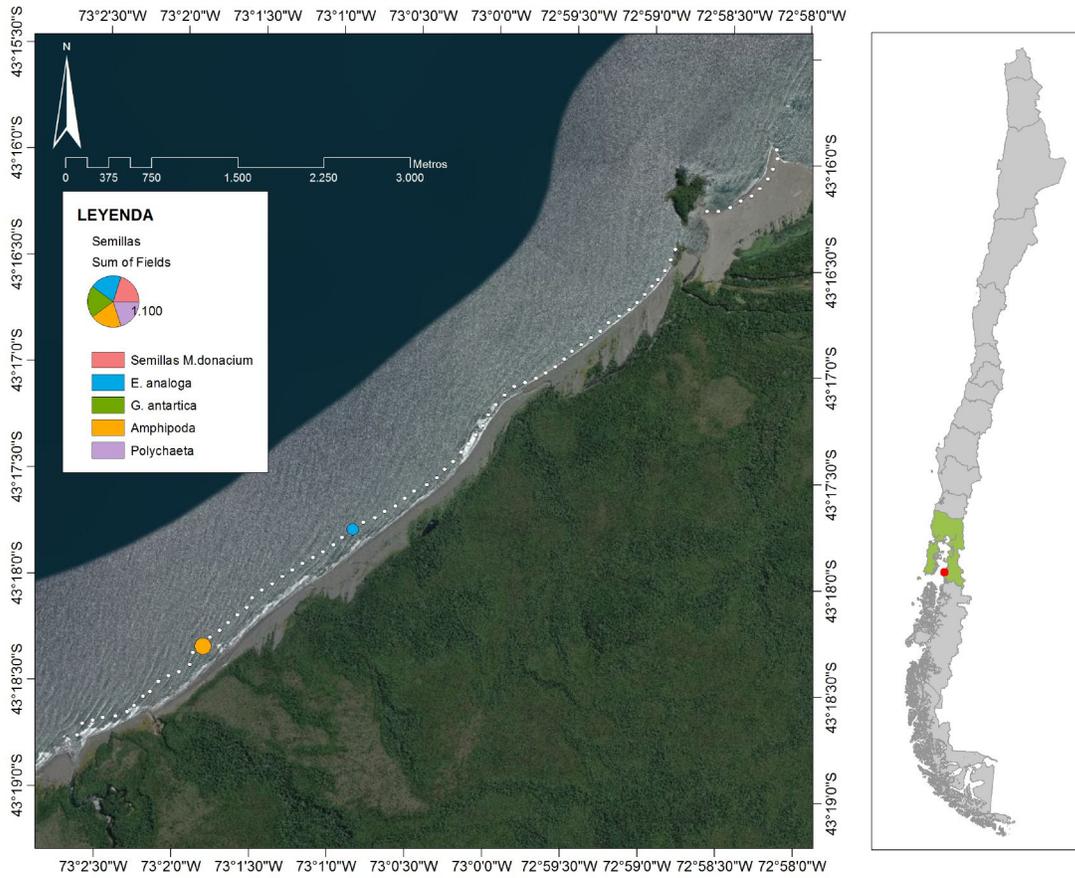


Figura 56. Distribución espacial de semillas de macha y fauna asociada en playa Corcovado, Región de Los Lagos.

4.3.6.2 Distribución de estructura de tallas y relación longitud-peso de reclutas en Playa Corcovado.

Dado que durante la presente evaluación no se encontró semillas de *M. donacium*, para esta playa no se realizó la estructura de tallas ni el cálculo de la relación longitud-peso.

4.3.7 Estimación del reclutamiento en Playa Pucaihuén

4.3.7.1 Estimación de la densidad y distribución de especies identificadas

En esta localidad se evaluaron 93 puntos de muestreo, con una riqueza total que alcanzó N=4 grupos taxonómicos, de los cuales el taxón Amphipoda estuvo presente en 3 de los puntos de evaluación efectuados, y secundariamente el taxón *Polychaeta* estuvo presente en 2 de los 93 puntos evaluados. La especie *Mesodesma donacium* estuvo presente en apenas una unidad de muestreo (WP 124) (**Figura 57**).

El taxón Amphipoda y Polychaeta, fueron los que presentaron las mayores densidades, con peaks por sobre los 150 ind/m², especialmente en la sección norte de la playa (**Figura 58**). La especie *M. donacium* estuvo presente en sólo un punto de muestreo con densidades cercanas a 50 ind/m² (**Figura 57**).

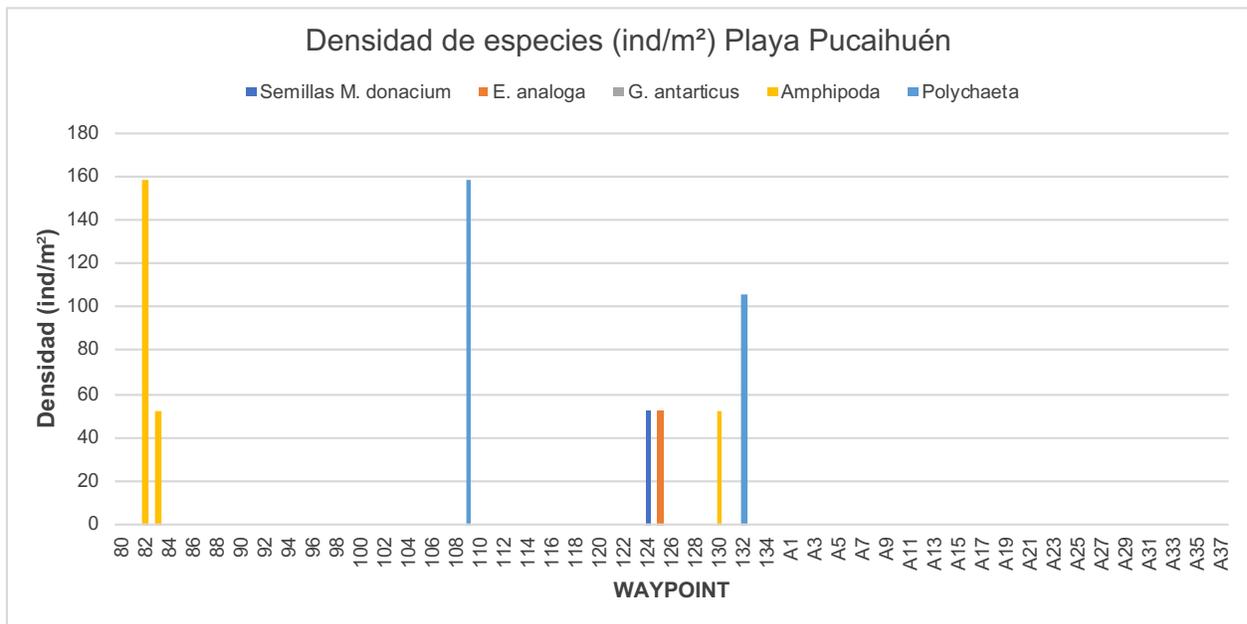


Figura 57. Composición de especies identificadas (ind/m²) en la zona de reclutamiento de Playa Pucaihuén.

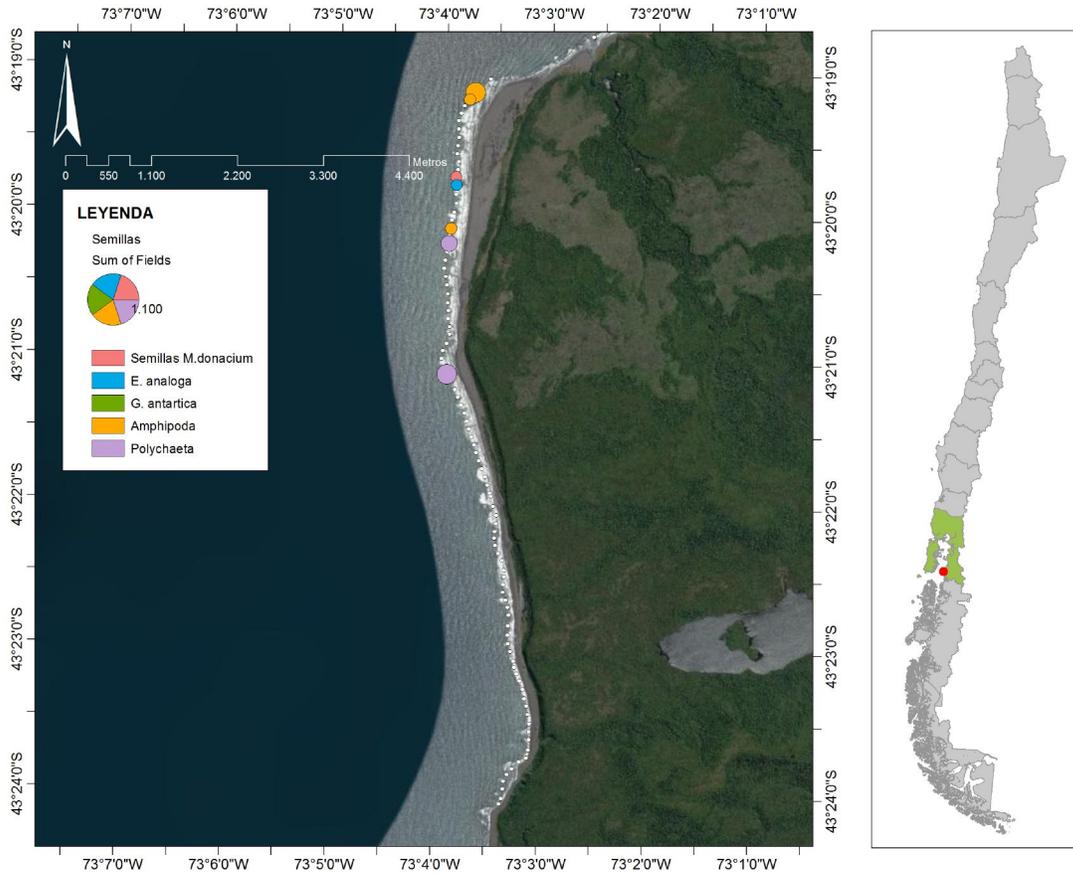


Figura 58. Distribución espacial de semillas de macha y fauna asociada en playa Pucaihuén, Región de Los Lagos.

4.3.7.2 Distribución de estructura de tallas y relación longitud-peso de reclutas en Playa Pucaihuén

En playa Pucaihuén se encontró solamente 1 individuo de macha, cuya talla fue de 3 mm y 2,35 g. Debido al bajo número de muestras, para esta playa no se realizó la estructura de tallas ni el cálculo de la relación longitud-peso.

4.4 Generación de bases de datos georreferenciada en formato IFOP

En el presente informe se adjuntan las bases de datos en los formatos específicos solicitados por la contraparte en cuanto a la estructura de tamaños (TA), relación longitud-peso (TP), densidad de los bancos de las especies objetivo (CN) y conteo total de especies identificadas en las zonas de reclutamiento (CM) en Bahía Corral (**Anexo Digital 01**).

5 CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos durante la evaluación de junio de 2020, indicaron que la densidad promedio de macha en playa Godoy alcanzó a 2,3 ind/m², con 5,7 ha de sustrato de distribución efectiva y abundancias cercanas a 133 mil individuos. La fracción sobre TML de este recurso fue cercana al 30%.

En el caso de playa Pangal las densidades de macha alcanzaron a 1,2 ind/m² con 3,7 ha de sustrato de distribución efectiva y abundancias estimadas en torno a 45 mil individuos. La fracción sobre TML de esta especie fue igual a 32,6%.

La distribución espacial de macha en playa Godoy muestra que las mayores densidades se ubican en la sección mas resguardada de la playa, mientras que en la sección sur de la playa que está más expuesta, se registraron las menores densidades.

En el caso de playa Pangal, las mayores densidades de macha se ubicaron en la sección centro y norte de la playa, mientras que las menores densidades se ubicaron en la sección sur de la playa, hacia la desembocadura del río San Pedro Nolasco.

Los resultados obtenidos durante la evaluación de noviembre de 2020, en la localidad de Chaitén, indican que la densidad promedio de macha en playa Corcovado alcanzó apenas 0,5 ind/m², con 0,36 ha de sustrato de distribución efectiva y abundancias en torno a 1.600 individuos. La fracción sobre TML de este recurso fue cercana al 92%.

En el caso de playa Pucaihuén las densidades de macha alcanzaron densidades promedio de 0,8 ind/m² con 1,9 ha de sustrato de distribución efectiva y abundancias estimadas en torno a 16 mil individuos. La fracción sobre TML de esta especie fue igual a 93,5%.

La distribución espacial de macha en playa Corcovado, muestra que, en la sección central de la playa, fue la única zona con presencia de macha, con densidades muy bajas y comparativamente menores a las densidades encontradas en las playas de la localidad de Maullín. En las secciones norte y sur de la playa la especie *M. donacium* no fue detectada.

En el caso de playa Pucaihuén, las mayores densidades de macha se ubicaron en la sección centro y norte de la playa, donde las mayores densidades se ubicaron en la sección central de la

playa. Para este sector y al igual que en playa Corcovado, las densidades observadas fueron comparativamente más bajas que las densidades encontradas en las playas de la localidad de Maullín.

En cuanto a la identificación de zonas de reclutamiento por parte de los pescadores, en la localidad de Ritoque fue donde se observó mayor divergencia entre los informantes, lo cual puede estar asociado, a que en Playa Ritoque, la extracción de macha es prácticamente nula.

En las playas de Maullín, se observó en general un alto grado de coincidencia en la identificación de las zonas de reclutamiento. Únicamente en Pangal, hubo diferencias asociadas principalmente a que, uno de los informantes indicó la existencia de semillas de macha en prácticamente toda la playa, sin identificar una zona o sección específica de la playa.

En las playas de la localidad de Chaitén, se observó también un alto grado de coincidencia con las zonas identificadas en las cartas temáticas, tanto para playa Corcovado como para Pucaihuén.

Los muestreos de reclutas efectuados en las zonas indicadas por los pescadores, indican que en Ritoque, se registró únicamente 2 ejemplares de semillas, con una importante incidencia de *Emerita análoga* y poliquetos en los puntos de evaluación.

En las playas de Maullín evaluadas en junio de 2020, se observan importantes densidades de reclutas de macha en las zonas evaluadas, con presencia en el 63% de los puntos evaluados en Godoy, 58% en Pangal y 85% en Mar brava, con densidades de reclutas generalmente mayores a 50 ind/m², y peaks superiores a 200 ind/m² en las playas de Godoy, Pangal y Mar Brava.

En las playas de la localidad de Chaitén evaluadas en noviembre de 2020, se observaron densidades de reclutas muy bajas en las zonas evaluadas, con presencia en el 1% de los puntos evaluados en Pucaihuén y densidades en torno a 50 ind/m², y ausencia de semillas de macha en Playa Corcovado.

Cabe destacar que en ambas playas de la localidad Chaitén, se encontró zonas con una importante cantidad de bolones, en los cuales no fueron identificados ejemplares de macha.

6 BIBLIOGRAFÍA

AQUAOCEANA. 2012. Prospección del recurso *Mesodesma donacium* (Lamarck, 1818) o “Macha” en las Playa de Punta Pangal a San Pedro de Nolasco, Playa Godoy y Playa Mar Brava de la Comuna de Maullín. Pesca de Investigación autorizada mediante Resolución Ex. N° 2398 de 30 de agosto de 2012. 73 p. +anexos.

Ariz, L., Jerez, G., Pérez, E., & Ch. Potocnjak. 1994. Informe Final Proyecto: “Bases para la ordenación y el desarrollo de las pesquerías artesanales del recuso macha (*Mesodesma donacium*) en Chile Central”. IFOP-AGCCI, Septiembre 1994, 61 pag.

Arntz WE, E Valdivia 1987. Incidencia del fenómeno del Niño en el litoral peruano. En: “El Niño” Su impacto en la fauna marina. (Editores Arntz W.E., A. Landa y J. Tarazona). Boletín Instituto Mar del Perú. Callao, Perú. Volumen extraordinario: 91-101.

Broitman, B.R. & B.P. Kinlan. 2006. Spatial scales of benthic and pelagic producer biomass in a coastal upwelling ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 327: 15–25.

Carré M, 2007. El mes de recolección de la macha (*Mesodesma donacium*) determinado por sus líneas de crecimiento: aplicaciones arqueológicas. *Bulletin de l'Institut Français d'Etudes Andines* 36, 299–304.

Christensen O & P.J. Ribeiro. 2017. *geoRglm: A Package for Generalised Linear Spatial Models.* Version 0.9-11. 48 pp.

Cochran, W. 1977. *Sampling Techniques.* 3rd Edition. John Wiley & Sons, New York. 448 pp.

Conquest, L., R. Burr, R. Donnelly, J. Chavarria & V. Galluci. 1996. Sampling methods for stock assessment for small-scale fisheries in developing countries. In: Galluci, v., S. Saila, D. Gustafson & B. Rothschild (Eds.) *Stock Assessment: Quantitative methods and applications for small-scale fisheries.* CRC Press. Chapter 4: 179-226. 527 p.

FAO. 2000. Indicadores para el desarrollo sostenible de la pesca de captura marina. *Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable.* N°. 8. Roma, 68 p.

Fundación Chiquihue. 2012. Determinación de abundancia y biomasa del recurso macha, *Mesodesma donacium*, en playa Cucao, Provincia de Chiloé, Región de Los Lagos.

Fundación Chiquihue. 2013. Determinación de abundancia y biomasa del recurso macha, *Mesodesma donacium*, en playa Cucao, Provincia de Chiloé, Región de Los Lagos.

GEAM. 2016. Evaluación directa de macha en la región de Los Lagos.

Guzmán, N., S. Saá and L. Ortlieb, 1998. Descriptive catalogue of nearshore Molluscs (Gastropoda Pelecypoda) from Antofagasta area, 23°S (Chile). *Estud. Oceanol.* 17: 17-86.

Hernández A, I Navarrete, L Vidal, A Ibañez. 2006. Impacto de la extracción de la macha mediante buceo hooka y taloneo, en el banco de machas ubicado desde Punta Morhuilla hasta Caleta Quidico, VIII Región. Informe Final Proyecto FIP 2005-27. Augemar Ltda. 173p + 10 Anexos.

Jaramillo E., Pino M., Filun L. & M. González. 1994. Longshore distribution of *Mesodesma donacium* (Bivalvia: Mesodesmatidae) on a Sandy Beach of the South of Chile. *The Veliger* 37(2): 192-200.

Jaramillo E., Carrasco F., Quijon P., Pino M. y Contreras H. 1998. Distribución y estructura comunitaria de la macroinfauna bentónica en la costa del norte de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 71: 459-478.

Jerez, G., L. Ariz, V. Baros, A. Olguín, J. González, J. Oliva, V. Ojeda & E. Días. 1999. Estudio biológico pesquero del recurso macha en la I y III regiones. FIP-IFOP. Informe Final. 108 pp; 26 Fig. y 38 Tablas.

Leal M., C Escalona., A Hernández. 2014. Evaluación Directa del Stock y Estrategia de Explotación del recurso macha (*Mesodesma donacium*, Lamarck, 1818) en la Región de Los Lagos 2013D2014. Informe Final Proyecto 2013- 79-DAP-18. 34 pp.

Lumley, T. 2017. survey: Analysis of Complex Survey Samples. Version 3.32-1. 130 pp.

Matamala, M., F. Ther, V. Almarza, B. Bello, J, Gutiérrez. 2008. Bases Biológicas para la Administración del Recurso Macha en la X Región. Proyecto FIP 2006-26. Consultora Pupelde. 285 pp.

Molinet C., N. Barahona, E. Niklitschek, M. Diaz & P. Diaz. 2014. Diseño de una red de estaciones fijas de monitoreo para la pesquería del recurso erizo en la X y XI Regiones. Informe Final. Proyecto – FIP N° 2012-14. 307 pp.

Ortiz, M. y W. Stotz. 1996. Distribución de juveniles recientemente asentados de *Mesodesma donacium* (Lamarck, 1818) (Mollusca:Bivalvia: Mesodesmestidae) en tres bahías de la cuarta región: variables físicas y químicas que le caracterizan. Biol. Pesquera (Chile) 25: 27-40.

O-DIVERS. 2017. Monitoreo biológico y evaluación directa del banco de macha (*Mesodesma donacium*) en el Área de Manejo Cucao Norte, Comuna de Chonchi, Región de los Lagos. Resolución Exenta No 2352, 28 julio de 2016. Informe Final. 33 pp + Anexos.

Pebesma, E. 2017. gstat: Spatial and Spatio-Temporal Geostatistical Modelling, Prediction and Simulation. Version 1.1-5. 83 pp.

R Development Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

Ribeiro P.J. & P.J. Diggle, 2016. geoR: Analysis of Geostatistical Data. Version 1.7-5.2. 151 pp.

Rubilar, P., L. Ariz, V. Ojeda, E. Lozada, G. Jerez, C. Osorio & I. Olivares. 2001. Estudio biológico pesquero de la macha en la X Región. Informe final. Fip 2000-17. 242 p.

SSPA, 2014. Proceso de designación de postulantes a representantes del Comité de Manejo de la Pesquería de Macha (*Mesodesma donacium*) en la Región de Los Lagos.

Tarifeño, E. 1990. La macha (*Mesodesma donacium* Lamarck, 1818) y sus posibilidades de cultivo. Research associate, institute of evolutionary and environmental biology. University of California. Los Ángeles. 31 p.

Thiel, M., Macaya, E. C., Acuña, E., Arntz, W. E., Bastias, H., Brokordt, K., Camus, P. A., et al. 2007. The Humboldt Current System of northern and central Chile. *Oceanography and Marine Biology* Vol 45, 45: 195–344. <http://www.vliz.be/vmdcdata/lmis2/ref.php?refid=111470>.

7 ANEXOS

ANEXO I.

Solicitudes de Prórroga para la entrega del Informe Final y respuesta de la contraparte técnica

Concepción, 02 de junio de 2020

SEÑOR

LUIS PAROT DONOSO

Director Instituto de Fomento Pesquero

PRESENTE:

Mat: Solicita ampliación plazo de entrega informe final

Ref: Proyecto "Servicio de evaluación directa y monitoreo macha"

Para vuestra consideración,

El motivo de la presente es solicitar una ampliación de 45 días corridos en el plazo de entrega del informe final asociado al Proyecto "**Servicio de evaluación directa y monitoreo macha**", investigación licitada por el Instituto de Fomento Pesquero y ejecutada por las empresas consultoras O-DIVERS Chile Ltda. (Palma y Vergara Limitada) y HOLON SpA. (Centro de Investigación en Recursos Naturales SpA).

El motivo principal de los retrasos asociados con esta solicitud de ampliación de plazo, se relaciona con la demora en la obtención de la pesca de investigación asociada a la evaluación directa y muestreo biológico de los recursos objetivo y con la situación de cierre de accesos a la Isla de Chiloé. La pesca de investigación fue solicitada en febrero de 2020 y la resolución que la aprueba (R.Ex. E-2020-282) fue otorgada con fecha 22 de mayo de 2020. En esta misma resolución, se solicita que el aviso de inicio de las actividades al Servicio Nacional de Pesca, sea efectuado con al menos 7 días hábiles de anticipación (Art. 7).

A la fecha, hemos realizado coordinaciones con organizaciones de macheros locales con la finalidad de generar una planificación del inicio del proyecto. No obstante, las condiciones sanitarias asociadas al COVID-19 y el establecimiento de cordones sanitarios en la Región de Los Lagos impiden el desarrollo fluido de las actividades programadas,

las que adicionalmente depende de las mareas de sicigia. En atención a estas condiciones, estimamos que las actividades asociadas con la evaluación a ejecutar en la localidad de Quintero (Playa Ritoque), serán ejecutadas el 05 de junio, mientras que las de la Región de Los lagos serán efectuadas a partir del 20 de junio, en una primera fase, y partir de 05 de julio, en una segunda fase. Esto último, siempre supeditado a las condiciones climáticas locales.

De acuerdo al contrato de prestación de servicios suscrito entre IFOP y la UTP "ODivers-Holon" (contrato 32626-59), la fecha de entrega del informe final es el 29 de junio de 2020, lo que no resulta posible, dados los motivos expuestos anteriormente.

En este sentido, solicitamos a usted tenga a bien aprobar un plazo adicional de 45 días corridos para poder desarrollar adecuadamente las actividades de terreno y gabinete asociadas con este proyecto, incluyendo la elaboración del informe final de resultados. Esperamos que durante la extensión de plazo se levanten los cordones sanitarios para ingresar a Chiloé, donde zarparíamos desde Quellon para cruzar hacia Corcovado, este sitio de evaluación se le conoce por tener características geográficas muy complejas por lo que necesitamos condiciones particulares para llegar y ejecutar las evaluaciones. De igual manera se mantendrá informado sobre los avances a la contraparte técnica, o en definitiva ver otras alternativas en caso de no cumplir con esta ultima localidad que es la más remota y es donde se concentran la mayor dificultad para realizar la evaluada.

Esperando que la presente tenga una acogida favorable, le saluda muy cordialmente,



PALMA Y VERGARA LTDA
Consultora en Rec. Naturales
RUT.: 76 005 754-1
info@odiverschile.cl


Jonathan Vergara V.

Representante Legal

O-DIVERS



INSTITUTO DE
FOMENTO
PESQUERO

IFOP/DIP/N°189/2020/ DIR N°447

Valparaíso, 07 de julio de 2020

Señor
Jonathan Vergara Viveros
Representante Legal
Palma y Vergara Limitada
Pasaje Wekuyen N°2219 - Villa la Posada
Concepción

Ref.: Responde carta de fecha 02 de
junio de 2020.

Estimado señor Vergara:

En respuesta a su solicitud de extensión de plazo para la entrega del Informe Final correspondiente al 29 de junio de 2020, comprometido en el contrato por el servicio "Evaluación directa y monitoreo de reclutamiento de macha", se ha consultado a la contraparte técnica y se han considerado atendibles los argumentos planteados en su carta.

En consideración a lo anterior, se acepta su solicitud en los términos planteados, esto es, prorrogar la entrega del Informe Final para el día 14 de agosto de 2020.

Sin otro particular, saluda atentamente a usted.

Luis Parot Donoso
Director Ejecutivo



e-mail: odiverschile@gmail.com

FC-1 / IT-2 / P-7-5

1

Concepción, 06 de julio de 2020

SEÑOR

LUIS PAROT DONOSO

Director Instituto de Fomento Pesquero

PRESENTE:

Mat: Solicita ampliación plazo de entrega informe final y propone entrega de segundo informe de avance

Ref: Proyecto "Servicio de evaluación directa y monitoreo macha"

Para vuestra consideración,

En el marco del Proyecto "**Servicio de evaluación directa y monitoreo macha**", investigación licitada por el Instituto de Fomento Pesquero y ejecutada por las empresas consultoras O-DIVERS Chile Ltda. (Palma y Vergara Limitada) y HOLON SpA. (Centro de Investigación en Recursos Naturales SpA) solicitamos una modificación en el plazo de entrega del informe final del proyecto, en atención a la situación sanitaria asociada al COVID-19.

La zona de estudio de este proyecto comprende sectores donde se ubican los bancos de macha de la Región de Los Lagos en las comunas de Maullín (Playas Godoy, Pangal y Mar Brava) y Chaitén (Playas Pucaihuén y Corcovado). Adicionalmente, se solicitó una evaluación del estado de las semillas de macha en la playa de Ritoque, Comuna de Quintero en la Región de Valparaíso.

A la fecha se han realizado las evaluaciones comprometidas para la comunas de Maullín y Quintero, quedando pendientes las playas Pucaihuén y Corcovado, a las cuales no ha sido posible acceder en atención a las restricciones sanitarias asociadas al COVID-19, incluyendo el establecimiento de cordones sanitarios en la Isla de Chiloé, lo que ha impedido el desarrollo fluido de las actividades programadas. La evaluación directa en las Playas de Pucaihuén y Corcovado, impone desafíos logísticos importantes, los que están asociados a la imposibilidad de acceder por tierra a estas playas, razón por la cual

históricamente estas evaluaciones se han realizado mediante el traslado del equipo de trabajo abordo de una lancha que zarpa desde Quellón a Chaitén y que debe quedarse en esta última localidad a la espera que los taloneros finalicen la evaluación directa, ya que en esta zona no existen asentamientos estables en los cuales los pescadores y profesionales puedan pernoctar, lo que obliga a dormir en la lancha o en la playa. Esta última situación, se complica cuando se consideran las normas de distanciamiento social, necesarias para asegurar que el equipo de trabajo no esté sometido a riesgos de contagio.

De acuerdo al contrato de prestación de servicios suscrito entre IFOP y la UTP "ODivers-Holon" (contrato 32626-59), la fecha de entrega del informe final es el 29 de junio de 2020. Mediante carta emitida con fecha 28 de mayo de 2020, habíamos solicitado una extensión de plazo de 45 días, pero la situación descrita previamente impide proyectar que en ese plazo se generen las condiciones que permitan desarrollar las actividades de evaluación directa, sin poner en riesgo a los pescadores y profesionales. En este sentido, nuestra proyección es que las condiciones ambientales favorables no ocurrirán sino hasta fines de octubre de 2020, razón por la cual solicitamos autorizar una nueva prórroga hasta el 30 de noviembre de 2020.

No obstante, dado que las evaluaciones de las Playas de Ritoque, Godoy, Pangal y Mar Brava se encuentran finalizadas, proponemos entregar un segundo informe de avance a fines de julio de 2020, con la finalidad que IFOP pueda disponer de los antecedentes recabados a la fecha, dejando pendiente las últimas 2 playas para el informe de noviembre de 2020. Pese a que no está contemplado en el contrato, solicitamos además tenga a bien autorizar un pago parcial del 30% del valor total del proyecto, contra entrega de este segundo informe de avance, dejando un 20% del valor del proyecto para la entrega del informe final.

Esperando que la presente tenga una acogida favorable, le saluda muy cordialmente,


Jonathan Vergara
Representante Legal
O-DIVERS

PALMA Y VERGARA LTDA
Consultora en Rec. Naturales
RUT.: 76 005 754-1
Info@odiverschile.cl

ANEXO II.

Resolución Exenta N° E2020-282 que autoriza Pesca de Investigación en las Regiones de Valparaíso y Los Lagos.

Verificación del Documento:

- Id del Documento: 2562
- Código de verificación: 64949479262
- Verificar validez en <https://tramites.subpesca.cl/wf-tramites/public/documentos/validar>

MINISTERIO DE ECONOMIA
FOMENTO Y TURISMO

SUBSECRETARÍA DE PESCA Y ACUICULTURA

PINV E-2020-066 Evaluación Directa y Monitoreo
de Reclutamiento de Macha.

AUTORIZA A PALMA Y VERGARA
LIMITADA PARA REALIZAR PESCA DE
INVESTIGACIÓN QUE INDICA.

VALPARAÍSO.

R. EX. Nº **E-2020-282**

FECHA: **22/05/2020**

VISTO: Lo solicitado por Palma y Vergara Limitada, mediante carta, C.I. Subpesca E-2020-066, de fecha 21 de febrero de 2020; lo informado por la División de Administración Pesquera de esta Subsecretaría, en Informe Técnico (P.INV.) Nº E-2020-132, de fecha 29 de marzo de 2020; los Términos Técnicos de Referencia del Proyecto "**Evaluación Directa y Monitoreo de Reclutamiento de Macha**", elaborados por la peticionaria y aprobados por esta Subsecretaría; la Ley Nº 19.880; la Ley General de Pesca y Acuicultura Nº 18.892 y sus modificaciones cuyo texto refundido, coordinado y sistematizado fue fijado por el D.S. Nº 430 de 1991, el D.F.L. Nº 5 de 1983, los D.S. Nº 1584 de 1934, Nº 683 de 1980, Nº 242 de 1983 y Nº 461 de 1995, y el Decreto Exento Nº 971 de 2014, todos del actual Ministerio de Economía, Fomento y Turismo.

CONSIDERANDO:

Que Palma y Vergara Limitada ingresó mediante carta citada en Visto, una solicitud para desarrollar una pesca de investigación conforme los Términos Técnicos de Referencia del Proyecto denominado "**Evaluación Directa y Monitoreo de Reclutamiento de Macha**".

Que mediante Informe Técnico Nº E-2020-132 citado en Visto, la División de Administración Pesquera de esta Subsecretaría, informa que las actividades planteadas en la solicitud califican como pesca de investigación de acuerdo a lo dispuesto en el artículo 2º Nº 29 de la Ley General de Pesca y Acuicultura, por cuanto es una actividad extractiva que no tiene fines de lucro, y cuya finalidad es generar información científica que contribuya a la sostenibilidad de las pesquerías de macha en las Regiones de Valparaíso y de Los Lagos, encargado por el Instituto de Fomento Pesquero al solicitante.

Que este proyecto de pesca de investigación se enmarca dentro Programa Seguimiento de Planes de Manejo de Recursos Bentónicos, Convenio Instituto de Fomento Pesquero-Subsecretaría de Economía y Empresas de Menor Tamaño, y su ejecución permitirá proveer la información necesaria para el desarrollo de los análisis comprometidos por dicho instituto, en el marco del Programa de Seguimiento de Pesquerías Bentónicas bajo Planes de Manejo.

Que dicha solicitud cumple con las exigencias dispuestas en el D.S. N° 461 de 1995, del actual Ministerio de Economía, Fomento y Turismo, que establece los requisitos que deben cumplir las solicitudes de pesca de investigación.

Que de acuerdo a lo anterior y de conformidad a lo dispuesto en los artículos 98 a 102 de la Ley General de Pesca y Acuicultura y el D.S. N° 461 de 1995, citado en Visto, corresponde autorizar la pesca de investigación solicitada.

RESUELVO:

1.- Autorízase a Palma y Vergara Limitada, R.U.T. 76.005.754-1, con domicilio en La Araucana N° 5095, comuna de Coronel, Concepción, Región del Biobío, para efectuar una pesca de investigación, de conformidad con los Términos Técnicos de Referencia del Proyecto denominado "**Evaluación Directa y Monitoreo de Reclutamiento de Macha**", elaborados por la peticionaria y aprobados por esta Subsecretaría y el informe técnico citado en Visto, los que se consideran parte integrante de la presente resolución.

2.- El objetivo de la pesca de investigación que por la presente resolución se autoriza consiste en levantar los datos de campo que permitan al Instituto de Fomento Pesquero evaluar el estado de situación de los recursos macha **Mesodesma donacium**, en las áreas de libre acceso de la Región de Los Lagos y de Valparaíso.

3.- La pesca de investigación se efectuará en un período de 5 meses contados desde la fecha de publicación de la presente resolución, de conformidad con lo establecido en el Artículo N° 174 de la Ley General de Pesca y Acuicultura, a ejecutarse en las comunas de Quintero, Región de Valparaíso, y de Maullín y Chaitén, ambas de la Región de Los Lagos, según las siguientes coordenadas geográficas:

REGIÓN	COMUNA	SECTOR DE MUESTREO	LATITUD S	LONGITUD W
VALPARAÍSO	QUINTERO	RITOQUE NORTE	32° 49' 42,13"	71° 31' 38,27"
		RITOQUE SUR	32° 51' 59,18"	71° 30' 49,88"
DE LOS LAGOS	MAULLÍN	MAR BRAVA NORTE	41° 39' 44,24"	73° 41' 10,32"
		MAR BRAVA SUR	41° 44' 14,07"	73° 43' 51,48"
		GODOY NORTE	41° 33' 53,84"	73° 46' 27,5"
		GODOY SUR	41° 34' 30,15"	73° 43' 00,43"
		PANGAL NORTE	41° 36' 16,5"	73° 39' 09,65"
		PANGAL SUR	41° 38' 11,57"	73° 40' 12,98"
	CHAITÉN	CORCOVADO NORTE	43° 16' 03,81"	72° 57' 43,67"
		CORCOVADO SUR	43° 18' 46,47"	73° 02' 34,75"
		PUCAIHUEN NORTE	43° 19' 04,17"	73° 03' 34,02"
		PUCAIHUEN SUR	43° 24' 04,4"	73° 03' 20,00"

4.- En cumplimiento de los objetivos de la presente pesca de investigación, se autoriza al peticionario para realizar la recolección manual por parte de Recolectores de Orilla autorizados, utilizando el método tradicional de extracción, denominado "manoteo", de 350 kilogramos del recurso macha, de acuerdo al siguiente detalle:

- i) 50 kg de macha para el banco de Ritoque, Región de Valparaíso.
- ii) 150 kg de macha para los bancos de Maullín, Región de Los Lagos.
- iii) 150 kg de macha para los bancos de Chaitén, Región de Los Lagos.

5.- Para efectos de la presente pesca de investigación se exceptúa a la solicitante del cumplimiento de las siguientes medidas de administración respecto del recurso Macha:

- Exceptuar de la VEDA EXTRACTIVA, en la Región de Los Lagos, establecida mediante Decreto Exento N°971 de 2014, citado en Visto.

- Exceptuar de la TALLA MÍNIMA LEGAL de 5 cm., en las Regiones de Los Lagos, Los Ríos y de La Araucanía, establecida a través del D.S. N° 1584 de 1934, modificado por el D.S. N°683 de 1980, ambos citados en Visto.

- Exceptuar de la TALLA MÍNIMA LEGAL de 6 cm., aplicada en las Regiones de Arica y Parinacota, de Tarapacá, de Antofagasta, de Atacama, de Coquimbo, de Valparaíso, del Libertador General Bernardo O'Higgins, del Maule, de Ñuble, del Biobío, de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo y de Magallanes, establecida mediante D.S. N° 1584 de 1934, modificado por los D.S. N° 683 de 1980 y N° 242 de 1983, todos citados en Visto.

6.- Si se requiere extraer el recurso Macha dentro de los límites de un Área de Manejo y Extracción de Recursos Bentónicos (AMERB) o de un Espacio Costero Marino para Pueblo Originario (ECMPO), la peticionaria deberá estar autorizada por la Organización de Pescadores o Comunidad Indígena que esté a cargo legalmente del AMERB o ECMPO respectivo, mientras que si se requiere extraer este recurso dentro de los límites de una Reserva Marina, la peticionaria deberá estar autorizada expresamente por el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura.

Además, el peticionario deberá informar de la Pesca de Investigación al Comité de Manejo de Macha, Región de Los Lagos y a la Comisión Bentónica de Valparaíso sobre el desarrollo de actividades de monitoreo en el sector de Ritoque.

7.- El ejecutor deberá notificar al Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (Sernapesca) con un mínimo de 7 días hábiles de anticipación, respecto de la o las fechas en que se ejecutarán las actividades autorizadas por la presente resolución de Pesca de Investigación, según las siguientes condiciones:

- o La notificación deberá ser realizada mediante el envío de un correo electrónico y una carta certificada dirigidas al Director Regional de Pesca y Acuicultura de la región o regiones donde se ejecutará la Pesca de Investigación. La información respecto de la dirección de envío, correos y contacto para efectos de enviar la notificación están consignadas en el sitio web <http://www.sernapesca.cl/nuestras-oficinas>.

- Adicionalmente, esta notificación deberá incluir el nombre del Proyecto y/o la RCA que involucra la actividad, el número de resolución de pesca de investigación, la programación de las actividades en terreno detalladas por día de trabajo incluyendo la información de las estaciones de trabajo y sus coordenadas geográficas en UTM. Así mismo, deberá señalar los nombres de los profesionales y técnicos que conforman el equipo de trabajo, así como sus datos de contacto.
- La notificación de las actividades a Sernapesca y la entrega de la información señalada es obligatoria. El Incumplimiento de estas disposiciones se sancionará de conformidad con la Ley de Pesca y Acuicultura.

8.- La solicitante deberá elaborar un informe resumido de las actividades realizadas, que contenga a lo menos información de la obtención de muestras, de los materiales y métodos ocupados.

Asimismo, se deberá entregar una base de datos, en formato EXCEL, conteniendo:

- Fecha (s) en que se realizaron las actividades;
- Zona y localización (georreferenciada en Datum WGS-84) en la cual se realizaron los muestreos o actividades de pesca;
- Embarcaciones en las que se efectuó la colecta de muestras o capturas. o N° de lances o muestreos realizados/zona/época, según corresponda;
- Especies capturadas o Peso total capturado por especie/estrato/zona/época, según corresponda;
- Número de ejemplares muestreados;
- Rendimientos de las principales especies capturadas; cuando corresponda

Además, deberá entregar una base de datos, en formato EXCEL, conteniendo los datos e información precitada. Los datos referidos a localización geográfica de las operaciones de pesca o estaciones de muestreo deberán entregarse en un archivo electrónico en formato shape el cual deberá estar en coordenadas geográficas (grados, minutos y segundos) referida al Dátum WGS-84 considerando como atributo las categorías antes mencionadas.

Lo anterior deberá ser entregado dentro del plazo de 1 mes, contado desde la fecha de término del período de pesca autorizado, y deberá entregarse impreso por medio de una carta conductora a la cual se le deberá adjuntar un dispositivo de respaldo digital que contenga una copia del informe más la base de datos solicitada.

El incumplimiento de la obligación antes señalada se considerará como causal suficiente para denegar cualquier nueva solicitud de pesca de investigación.

9.- Designese al Jefe de la División de Administración Pesquera de esta Subsecretaría, como funcionario encargado de velar por el oportuno y debido cumplimiento de la obligación establecida en el numeral anterior.

10.- Esta autorización es intransferible y no podrá ser objeto o instrumento de negociación o situación de privilegio alguno.

11.- La peticionaria designa como persona responsable de la presente pesca de investigación a don Jonathan Vergara Viveros, R.U.T. N° 14.390.186-6, del mismo domicilio.

Asimismo, el Jefe de Proyecto es don Aldo Hernández Rodríguez, R.U.T. N° N°12.207.820-5, y el personal técnico participante del estudio corresponde a las personas que se indica, en las calidades que en cada caso se señalan:

NOMBRE	R.U.T.	ACTIVIDADES
Jonathan Vergara Viveros	14.390.186-6	Jefe de Terreno
Eduardo Palma Paredes	13.796.342-6	Profesional de Terreno
Ignacio Rudolph Kuncar	15.944.954-8	Profesional de Terreno
Celia Ballotta Jara	17.042.278-3	Profesional de Terreno
Alfonso Inzunza Fuentealba	15.186.662-K	Profesional de Terreno

12.- La peticionaria deberá dar cumplimiento a las obligaciones que se establecen en la presente resolución, y a las establecidas en la Ley General de Pesca y Acuicultura y en el D.S. N° 461 de 1995, del actual Ministerio de Economía, Fomento y Turismo. El incumplimiento hará incurrir a la titular en el término inmediato de la pesca de investigación sin que sea necesario formalizarlo, y sin perjuicio de las sanciones que correspondan de acuerdo a lo dispuesto en la Ley General de Pesca y Acuicultura, ya citada.

13.- La presente resolución es sin perjuicio de las que correspondan conferir a otras autoridades, de acuerdo a las disposiciones legales y reglamentarias vigentes o que se establezcan.

14.- El Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura deberá adoptar las medidas y efectuar los controles que sean necesarios para lograr un efectivo cumplimiento de las disposiciones de la presente resolución.

15.- La presente resolución podrá ser impugnada por la interposición del recurso de reposición contemplado en el artículo 59 de la Ley N° 19.880, ante esta misma Subsecretaría y dentro del plazo de 5 días hábiles contados desde la respectiva notificación, sin perjuicio de la aclaración del acto dispuesta en el artículo 62 del citado cuerpo legal y de las demás acciones y recursos que procedan de conformidad con la normativa vigente.

16.- La presente resolución deberá ser publicada en extracto en el Diario Oficial, por cuenta de la interesada.

17.- Transcríbese copia de esta resolución a la Dirección General del Territorio Marítimo y de Marina Mercante, al Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura y a la División Jurídica de esta Subsecretaría.

ANÓTESE, NOTIFÍQUESE POR CARTA CERTIFICADA, PUBLÍQUESE EN EXTRACTO EN EL DIARIO OFICIAL POR CUENTA DE LA INTERESADA Y A TEXTO ÍNTEGRO EN EL SITIO DE DOMINIO ELECTRÓNICO DE LA SUBSECRETARÍA DE PESCA Y ACUICULTURA Y DEL SERVICIO NACIONAL DE PESCA Y ACUICULTURA Y ARCHÍVESE.

ANEXO IV

Informe de Evaluación Directa de Macroalgas de la Región de Atacama



29° Sur Consultores SpA.

Informe final

**“EVALUACIÓN POBLACIONAL MACROALGAS EN LA REGION DE
ATACAMA”**

Marzo, 2021.

En el presente informe final, se entregan las actividades realizadas en periodo diciembre del 2020 a marzo de 2021. La cuales se enmarcan en los objetivos generales y específicos que se describen a continuación y corresponden a la evaluación de Huiro Palo (*L. trabeculata*).

1. OBJETIVO GENERAL

Levantar los datos de campo que permitan al Instituto de Fomento Pesquero realizar una evaluación directa en 3 puntos seleccionados de la Región de Atacama de los recursos huiro negro (*L. berteroana*) y 3 puntos seleccionados de huiro palo (*L. trabeculata*).

2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

2.2.1 Realizar evaluaciones directas de 3 sitios para huiro negro (*L. berteroana*) y 3 sitios para huiro palo (*L. trabeculata*), en el litoral de la Región de Atacama.

2.2.2 Sistematizar la información generada mediante los formatos de almacenamiento previamente definidos.

3. ACTIVIDADES REALIZADAS.

En el mes de octubre y noviembre se gestionó en la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura la Pesca de Investigación que permite autorizar la evaluación, cumpliendo con los requerimientos que exige la autoridad, para ambas especies en estudio.

Durante el mes de diciembre, entre los días 9 al 24 , se llevaron a cabo las evaluaciones directas correspondientes al recurso huiro negro (*L. berteroana*) en los sectores Chañaral de Aceituno, Pajonales-Total y Chañaral, en un total de 31 transectos dispuestos según las coordenadas geográficas y metodología entregadas por IFOP. Junto con esto se realizó un muestreo destructivo en cada sector antes señalado, según la metodología entregada por IFOP.

Durante los días 25,26 de febrero y 17 marzo del 2021 se ejecutaron las evaluaciones directas correspondientes al recurso Huiro palo (*L. trabeculata*), en los sectores de Carrizal Bajo, Pajonales y finalizo en Chañara de Aceituno, en un total de 31 transectos de 100 metros de largo dispuestos según las coordenadas geográficas y metodología entregadas por IFOP. Junto con esto se realizó un muestreo destructivo en cada sector antes señalado, según la metodología entregada por IFOP.

4. METODOLOGIA.

La evaluación directa de huiro palo *Lessonia trabeculata* considero la estimación de la densidad de plantas en un máximo de 10 transectos de 100 metros de longitud por sitio, entre la zona intermareal y los 20 m de profundidad (profundidad límite según Reglamento de Buceo – Armada de Chile).

Los transectos fueron dispuestos de forma aproximadamente perpendicular a la costa en cada sitio de estudio y georreferenciados en su coordenada de inicio y fin (UTM).

Los transectos son distribuidos de manera equidistante de forma que representaran toda el área de distribución de la pradera evaluada. El campo visual del buzo en cada transecto abarca dos metros de ancho (un metro para cada lado del transecto).

Para la estimación de densidad en cada sitio evaluado, cada transecto es subdividido en 10 cuadrantes de 10 m de largo por 2 m de ancho, siendo recorrido por dos buzos que cuenta todas las plantas presentes 1 m a cada lado del transecto dentro de cada uno de los 10 cuadrantes, y anotando en cada cuadrante la profundidad. Así, cada transecto anida un total de 10 unidades de muestreo (“cuadrantes”) de 20 m²

Para la determinación de variables morfológicas que permitan posteriormente describir la estructura de tallas de “huiro palo” en cada sitio evaluado, se mide el diámetro mayor del disco de fijación (cm), el largo total (cm), el número de estipes y el estado reproductivo de todas las plantas de “huiro palo” presentes en 3 cuadrantes de 10 m² (2 m de ancho × 5 m de largo), en todos los transectos realizados. Estas unidades de muestreo se ubican en los extremos y en el centro de cada transecto.

Los muestreos se realizaron con dos buzos especialistas, uno tomaba los datos de densidad de las estaciones y el otro iba realizando los muestres morfométricos.

Para efectos de estimación de la biomasa, se realizan muestreos destructivos en cada uno de los sitios evaluados. En cada sitio se extrajeron 50 plantas con tamaños representativos de todo el rango de tallas observado.

a)



b)



c)



d)



Fig1. a) Buzo especialista preparando equipo para evaluación directa de Huiro Palo. b) Buzo Especialista realizando evaluación de densidad de huiro palo c) Muestreo de talla de disco y largo total sobre transecta. d) Obtención de datos biológicos de muestreo destructivo.

5. RESULTADOS

De las evaluaciones directas realizadas en los sectores seleccionados para el recurso *Lessonia trabeculata* se obtuvo Datos de densidad, estado reproductivo y talla de disco de todas las plantas presentes en un total de 31 transectos de 10m².

Tabla 1.

Sector	Transectas
Pajonales	10
Carrizal Bajo	11
Chañaral de Aceituno	10
Total	31

Además, se obtuvo datos de cuadrantes de 1m², registrándose talla disco, estipes y largo máximo de cada planta presente en los cuadrantes. Tabla 2.

Sector	Cuadrantes	Disco	Talla	Estipe	Estado Reproductivo
Pajonales	30	47	47	47	47
Carrizal Bajo	33	67	67	67	67
Chañaral de Aceituno	30	124	124	124	124
Total	93	238	238	238	238

Del muestreo destructivo realizado en cada sector se obtuvo n registros de disco, numero de estipes, largo máximo y peso de todas las plantas obtenidas, como se detalla en la Tabla 3.

Sector	Disco	Talla	Peso	Estipes	Estado Reproductivo
Pajonales	57	57	57	57	57
Carrizal Bajo	54	54	54	54	54
Chañaral de Aceituno	54	54	54	54	54
Total	165	165	165	165	165

Observaciones.

En todos los sectores se observó barroteo reciente, especialmente en el sector de pajonales

Realizando entrevistas a los pescadores, podemos destacar que, ellos durante sus operaciones habituales de pesquería del huiro palo operan por sobre los 20 metros de profundidad, normalmente buscando individuos de talla comercial, los cuales son mas abundantes a mayores profundidades además pueden operar con mar malo al estar más distantes de la orilla. Por lo tanto, consideramos prudente el realizar estudios hasta el veril de los 25 a 28 metros, esto lo pudimos comprobar en los 3 sectores evaluados.

Los buzos especialistas tienen un límite de buceo de 30 metros de profundidad, además 29° Sur consultores probó el uso de un ROV en las evaluaciones solo a modo de experiencia, este aparato tecnológico demostró ser efectivo en la detección de ausencia o presencia de la especie, este no logra realizar la tarea de conteo y menos mediciones morfométricas, por lo cual se podría plantear una evaluación indirecta sobre los 20 m de profundidad y con buzos especialistas algunos muestreos morfométricos.

El registro audiovisual de la evaluación será enviado vía correo en un pendrive, a través de la oficina IFOP Coquimbo, esto producto del peso del registro.

Para realizar los muestreos destructivos, en cada sector se contrató a pescadores con experiencia en el barroteo de algas, además sirvieron de apoyo en las tareas de evaluación.

ANEXO V

Informe de Evaluación Directa de Ostras en bahía Ancud, Región de Los Lagos



INFORME FINAL

“EVALUACIÓN POBLACIONAL DE OSTRA CHILENA EN BAHÍA ANCUD”

MANDANTE: INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

EJECUTA : FUNDACION CHINQUIHUE

ENERO 2021

Resumen Ejecutivo.

El presente documento corresponde al informe Final del Estudio “**EVALUACIÓN POBLACIONAL DE OSTRA CHILENA EN BAHÍA ANCUD**” encargado por el Instituto de Fomento Pesquero a Fundación Chiquihue. Este informe reporta las actividades realizadas entre la fecha de notificación de la adjudicación del Estudio por parte de IFOP a Fundación Chiquihue hasta la fecha de presentación del presente Informe Final establecidas según bases.

Los principales hitos y actividades que se desarrollaron, en concordancia con la Carta Gantt presentada en la oferta técnica son los siguientes:

Durante el mes de diciembre del 2019 se efectúa la firma del contrato de prestación de servicios de asesoría de la ejecución del estudio entre el Instituto de Fomento Pesquero y Fundación Chiquihue,

Posteriormente, se llevan a cabo reuniones de coordinación entre IFOP y Fundación Chiquihue, estas actividades se efectúan en el mes de diciembre de 2019 en dependencias del IFOP en la ciudad de Valparaíso, y en los meses de octubre y noviembre de 2020 en forma telemática producto de las restricciones de movilidad impuestas por la situación de pandemia.

Para el desarrollo de las actividades de evaluación directa se envía a la Subsecretaría de Pesca una solicitud de Pesca de Investigación sobre la Bahía de Ancud. Esta actividad se efectuó en dos oportunidades en diciembre de 2019 y en octubre 2020.

Paralelamente se llevan a cabo muestreos de individuos de ostra chilena para la determinación de relación sexo a la talla. Esta actividad se efectuó en tres oportunidades: febrero, noviembre y diciembre del 2020. Los resultados revelan un alto porcentaje de individuos indeterminados en el mes de febrero en contraposición a lo observado en los meses de noviembre y diciembre en donde los resultados muestran una alta presencia de individuos hermafroditas.

Finalmente se efectúa la Evaluación directa de *Ostrea chilensis* durante el mes de diciembre de 2020 en el área de estudio y que arrojó una densidad media del recurso de 13,38 ind/m² y una longitud promedio de 50,19 mm. La entrega del Informe Final al Instituto de Fomento Pesquero se efectuó enero de 2021.

Índice

Contenido	Página
Resumen Ejecutivo	1
Índice	2
Antecedentes generales	3
Objetivos	5
Actividades	5
Reporte de actividades	7
Evaluación Directa de <i>Ostrea chilensis</i>	9
Frecuencia de talla de <i>Ostrea chilensis</i>	13
Relación Talla-Peso de <i>Ostrea chilensis</i>	14
Generar base de datos que permita describir la composición de sexo a la talla	15
Conclusión	19
Bibliografía	20
Set Fotográfico	21

Antecedentes generales.

La estación Ostrícola de Ancud, tiene existencia legal desde el febrero de 1935 mediante la ley N° 5.760 del Ministerio de Agricultura, el objeto de su creación fue el de vigilar los bancos naturales y controlar la extracción de ostras en las áreas de pesca de este recurso. Su área de impacto estaba supeditada a todo el Golfete de Quetalmahue y sus instalaciones de tierra se ubicaron en la Ensenada de Pullinque, sobre 12 hectáreas de terreno adquirido a nombre del Fisco en 1936. La institución a cargo era el Ministerio de Agricultura, Dirección de Agricultura y Pesca, Departamento de Pesca y Caza.

Por D.S. N°147/64 (MINAGRI), la zona de mar interior del Golfo de Quetalmahue, comprendida al interior de la línea imaginaria que une los lugares denominados Punta Arenas y Punta Cholux, quedó reservada para las labores de cultivo y repoblación de ostras que realizaba la Estación de Ostricultura del Depto. Pesca y Caza, de la Dirección de Agricultura y Pesca del Ministerio de Agricultura. El D.S. (M) N°366/65 destinó el sector de playa y fondo del área en el decreto del MINAGRI al Ministerio de Agricultura, para el Depto. de Pesca y Caza.

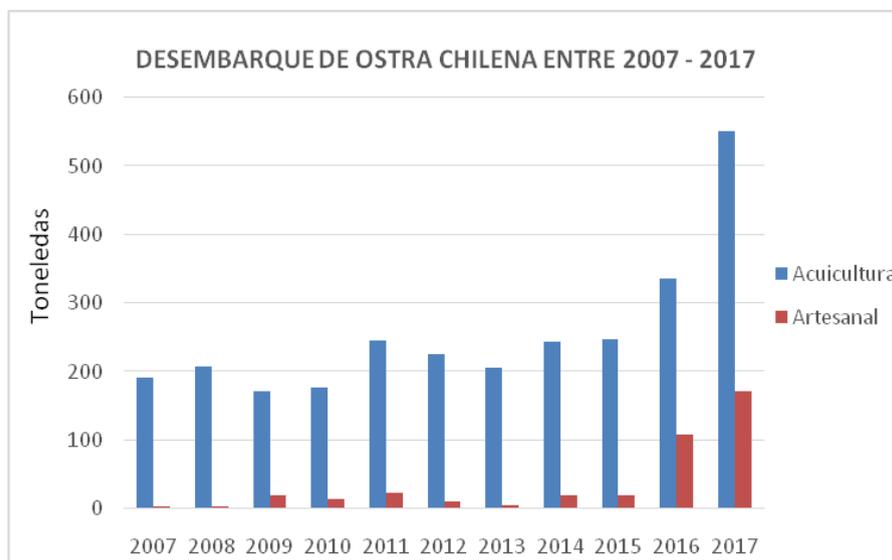
Por D.S. N°186/79 (MINAGRI), la Ostricultura Pullinque fue transferida al Fisco, para ser destinada al Servicio Nacional de Pesca. Por D.S. N°55/80 (MINECON), el área reservada para realizar labores exclusivas de cultivo y repoblación por parte del Servicio Nacional de Pesca, se reduce al sector comprendido al interior de la línea imaginaria que une los lugares denominados Punta Aucan y Quetalmahue. El propósito de mantener el centro, era el de asegurar la permanencia del recurso ostra chilena y obtener la máxima eficiencia como productor natural de semillas.

En el año 1982 mediante D.S N° 184, se disminuye el área de protección y se le concede la condición de Reserva Genética y Centro Productor de semillas.

Durante la década de los 80' se establecen modificaciones de área llegándose a la vigencia actual del D.S N° 387 del año 1991 en el cual se fija los límites actuales del área, estableciendo un área de Reserva (200 hectáreas aproximadamente) y un área de Protección (490 hectáreas aproximadamente).

En diciembre del año 2004, se publica en el Diario Oficial la Resolución N° 133 de julio del 2003, donde se declara Reserva Marina para el recurso Ostra chilena (*Ostrea chilensis*), a Pullinque. De acuerdo a la Ley General de Pesca y Acuicultura y el Reglamento sobre Parques y Reservas Marinas D.S. 238/2004 (MINECON), esta Reserva Marina quedó bajo la tuición legal del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA) y se registró por un Plan General de Administración (PGA). Además, las actividades en su interior se sujetan a la normativa recién mencionada, así como a las medidas específicas que se resuelvan por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA) para dichos efectos.

El desembarque de ostra chilena, según SERNAPESCA, ha ido en aumento desde el año 2007 a la fecha, desde las 191 toneladas hasta las 591 toneladas en producción de acuicultura. Como lo es para el desembarque artesanal que va desde las 4 toneladas en el 2007 a las 171 toneladas en el 2017.



Desembarque de Ostra Chilena entre el 2007 al 2017.

En consideración a lo anterior, la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura ha considerado a estos recursos entre los incluidos en el estudio del Convenio ASIPA “Investigación Situación Pesquerías Bentónicas Bajo Planes de Manejo, año 2019”, ejecutado por el Instituto de Fomento Pesquero. Etapas previas de este estudio han permitido avanzar en la aplicación de un modelo de evaluación de datos pobres basados en capturas, siendo una limitante para la asesoría la limitada información de monitoreo biopesquero de este recurso. Así, la asesoría para el manejo está limitada por el desconocimiento de la composición de sexo de las capturas, relevante dada la condición de sexualidad consecutiva rítmica (Gleisner, 1981 y Götting et al. 1985, fide Toro et al. 2019), que permitan avanzar en la proposición de puntos de referencia apropiados para la evaluación del estado de la población.

En atención a lo anterior, el Instituto de Fomento Pesquero requiere licitar una evaluación población *in situ* que permitan realizar procesamientos y análisis para un pronunciamiento sobre el estado de los recursos del Plan de Manejo. La actividad a licitar se resume en el levantamiento de datos que permitan conocer la proporción de sexo a la talla de la población natural de la Reserva ostrícola Pullínque.

1. Objetivos

1.1 General

Levantar los datos de campo que permitan al Instituto de Fomento Pesquero evaluar la composición sexual de la especie *Ostrea chilensis* en Bahía Ancud.

1.2 Específicos

1.2.1 Realizar cuatro muestreos poblacionales directos mensuales de tallas de *O. chilensis* y su composición sexual en la Bahía Ancud.

1.2.2 Sistematizar la información generada mediante los formatos de almacenamiento previamente definidos en relación a la distribución de la abundancia, tamaños, peso y densidad en la Bahía Ancud.

2. Actividades

2.1 Actividades transversales

La unidad ejecutora de este estudio deberá operar coordinadamente con la contraparte técnica identificada por el Instituto de Fomento Pesquero.

El ejecutor deberá gestionar en la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura una solicitud de Pesca de Investigación que permita la operación en el contexto de los requerimientos del estudio.

El ejecutor deberá dar las facilidades para la supervisión en terreno de las actividades por parte de personal de IFOP.

Elaborar informes de avance y final, adjuntando la base de datos de los estudios realizados en medios digitales apropiados.

Las actividades que desempeñará la unidad ejecutora del proyecto serán principalmente las siguientes:

2.2 Actividades por objetivo específico

2.2.1 Objetivo específico

La propuesta metodológica deberá considerar al menos:

Diseño de muestreo para la obtención de muestras en las estaciones primavera – verano 2019 – 2020, en función del periodo de madurez reproductiva.

Realizar una evaluación directa de la abundancia de la Reserva Genética de Pullinque.

Identificar método de determinación de sexo y estado de madurez.

Realizar mediciones que permitan caracterizar apropiadamente, a través de muestreos poblacionales, la distribución de frecuencias de tallas y la relación longitud-peso. Se deberán identificar los muestreos aleatorios y dirigidos según corresponda, así como alternativas para obtener tamaños muestrales apropiados.

En relación a las actividades de campo, se deberá especificar la forma en que asegurará el cumplimiento de lo propuesto, sin perjuicio de los impedimentos que las condiciones climáticas pudieran significar durante el período de ejecución.

Entregar la información biológica-pesquera levantada y generada en los formatos proporcionados por el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) para tales efectos.

Facilitar la permanencia a bordo de las embarcaciones de muestreo de observadores del Comité de Manejo de Bahía de Ancud si estos así lo solicitasen.

Realizar una reunión inicial de coordinación con la contraparte técnica del Instituto de Fomento Pesquero.

2.2.2 Objetivo específico

Entregar la información biológica-pesquera levantada y generada en los formatos proporcionados por el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) para tales efectos.

Realizar las correcciones requeridas propuestas de las validaciones de los archivos de datos realizadas por IFOP.

Generar archivo KMZ con posición e identificación de las unidades muestrales.

3. Reporte de actividades

3.1. Firma de contrato IFOP-Fundación Chiquihue

Con fecha 1 de diciembre de 2019, se firma por parte del Instituto de Fomento Pesquero y de Fundación Chiquihue el contrato de prestación de servicios de asesoría de la ejecución del estudio “EVALUACIÓN POBLACIONAL DE OSTRAS CHILENAS EN BAHÍA ANCUD”

3.2. Informes de desarrollo de las actividades (reuniones, prospecciones, mapas borradores y otros).

El 12 de diciembre se desarrolló la primera reunión de coordinación con la contraparte del IFOP representada por Carlos Techeira. En esa oportunidad se fijan los acuerdos de trabajo en la evaluación de la Ostra Chilena de la Reserva Genética de Pullinque, Bahía de Ancud, determinar el IGS de la Ostra y se discutió la solicitud de la Pesca de Investigación. La actividad se lleva a cabo en las oficinas de IFOP, Valparaíso.

Las próximas reuniones se efectuaron de manera no presencial producto de las restricciones a la movilidad.

Se efectúa reunión de coordinación el día 28 de octubre de 2020, en donde se establecen zonas y estaciones a evaluar. Participan Carlos Techeira (IFOP) y Marco Leal (Fundación Chiquihue).

RV: Reunión coordinación eval. ostras Σ Recibidos x

Carlos Techeira carlos.techeira@ifop.cl a través de fundacionchiquihue.cl
para mí ▾



RV: Reunión coordinación eval. ostras
De Google Calendar
No se ha podido recuperar este evento de tu calendario.

-----Cita original-----
De: Google Calendar [<mailto:calendar-notification@google.com>] **En nombre de** Carlos Techeira
Enviado el: martes, 27 de octubre de 2020 17:18
Para: Carlos Techeira; marcoleal@fundacionchiquihue.cl
Asunto: Reunión coordinación eval. ostras
Cuándo: miércoles, 28 de octubre de 2020 15:00-16:00 (UTC-03:00) Brasilia.
Ubicación:

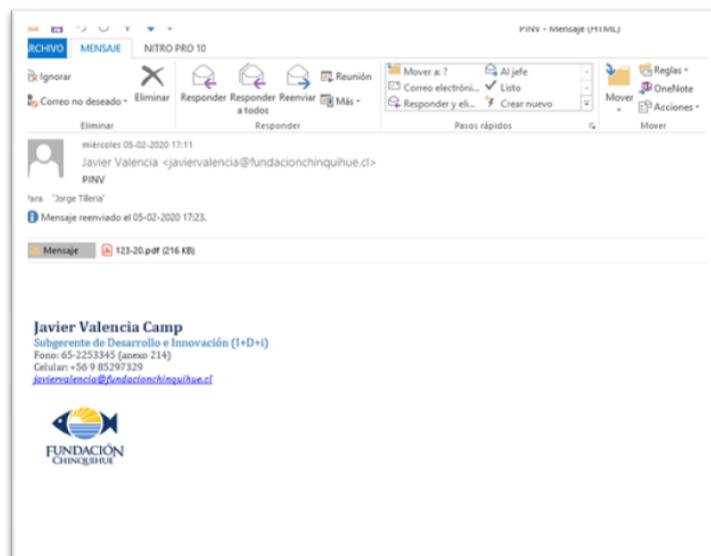
En reunión efectuada el 20 de noviembre se solicita nueva prórroga para entrega de informe Final



3.3 El ejecutor deberá gestionar previamente una Pesca de Investigación en el contexto de los requerimientos del estudio.

La solicitud de Pesca de Investigación fue ingresada el 12 de diciembre del 2019, ante SUBPESCA, Valparaíso, la cual se puede observar en anexos. Esta pesca de Investigación se solicitó la evaluación directa del recurso Ostra Chilena (*Ostrea chilensis*), en la Bahía Ancud y la realización de muestreos poblacionales directos mensuales de tallas de Ostra Chilena para determinar su composición sexual.

La resolución que autoriza la realización de la Pesca de Investigación, si bien fue aprobada con fecha 23 de enero del 2020 (se adjunta en anexos), esta fue enviada vía correo electrónico el día 5 de febrero de 2020.



A partir de marzo de 2020 y producto de la declaración de Pandemia por COVID-19 se establecen restricciones a la movilidad de las personas en todo el territorio nacional. Debido a la contingencia por el COVID-19, el ministerio de salud pública, en el diario oficial la resolución N° 208 del 25 de marzo del 2020, mandata lo siguiente;

“4.A Dispóngase un cordón sanitario en torno a Provincia de Chiloé, en la Región de Los Lagos. En consecuencia, prohíbese el ingreso y salida de dicha provincia. La medida de este numeral empezará a regir a contar de las 12:00 horas del día 26 de marzo de 2020 y tendrá el carácter de indefinida, hasta que las condiciones epidemiológicas permitan su suspensión. 5. Exceptúase de las medidas de este acápite aquellas personas cuya labor es indispensable para el abastecimiento de la zona, otorgamiento de servicios críticos y servicios sanitarios, en el ejercicio de dichas funciones. Sin perjuicio de lo anterior, la autoridad sanitaria dispondrá de los controles sanitarios necesarios para evitar la propagación del virus entre dichas personas”.

Por consiguiente se solicita aplazamiento de finalización del Proyecto hasta el 30 de noviembre de 2020, autorizándose la prórroga por parte del IFOP.

Durante el mes de septiembre de 2020, se produce un cambio de Jefe de Proyecto por la presentación de renuncia de Jorge Tilleria a sus servicios en Fundación Chiquihue, lo reemplaza en esa calidad Marco Leal quien cumplía funciones de Profesional de terreno y gabinete.

Debido a los estrictos controles de ingreso a la Isla de Chiloé se solicita nuevamente un aplazamiento para la entrega del Informe final, autorizándose por parte del IFOP un plazo hasta el 15 de enero de 2020.

Con la realización de este estudio, se espera que el consultor entregue los siguientes resultados:

- i. Generar base de datos georreferenciada de la evaluación directa realizada, según método a entregar por IFOP, en base a una grilla de muestreo regular.

4. Evaluación directa de la especie principal

Para la realización de actividades de evaluación directa de la especie, previamente se obtuvo el permiso de Pesca de Investigación según Resolución N° **E-2020-596** del **27/11/2020**, así como el aviso al Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA).

La zona de evaluación se puede identificar como un área con múltiples usos, donde existen espacios destinados a la acuicultura de mitílidos, pelillo, así como bajo la administración de algunas Áreas de Manejo de Recursos Bentónicos (AMERB) (Figura N°1), restringiéndose al acceso a la extracción de recursos. De igual manera, en el sector del Golfo de Quetalmahue, existen diferentes zonas donde el recurso *O. chilensis*, no se distribuye, siendo en su lugar áreas donde se ubican bancos o praderas naturales del alga pelillo y algunos bivalvos como almeja, culengue y juliana. (Figura N°2).

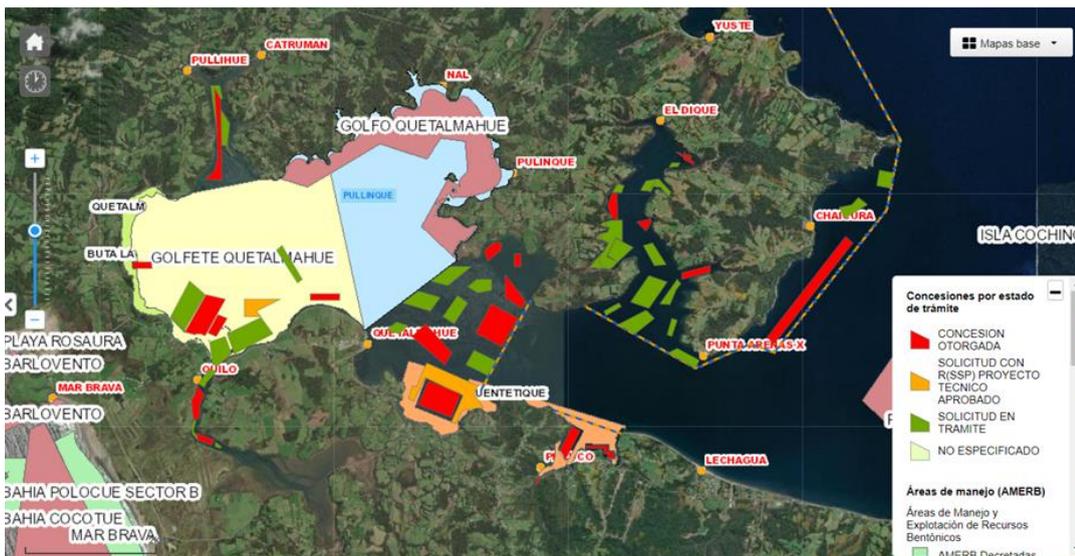


Figura N°1: Vista general del Golfo de Quetalmahue y sus diversos usos y tipo de administraciones

Para la realización de las actividades de evaluación del recurso Ostra, se requirió de dos campañas de muestreos, durante los días 17 y 18 de diciembre de 2020. Para lo cual fue necesario el apoyo de 4 embarcaciones, tripulación y buzos del mismo sector.

En la Figura N° 2, se presenta la distribución de los cuadrantes dispuestos en el sector donde históricamente se han efectuado faenas extractivas y que debieran coincidir con la presencia del recurso *O. chilensis*. De esta forma las actividades de evaluación se efectuaron en sectores reconocidos como bancos naturales, así como también en la Reserva Genética de Pullinque, donde finalmente se dispusieron los cuadrantes de 0,25m².

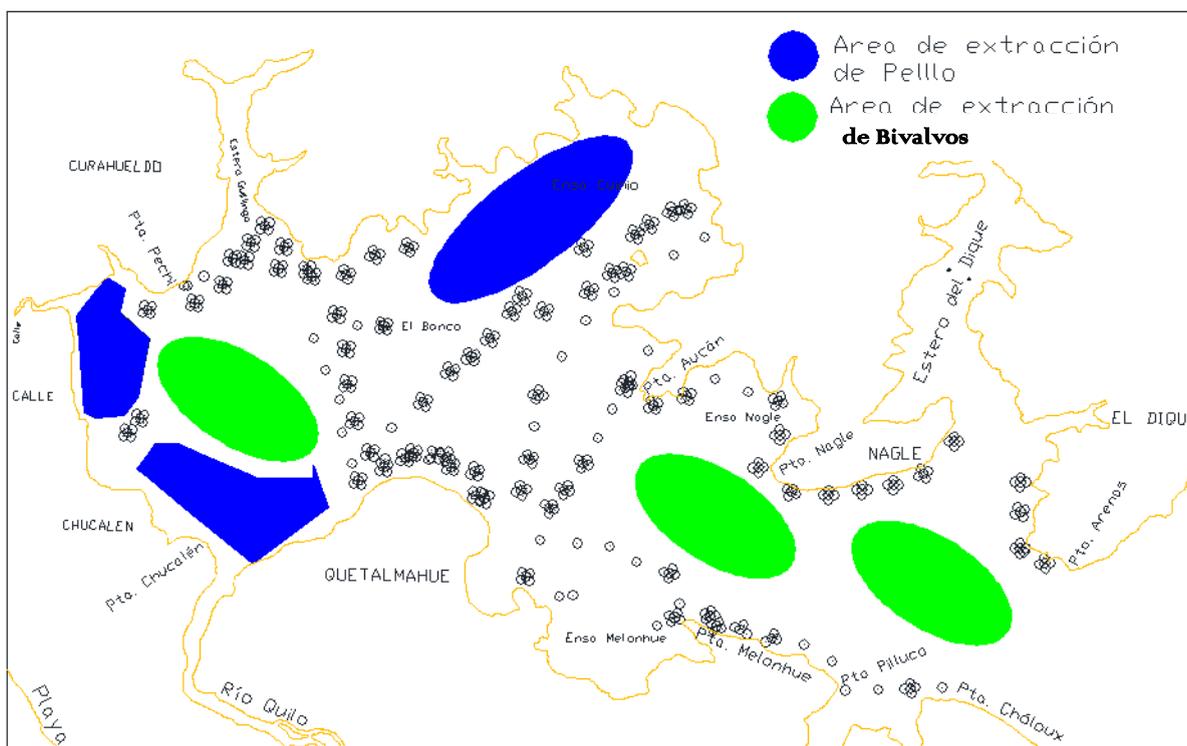


Figura N°2: Área y distribución de unidades de muestreo del recurso *Ostrea chilensis* en el Golfo de Quetalmahue

De esta forma, para la evaluación del recurso *O. chilensis*, se dispusieron un total de 725 cuadrantes y 425 puntos de muestreo, abarcando específicamente tanto el sector este del Golfo, denominado sector Puente Quilo, así como la boca del mismo Golfo en su extremo oeste, sector denominado Punta Arenas (Figura N°1 y 2). De la misma forma se evaluaron las zonas correspondientes a su extremo norte y sur, y entre las cuales se encuentra la Reserva Genética de Pullinque. No se evaluaron las zonas donde existen praderas de pelillo, debido a que el recurso no se encuentra en tales zonas y la profundidad impedía el ingreso de las embarcaciones. En la figura N°3 se representan la distribución espacial y densidad del recurso ostrea chilena en la zona evaluada.

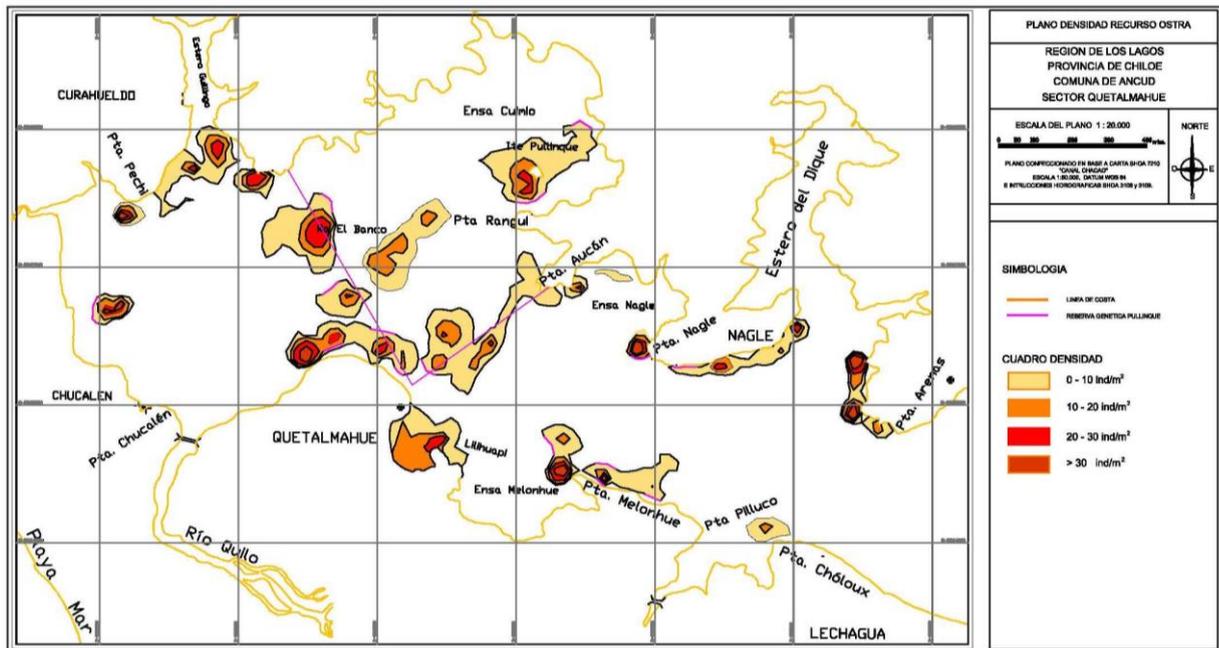


Figura N°3: Área y distribución de densidad del recurso *Ostrea chilensis* en la zona evaluada.

Adicionalmente, diversas ensenadas y esteros, no forman parte de las áreas consideradas como bancos y que corresponde a áreas concesionadas para la acuicultura, éstas ensenadas y esteros son: Estero Guillinco, Estero de Puente Quilo, Estero Pilluco, Ensenada Melorhue y Estero del Dique.

De esta forma, con las especificaciones geográficas y de las distribuciones de otros recursos que cohabitan en el sector, se establece que de los 725 cuadrantes dispuestos en la evaluación, la densidad media de *O. chilensis* fue de 13,38 ind/m², con una desviación estándar de 42,14 (Tabla N°1). Con respecto a la frecuencia de datos de densidad obtenido, se encontraron densidades entre 0 a 168 unidades en cuadrantes de 0,25 m².

Tabla N°1: Estadígrafos de densidad del recurso ostra chilena, provenientes del Golfete de Quetalmahue y Reserva Genética de Pullinque.

Estadística Densidad	
Media	13,3848276
Error típico	1,56521632
Mediana	4
Moda	0
Desviación estándar	42,1447393
Varianza de la muestra	1776,17905
Curtosis	116,796708
Coefficiente de asimetría	9,50314706
Rango	672
Mínimo	0
Máximo	672
Suma	9704
Cuenta	725
Nivel de confianza(95,0%)	3,07290468

4.1 Frecuencia de talla de Ostra chilena

La estructura de tallas para el recurso Ostra, se construyó en base a una muestra de $n = 422$ individuos (Tabla N°2), presentando un tamaño promedio de 50,19 mm, desviación estándar de 8,85 mm y un rango entre los 22 y 77 mm (Figura N°3). Se observa en la frecuencia de longitudes una distribución multimodal, con una primera moda entre los 34 a 38 mm, una segunda y principal entre 44 y 54 mm y una menor entre los 62 a 65 mm.

Tabla N°2: Estadígrafos de longitud evaluación del recurso Ostra, en el Golfo de Quetalmahue y Reserva Genética de Pullinque.

Estadística Longitud	
Media	50,1965166
Error típico	0,43129372
Mediana	50,04
Moda	47
Desviación estándar	8,85991096
Varianza de la muestra	78,4980223
Curtosis	0,59912589
Coefficiente de asimetría	-0,10689462
Rango	55
Mínimo	22
Máximo	77
Suma	21182,93
Cuenta	422
Nivel de confianza(95,0%)	0,84775731

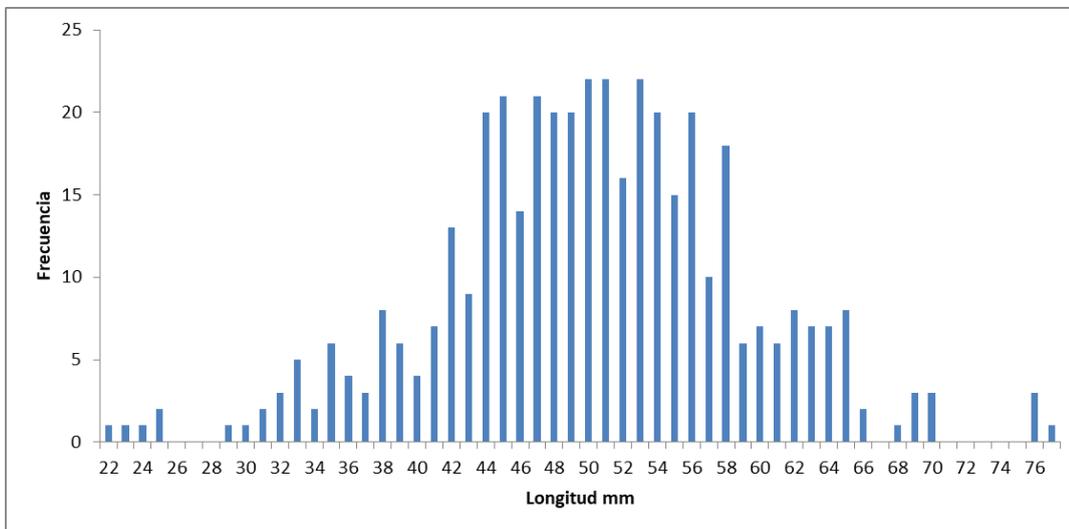


Figura N°3: Estructura de talla de la especie *Ostrea chilensis* provenientes del Golfete de Quetalmahue y de la Reserva Genética de Pullinque.

4.2 Relación talla-peso de Ostra chilena

Durante la evaluación directa de la especie, se recolectaron individuos provenientes del muestreo. Estos en forma natural se encuentran con diversos organismos en su superficie, epibiontes, así como unidos entre varios individuos de la misma especie. De esta forma, para poder determinar los estadígrafos de longitud en relación a su peso, se procede a remover tanto epibiontes, así como discernir entre uno a varios individuos, procediendo a su separación para su correcta medición.

La recolección de datos para estimar la relación talla-peso se realizó sobre la base de una muestra de $n = 422$ individuos. Los valores estimados para los términos de la función potencial que describe la relación entre talla-peso ($y = a x^b$) (Figura N° 5) fueron los siguientes: $r^2 = 0,6861944$, siendo los valores de la ecuación de la curva los siguientes: $a = 0,001185$ y $b = 2,5321462$, indicando que el crecimiento de esta especie en el sector de Pullinque y Quetalmahue es de tipo isométrico.

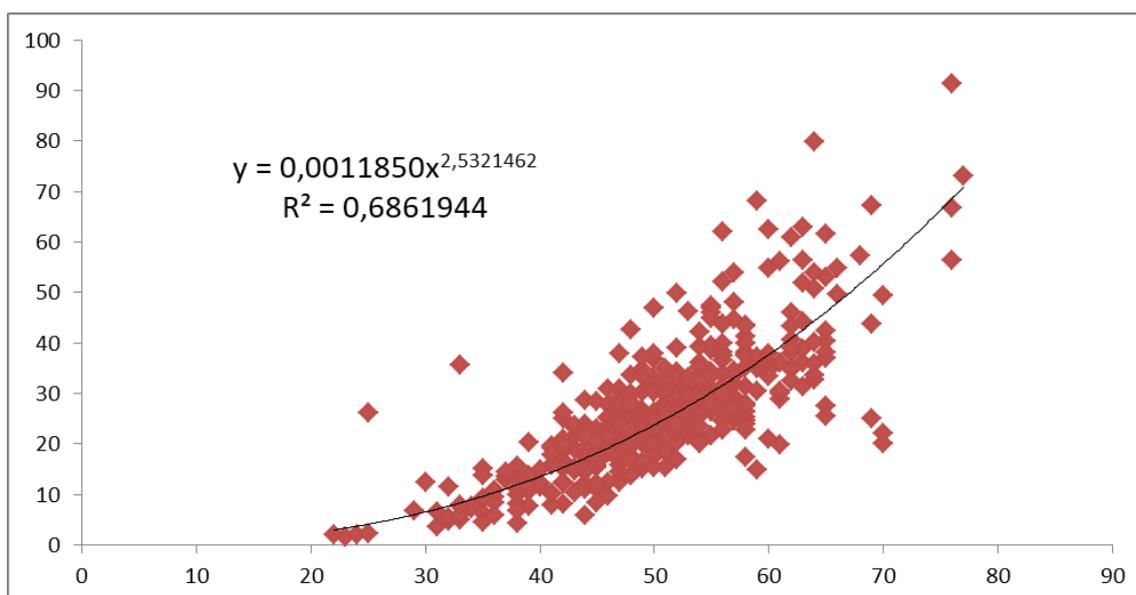


Figura N° 5: Relación longitud - peso de la especie *Ostrea chilensis* provenientes de la Reserva Genética de Pullinque y Golfo de Quetalmahue.

5. Generar base de datos que permita describir la composición de sexo a la talla.

Durante el mes de febrero de 2020, se efectúa el primer muestreo poblacional del recurso ostra, esta actividad se lleva a cabo con el objetivo de determinar el sexo de los individuos de ostra chilena.

Actividad efectuada el 10 de febrero del 2020 se extrajeron 50 individuos de ostra chilena desde la zona de estudio, las cuales fueron trasladadas al laboratorio húmedo de Fundación Chiquihue, donde se registró su estado de madurez a través del índice

gonadosomático (IGS) y se determina su sexo a través de microscopía óptica.



Foto N°1: Proceso de determinación de IGS, y evaluación de estados.

Para determinar el estado de las Ostras al realizarle una evaluación con microscopía óptica se aplicaron los siguientes criterios de asignación:

N° Estado Microscopia
0 indeterminado
1 Macho
2 Hembra
3 Hermafrodita

Macho: individuos que a la observación de un microscopio óptico se evidencian en las gónadas (folículos) solo gametos masculinos (espermios).

Hembra: individuos que a la observación con un microscopio óptico se evidencian en las gónadas (folículos) solo gametos femeninos (ovocitos).

Hermafrodita: individuos que a la observación con un microscopio óptico se evidencian en las gónadas ambos gametos femeninos y masculinos.

Indeterminado: individuos que a la observación con un microscopio óptico no se observa desarrollo, en sus folículos, gametos femeninos y/o masculinos.

El registro de longitud de los individuos se llevó a cabo con un “n” muestral de 50 individuos. La estadística del registro fue: Longitud mínima: 47,1 mm y la máxima: 69 mm, el peso total vario entre 34,4 y 61,9 gramos. Para determinar su estado gonadal se procedió a abrir las ostras y realizar una observación a ojo desnudo y bajo el microscopio de una alícuota de raspado de las gónadas.

Finalmente se determina su sexo a través de microscopia óptica (Figura N°6). La observación indica que no se pudo determinar el sexo en el 50% de los individuos, los demás alcanzaron un 44% de machos, las hembras corresponden al 2% y los hermafroditas al 4% de los individuos muestreados.

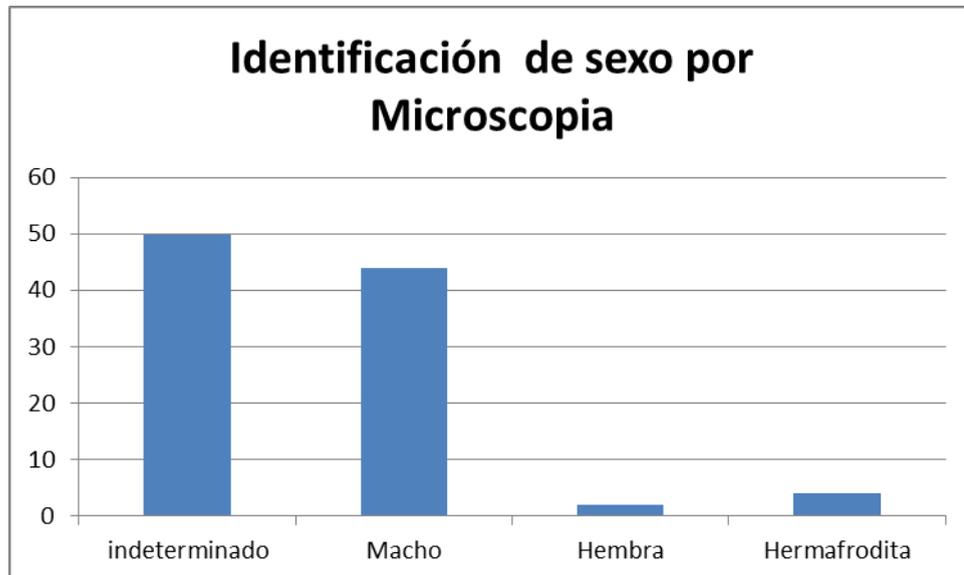


Figura N°6: Grafica del sexo de los individuos de *Ostrea chilensis* recolectado durante el mes de febrero de 2020.

Los siguientes muestreos de ostra, para la determinación del sexo, se efectuaron durante los meses de noviembre y diciembre, ya que por motivos de las restricciones impuestas por la autoridad no fue posible llevar a cabo muestreos los meses anteriores.

Muestreo del 20 de noviembre de 2020. A partir de un “n” muestral de 56 individuos desde la zona de estudio, fue posible registrar el sexo de ostra chilena.

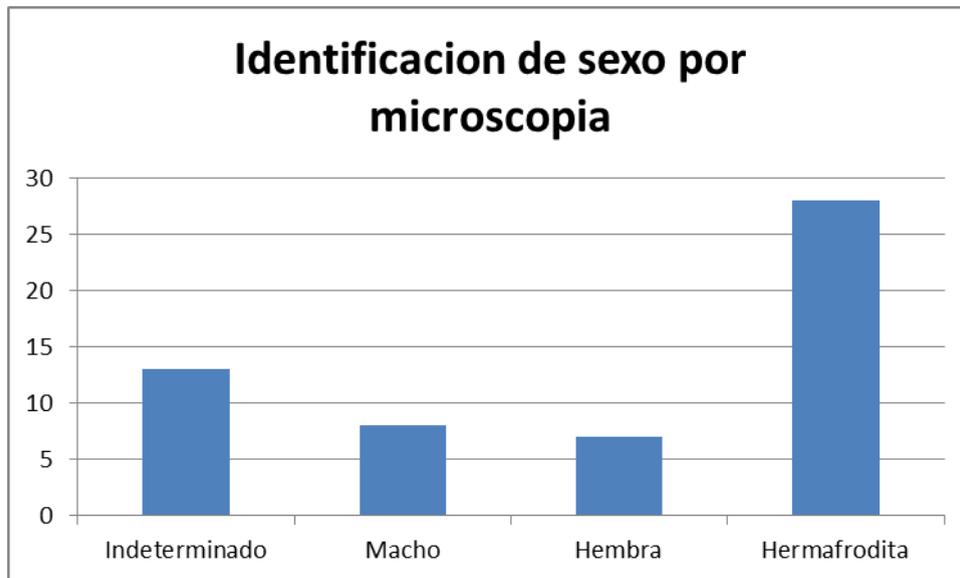


Figura N°7: Grafica del sexo de los individuos de *Ostrea chilensis* muestreado durante el mes de noviembre de 2020.

Se observa que en el mes de noviembre los individuos de *O. chilensis* se encuentran en una etapa de transición con una alta presencia de individuos determinados en un estado de hermafrodita (Figura N°7).

Por último el muestreo efectuado en diciembre del 2020 nos entrega resultados similares a los observados en noviembre. Sin embargo, el porcentaje de individuos machos alcanza un 15% (Figura 8).

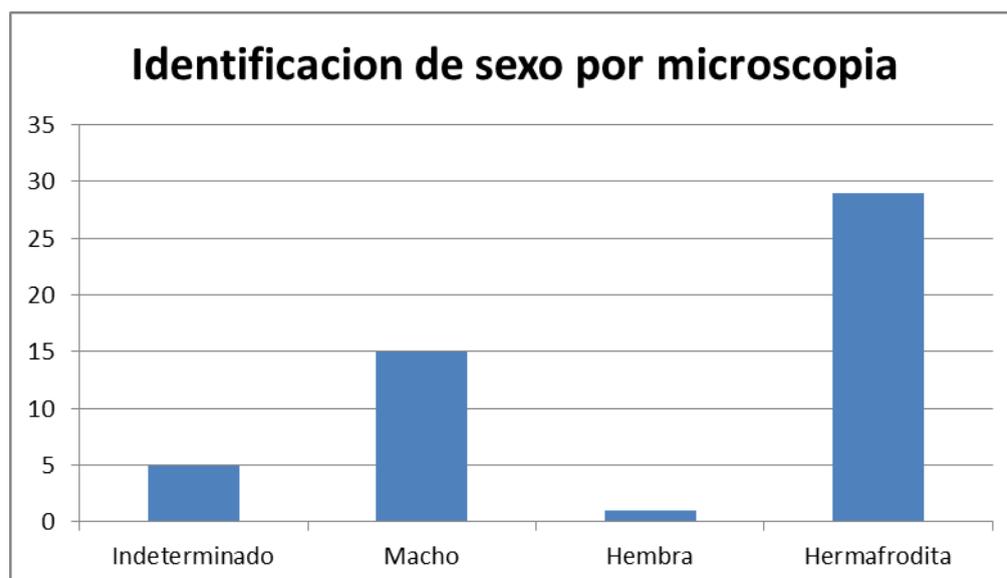


Figura N°8: Grafica sexo de los individuos de Ostra chilena muestreado durante el mes de diciembre de 2020.



Foto N°2: Actividad en Laboratorio de Fundación Chiquihue

6. Conclusión

Los resultados de los análisis de las muestras de *O. chilensis* en la Bahía de Ancud reafirman la ausencia de un dimorfismo sexual en esta especie (Solis, 1967). Por otro lado la composición porcentual del sexo estuvo compuesta mayoritariamente por individuos machos, lo que es concordante con lo descrito por otros autores que indican que *O. chilensis* alcanza su primera madurez sexual como macho, para posteriormente comportarse como hembra (Solis, 1967; Tomicic y Bariles, 1981; Gleisner, 1981) y que esta primera madurez es alcanzada a los dos años de edad donde alcanza un tamaño promedio de 25 mm. Paralelo a esto, se inicia el proceso de la ovogénesis, el cual termina al año siguiente cuando los individuos alcanzan una talla de 37 mm de longitud de la concha, transformándose en hembras.

Gleisner (1981) indica que esta alternancia de sexos estaría influenciada por fluctuaciones anuales de temperatura y disponibilidad de alimento y que los procesos gametogénicos presentan un lento desarrollo invernal y se intensifican en primavera y verano, periodos de máxima temperatura y oferta alimentaria.

En relación al resultado obtenido del porcentaje de individuos incubando estos se hallan en un rango que estuvo entre un 10% a un 19 %, estos valores corresponderían al extremo inferior de lo informado por Toro (1990), en el sector del estuario del río Quempillén, donde las ostras incubando, estuvieron en un orden del 15% hasta un 48%.

Por último se puede sugerir que de acuerdo a los trabajos de Mahbulul (2018), en poblaciones de *O. angasi*, el desarrollo de una alta variabilidad en la proporción de sexos, como los encontrados en este trabajo, podrían ser parte de un conjunto de estrategias reproductivas.

7. Bibliografía

GLEISNER, A. 1981. Ciclo reproductivo y desarrollo larval de *Ostrea chilensis* Philippi (Bivalvia, Ostreidae) en el estuario Quempillén, Chiloé. Tesis Med. Veterinaria. Univ. Austral de Chile. 43 pp.

GÖTTING, K. J.; J. TORO und J. WINTER. 1985. Biotische und abiotische Grundlagen für massenculturen der Chilenischen Auster (*Ostrea chilensis* PHIL.) im Süden Chiles. Verh. Dtsch. Zool. Gm 78: 181 pp.

Md Mahbulul Hassan, Jian G. Qin, and Xiaoxu Li., 2018. Gametogenesis, sex ratio and energy metabolism in *Ostrea angasi*: implications for the reproductive strategy of spermcasting marine bivalves. 38–45.

Tillería J., 2011. Estudio de la captación natural del recurso ostra chilena, *Ostrea chilensis* (Philippi, 1845), en la reserva marina de Pullinque, utilizando dos tipos de colectores. Pp 29-30.

SOLIS, I. 1967. Observaciones biológicas en ostras (*Ostrea chilensis* Philippi) de Pullinque. Biol. Pesp. Chile. 2: 51-82.

TOMICIC, J. y J. BARILES. 1981. Manual de guía para el cultivo de la ostra *Ostrea chilensis* en la 2a. región de Chile. Univ. de Antofagasta. 73 pp.

Toro JE & OR Chaparro. 1990. Conocimiento biológico de *Ostrea chilensis* Philippi 1845. En: Hernández A, Cultivo de Moluscos en América Latina, CIID- Canadá. Bogotá, Colombia. 231-245

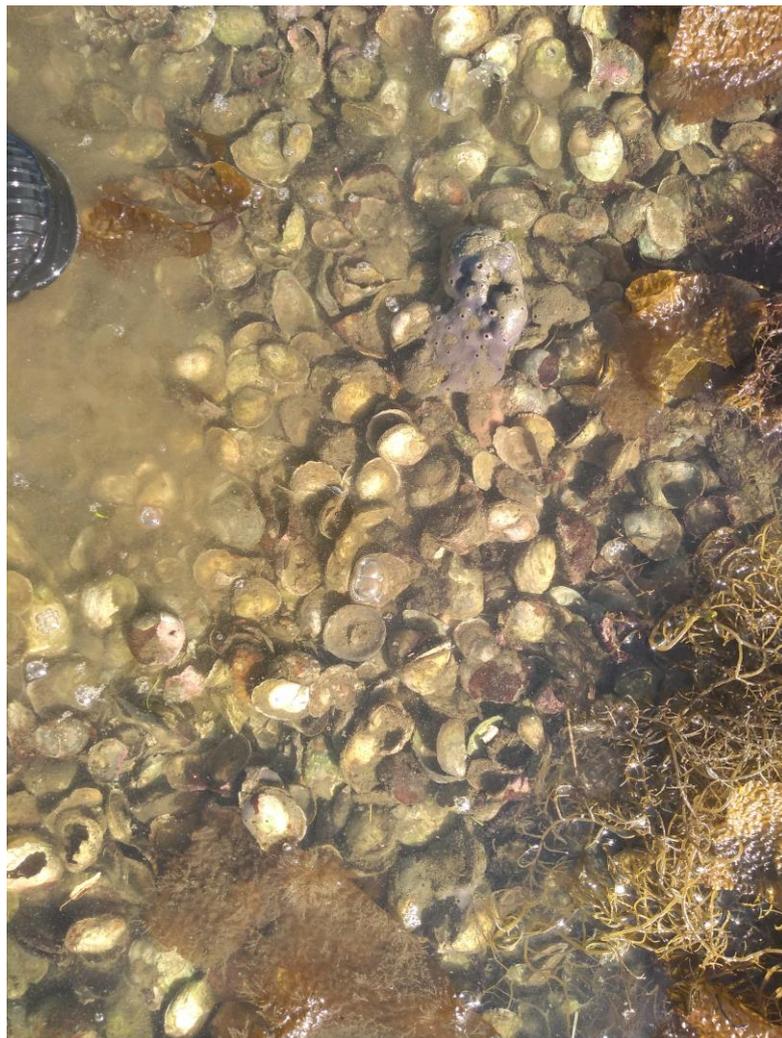
Set fotográfico de actividades efectuadas en el marco del Proyecto







EVALUACIÓN POBLACIONAL DE OSTRA CHILENA EN BAHÍA ANCUD







ANEXO VI

Informe de Revisión por Pares de la Evaluación de Stock de Erizo en Ex – Zonas Contiguas



Centro UC

CAPEs - Center of Applied Ecology & Sustainability

Proyecto	“Revisión por pares evaluación de stock erizo <i>Loxechinus albus</i> en las regiones de Los Lagos y Aysén. Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas bajo Planes de Manejo”.
Requirente	Instituto de Fomento Pesquero (IFOP)
Estado	Informe Final Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas bajo Planes de Manejo.
Oferente	Pontificia Universidad Católica de Chile
Unidad Ejecutora	Center of Applied Ecology and Sustainability (CAPEs) Av. Libertador Bernardo O’Higgins 340
Jefe de Proyecto	Dr. Rodrigo Wiff O. CAPEs-Pontificia Universidad Católica de Chile Fono: 56-2-23542638 E-mail: capespesquero@bio.puc.cl

Abril 2021

Wiff, R., Ianelli, J. & S. Gacitúa. 2021. “Revisión por pares evaluación de stock erizo *Loxechinus albus* en las regiones de Los Lagos y Aysén. Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas bajo Planes de Manejo”. **Informe Final - CAPEs-UC.**

1.- RESUMEN EJECUTIVO

El presente reporte entrega los resultados para la revisión por pares del Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas bajo Planes de Manejo para la evaluación de stock de erizo (*Loxechinus albus*) en las regiones de Los Lagos y Aysén, año 2019. Esta revisión consideró la participación del experto internacional Dr. James Ianelli quien se desempeña como evaluador de stock senior del NOAA Fisheries Alaska Fishery Science Center (USA).

El erizo es la especie de invertebrado más importante para la pesquería artesanal que opera en la zona austral de Chile, en términos de volúmenes de pesca e importancia económica local. Las pesquerías de invertebrados poseen múltiples desafíos para su evaluación de stock, debido principalmente a la dificultad de observación de la edad, dinámicas poblacionales poco estudiadas y compleja estructura espacial, lo que dificulta tanto el marco teórico de modelación como monitoreo y obtención de datos relevantes para el manejo. Esta situación manifiesta la necesidad de implementación de metodologías de evaluación de stock y toma de decisiones acorde a las singularidades de este tipo de pesquerías.

Los procedimientos de evaluación de stock deben estar basados en rigurosidad científica y es en este marco, que el proceso de revisión por pares se hace necesario como mecanismo de validación, transparencia y verificación técnica. El escrutinio independiente de los procedimientos de evaluación de stock, garantiza que las decisiones de manejo se tomen en base a la mejor información científica disponible. Por este motivo y con la iniciativa de IFOP en conjunto con CAPES-UC, se ha desarrollado esta revisión por pares experta para la evaluación de stocks de Erizo en la X y XI regiones de Chile.

La metodología de revisión consistió en dos etapas secuenciales denominadas la fase remota y la fase de taller virtual. La fase remota correspondió al trabajo a distancia que el experto internacional realizó, el cual le permitió adquirir un conocimiento suficiente de las actividades, objetivos y resultados del Programa de evaluación de stock de erizo en las regiones de Los Lagos y Aysén. La coordinación de esta fase remota estuvo a cargo del jefe de proyecto, y consistió en la ejecución de reuniones bilaterales entre investigadores de IFOP, el equipo técnico del proyecto en algunos casos y el consultor externo, con la finalidad de revisar y precisar detalles que faciliten el proceso de revisión por pares, respondiendo preguntas y aclarando dudas que pudieran surgir respecto de la primera aproximación a los informes y datos requeridos a IFOP. Dada la contingencia de COVID 19, la fase de taller, tanto de revisión como final, se realizaron de forma virtual, contemplando un taller técnico en la plataforma Microsoft Teams, donde tanto las presentaciones de IFOP, como la preevaluación fueron revisadas y comentadas por parte de los asistentes a este taller. Esta fase concluyó con dos secciones de reuniones en la plataforma Zoom los días

9 y 10 de Julio del presente, las cuales permitieron aclarar dudas por parte del evaluador externo y recoger comentarios por parte de los diferentes participantes de la revisión. Por último, se realizó un taller final el día 30 de diciembre de 2020, en donde se volvieron a discutir aspectos generales de la revisión como también se presenta propuesta para un plan de actividades para llevar a cabo las modificaciones sugeridas.

Acorde a los términos técnicos de referencia (TTR) emanados por IFOP, existen 5 tópicos generales donde se concentró la revisión de la evaluación de stock: (1) unidades de stock, (2) parámetros de historia de vida (3) índice de abundancia y estructuras de tallas (2) modelo de evaluación de stock (5) puntos biológicos de referencia (PBR).

Dentro de las principales recomendaciones respecto de las unidades de stock, se indica que se deben realizar análisis de sensibilidad que consideren niveles de agregación alternativo a los que ya existen. Acorde a los parámetros de historia de vida usados en la evaluación, se hacen recomendaciones respecto de análisis de sensibilidad para los parámetros de crecimiento y mortalidad natural. Por otra parte, la relación longitud-peso muestra una alta variabilidad en cada zona de evaluación, posiblemente debido a incertidumbre asociada a las mediciones. En este caso, y como uso de la relación longitud-peso para efectos de la evaluación de stocks, se recomienda trabajar con valores empíricos (sin un modelo matemático) que contengan un adecuado tratamiento de los datos escapados (outliers). En el caso de estimación de mortalidad natural, se identifican dos recomendaciones generales; por una parte, hacer una revisión de los métodos empíricos (bioanalógicos) más apropiados a ser aplicado en este tipo de especies. Además, en el largo plazo se recomienda una exploración de estimación de mortalidad natural y crecimiento individual mediante métodos directos de marcaje y recaptura.

Respecto de los índices de abundancia, se recomienda que los enfoques para estandarización de esfuerzo deben considerar (potencialmente) cambios conocidos en la selectividad debido a la selección de tamaños que demanda el mercado. Parece que este tipo de recurso podría beneficiarse sustancialmente de un modelo espacio-temporal. Sin embargo, parece poco probable que el índice de CPUE pesquero, incluso luego de las estandarizaciones, sea proporcional a la abundancia de la población, por el efecto que tiene la hiperestabilidad como resultado de la reducción de abundancias locales. Por lo tanto, se recomienda llevar a cabo en el largo plazo, experimentos de agotamiento que puedan tender a una estimación local dirigida de biomasa que podría utilizarse explícitamente dentro de un marco de evaluación de stock. Se recomienda, además, la incorporación de la información proveniente desde las estaciones fijas dentro de la modelación integrada de stocks.

Para darle una utilización de la información desde estaciones fijas, se recomienda la búsqueda de patrones en las tallas entre zonas vecinas. Esto debido a que las estaciones fijas contienen mucha variabilidad entre ellas, haciendo poco atractiva su incorporación en la evaluación de stocks. Esta dificultad debería replantear el esfuerzo que se invierte en la generación de estos datos que podrían ser de utilidad mayormente al manejo de la pesquería que a su evaluación.

Con respecto al modelo de evaluación de stocks se recomiendan varios cambios, especialmente referidos a la realización de un análisis de sensibilidad de los parámetros de historia de vida y reclutamiento, como también a la forma funcional que toma la selectividad y posibles cambios en capturabilidad a través de bloques de tiempo. Debido a que el modelo actualmente usado por IFOP (codificado en la plataforma migración hacia la plataforma de “*Stock Synthesis*”). El experto internacional realiza la evaluación de stock ZONA X norte en dicha plataforma (incluyendo análisis de sensibilidad) y pone los códigos a disposición de IFOP. Este código es, además, fácilmente adaptable al resto de las zonas de evaluación.

Referente a los puntos biológicos de referencia, las recomendaciones se centran en la realización de análisis de sensibilidad a varias combinaciones *plausibles* de mortalidad natural, crecimiento, madurez, y selectividad por tamaños. La plausibilidad debería estar basada en los datos dentro de las regiones y la aplicación de juicio experto en las combinaciones. Debido a todos estos aspectos de incertidumbre estructural del modelo, parece prematuro utilizar un marco de referencia basado en puntos biológicos tradiciones. Se propone indagar respecto de proyecciones del stock basadas en diferentes niveles de esfuerzo pesquero, como también indicadores económicos que maximicen las operaciones de pesca (mínima distancia a zonas de pesca) y permitan evaluar el costo/beneficio de opciones de manejo.

Por último, las sugerencias del plan de actividades contienen ocho puntos principales a saber: (1) Evaluar la factibilidad de integrar datos independientes de la pesquería (e.g., estaciones fijas). (2) Consideración de modelos espacio-temporales para estandarización de CPUE. (3) Continuar con estudios biológicos básicos que respalden los procesos a modelar (4) revisión de los datos de entrada al modelo y evaluación de la incertidumbre estructural (5) Evaluar agregaciones alternativas de datos a los polígonos ya existentes (6) Implementación del modelo de evaluación en la plataforma *Stock Synthesis*. (7) Implementar modelos de reducción (depleción) (8) Exploración de objetivos de manejo que consideren interacciones económicas que integren aspectos reproductivos (peso gónadas) y estructurales del stock (composiciones de tamaños).

CONTENIDO

1.- RESUMEN EJECUTIVO.....	2
2.- OBJETIVO GENERAL	6
3.- ANTECEDENTES	7
4.- METODOLOGÍA	13
4.1. FASE REMOTA	14
4.2. FASE VIRTUAL TALLER.....	14
4.2.1. Presentaciones de IFOP	17
4.3. FASE TALLER PRESENCIAL	19
4.4. ASPECTOS DE LA EVALUACION.....	20
5. RESULTADOS.....	22
5.1. Fase Remota.....	22
5.2. Fase Virtual Taller	28
5.3. Resumen Sesión plenaria Fase Virtual Taller	59
5.4. Reporte Evaluación experto internacional.	87
6. TALLER FINAL	107
7. CONSIDERACIONES FINALES.....	115
7.1. Aspectos generales.....	115
7.2. Sugerencias para un plan de actividades	118
7.- BIBLIOGRAFIA	121
8. ANEXOS	122
8.1. ANEXO 1. Reporte primera reunión de coordinación entre el equipo de CAPES-UC y la contraparte técnica de IFOP.	123
8.2. ANEXO 2. Reporte segunda reunión de coordinación entre el equipo de CAPES-UC y la contraparte técnica de IFOP.	128
8.3. ANEXO 3. Reporte Pre-evaluación experto internacional en idioma original (inglés).....	132
8.4. ANEXO 4. Reporte Evaluación PreFinal experto internacional en idioma original (inglés).....	136
8.5. ANEXO 5. Presentaciones realizadas durante el taller final del proyecto.....	154

2.- OBJETIVO GENERAL

Desarrollar una revisión por pares del “Revisión por pares evaluación de stock erizo *Loxechinus albus* en las regiones de Los Lagos y Aysén. Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas bajo Planes de Manejo” año 2019, que contemple aspectos de diseño, implementación, y análisis orientados al cumplimiento de la asesoría científica con fines de manejo de esta pesquería.

3.- ANTECEDENTES

El equinodermo *Loxechinus albus* (erizo blanco) corresponde a uno de los invertebrados marinos más importantes de nuestro país (Molinet et al. 2016), siendo la especie principal de equinodermos explotada a nivel mundial junto con *Strongylocentrotus* spp. (FAO, 2020). A nivel nacional el erizo se encuentra distribuido a lo largo de toda nuestra costa desde Arica a Magallanes principalmente en el intermareal rocoso donde se alimenta principalmente de algas del sustrato.

La pesquería de erizo (*Loxechinus albus*) corresponde a una de las más importantes a nivel nacional para los pescadores artesanales respecto de recursos bentónicos (Molinet et al. 2016), con desembarques que comienzan sus registros desde mediados de la década del 40 y que promedian las 33 mil toneladas (t) anuales en la última década (**Figura 1**). Siendo las regiones de Los Lagos a Magallanes las que concentran los mayores desembarques a nivel nacional. Desde el punto de vista del desembarque se puede observar una tendencia creciente en el desembarque hasta el año 2002 donde se alcanza el peak de desembarque con cerca de 60 mil t, para luego comenzar a disminuir paulatinamente hasta el año 2010 llegando a 40 mil t. y, mantenerse la última década en torno a las 33 mil t (**Figura 1**).

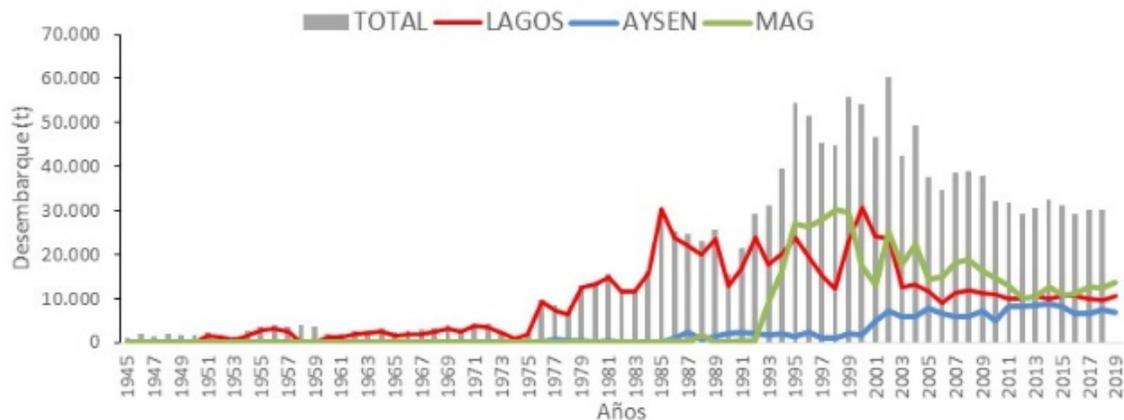


Figura 1. Desembarques anuales (t) de erizo (TOTAL) y en las regiones de Los Lagos (LAGOS), Aysén (AYSEN) y Magallanes (MAG). Periodo 1945 -2019. (Fuente: Sernapesca). (Extraído de Barahona et al. 2020)

Desde el punto de vista de la estructura de tamaños de las capturas en las regiones más importantes de la pesquería se observa para cada región una distribución unimodal de los ejemplares capturados con

una moda general entre los 67 y 75 mm de diámetro de testa, siendo la región de Aysén donde se capturan en mayor proporción ejemplares de menor tamaño y la región de Magallanes donde se desembarcan aquellos ejemplares con mayor tamaño (**Figura 2**).

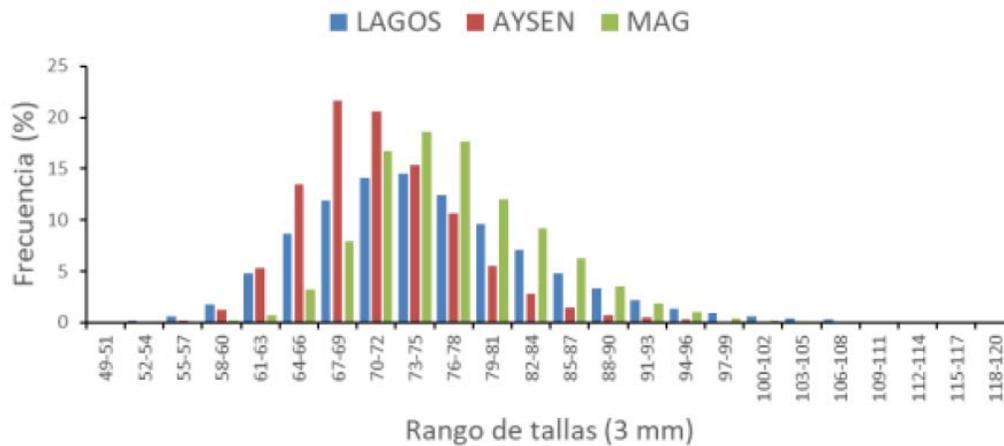


Figura 2. Estructura de talla de los desembarques de erizo. Regiones de Los Lagos a Magallanes. Año 2019. (Fuente: Programa Seguimiento Bentónico. IFOP) (Extraído de SUBPESCA, 2020)

Desde el punto de las medidas de administración para esta pesquería en la **Figura 3** se puede observar el resumen de las diferentes medidas de administración aplicadas por parte de la autoridad pesquera, destacando que la pesquería en Chile está declarada en plena explotación y que su acceso se encuentra suspendido hasta el año 2025 entre las regiones de Valparaíso, Maule, Los Lagos y Aysén. Las vedas biológicas implementadas, desde la región de Arica y Parinacota hasta la región de Aysén entre el 15 de octubre y 15 de enero; entre el 16 enero y el 01 de marzo para las regiones de Los Lagos y Aysén; entre el 15 de agosto y 15 de marzo desde el límite sur de la región de Aysén hasta la región de Magallanes y desde el 01 de septiembre y el 15 de marzo para la región de Magallanes. La talla mínima legal se encuentra establecida en los 7 cm de diámetro de testa (DT) sin púas a nivel nacional y en algunos casos para las regiones de Los Lagos, Aysén y Magallanes de 6,5 cm de DT sin púas (**Figura 3**)

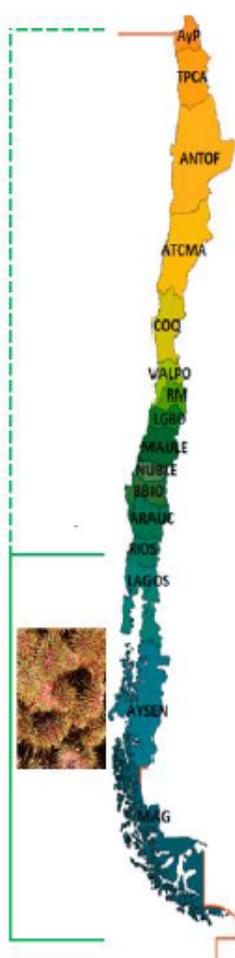
Las cuotas de captura inicialmente fueron estimadas considerando las capturas históricas desde los desembarques hasta 1999, con un rango entre las 20.000 a 25.000 t, y promedio en 22.500 t (Barahona et al. 2020). En la actualidad la cuota para el año 2019 fue de 15.500 t para las regiones de Los Lagos y Aysén sumado a una cuota estival de 300.000 unidades en los Lagos y 30.000 en Aysén (**Figura 3**).

Con la última modificación a la Ley General de Pesca y Acuicultura del año 2013, se institucionalizan los Comités Científicos Técnicos por pesquería, creándose el Comité Científico Técnico de Recursos Bentónicos (CCTB), que comienza sus labores oficiales a partir de noviembre de 2013 y donde se establece el rango de cuota para el recurso erizo que es recomendada anualmente a la autoridad (**Figura 4**).

Desde el punto de vista del manejo, a partir del año 2005 las regiones de Los Lagos y Aysén se encuentra bajo un Plan de Manejo (**Figura 4**), que incluyó a su respectiva comisión de manejo y grupo técnico asesor, sin embargo, esta comisión de manejo perdió su vigencia el año 2018, por lo cual no ha vuelto a sesionar y se desconoce si en el futuro se volverá a constituir (Barahona et al. 2020).

ERIZO (REGIONES DE LOS LAGOS A MAGALLANES)

Medidas de administración y gestión pesquera



Medida de administración	Propósito	Normativa
Régimen	Libertad de Pesca Plan de Manejo Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos	LGPA Art.50° (Art. 2, N° 59) LGPA Art. 9° bis LGPA Art. 55°A-55°H
Acceso	Suspendida la inscripción en el Registro Pesquero Artesanal e ingreso de nuevas solicitudes hasta 2025 entre las regiones VAPO-MAULE, LAGOS y AYSÉN.	R. Ex. N° 57/2020
Veda biológica	15/oct-15/ene de regiones AyP hasta AYSÉN 16/ene-01/mar en regiones LAGOS y AYSÉN 15/ago-15/mar desde el límite sur de AYSÉN hasta MAG 01/sep-15/mar en MAG	D.S. N° 291/1987 D. Ex. N° 439/2000 D. Ex. N° 275/1999 D. Ex. N° 742/2011
Veda extractiva	11/dic/2017 - 11/dic/2019 en polígono de Bahía Ancud 18/nov/2019-31/may/2020 en polígono en Carelmapu.	D. Ex. N° 768/2017 D. Ex. N° 250/2019
Talla mínima legal	7 cm de diámetro de la testa (DT) sin púas a nivel nacional. 7 cm (DT) sin púas entre 01/ene-28/feb/19 (LAGOS y AYSÉN) 6,5 cm (DT) sin púas en LAGOS (15/Abr-15/oct/19) y AYSÉN (15/mar-15/oct/2019), 15% tolerancia y lím. inf. de 6 cm 7 cm (DT) sin púas, 15% de tolerancia y límite inferior de 6,5 cm en MAG desde el 11/jun/2019	D.S. N° 291/1987 D. Ex. N° 528/2018 R. Ex. N° 910/2019 R. Ex. N° 2158/2019
Cuotas de captura	Suspensión periodo veda: 01/ene al 01/mar/2019 y cuota de captura de 300.000 u. (LAGOS) y 30.000 u. (AYSÉN). Cuota global 2019 de 15.500 t para Los Lagos y Aysén. Distribución de la cuota 2019 en regiones de Los Lagos y zona contigua 11.098,65 t y Región de Aysén 4.316,14 t.	D. Ex. N° 197/2019 D. Ex. N° 42/2019 R. Ex. N° 1098/2019
Método de extracción	Sistema de buceo semi autónomo (hooka)	
Valor de sanción	118 UTM/t	D. Ex. N° 274/2019

Figura 3. Medidas de administración pesquera para erizo (*Loxechinus albus*). (Extraído de SUBPESCA, 2020)

Gestión Pesquera	Propósito	Normativa
Comité Científico Técnico	Nombra miembros de los Comités Científico Técnico Pesqueros contemplados en la Ley General de Pesca y Acuicultura, Recursos Bentónicos.	D. Ex. N° 1035/2013 D.S. N° 143/2015 D.S. N° 113/2017 D. Ex. N° 639/2017 R. Ex. N° 3241/2018 R. Ex. N° 3200/2018 D. Ex. N° 204/2019
Comité de Manejo	Bahía Ancud, Región de Los Lagos. Recursos Bentónicos, Región de Magallanes.	R. Ex. N° 2379/2019 R. Ex. N° 2889/2015 R. Ex. N° 2656/2016 R. Ex. N° 1273/2018
Plan de Manejo	PM Pesquerías Bentónicas Zona Contigua Regiones de Los Lagos y Aysén. Plan de Manejo Bahía Ancud, Región de Los Lagos	R. Ex. N° 540/2005 R. Ex. N° 1184/2017

Figura 4. Medidas de gestión pesquera para erizo (*Loxechinus albus*). (Extraído de SUBPESCA, 2020)

Respecto de las metodológicas para la evaluación indirecta de erizo en Chile, se han utilizado dos aproximaciones. Hasta el año 2018 se usaba un modelo de tipo jerárquico acoplado a un modelo de depleción poblacional (Roa-Ureta et al. 2015). Desde el año 2019, la evaluación de stock es llevada a cabo por IFOP usando un modelo estadístico de captura a la edad. Esta aproximación asume que entre la X y XI regiones existen tres unidades de stock que son independientes y a las cuales se les denomina como: Zona X norte, Zona X sur y Zona XI (Techeira et al., 2019; Barahona et al. 2020). Este modelo integrado de evaluación de stock asume que la dinámica es edades, pero ajusta observaciones en talla proveniente desde las capturas comerciales. Este modelo se ajusta usando datos históricos de desembarques corregidos por efectos de sub-reportes y series de tiempo de tasas de capturas estandarizadas provenientes desde la actividad comercial. Todas estas piezas de información usadas en los modelos de evaluación se encuentran separadas y son independiente para cada uno tres de los stocks asumidos.

Contexto del estudio

Considerando que el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) desarrolla un Programa de Seguimiento de las pesquerías pelágicas centro-sur y que ha debido incorporar estándares internacionales a partir de la nueva Ley de Pesca (2013), hito que ha introducido una serie de requerimientos y cambios en las escalas de análisis y procesos que han debido enfrentar el seguimiento biológico-pesquero de los distintos recursos obtenidos de las actividades pesqueras de la Región de Valparaíso a La Región de Aysén. Por lo anterior, es que IFOP ha identificado la necesidad de realizar una revisión por pares, como un mecanismo amplio, transparente e independiente orientado a dar respuesta a la mejora continua que

viene desarrollando en diversas pesquerías sometidas a las normas de calidad (ISO: 9000). La verificación independiente de los procedimientos y técnicas aplicadas a la interpretación de resultados se considera debe ser un proceso frecuente, que contribuyan a perfeccionar los estudios, evitar errores y garantizar que las decisiones de manejo se tomen en base a la mejor información científica disponible.

En este sentido, IFOP ha impulsado un Programa de Revisiones Expertas a la Asesoría Científica de las Principales Pesquerías Chilenas. Este programa se orienta a la implementación de auditorías científico-técnicas de los estudios de cuantificación y determinación biológico-pesquera de los principales recursos pesqueros que anualmente evalúa el Instituto de Fomento Pesquero. Este programa comenzó con los recursos merluza común y merluza austral (2011), continuando con sardina común y merluza de tres aletas (2013), sardina austral (2014), bacalao de profundidad y camarón nailon (2015), congrio dorado y anchoveta centro-sur (2015) y anchoveta norte (2018). Todas estas revisiones han abordado principalmente las evaluaciones de stock de los recursos indicados y secundariamente los estudios base de toma de información las pesquerías.

Atendiendo las directrices de los programas de revisiones expertas es que IFOP ha considerado pertinente desarrollar una revisión por pares de la evaluación de stock erizo *Loxechinus albus* en las regiones de Los Lagos y Aysén. Esta evaluación de stock se encuentra inmersa en el programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas bajo Planes de Manejo orientada a la construcción de indicadores biológicos-pesqueros que garanticen transparencia e independencia y una revisión por pares del programa estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos bentónicos nacionales.

El propósito que se persigue con estas revisiones de pares con la participación activa de expertos, altamente calificados y de renombre en la comunidad científica internacional, es elevar la calidad y confiabilidad de la asesoría científica para la explotación y manejo de las principales pesquerías nacionales. Esto con el fin de contribuir al establecimiento de los estándares científicos y técnicos más apropiados para la determinación del estatus de los principales recursos pesqueros de nuestro país. Lo anterior, con el propósito que tanto la Autoridad Pesquera Nacional como los diversos agentes involucrados en la pesquería y, en general, la opinión pública nacional esté informada sobre la pertinencia, verosimilitud, confiabilidad e incertidumbre involucradas en los estudios y las evaluaciones que forman parte del Proceso de Asesoría Científica que anualmente conduce la Subsecretaría de Pesca y de Acuicultura.

4.- METODOLOGÍA

El marco de trabajo para la revisión por pares del Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas bajo Planes de Manejo para la evaluación de stock de erizo *Loxechinus albus* en las regiones de Los Lagos y Aysén año 2019, se compuso de dos fases generales:

- (1) La primera Fase, **Fase Remota**, la cual correspondió al trabajo a distancia que el experto internacional realizó, el cual le permitió adquirir un conocimiento suficiente de las actividades, objetivos y resultados del Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas bajo Planes de Manejo, en el caso particular de erizo en las regiones de Los Lagos y Aysén. La coordinación de esta fase remota estuvo a cargo del jefe de proyecto, y consistió en la ejecución de reuniones bilaterales entre investigadores de IFOP, el equipo técnico del proyecto en algunos casos y el consultor externo, con la finalidad de revisar y precisar detalles que faciliten el proceso de revisión por pares, respondiendo preguntas y aclarando dudas que pudieran surgir respecto de la primera aproximación a los informes y datos requeridos al Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).
- (2) La segunda fase, **Fase Taller**, contemplaba un tiempo de asesoría presencial en Chile, donde el experto contratado Dr. James Ianelli (NOAA, USA), participaría en un taller metodológico de revisión para el programa de seguimiento de erizo. Sin embargo, a raíz de la pandemia de COVID-19 desatada a nivel mundial, dicha fase tuvo que ser pospuesta a la espera que mejoren las condiciones de cierre de fronteras y cuarentenas en nuestro país.
- (3) En el intertanto, se consensuó con IFOP reemplazar dicha fase Taller presencial por una **Fase Virtual** intermedia del Taller Técnico del Proyecto, donde se cargaron en la plataforma Teams de Microsoft las presentaciones y documentos de IFOP, junto a la preevaluación del experto internacional, para ser revisadas por todas las personas que fueron invitadas a participar de la presente revisión por pares. Para concluir con una sesión ampliada de discusión con el experto internacional y diferentes actores de la pesquería que fueron invitados.

Por último, se llevó a cabo un **Taller Final** en forma remota y mediante la aplicación Zoom®, en el cual se discutieron aspectos generales y se propone un plan de acción para llevar a cabo las surgencias emanadas de esta revisión.

(4)

4.1. FASE REMOTA

Todos los aspectos técnicos referentes a informes, datos, y análisis fueron proporcionados al equipo de trabajo del proyecto por el personal del Instituto de Fomento Pesquero. Esto, con la finalidad que el experto pueda adquirir un conocimiento acabado del diseño, implementación y proceso del programa de seguimiento de las pesquerías bentónicas, como también de los modelos y códigos de evaluación de stock de erizo. En la citada revisión por pares el periodo a evaluar comprende a la evaluación de stock 2019.

4.2. FASE VIRTUAL TALLER

Durante esta fase, la participación del experto internacional **Dr. James Ianelli** evaluador de stock senior del NOAA Fisheries Alaska Fishery Science Center (USA), profesional de vasta experiencia en el estudio de la dinámica de recursos marinos, se concretó por medio de la asesoría en una sesión ampliada de taller técnico-metodológicos de revisión de la evaluación de stock de erizo *Loxechinus albus* en las regiones de Los Lagos y Aysén.

Dicha fase virtual estuvo compuesta de 2 etapas, la primera fue administrada e implementada a través de la aplicación Microsoft Teams®, donde los participantes de la revisión pudieron revisar, descargar y comentar las presentaciones pre-grabadas preparadas por los investigadores de IFOP alojadas en la aplicación (seguimiento de la pesquería, gestión de muestreo y modelamiento). Para lo anterior, se creó un Equipo de Trabajo en la aplicación y se les envió vía correo electrónico a todos los participantes una invitación con el enlace de conexión <https://teams.microsoft.com/join/v7ytpo39xzfs>, donde podían acceder a través de cualquier buscador-web sin necesidad de descargar la aplicación o alternativamente descargar la aplicación a su computador (**Figura 5**). La segunda etapa consistió en un taller virtual de 2 jornadas de 2 horas cada una a través de la aplicación Zoom®. Dicho Taller Virtual fue desarrollado los días 09 y 10 de julio pasado, basado principalmente en las presentaciones de IFOP, sobre tópicos específicos identificados en la Fase Remota y las observaciones y/o comentarios realizados a las presentaciones de IFOP que se hicieron durante el periodo previo del taller virtual, donde participaron diferentes actores invitados de SUBPESCA, Universidades, IFOP y otros expertos nacionales e internacionales.

Los resultados tanto para la etapa de fase remota como Taller Virtual son informados en extenso en la **Sección 5.**, con la evaluación del experto internacional, el resumen de las personas participantes en el

taller, las intervenciones que se generaron durante el desarrollo del mismo y una presentación de síntesis del taller completo.



Valparaíso, 17 de junio de 2020.

*El Centro de Ecología Aplicada y Sustentabilidad (CAPES-UC) en conjunto con Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), y en el marco del Proyecto “Revisión por pares evaluación de stock erizo *Loxechinus albus* en las regiones de los Lagos y Aysén. Programa de seguimiento de las pesquerías bentónicas bajo Planes de Manejo”, tienen el agrado de invitarle a participar virtualmente del proceso de revisión. Este se realizará utilizando la aplicación Microsoft Teams (<https://teams.microsoft.com/join/v7ytpo39xzf5>), donde podrá participar de las etapas contempladas en la ejecución del Proyecto.*

Esperando contar con su valiosa participación, le saluda muy cordialmente,

*Rodrigo Wiff O.
Jefe de Proyecto*

*Confirmar al +56 9 52216603;
mail: capespesquero@bio.puc.cl; eaquilar.wiff@gmail.com*

Figura 5. Invitación enviada a los diferentes actores que fueron considerados para participar de la revisión por pares de erizo.

Una vez agregados al equipo de trabajo Microsoft Teams, los participantes pudieron navegar por el material previamente alojado en la aplicación (documentos, presentaciones, etc.) y se proporcionó el espacio para consultas, comentarios y/o aportes que pudieran parecer una colaboración para mejorar la presente revisión por pares.

A continuación, se resume brevemente la forma en que se estructuró el grupo de trabajo en Microsoft Teams y la forma en que se trabajó para cada una de las presentaciones y/o documentos.

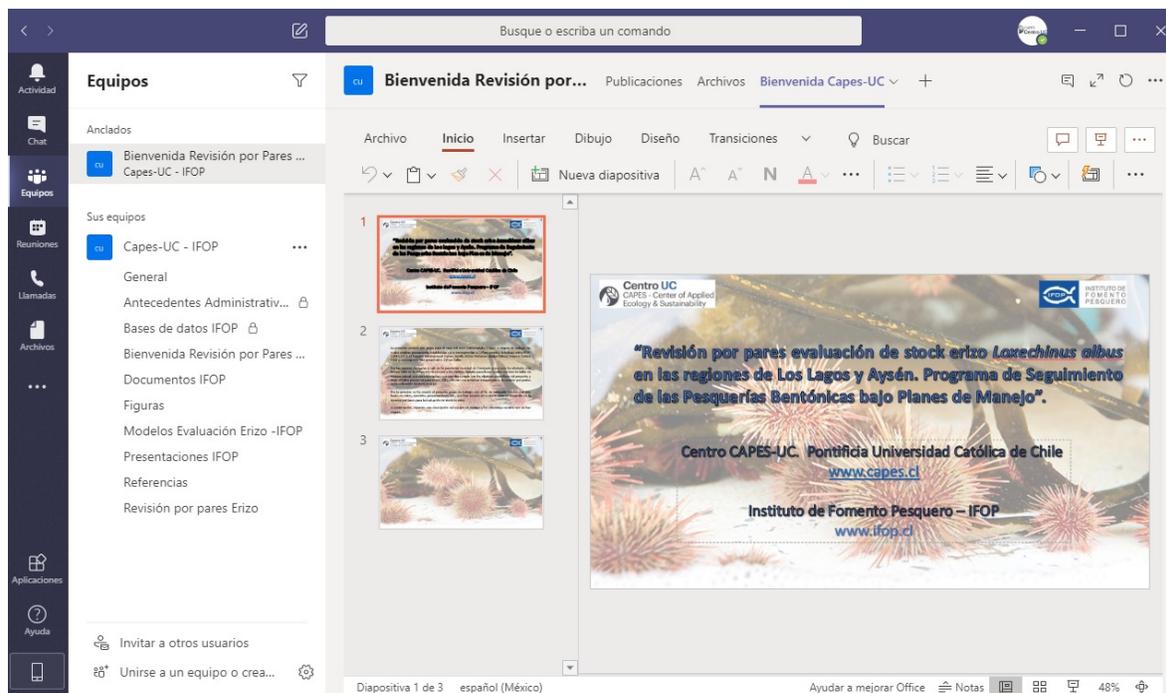


Figura 6. Imagen de la aplicación Teams de Microsoft donde se cargaron los diferentes documentos utilizados para la revisión por pares de erizo.

En la página de inicio de Microsoft Teams se generó el equipo de trabajo “Capes-UC - IFOP”, donde se crearon diferentes “canales” con la información disponible para la presente revisión por pares (**Figura 6**). En dicho equipo de trabajo se generaron los canales:

- 1) Bienvenida Revisión por pares Capes-UC – IFOP.
- 2) General
- 3) Bases de datos IFOP
- 4) Documentos IFOP
- 5) Figuras
- 6) Modelos Evaluación – Erizo
- 7) Presentaciones IFOP
- 8) Referencias

Al elegir un canal en particular se desplegaba la información disponible en dicho canal (**Figura 7**), como un menú horizontal en la parte superior derecha, donde se podía observar (de izquierda a derecha) el nombre del canal (e.g. Presentaciones IFOP, ver **Figura 7**) y las diferentes pestañas creadas partiendo siempre por “Publicaciones” y “Archivos”, donde la primera mostraba la actividad de los participantes en el citado canal y la segunda la documentación cargada para ese canal en particular (**Figura 3**). La misma dinámica se repite para cada uno de los canales que fueron creados.

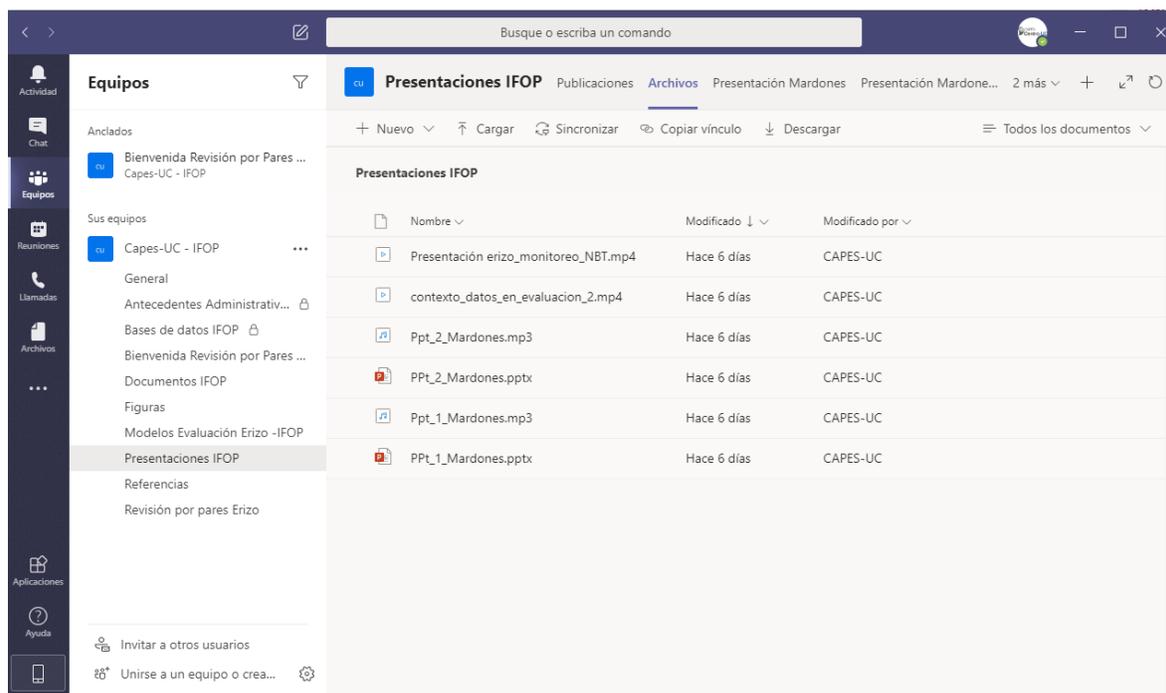


Figura 7. Ejemplo de disposición de los diferentes canales creados en Teams y las pestañas disponibles en cada uno.

4.2.1. Presentaciones de IFOP

Para la presente revisión en esta fase virtual, intermedia entre la fase remota y la fase taller final, se concordó con IFOP cargar las distintas presentaciones que iban a ser realizadas por los investigadores de IFOP en esta aplicación (M. Teams), de forma similar a si se estuvieran exponiendo en un taller presencial, para que luego cada uno de los participantes pudiera revisarlas y hacer consultas o comentarios durante un plazo de 2 semanas dentro de la aplicación. En el caso de las preguntas, estas serían contestadas por el expositor o el experto internacional, dependiendo del contexto de las preguntas. Finalmente, los comentarios y preguntas-respuestas fueron sistematizados e incorporados en el presente informe.

En el canal “Presentaciones IFOP” y la pestaña “Archivos” (**Figura 7**), se encuentran las presentaciones preparadas por los investigadores de IFOP, realizándose 4 presentaciones que correspondieron a:

- a) Proyecto ASIPA: Situación pesquerías bentónicas bajo planes de manejo, 2019. Revisión por pares evaluación recurso erizo regiones de Los Lagos y Aysén: Contexto y consideraciones del empleo de los datos, preparada por Carlos Techeira T.

- b) La pesquería de erizo en Chile y el sistema de recopilación de datos, preparada por Nancy Barahona T.
- c) Modelo conceptual de dinámica poblacional y pesquería del recurso erizo (*Loxechinus albus*) del sur de Chile, preparada por Mauricio Mardones I.
- d) Modelo de evaluación de stock empleado en el recurso erizo (*Loxechinus albus*) del sur de Chile, preparada por Mauricio Mardones I.

Para cada una de las presentaciones antes señaladas, en el mismo canal “Presentaciones IFOP”, se creó en el menú superior de la derecha una pestaña para cada una de las presentaciones (PPT M. Mardones 1, PPT M. Mardones 2, PPT N. Barahona y PPT C. Techeira), donde se cargó una imagen de cada una de las diapositivas incluidas en la presentación respectiva (Ver **Figura 8**).

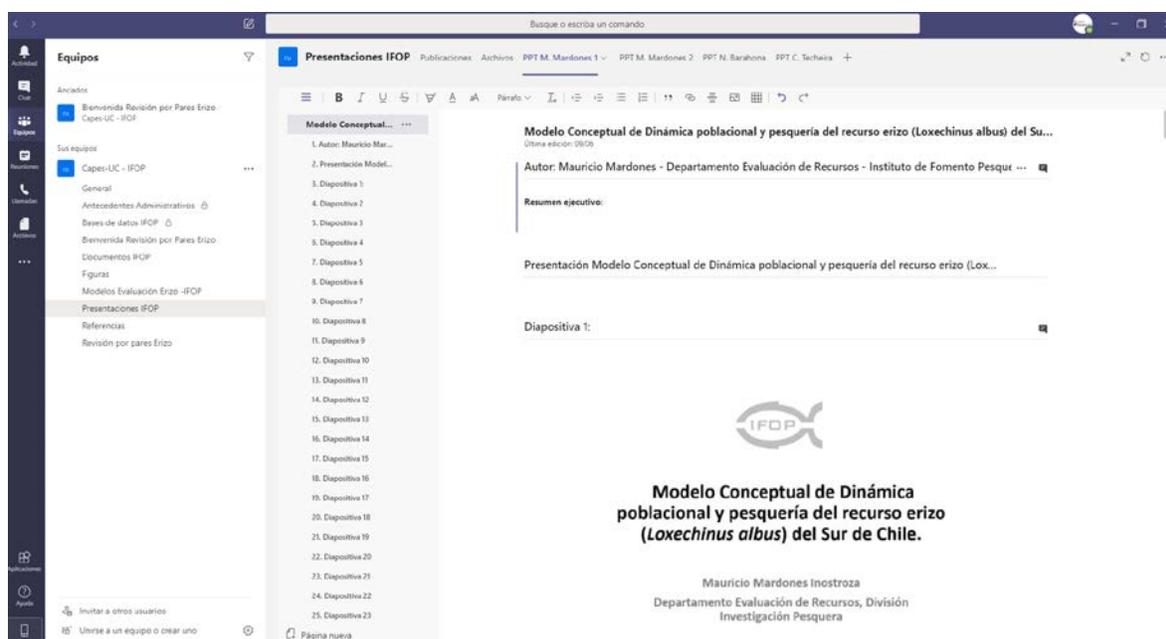


Figura 8. Ejemplo de las pestañas creadas para cada presentación realizada por IFOP cargada en la aplicación, mostrando la imagen de una lámina (diapositiva) particular de esa presentación.

A la derecha de la imagen de cada diapositiva aparecía un icono de comentario el cual al ser presionado despliega una ventana de “Conversación” para esa diapositiva en particular (**Figura 9**), donde se podía hacer consultas, comentarios y/o aportes que mejoren o aclaren lo presentado por el expositor, para esa diapositiva en particular (Ver **Figura 9**).

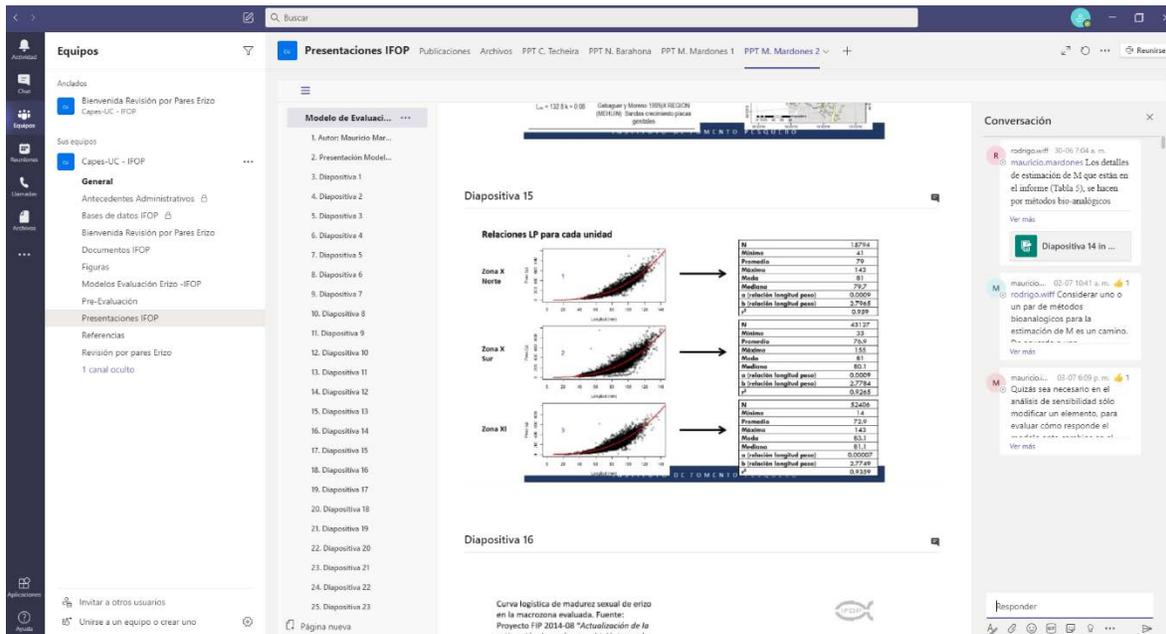


Figura 9. Ejemplo de diapositiva con comentarios, preguntas y/o respuestas recibidas para una presentación particular.

4.3. FASE TALLER PRESENCIAL

La fase presencial del taller programada inicialmente para la semana del 01 al 05 de junio de 2020, tuvo que ser postergada a raíz de la pandemia de COVID-19 a nivel mundial que mantuvo fronteras cerradas, aeropuertos y líneas aéreas paralizadas, hoteles sin reservas, etc., lo que no permitía por razones de seguridad realizar por el momento dicha actividad comprometida. Lo anterior, fue discutido por parte del equipo de CAPES-UC con la contraparte técnica de IFOP en la búsqueda de alternativas que permitieran dar cumplimiento de la mejor forma de la actividad y no afectar los resultados esperados del proyecto.

Luego de 2 reuniones virtuales se consensuó con IFOP que se podría desarrollar una primera fase del taller de erizo, todo virtual que cumpla con los objetivos del proyecto y dejar un ítem final como un taller presencial e integrador de la revisión que incluya al experto internacional y el resto del equipo de trabajo para para enero 2021. En este contexto, se plantea desde IFOP la alternativa de dejar esta actividad presencial como cierre de proyecto para enero de 2021, con ciertas reitemizaciones de dinero que permitieran desarrollarla. A su vez, se plantea por parte de IFOP que, como parte del presupuesto del Depto. De Evaluación de Recursos de IFOP, existe un financiamiento para desarrollar investigación en Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) para peces, crustáceos y recursos bentónicos, por lo que

podría desarrollarse una asociación virtuosa de aprovechar la venida del experto internacional y sumarlo a lo que se pretende realizar en EMM (Ver Anexos 1 y 2).

4.4. ASPECTOS DE LA EVALUACION

Como una forma de precisar el trabajo de revisión de la evaluación de stock, en reuniones bilaterales entre CAPES-UC e IFOP se sugiere la creación de un término técnico de referencia (TTR) respecto a tópicos o consultas específicas que los mismos investigadores de IFOP tienen respecto de la evaluación de stock de este recurso. Este TTR forma una guía para el experto internacional donde debe refinar y aumentar el detalle de la revisión. El TTR abarca 5 tópicos generales:

1. **Unidades de stocks.** La pesquería de erizo entre la X y XI regiones actualmente se encuentra separada en 3 unidades de stocks conocidas como Zona X norte, Zona X sur y Zona XI, las cuales están delimitadas por polígonos con predominancia latitudinal. Las zonas y agrupación de datos contenidos en los polígonos se basan en criterio experto y similitudes observadas en la pesquería, composición de especies y características biológicas. Cada una de estas zonas es tratada como un stock independiente y sin ningún tipo de conectividad entre ellos. De acuerdo a los TTR, los principales puntos a revisar en esta sección son referentes a la estructura espacial actualmente usada.
2. **Parámetros de historia de vida.** Como sucede en la mayoría de los invertebrados, la estimación de parámetros de historia de vida es compleja debido principalmente a los problemas de asignación de edades, escalas de madurez regularmente no validadas y estimaciones de mortalidad natural potencialmente con altos niveles de sesgo y error. En términos de parámetros de historia de vida, los TTR indica que los principales puntos a revisar serían la consistencia de las estimaciones de parámetros entre zonas de evaluación.
3. **Índices de abundancia y estructuras de tallas.** El actual modelo utilizado por IFOP usa un índice de abundancia derivado desde series de CPUE comercial estandarizadas. Por otra parte, también se cuenta con información independiente desde estaciones fijas de muestreo, aunque ésta aún no está incluida en el modelo de evaluación. Además, el monitoreo de la pesquería deriva importantes esfuerzos en el registro de datos de longitud y peso en cada una de las zonas de evaluación. Los principales aspectos que indican el TTR, se refieren a la metodología para la estandarización de CPUE y cómo es posible lidiar con aspectos como la probable hiperestabilidad presente en la serie de tiempo. Respecto de las estaciones fijas el principal punto dice relación respecto si esta información debiese ser incluida o no en la evaluación de stock. Respecto de las

estructuras de tallas, el TTR pone énfasis en la representatividad de las muestras para cada una de las zonas.

4. **Evaluación de stock.** El modelo actualmente usado por IFOP corresponde a uno del tipo estadístico de captura a la edad pero que ajusta observaciones de tallas. Los principales aspectos de revisión del modelo dicen relación con la forma funcional y parámetro de steepness presentes en la relación stock recluta, forma de funcional que toman las selectividades. El TTR se centra en aspectos de la adecuación y aplicabilidad de este tipo de modelo en una especie de invertebrado como erizo.

5. **Puntos Biológicos de Referencia (PRB).** Actualmente se utilizan PBRs genéricos derivados del rendimiento por recluta. La consulta específica respecto del TTR dice relación con si este tipo de modelos, que es ampliamente utilizado en peces y crustáceos, se podría aplicar para definir estatus en pesquerías del tipo de erizo.

5. RESULTADOS

5.1. Fase Remota

Se entregan los principales aspectos analizados por el experto durante la fase remota del proyecto, los que son condensados en la siguiente evaluación preliminar:



Proyecto	“Revisión por pares evaluación de stock erizo <i>Loxechinus albus</i> en las regiones de Los Lagos y Aysén. Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas bajo Planes de Manejo”.
Requirente	Instituto de Fomento Pesquero (IFOP)
Actividad	Pre-evaluación Experto Internacional
Experto (a) Revisor	Dr. James Ianelli NOAA Fisheries Alaska Fishery Science Center (USA)
Fecha	01 de Julio de 2020

Jefe de Proyecto	Dr. Rodrigo Wiff Onetto CAPES-UC / Pontificia Universidad Católica de Chile Fono: 56-2-23542638 E-mail: capespesquero@bio.puc.cl
------------------	---

Reporte Pre-evaluación

Reporte del Revisor

James Ianelli

Seattle, Washington, USA

(traducido al español por R. Wiff)

1. Introducción

El día 5 de junio de 2020 un número de documentos y presentaciones estuvieron disponibles para comenzar el proceso de revisión. Anteriormente a esta fecha, los archivos referentes a la evaluación de stock de las zonas principales también fueron puestos a disposición por parte de la contraparte del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP). Un sistema de plataforma para interacción fue también creado en Microsoft Teams, para facilitar el intercambio de reportes, presentaciones y discusión. Además, Mauricio Mardones y Carlos Techeira (IFOP) generaron una pequeña guía de Elementos a considerar en la revisión del proceso de evaluación por pares del recurso erizo (*Loxechinus albus*) sobre la cual el experto internacional ha desarrollado la presente pre-evaluación.

1.1. Actividades de revisión

Desde los documentos entregados, los siguientes elementos fueron presentados en la plataforma Teams, conteniendo todo el material de revisión.

- Modelo Conceptual de Dinámica poblacional y pesquería del recurso erizo (*Loxechinus albus*) del Sur de Chile. (Mauricio Mardones).
- Modelo de evaluación de stock empleado en el recurso erizo (*Loxechinus albus*) del sur de Chile (Mauricio Mardones).
- Contexto de los datos e información empleados en la evaluación de stock del recurso erizo (*Loxechinus albus*) (Carlos Techeira).
- Pesquería (historia) del erizo (*Loxechinus albus*) en Chile (Nancy Barahona).

Desde estos documentos, un conjunto de preguntas y consideraciones fueron realizadas.

Después de un análisis a través de los documentos y presentaciones, a continuación, se presentan algunas **consideraciones preliminares** respecto de la evaluación de stock y las aproximaciones usadas para el manejo de este recurso.

2.1 Unidad de stock y su estructuración

- ¿Hace sentido la estructuración espacial?
- ¿Es pertinente seguir con esas unidades o modificarlas? ¿Se debe continuar con la adaptación a la escala del manejo o se puede evaluar el recurso en escalas espaciales independientes (producto de un análisis) y realizar una adaptación a posteriori a la escala espacial en la que ocurre el manejo?

Desde el reporte, las zonas actualmente usadas para la evaluación y la agrupación de datos en polígonos están basadas en juicio experto y similitudes observadas en la pesquería, composición de especies y características biológicas. Una sugerencia aquí, sería revisar la sensibilidad a niveles alternativos de agregación de la data, incluyendo, potencialmente alguna aproximación jerárquica.

2.2. ¿Son consistentes los parámetros de crecimiento e historia de vida en cada zona de evaluación para justificar la evaluación independiente en cada zona?

El modelo de evaluación usa diferentes curvas de crecimiento por zonas, y los archivos que están en la plataforma, muestran que la misma curva de crecimiento fue usada para la zona X (Norte y Sur) mientras que para la Zona XI, esta curva es diferente y muestra un crecimiento más lento. Esto parece apropiado, dado que la zona XI está más al sur y, presumiblemente, tiene condiciones ambientales más frías para el crecimiento. Algo más se podría hacer con la evaluación de la relación longitud (tamaño)-Peso. Las figuras muestran mucha variabilidad dentro de cada “zona”, pero es difícil asignarle alguna causa a esta variabilidad y notar alguna diferencia entre zonas (excepto por los parámetros de la curva, que muestra una variabilidad bastante menor)

2.3. ¿Se justificaría evaluar el desempeño de un modelo alternativo, por ejemplo, basado en tallas y no en edades?

El actual modelo de evaluación de stock usa datos de talla en un modelo estructurado por edades que cubre 12 años. Dado que estos animales son sésiles, y donde el proceso de crecimiento puede ser seguido, uno pudiese asumir que las estimaciones de crecimiento son creíbles y dado que es posible que existan bancos donde el crecimiento puede diferir significativamente, la adopción de un modelo basado puramente en tallas (con matriz de transición de probabilidad para el crecimiento entre periodos) parece ser innecesario y no sería de ayuda dada la variabilidad espacial (y temporal) del crecimiento.

2.4. ¿La estructura de tallas representa bien cada una de las zonas evaluadas? Considerando la magnitud de los desembarques y la representación geográfica de las muestras, es necesario una ponderación de las capturas, ¿ya sea por procedencia de pesca (símil a un “caladero de pesca”) o por zona de evaluación?

Desde una mirada inicial, el muestreo parece ser bastante extensivo y apropiado, pero esto es algo a mirar más de cerca durante la revisión completa. ¿Si fuese posible, podríamos mirar la composición de tallas por año y polígono?

2.5. Respecto al índice de abundancia;

- Es suficiente la información para emplearlo en cada una de las 3 zonas evaluadas. ¿Se debería ponderar CPUE por captura para subsanar una representación sesgada de los muestreos dada la logística de la operación de pesca (las zonas de mayor extracción no son siempre las más muestreadas debido a la operación extractiva en “faenas de pesca”, un tipo de puertos nómades, que dificultan el muestreo)?
- Otra metodología de estandarización (espacio-temporal por ejemplo) (Explorar alternativas).

Las aproximaciones para la estandarización de CPUE deberían (potencialmente) incluir cambios conocidos de selectividad debido a la selección/composición de tamaños debido a factores de mercado. Parece ser que este tipo de recursos se podrían beneficiar sustancialmente de la aplicación de un modelo

espacio-temporal. Posiblemente, también se podría adicionar información espacial de las tallas para dar cuenta de patrones de reclutamiento en el tiempo.

2.6. ¿Qué requisitos o criterios debería satisfacer la red de muestreos poblacionales de erizo (llamados estaciones fijas), que se realiza de forma independiente de la actividad extractiva, para ser considerados como señal de abundancia alternativa o complementaria a la CPUE?

- ¿Es posible incorporar indicadores y tallas de esta red de estaciones fijas en la evaluación?
- ¿Como identificar la “utilidad” de esta nueva información para la evaluación?

Podría ser que la (locación) de las estaciones fijas deberían ser desconocida por los pescadores (para evitar que los estos modifiquen sus prácticas de pesca en estas áreas), y además debiesen tener alguna componente aleatoria. Dado que no entiendo todos los detalles en estos momentos, una estrategia sería tener un (alto) conjunto de localidades identificadas dentro del rango de hábitat de erizos, y luego en un año dado o una estación de muestreo dada, seleccionar aleatoriamente estas localidades para la creación de un índice.

2.7. Recomendar cuál fuente de datos son consideradas adecuada y confiable para la evaluación de stock. Revisión de las hipótesis estructurales que sustentan los modelos conceptuales y numéricos implementados en el marco del programa de evaluación de stock, considerando al menos, de qué manera podría ser incorporada esta información al modelo de evaluación.

- SSR. Evaluar un modelo diferente a Beverton & Holt empleado por defecto por su consideración de precautoria.
- Es plausible incorporar alguna variable ambiental para la evaluación (TSM)

Relativo a la relación stock-recluta, se deberían probar alternativas (perfiles) para el uso del “steepness” fijo, y también probar otras formas funcionales. Sería interesante evaluar anualmente el impacto que tiene la variación de las condiciones ambientales, pero también en los cambios de largo plazo que podrían verse reflejados en cambios en la capacidad de carga.

2.8. Revisión de los procesos en el modelo de evaluación de stock.

- ¿El modelo de dinámica poblacional es correcto?
- ¿El modelo de los procesos es correcto?

No estoy seguro a que le llaman “modelo de los procesos”, pero puede ser que no lo esté traduciendo bien. La conexión entre el crecimiento y la mortalidad natural es particularmente estricta y alguna reflexión acerca de la incertidumbre en estos parámetros sería de beneficio en análisis posteriores. He corrido los modelos para las tres áreas y estoy haciendo unas exámenes para entender mejor como los modelos están trabajando. También, tengo la idea de revisar la aproximación previamente usada (modelo de depleción) con el modelo actual para asegurarme de entender de dónde vienen los cambios observados en los resultados.

2.9. Pronunciamiento respecto a eventuales PBRs para este tipo de recursos. Pronunciarse sobre la pertinencia de los PBRs propuestos.

No soy un experto en biología de erizos, sin embargo, pareciera ser que la aplicación de un proxy para SPR (rendimiento por recluta) usado para peces y crustáceos en otras partes del mundo, podría aplicar en este caso.

2.10. Métodos de estimación de M para erizo o invertebrados bentónicos en general: ¿Es recomendable usar una batería de alternativas de estimación o emplear métodos específicos para pesquerías bentónicas?

Para algunos organismos bentónicos (e.g ostras) se han desarrollado modelos extensivos para seguir la mortalidad natural y los cambios del reclutamiento en el tiempo y dentro de áreas específicas.

2.11. ¿Es necesario considerar en el análisis procedencias de pesca que desaparecieron de los muestreos por cese de la operación extractiva o que aparecieron en años recientes en las series temporales de datos empleadas en la evaluación? Lo anterior en contraste a la alternativa de agrupación de procedencias de operación continua.

Si esto es relativo mayoritariamente a la data histórica y su contexto, pareciera ser que la ganancia podría ser pequeña.

2.12. En la evaluación de la Zona X Norte, los datos intra - anuales de extracción de cuotas excepcionales (de verano) durante periodos de veda, de bajos volúmenes, tienen una selectividad distinta a la de la temporada extractiva normal, debido a mercados de destino distintos: ¿Deben ser considerados en la evaluación del stock?

La primera respuesta sería, si, por supuesto. El stock desovante se ve afectado por cambios en selectividad.

5.2. Fase Virtual Taller

Como se mencionó anteriormente dicho Taller Virtual surge como una instancia intermedia entre la Fase Remota y el Taller Presencial, debido a la pandemia de COVID-19 que afecta al mundo. Dicha Fase Taller Virtual fue desarrollado entre los días 09 y 10 de julio del presente a través de la aplicación Zoom, para lo cual se invitó a diferentes actores ligados a la pesquería de erizo del país (**Figura 5**).

Durante el desarrollo de la presente fase virtual del Taller se contó con la participación de los actores involucrados en el Programa de seguimiento de las pesquerías bentónicas bajo planes de manejo del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), personal de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA) que trabaja con pesquerías bentónicas y científicos del área invitados, tanto nacionales como internacionales (**Ver Sección 5.3.1.**). Este taller se basó principalmente en las presentaciones de los investigadores de IFOP (seguimiento de la pesquería, gestión de muestreo y modelamiento) y sobre los tópicos específicos identificados en la Fase Remota. Todas las presentaciones son entregadas en un Anexo Digital Adjunto al presente Informe Pre-Final.

A continuación, se entregan para cada una de las presentaciones realizadas los comentarios y/o las preguntas y respuestas que fueron ingresadas por los diferentes participantes de la revisión por pares de erizo a la aplicación Teams.

Revisión por pares evaluación recurso erizo regiones de los Lagos y Aysén: Contexto y consideraciones del empleo de los datos

Carlos Techeira T. - Departamento Evaluación de Recursos - Instituto de Fomento Pesquero (IFOP)

Resumen ejecutivo:

La evaluación de stock de erizo para la zona de aguas interiores de las Regiones de Los Lagos y Aysén, se inicia en el año 2014, siendo el primer recurso bentónico, que en la asesoría de IFOP a los Planes de Manejo Bentónicos, da inicio a la implementación sistemática al uso de estos modelos de evaluación de stock.

Para el caso del recurso erizo, se implementó un modelo donde la dinámica es estructurada en edades, en tres escalas espaciales, concordantes con las escalas en las cuales se asignaban cuotas de captura en el contexto de la administración del Plan de Manejo de esa pesquería.

La implementación del modelo requirió la aplicación de criterios y asumir supuestos que son la base estructural del modelo aplicado, que están relacionados a su vez con el uso de la información disponible, tanto en datos de monitoreo como en parámetros del ciclo de vida. Estas consideraciones requieren atención, ya que revisiones posteriores pueden generar cambios sustantivos en un proceso de asesoría continua.

Así, en el ámbito del proceso de levantamiento de datos del monitoreo de la pesquería, que opera con la logística de “faenas de pesca”, genera sesgos espaciales en el registro de las estructuras de tallas y del esfuerzo, asociados a las dificultades del muestreo *in situ*. Las implicancias de lo anterior se asocian al empleo de la CPUE y escala de empleo de la CPUE. Subyacente a lo anterior, está la dinámica espacial intra anual del esfuerzo.

La reconocida variabilidad local del crecimiento en recursos bentónicos, debería ocurrir en las escalas geográficas en que ocurre la pesquería y la consecuente evaluación, plantea la importancia de esta consideración, que fue asumida al principio del proceso de evaluación a través del mejor ajuste de los datos a escenario alternativos a los de parámetros conocidos, en las escalas geográficas de la evaluación, que corresponden a parámetros de la zona de Mehuín, al norte de la ocurrencia de la pesquería.

Como consecuencia del particular tipo de manejo de esta pesquería, que en el presente año dio por terminado el Plan de Manejo, manteniendo la asignación de cuotas para cada Región, independiente del origen geográfico de las capturas, se consulta por la alternativa de prueba de escalas espaciales distintas, que permitan la independencia del análisis de la asesoría a los cambios de la gestión del manejo.

Preguntas y respuestas asociadas a la presentación:

Diapositiva 1:

[30-06 1:00 p. m.] rodrigo.wiff a Carlos Techeira:

Muchas gracias Carlos por tu excelente presentación. Abajo solamente tengo un par de dudas pequeñas

[Diapositiva 1 in Revisión por pares evaluación recurso erizo regiones de los Lagos y Aysen: Contexto y consideracione...]

Diapositiva 11:

[30-06 1:01 p. m.] rodrigo.wiff a Carlos Techeira:

Creo que este punto es crucial y como bien señalas, si los pescadores se mueven y la densidad no se redistribuye, la CPUE no es un índice válido de abundancia. En este contexto, han tenido la oportunidad de explorar, por ejemplo, ¿cómo se comporta la CPUE en celdas (espacios de áreas) más o menos acotados? Esto pensando en limitar ese problema de agotamiento de bancos por movimiento de las faenas.

[Diapositiva 11 in Revisión por pares evaluación recurso erizo regiones de los Lagos y Aysen: Contexto y consideracione...]

[30-06 2:54 p. m.] Carlos Techeira a rodrigo.wiff:

Ha habido una observación cualitativa en los polígonos, pero no un análisis mayor. Creo que una alternativa de escala de observación de CPUE podrían ser procedencias de pesca identificadas con operación continua a través de una serie temporal. En caso de colapso de una procedencia esta debería dejar de ser interés de la pesquería y desaparecer de los registros (aquí los "lances" cero no existen).

[30-06 2:59 p. m.] rodrigo.wiff a Carlos Techeira:

Gracias Carlos Techeira, me queda claro. Entonces ¿qué tan fina es la escala espacial a la cual puedes imputar una captura dada? ¿Solo a aquellas áreas grande (3) donde se hace la evaluación?, o con cierta certeza se podrían acotar a un área más específica. Estoy pensando en la idea de poder levantar series de CPUE en polígonos pequeños dentro de cada stock.

[30-06 4:09 p. m.] Carlos Techeira a rodrigo.wiff:

Creo que se puede pensar en escalas espaciales más pequeñas, asociadas a procedencias, en las cuales las capturas sean asignadas desde las zonas indicadas en las visaciones de desembarque del Sernapesca y la CPUE como muestras del monitoreo. Desconozco la complejidad de la reconstrucción histórica de esta serie. Esta escala de observación está supeditado a la información que entreguen los usuarios (pescadores). Ahora bien: ¿se podría pensar en una escala de evaluación para conocer el estado del recurso de mayor tamaño que una escala de observación en la que ocurre el manejo (extracción)?

[01-07 6:44 a. m.] rodrigo.wiff a Carlos Techeira:

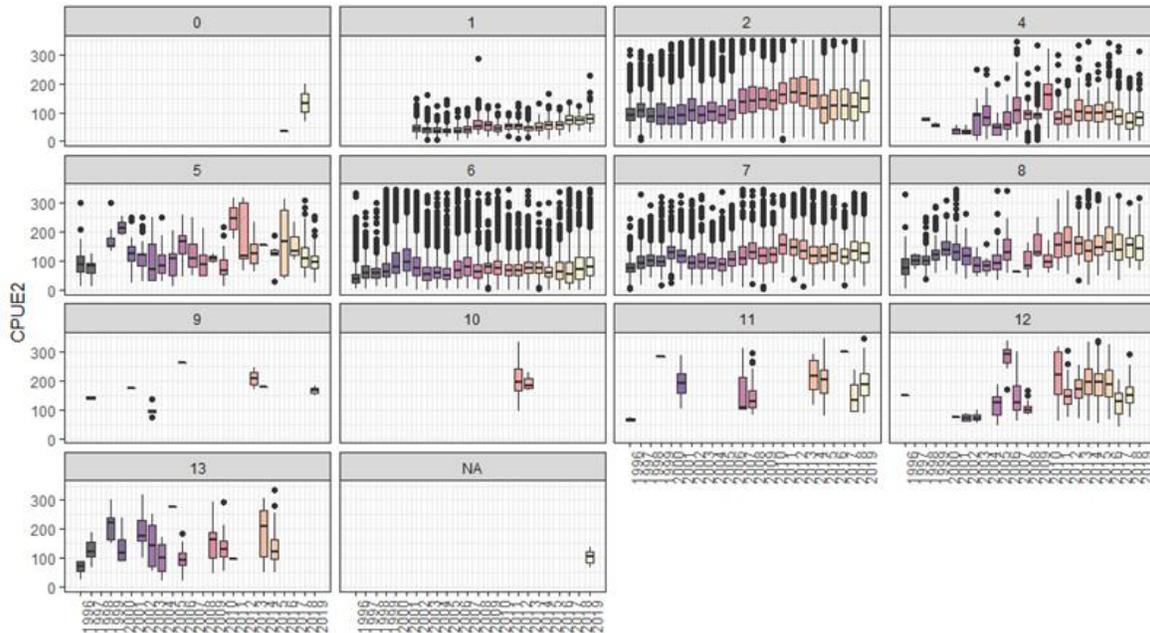
Creo que es importante e interesante esa reflexión. Por lo que dejan ver todas las presentaciones, el arreglo espacial de este tipo de poblaciones como erizo parece ser muy importante. Aunque el área original ha sido dividida en tres macro-zonas (stocks) aun parece ser que existen procesos espaciales de menor escala dentro de cada uno de estos stocks. Esto conlleva a problemas mencionados por ti y Mauricio Mardones respecto de la hiper-estabilidad de la CPUE. Entonces creo que hay que hacerse cargo de la dinámica espacial dentro de cada stock, pero como bien indica Mauricio (Mardones), este es un desafío que no es menor. Como le indicaba a Mauricio en su presentación, uno se podría hacer cargo (en parte) de la dinámica espacial incluyéndola dentro del proceso mismo de estandarización de esfuerzo (a la forma, por ejemplo, de un modelo espacio-temporal). Pero esto dependerá de la escala en la cual podemos re-agrupar los datos dentro de cada uno de los stocks (de allí fue la pregunta inicial, de si los datos se podían referir a una escala espacial menor).

Respecto de tu consulta, creo que la definición de stock debiese estar en base a criterios biológico-pesqueros y suficiencia de datos, y la administración (manejo y asignación) debiese luego adaptarse a la escala en la que está la evaluación, y no vice versa.

[Ayer 12:22 a. m.] mauricio.mardones a rodrigo.wiff y Carlos Techeira:

En realidad, el análisis exploratorio cuantitativo se ha hecho preliminarmente. En este sentido, he dispuesto el comportamiento de la variable de interés, en este caso, CPUE de erizo en 2 componentes.

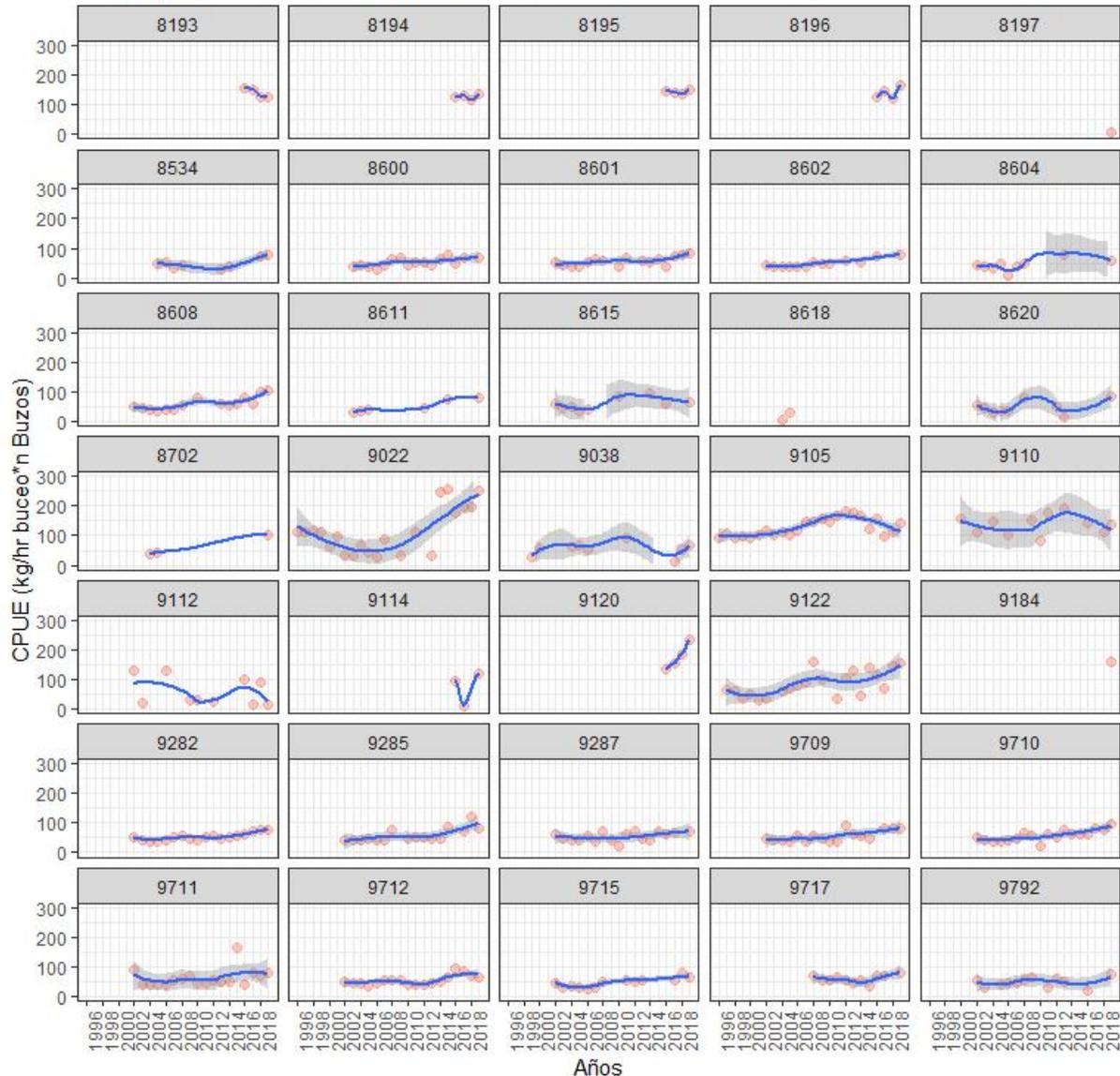
El primero es ver el comportamiento de la CPUE por cada polígono de pesca a través de los años de monitorio como lo ilustra la figura;



En este plot pueden fácilmente identificar la tendencia de la CPUE por polígono, y también cuales polígonos han sido monitoreados a través de todos los años, y cuales polígonos de pesca han tenidos discontinuidad de monitoreo, así como también la cantidad de registros para cada polígono, lo cual da luces de la suficiencia de información al momento de establecer agrupaciones.

Otra forma de ver la CPUE es por procedencias de pesca. En este caso, pongo como ejemplo la Macrozona X Norte, con 35 procedencias de pesca visitadas por la actividad, en la cual he aplicado un suavizador para identificar la tendencia, como lo muestra el plot:

CPUE por PROCED Macrozona X NORte



Al igual que en el gráfico anterior, se identifican las procedencias que han sido visitadas durante casi toda la serie, y otras que tuvieron extracción en pocos años.

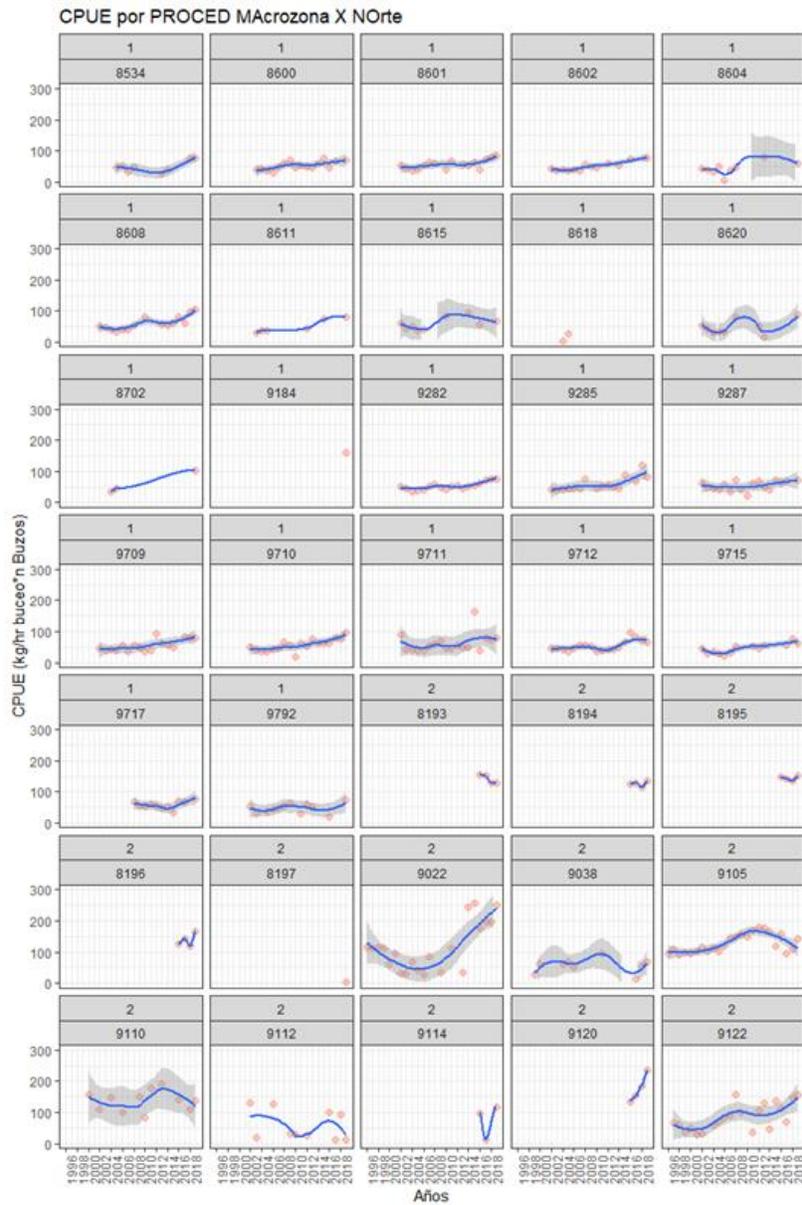
Quizás lo interesante en términos de modelamiento y suficiencia de data sería encontrar un formato de agrupación intermedio, dado las limitaciones que tienen ambas agrupaciones (Polígono y procedencias). Es posible que celdas que agrupen una serie de procedencias, pero de menor tamaño que un polígono permitiría tener más sentido y disponibilidad de datos al momento de usarse un modelo areal, en el caso de una estandarización estado-espacio.

[Ayer 12:23 a. m.] mauricio.mardones:
faltó arrobar. rodrigo.wiff Carlos Techeira

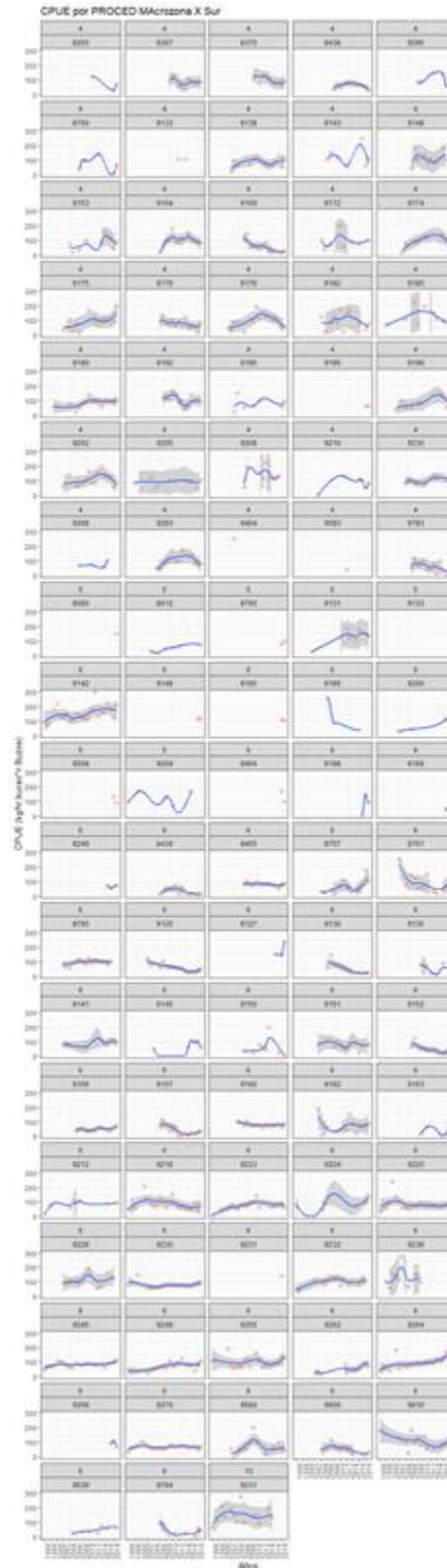
[Ayer 12:03 p. m.] mauricio.mardones a todos:

Acá he consignado la procedencia y su polígono asociado (en el facet) en cada una de las zonas de Evaluación

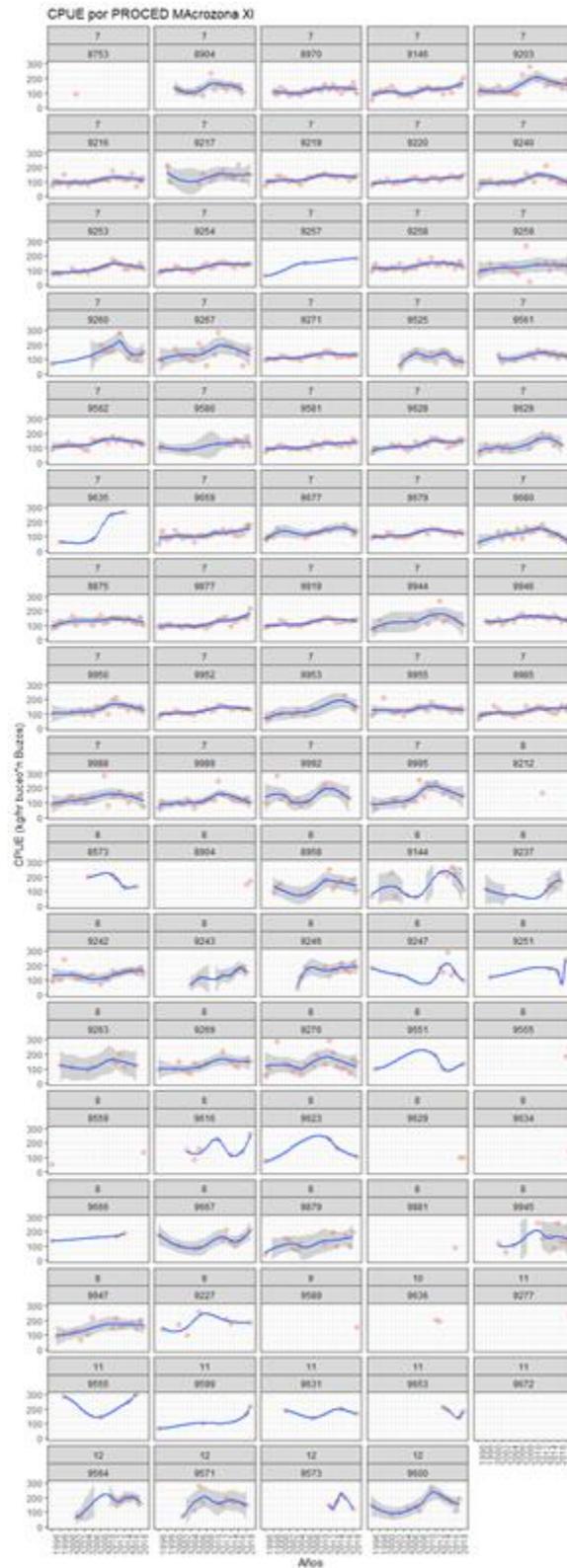
1. Macrozona X Norte (polígonos 1 y 2);



2. Macrozona X Sur (polígonos 3,4,5,6 y 13);

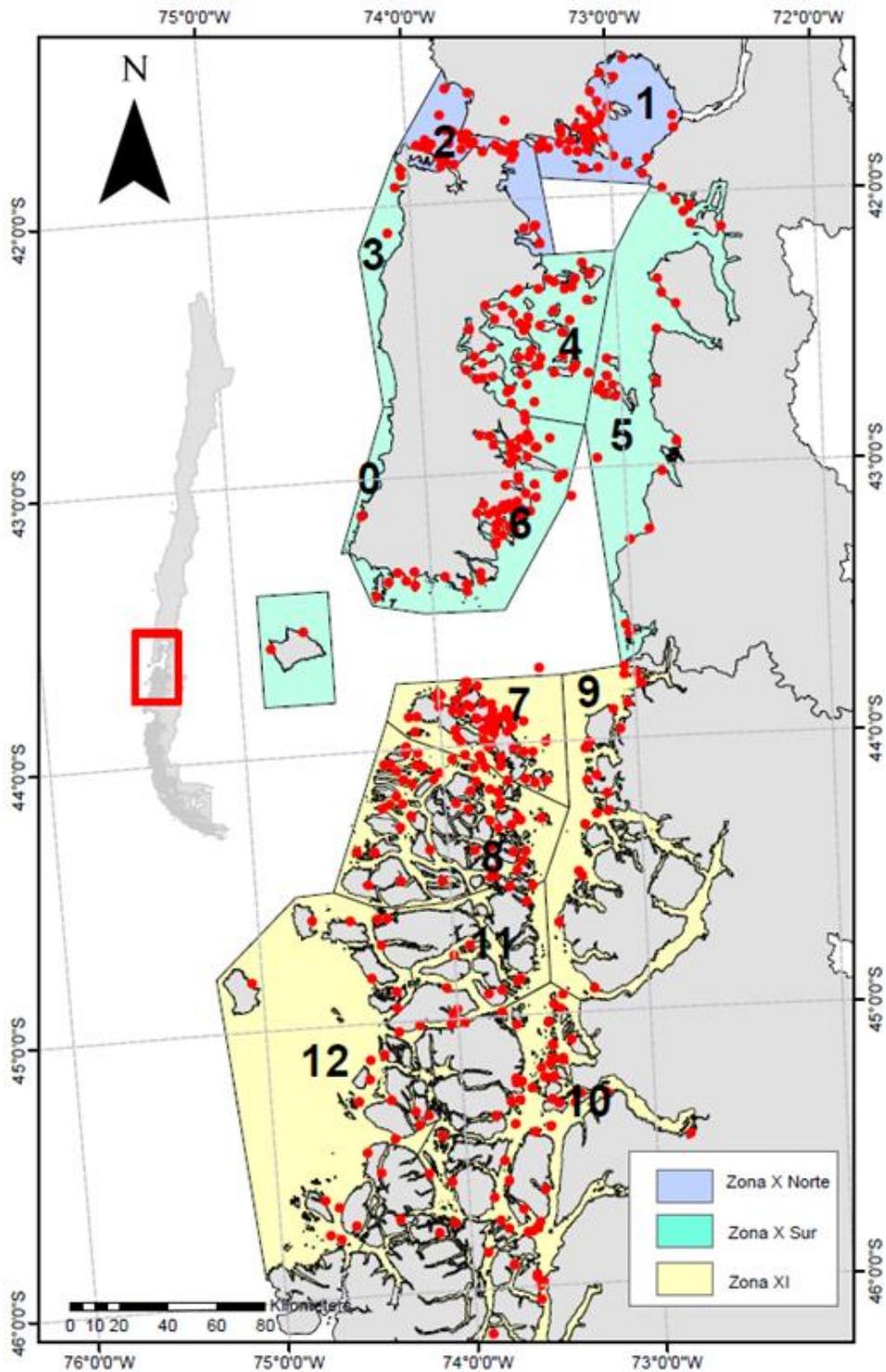


3. Macrozona XI (polígonos 7,8,9,10,11y 12);



[Ayer 12:08 p. m.] mauricio.mardones a todos:

Adjunto el mapa para tener referencia de Macrozonas, polígonos y procedencias



Diapositiva 14:

[30-06 1:02 p. m.] rodrigo.wiff a Carlos Techeira:

¿Se colectan datos en el seguimiento que permitan levantar una ojiva de madurez? ¿Algún indicador, aunque sea macroscópico?

[Diapositiva 14 in Revisión por pares evaluación recurso erizo regiones de los Lagos y Aysen: Contexto y consideracione...]

[30-06 4:17 p. m.] Carlos Techeira a rodrigo.wiff:

No, pero se puede implementar a escala de observación macro, ya que los estados de madurez son evidentes dada la biología del erizo. Como información complementaria, si bien no da información a las tallas, para el IGS una alternativa indirecta es emplear el rendimiento en planta de los erizos, ya que casi todo el animal es gónada y se refleja en los rendimientos del proceso. Se debe considerar que el periodo de veda es extenso y el periodo de mayor madurez para la población queda excluido del periodo de extracción.

[Ayer 10:07 a. m.] nancy.barahona a Carlos Techeira:

Estimado Carlos, no sé si quisiste decir ...queda incluido... dado que el negocio de esta pesquería es extraer ejemplares ojal en su punto más alto de madurez y justo antes del desove para obtener los mayores rendimientos. Hay que considerar que la primera veda es biológica (15 de octubre al 15 de enero) y la segunda se colocó porque las gónadas no permitían tener buenos rendimientos, se podría decir que es con fines de manejo.

[Ayer 10:10 a. m.] nancy.barahona a todos:

En relación a la ojiva de madurez, se disponía solo de una ojiva de BaySmith de los años ochenta y hace un par de años recién se logró disponer de un segundo estudio FIPA que ejecutó Carlos Molinet.

Comentarios generales:

[30-06 4:12 p. m.] Paraya a Carlos Techeira:

En relación a los datos de la pesquería ¿están incluidos las capturas y tallas de autorizadas en periodo estival? de ser así son ponderadas a los desembarques? Si bien los desembarques de verano son marginales, los individuos cosechados son notoriamente más grandes a los extraídos en la temporada.

[30-06 4:28 p. m.] Paraya

Buena presentación deja muy claro las consideraciones.

La pesquería de erizo en Chile y el Sistema de recopilación de datos

Nancy Barahona Toledo - Departamento Evaluación de Recursos - Instituto de Fomento Pesquero (IFOP)

Resumen ejecutivo:

En esta presentación se abarcan los siguientes tópicos: 1) antecedentes pesqueros nacionales; 2) desembarques nacionales de erizo; 3) medidas de regulación; 4) áreas de pesca, participantes y flota en las regiones de Los Lagos y de Aysén; 5) el plan de manejo; 6) indicadores; 7) cuotas de captura; 8) evaluaciones indirectas del stock y 9) el programa de recopilación de datos.

El primer tópico quedó circunscrito a un análisis de las estadísticas nacionales pesqueras en las dos últimas décadas, destacando dos puntos de inflexión en la continua declinación de las pesquerías industriales, en 2008 cuando fueron sobrepasadas por los desembarques artesanales y en 2013 por las cosechas provenientes de la acuicultura. Se entregan antecedentes del desembarque nacional en 2018 para luego dar paso al artesanal, de recursos bentónicos y al interior de este al de erizo.

Se analizan las estadísticas de desembarque de erizo en el ámbito nacional, el aporte de tres zonas que agrupan a un conjunto de regiones, para luego describir la composición de los desembarques desde el año 1945 hasta el 2019.

Se revisan las diversas medidas de regulación que afecta a la pesquería de erizo a nivel nacional para dar paso a diversos indicadores que permiten conocer su real dimensión, tal como: número de buzos, flota, industria, exportaciones y principal línea de elaboración. A su vez, se releva la función de la flota acarreadora, el área de operación, la distribución espacial de las áreas de extracción del recurso. Se concluye que es una pesquería altamente compleja dada la superficie que cubre, número de agentes participantes, áreas de pesca, aporte al desembarque mundial, flota, importancia económica, situación de explotación en zona contigua, entre otros.

Se describe el origen del plan de manejo (PM) en las regiones de Los Lagos y Aysén, y su proceso de creación entre los años 2001 y 2005, como la operación de la pesquería en ese período. Se informa sobre el proceso de decisiones con la participación del grupo técnico asesor (GTA), la Comisión de manejo (COMPEB), la autoridad pesquera, entre otros. En este marco se presentan los indicadores establecidos en el PM, basados en criterios de desempeño de la pesquería, sustentabilidad biológica, económica, social y de gobernabilidad. Se relevan puntos de referencia, cuotas de captura entre los años 2005 al 2019, su distribución por zona, los consumos, entre otros.

En el marco de las evaluaciones indirectas, se señala el inicio y desarrollo de este proceso y se relata el proceso de manejo actual sin COMPEB. Se indica el estado del recurso, la cuota establecida para el 2020 y la situación de las áreas de manejo (AMERB) en la zona en estudio, como su efecto en los desembarques en los últimos años. Se muestran las recomendaciones del Comité Científico Técnico Bentónico para el 2020 en relación a esta pesquería.

En relación al programa de recopilación de datos, se señala que este se enmarca en el proyecto de seguimiento de pesquerías bentónicas conducido por IFOP, por tanto, no posee un estudio específico este recurso. Se describe donde opera la red de monitoreo, su inicio, la cobertura y estrategia de muestreo, los tipos de muestreo, almacenamiento de los datos y variables que se registran como su almacenamiento. Se finaliza con la presentación de la red de estaciones fijas, los puntos que la componen y la ubicación de las AMERB, tallas poblacionales y un cuadro que resume la asesoría científica basada en los datos recopilados por IFOP.

Preguntas y respuestas asociadas a la presentación:

Diapositiva 1:

[30-06 10:27 a. m.] rodrigo.wiff a nancy.barahona:

Muchas gracias por tu presentación muy clara y educativa respecto del monitoreo de la pesquería. Solo tengo un par de consultas más bien menores, más abajo.

[Diapositiva 1 in La pesquería de erizo en Chile y el Sistema de recopilación de datos]

Diapositiva 5:

[30-06 10:29 a. m.] rodrigo.wiff a nancy.barahona:

¿Cuál es la base para el cambio y adopción de la talla mínima legal? Obedece a razones biológicas y/o netamente pesqueras.

[Diapositiva 5 in La pesquería de erizo en Chile y el Sistema de recopilación de datos]

[30-06 10:36 a. m.] nancy.barahona a rodrigo.wiff:

El primer cambio que fue rebajar la talla de 70 mm de diámetro a 60 mm fue netamente por el alto porcentaje de ejemplares bajo la talla que en el año 2004 supero el 70%. En ese momento se señaló que se desarrollarían acciones para ver el efecto y también se avanzaría en el establecimiento de áreas de reserva, lo que nunca ocurrió. Cuesta aceptar este cambio, sin embargo, el contexto de aquella época era muy difícil y se debía conciliar tanto los pescadores, los industriales y además las posturas de estos grupos y de ambas regiones. La propuesta fue que esta medida fuera transitoria, pero duro muchos años. Así que es bueno mirar los datos con ambas tallas, 60 mm y 70 mm. Al menos el indicador establecido en el plan de manejo era el porcentaje bajo 70 mm.

[03-07 5:56 p. m.] mauricio.ibarra a nancy.barahona:

Muy explicativa la presentación.

En este punto, tengo la duda ¿si al establecer la talla mínima de captura se toma como referencia la talla de madurez sexual?

[03-07 5:57 p. m.] mauricio.ibarra a nancy.barahona:

Por otra parte ¿Las vedas biológicas se aplican a la ALA y AMERB en conjunto o sólo a la ALA? Pregunto esto, porque tengo la duda ¿si existe la posibilidad que desde la ALA traspasen erizos a la AMERB?

[Ayer 10:45 a. m.] nancy.barahona a mauricio.ibarra:

Para establecer la talla mínima de captura si se toma de referencia la talla de primera madurez sexual. En el caso del erizo, los 70 mm de diámetro están basados en la ojiva de madurez de Bay-Schmith et al 1981, recuerden que esta rige para todo el país desde el año 1987, excepto en el contexto del plan de manejo de la zona contigua que fue modificada en 2018 y es de 65 mm de diámetro. La talla de primera madurez para ambos sexos se ha estimado en 43 mm de diámetro, mientras que el 100% de las hembras madurarían aproximadamente a los 65 mm. En el proyecto FIPA 2014-08 se ratifica que el promedio la talla de primera madurez L50 se encuentra alrededor de 43 mm como lo había señalado Moreno et al (1996). En base a este último estudio FIPA se modificó la talla a 65 mm de diámetro en el contexto del Plan de Manejo.

[Ayer 10:46 a. m.] nancy.barahona a mauricio.ibarra:

Las vedas biológicas se aplican a ambos regímenes ALA y AMERB.

[Ayer 10:51 a. m.] nancy.barahona mauricio.ibarra:

Lo que ha sucedido en los últimos años es que la cuota de captura es consumida mucho antes que se inicie la veda. Ahora por ejemplo la cuota esta por ser consumida en su totalidad en la Región de Los Lagos. Entonces se ha observado un aumento explosivo de áreas de manejo, las cuales han llegado a extraer poco más del 10% de la cuota global de captura. Según fuentes locales una fracción importante de estas capturas provienen desde ALA sin embargo no lo podemos demostrar.

[Ayer 10:52 a. m.] nancy.barahona mauricio.ibarra:

El erizo extraído desde las AMERB debe respetar la talla mínima legal de 70 mm de diámetro de la testa.

Diapositiva 9:

[03-07 5:58 p. m.] mauricio.ibarra a nancy.barahona:

¿Cuál era el objetivo principal de la comisión de manejo y del grupo técnico? ¿La comisión de manejo es diferente de un comité de manejo verdad?

[Diapositiva 9 en La pesquería de erizo en Chile y el Sistema de recopilación de datos]

[Ayer 5:42 p. m.] nancy.barahona a mauricio.ibarra:

La función de la comisión de manejo quedo definida en el plan de manejo como sigue: La Comisión es una instancia participativa de tipo asesora para la administración de los recursos involucrados, compuesta por funcionarios de las instituciones público pesqueras y delegados de los Gobiernos regionales, y representantes de las organizaciones artesanales y de las agrupaciones de industriales elaboradores. Los acuerdos de manejo adoptados por esta Comisión deben ser elevados a la Subsecretaría de Pesca, la que tendrá la función de sancionarlos, formalizarlos y promulgarlos en las medidas de manejo correspondientes

[Ayer 5:44 p. m.] nancy.barahona a mauricio.ibarra:

La función del grupo técnico quedó establecida en el plan de manejo como sigue: La función principal del GTA será prestar la asesoría científico-técnica requerida por la Comisión, cuyos análisis y recomendaciones deberán ser reportados por escrito a esa Comisión, a la forma de un informe técnico. El GTA será el encargado de proponer el programa de investigación de las pesquerías bajo manejo de la Comisión, analizar y evaluar los antecedentes, estudios o información disponible sobre aspectos biológicos, ecológicos y pesqueros de los recursos.

[Ayer 5:46 p. m.] nancy.barahona a mauricio.ibarra:

Se llamó Comisión de manejo porque estuvo desarrollada en el marco de una mesa público privada. Con la nueva ley se eliminan las mesas público privada y se solicita que se "conviertan" en comités de manejo, restringiendo severamente la participación de diversos actores.

Diapositiva 10:

[03-07 5:59 p. m.] mauricio.ibarra a nancy.barahona:

Se señala que, aunque la comisión de manejo no tenga vigencia, la veda biológica se mantiene (15 oct. - 28 feb). ¿Debería ser hasta el 1 de marzo?

Lo digo porque existen años bisiestos y también porque para Aysén, al inicio se señala esa fecha (1 de marzo) como límite superior de la veda.

[Diapositiva 10 en La pesquería de erizo en Chile y el Sistema de recopilación de datos]

Diapositiva 13:

[03-07 6:01 p. m.] mauricio.ibarra a nancy.barahona:

Se señala que no todos los desembarques tienen registro de procedencia ¿Qué porcentaje del total de desembarques si tiene registro? Si es bajo ¿Existirá alguna forma de aproximar su procedencia?

[Diapositiva 13 en La pesquería de erizo en Chile y el Sistema de recopilación de datos]

Diapositiva 14:

[30-06 10:53 a. m.] rodrigo.wiff a nancy.barahona:

Desde la evaluación de stock se aprecia que la serie histórica de captura esta corregida por efectos de sub-reporte histórico. En tu opinión, hoy en día, ¿qué tan importante es el sub-reporte en esta pesquería? ¿Existe algún intento de hacer estimación del sub-reporte anualmente? Me estoy imaginando el proyecto de descartes que lleva IFOP en pesquerías de peces, por ejemplo.

[Diapositiva 14 in La pesquería de erizo en Chile y el Sistema de recopilación de datos]

[30-06 11:08 a. m.] nancy.barahona a rodrigo.wiff:

Primero me voy a referir al tema del subreporte. El proyecto que yo conduzco no es censal y nunca lo ha sido. Entonces para efecto de la evaluación de stock emplean cifras oficiales del desembarque y en el caso de la evaluación que hace Rubén Roa se distribuyen las capturas temporalmente y especialmente en base al monitoreo de IFOP. Eso, por una parte. Por otra, cuando tu observas el gráfico de desembarque de erizo no se visualiza el aporte de la Región de Aysén por muchos años, a pesar que desde el inició de la pesquería en forma masiva (fines de los setenta), la pesquería se desarrolló en ambas regiones de Los Lagos y de Aysén, sin embargo, el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (Sernapesca) registraba las capturas por centro de desembarque y todas las capturas que llegaban a Quellón provenientes de la región contigua quedaban registradas como Región de Los Lagos. En este contexto, el proyecto de seguimiento permite distribuir de manera más realista la fracción de capturas extraída en una región u otra, porque la base de datos registra el área de procedencia o área de pesca.

[30-06 11:12 a. m.] nancy.barahona a rodrigo.wiff:

La segunda pregunta del subreporte hoy día, pienso que es menor, pero sin duda que lo hay. Cuando uno intenta analizar los valores de rendimiento con las cantidades exportadas no cuadran con los desembarques. Nunca logramos en el comité de manejo como en el grupo técnico asesor del comité que la industria nos entregara los valores de rendimiento.

[30-06 11:13 a. m.] nancy.barahona a rodrigo.wiff:

La idea acá de descarte de otras pesquerías no aplica a cabalidad. Solo se descarta erizo cuando le cae agua dulce.

[30-06 11:14 a. m.] nancy.barahona a rodrigo.wiff:

No se hace alguna estimación de descarte. En más de una oportunidad he estado en la industria y toda la gónada se aprovecha, independiente de la condición del ejemplar.

[30-06 11:15 a. m.] rodrigo.wiff a nancy.barahona:

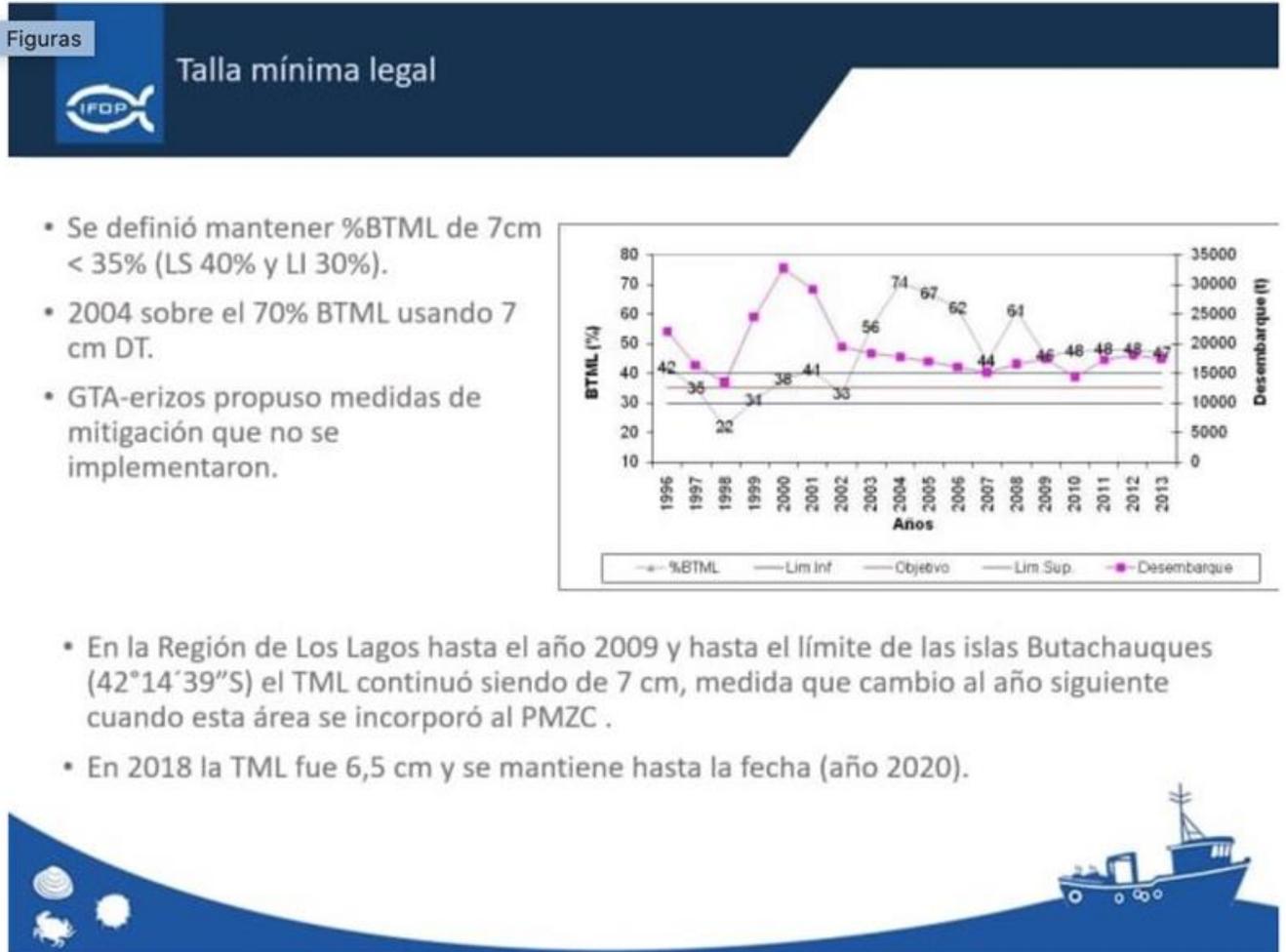
Claro entiendo que el descarte debe ser casi nulo, me refería solo como ejemplo de un programa dentro de IFOP. Entonces la consulta es, si en el caso del erizo el sub-reporte se cuantifica como del programa que llevan.

[30-06 11:16 a. m.] nancy.barahona a rodrigo.wiff:
no, no se hace

Diapositiva 16:

[30-06 3:10 a. m.] Jim lanelli a nancy.barahona:

En la diapositiva 16 de la presentación de Barahona tuve una aclaración si el "objetivo" es mantener la biomasa en menos del 35% o si la meta es mantener esa biomasa > 35% (la diapositiva dice <35%)?



[30-06 10:43 a. m.] nancy.barahona a Jim lanelli:

acá no nos referimos a biomasa, sino que el porcentaje de ejemplares extraídos no tengan en su composición más de un 35% que estén bajo los 70 mm de diámetro de la testa

[30-06 11:10 a. m.] Jim lanelli nancy.barahona:

Sí, entiendo lo que se muestra, pero la diapositiva dice que mantener el stock (% HTML) en <35%, pero ¿no debería ser el objetivo mantener el porcentaje en más del 35%?

[30-06 11:26 a. m.] nancy.barahona a Jim lanelli:

No es mantener el stock, es que la fracción que se explota sea de ejemplares mayores a la talla mínima legal.

[30-06 11:30 a. m.] rodrigo.wiff a nancy.barahona:

Es esa fracción en peso o número?

[30-06 11:31 a. m.] nancy.barahona a rodrigo.wiff:
en número

[30-06 11:35 a. m.] Jim lanelli a nancy.barahona:
thanks! sorry for the dumb question!

[30-06 11:36 a. m.] nancy.barahona Jim lanelli:
No hay problema, todas las preguntas son buenas

Diapositiva 18:

[30-06 10:54 a. m.] rodrigo.wiff a nancy.barahona:

¿Cuál es la razón por la cual no está sesionando el Comité de Manejo (CM)?

[Diapositiva 18 in La pesquería de erizo en Chile y el Sistema de recopilación de datos]

[30-06 11:18 a. m.] nancy.barahona a rodrigo.wiff:

Lo que se generó inicialmente fue una mesa público-privada compuesta por 19 miembros, que entendemos todos como comité de manejo. Pero luego vino el cambio de ley donde definió que los comités de manejo bentónicos debían estar conformados por 2 a 7 pescadores, un representante de Directemar, 1 de la industria, 1 de Sernapesca y uno de la Subpesca. Conformación que no se ajustaba a la realidad de este plan de manejo.

[30-06 11:22 a. m.] rodrigo.wiff a nancy.barahona:

Bien entiendo. Entonces cuando toma vigencia la nueva ley de pesca ¿el CM de esta pesquería nunca se creó? o ¿la Subsecretaría de pesca creo este CM, pero por la estructura que no calza con la pesquería de erizo, y por lo tanto no hay interés de las partes en conformarlo? (Muchas gracias Nancy, con eso termino)

[30-06 11:22 a. m.] nancy.barahona a rodrigo.wiff:

Sobre el plan de manejo y la mesa público privada, hay un acuerdo político donde la Región de Los Lagos cada año debe traspasarle dinero a la Región de Aysén, esto permite que los pescadores puedan pasar a extraer erizo a la zona contigua. En este contexto la nueva conformación de los Comité no se ajusta a esta realidad y hasta hoy no han logrado acuerdos ambas regiones. A su vez, la Región de Aysén quiere tener su propio Comité.

[30-06 11:23 a. m.] rodrigo.wiff a nancy.barahona:

¡Clarísimo, muchas gracias!

Diapositiva 24:

[03-07 6:02 p. m.] mauricio.ibarra a nancy.barahona:

¿Cuál es la razón por la cual la visita a las estaciones fijas se realiza post temporada y no en la temporada?
Me imagino que es para ver el efecto de la pesca en las variables poblacionales...¿?

[Diapositiva 24 en La pesquería de erizo en Chile y el Sistema de recopilación de datos]

03-07 6:03 p. m.] mauricio.ibarra a nancy.barahona:

Gracias!!

Modelo Conceptual de Dinámica poblacional y pesquería del recurso erizo (*Loxechinus albus*) del Sur de Chile.

Mauricio Mardones - Departamento Evaluación de Recursos - Instituto de Fomento Pesquero

Preguntas y respuestas asociadas a la presentación:

Diapositiva 1:

[26-06 2:16 p. m.] rodrigo.wiff a mauricio.mardones:

Muchas gracias clara y didáctica la presentación. Tengo solo un par de consultas/comentarios más abajo.

Diapositiva 16:

[26-06 2:20 p. m.] rodrigo.wiff a mauricio.mardones:

Si bien entendí de esta lamina, estas macrozonas están definidas básicamente por criterio experto. ¿Podrías, por favor, indicar algunos detalles de este criterio experto? Por ejemplo, si este criterio está basado en capturas, es desarrollo de la actividad pesquera o entrevistas con pescadores etc.

[Diapositiva 16 in Modelo Conceptual de Dinámica poblacional y pesquería del recurso erizo (*Loxechinus albus*) del Sur d...]

[28-06 11:17 p. m.] mauricio.mardones a rodrigo.wiff:

Estimado rodrigo.wiff
Entiendes bien.

La estructura y unidades espaciales que usamos en el assessment de *L. albus* es un legado que se ha venido arrastrando y usando desde el análisis al cual hago alusión en la diapo 16. En ese trabajo (Molinet et al., 2011), proponen definir zonas de operación pesquera para mejorar el monitoreo, evaluación y manejo. Para ello, plantearon 2 metodologías, **1) Basado en el juicio experto y 2) un esquema de clasificación jerárquica (clusters).**

En el primer caso, el método no fue más que dibujar en un mapa (sic) zonas que describen ciertos criterios como origen, composición de especies, puerto de desembarque y tipo de operación pesquera. Luego se realizó un análisis discriminante para redefinir los límites de cada zona (GLM). El segundo método plantea la identificación de zonas a través de una clasificación jerárquica. En este método, se incluyen datos de desembarque (captura) y captura por especies, en donde señalan que los datos de *L. albus* son los que más "pesan" en la clasificación. También utilizan un tercer método considerando variables ambientales a través de un Análisis de Componentes Principales (PCA) para establecer diferencias significativamente. Sin embargo, este último método no es discutido ni considerado para la estructuración espacial definida en la discusión. Finalmente, el artículo concluye que lo propuesto por el juicio experto, es la estructuración más adecuada de acuerdo a la operación pesquería, basada principalmente en el *L. albus* por la magnitud de la operación.

Espero haber respondido al menos en parte la pregunta.

Diapositiva 17:

[26-06 2:58 p. m.] rodrigo.wiff a mauricio.mardones:

Creo que el esquema que tienes al lado derecho se puede prestar para confusiones. Como indicas más arriba, en una evaluación de stock como la que tienes planteada, todos los procesos dentro de cada una

de esas tres “sub-cajas” (cada stock) es homogéneo. Entonces esos círculos e interconexión que tienes dentro de cada sub-caja, puede estar sucediendo en la naturaleza, pero en realidad no lo estás modelando en la forma como tienes tu modelo de evaluación. En esas sub-cajas no existen procesos estructurados ni espacial ni dinámicamente. En otras palabras, agrupas las tallas, y los indicadores y las capturas, por lo tanto, el supuesto es el clásico como indicas en evaluación de stock, densidad es homogénea espacialmente.

[Diapositiva 17 in Modelo Conceptual de Dinámica poblacional y pesquería del recurso erizo (*Loxechinus albus*) del Sur d...]

[28-06 11:46 p. m.] mauricio.mardones a rodrigo.wiff:

Estimado rodrigo.wiff

Justamente. El supuesto utilizado en la mayoría de evaluación de recursos bentónicos que hacemos tiene este concepto respecto a la dinámica. En su mayoría, este tipo de animales se distribuye de forma parchosa (bancos), y si bien estos recursos están espacialmente estructurados, sabemos que los procesos de mezcla poblacional se producen en estadios pelágicos de *L. albus* (larvas) y también en procesos migracionales a pequeña escala de estos animales. Ahora, y como menciono en la presentación, la homogeneidad en cuanto a la distribución de recursos y a los procesos pesqueros dentro de una unidad de stock es la excepción en las pesquerías, incluso de peces (Cope & Punt, 2011), y ni siquiera en esas pesquerías (peces) se toman en consideración estos procesos. Aquí nosotros lo hacemos explícito (al menos conceptualmente), sin embargo, es el supuesto al cual nos regimos hasta el momento, en el cual formulamos que los flujos poblacionales (colonización y agotamientos de parches) y procesos de pesca se generan dentro de los límites establecidos para la unidad de stock. Considero que lo complejo en este tipo de recursos sería conocer los niveles y direcciones de interacción entre parches, es decir, conocer cuáles aportan, o cuáles reciben, y saber esas magnitudes para poder modelar esos procesos. Sin duda que un modelo de evaluación de stock espacialmente explícito es la frontera en estos temas.

Creo que no era una pregunta, pero consideré pertinente discutir algo que para mí es muy interesante y desafiante.

Modelo de Evaluación de Stock Empleado en recurso erizo (*Loxechinus albus*) del Sur de Chile.

Mauricio Mardones - Departamento Evaluación de Recursos - Instituto de Fomento Pesquero

Preguntas y respuestas asociadas a la presentación:

Diapositiva 1:

[03-07 6:06 p. m.] mauricio.ibarra a mauricio.mardones:

gracias por el detalle de la presentación

[Diapositiva 1 en Modelo de Evaluación de Stock Empleado en recurso erizo (*Loxechinus albus*) del Sur de Chile.]

Diapositiva 10:

[30-06 6:47 a. m.] rodrigo.wiff a mauricio.mardones:

Muchas gracias nuevamente por tu muy interesante presentación. Aquí indicas que existe data geo referenciada. Que tan buena es la calidad de esos datos (e.g son reportes de los pescadores o data con observadores?). Qué nivel de precisión tiene esa data. Por ejemplo, son datos puntuales de [Lat, Long], ¿o sólo asignaciones a un área (polígono)?

[Diapositiva 10 in Modelo de Evaluación de Stock Empleado en recurso erizo (*Loxechinus albus*) del Sur de Chile.]

[02-07 11:03 a. m.] mauricio.mardones a rodrigo.wiff:

La información para georeferenciar los datos se recoge desde la encuesta que les hacen a los pescadores, en donde ellos indican el lugar de operación, a la cual nosotros le llamamos procedencia, y a la que posteriormente se le asignan las coordenadas geográficas (Lat, Long). Si bien, la descripción de la zona descrita por el pescador tiene un rango de metros del lugar georeferenciado exacto, este lugar (procedencia) representa para nosotros lo que podría ser un banco o parche del recurso, el cual, y como te digo contiene grados de imprecisión (metros), sin embargo, es un dato relevante en términos de la información que contiene, como captura, esfuerzo, tallas, peso. Por ejemplo, una macrozona, como la zona X Norte, tiene 2 polígonos, y cada polígono tiene asociadas entre 10 a 30 procedencias específicas para cada polígono. En total, en las zonas de operación de la pesquería del erizo (Regiones X y XI) se han visitado cerca de 300 procedencias, en las cuales algunas han dejado de existir, otras han aparecido y otras son regulares en la serie de tiempo del monitoreo de la pesquería (20 años de monitoreo).

El nivel de registros (muestreros) de las procedencias puede variar en el tiempo y en el espacio, y tiene que ver principalmente con el conocimiento del pescador respecto a los rendimientos que entrega cada una de ellas. Por ende, si hacemos un track de cada una de ellas, y vemos que alguna procedencia desaparece (del monitoreo), asumimos que este "banco o parche" ya no estaría siendo muy interesante en términos de rendimientos para seguir visitándolo, como lo ilustra el siguiente plot.

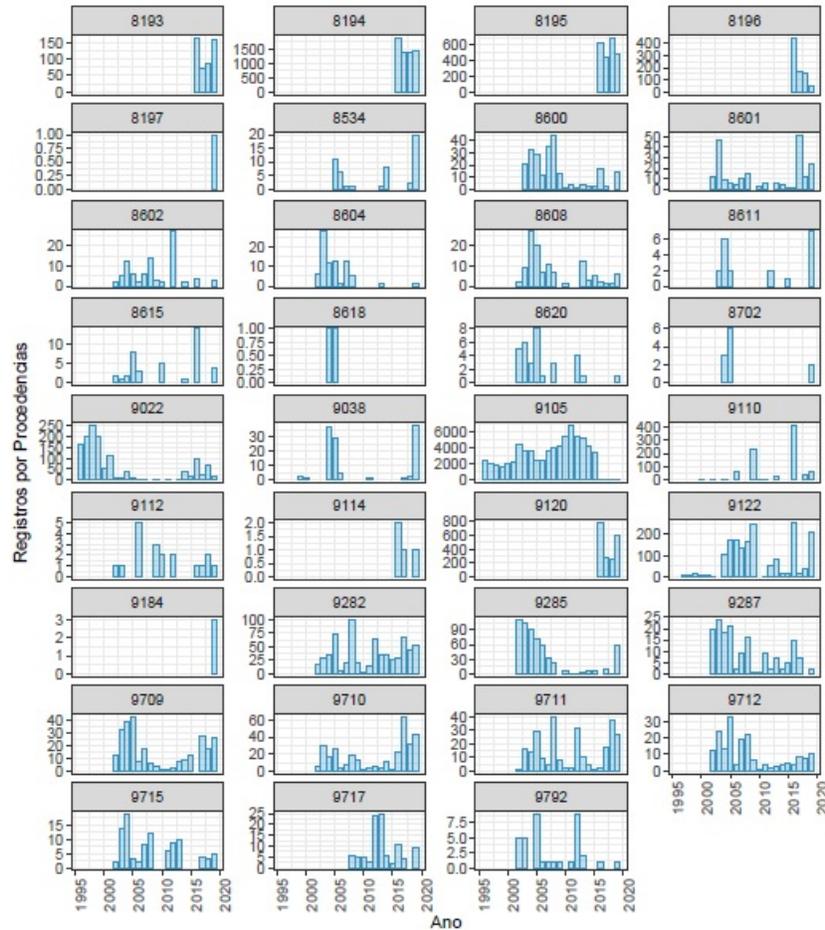
(deberías visualizarlo en una nueva ventana para ver detalles)

Ahora, esta reflexión debe ser realizada con cuidado dado que también el que una procedencia no tenga registros (o viceversa, aparezca en los registros) se puede deber a un sesgo de monitoreo.

Espero haber respondido la pregunta.

[02-07 11:10 a. m.] mauricio.mardones a rodrigo.wiff:

Aquí va el plot como file mejor.



[N_Capt_proced_erizo_2019.jpg]

([https://capesuc.sharepoint.com/sites/capes-uc/Documentos compartidos/Presentaciones IFOP/N_Capt_proced_erizo_2019.jpg](https://capesuc.sharepoint.com/sites/capes-uc/Documentos%20compartidos/Presentaciones%20IFOP/N_Capt_proced_erizo_2019.jpg))

[03-07 10:01 a. m.] Carlos Techeira a todos:

Como aporte, entendiendo que el tema es la calidad de la georreferencia de la información para evaluar herramientas metodológicas para análisis: El proyecto de monitoreo bentónico históricamente ha georreferenciado la información a posteriori en gabinete, en base a lugares de referencia obtenidos de las bitácoras de las entrevistas a los pescadores y lanchas de transporte, pero en años recientes se ha implementado un monitoreo con sistema de posicionamiento satelital en embarcaciones ericeras, por lo que la calidad de los registros debería ser más confiable. Ahora bien, muchas veces el lugar referenciado es el de instalación de la "faena de pesca" (lugar donde hacen puerto la lancha transportadora y el conjunto de botes), en la cual la zona de extracción son los "parches" ubicados en las cercanías, hacia donde se distribuyen los botes a una distancia variable desde este tipo de "centroide" como se podría denominar al lugar de faena. Creo Nancy Barahona podría aportar en orientar sobre el nivel de la data en ese aspecto. Saludos

[03-07 10:30 a. m.] rodrigo.wiff a mauricio.mardones y Carlos Techeira:

Gracias por la interesante discusión. Creo que eso refuerza la idea que el análisis espacial debiese estar asignado a un área más que un punto. El análisis espacial y en añadidura, los modelos espacio-temporales tienen allí una diferenciación bien clara, son los llamados modelos “areales” los que hacen correlación entre polígonos o celdas, versus los modelos geoestadísticos, donde son los datos puntuales (lat,long) lo que se correlaciona. Creo que el problema que tienen se debería con un modelo espacio-temporal, donde el espacio sea tratado con modelos areales, tipo Besag, como le comentaba a Mauricio. Algo de experiencia tengo en ese tipo de modelos, me pongo a disposición para poder echar una mano en caso se necesite.

Diapositiva 14:

[30-06 7:04 a. m.] rodrigo.wiff a mauricio.mardones:

Los detalles de estimación de M que están en el informe (Tabla 5), se hacen por métodos bio-analógicos (varios de ellos) y luego se hace un promedio a través de estos y ese es el valor de M se usa en la evaluación. He notado desde el informe que el rango de valores que entregan estos métodos es alto, por ejemplo, desde el método de Chen & Watanabe tienen $M=0.02$ hasta el método de Jensen $M=0.882$. Creo que aquí hay un punto conceptual que valdría la pena revisar con más profundidad. Varios de los métodos que usan en la tabla 5 del informe, son métodos empíricos con datos basados en observaciones en peces (e.g Método de Pauly, Jensen, Chen & Watanabe) por lo tanto, no aplicables en invertebrados. La elección de métodos bio-analógicos a ser aplicados en invertebrados debiese ser muy cuidadosa, y basada en la teoría que fundamenta a esos métodos y su aplicabilidad en datos usualmente obtenidos en invertebrados y donde la edad es difícil de observar. Una guía de como seleccionar métodos de estimación M en invertebrados se podría encontrar en Canales TM, et al. 2019. Estimation of natural mortality in two demersal squat lobster species off Chile. *J Mar Biol Assoc UK*. 1639-1650. En ese artículo (y referencias asociadas), también se indican los problemas que causan el promediar a través de métodos para obtener un solo valor de M . La recomendación es quedarse solo con un par de métodos que hacen sentido en tu especie/pesquería y hacer análisis de sensibilidad sobre estos.

[Diapositiva 14 in Modelo de Evaluación de Stock Empleado en recurso erizo (*Loxechinus albus*) del Sur de Chile.]

[02-07 10:41 a. m.] mauricio.mardones a rodrigo.wiff:

Considerar uno o un par de métodos bioanalógicos para la estimación de M es un camino. De acuerdo a una recomendación personal de un investigador (Cope com pers, 2016), se propone calcular este parámetro por medio de una batería de métodos, con lo cual nos hacemos cargo de la incertidumbre asociada al conocimiento real de este valor. La idea era justamente hacer un análisis de sensibilidad respecto a al rango de métodos propuestos en el informe, pero por temas de agenda no pude avanzar en ello y solo ocupé el promedio de ellos. Ahora, M es un parámetro complejo de asumir, y el enfoque es trabajar en función de lo que no conocemos, incluso más allá de los métodos, plantearlo como un rango, lo cual lo considero más apropiado que elegir un par de ellos por ser específicos para bentónicos. Sin embargo, y como lo indicas, es posible elegir 2 métodos y probar con ellos. De hecho, hay un par de métodos que fueron pensados en este tipo de recursos, por ejemplo, Brey & Gage (1997), con los cuales puedo probar sensibilidades. Espero haber respondido la pregunta.

[03-07 6:09 p. m.] mauricio.ibarra a todos:

Quizás sea necesario en el análisis de sensibilidad sólo modificar un elemento, para evaluar cómo responde el modelo ante cambios en el supuesto. Por ejemplo, no modificar el h y los parámetros de crecimiento a la vez, porque no se hace comparable con el escenario base.

Diapositiva 15:

[30-06 2:46 p. m.] Carlos Techeira a todos:

¿Se puede pensar en establecer relaciones talla-peso anuales para las estimaciones de biomasa?

[Diapositiva 15 en Modelo de Evaluación de Stock Empleado en recurso erizo (*Loxechinus albus*) del Sur de Chile.]

[02-07 11:32 a. m.] mauricio.mardones a Carlos Techeira:

Por lo que tengo entendido, probar relaciones T-P anuales se propone cuando tienes grandes cambios anuales en los parámetros gravimétricos que derivan de establecer las relaciones T-P. Yo he explorado esto a través de los años y, si bien no probé ningún test para verificar diferencias estadísticas, me di cuenta en los datos que no hay grandes cambios. Y tiene sentido pensando en el erizo y su dinámica. Ahora, existen diferencias entre polígonos, pero ahí habría ya que pensar en un assessment espacialmente explícito, del cual no tengo conocimiento como abordar. Sin embargo, y si lo recomiendan (relación T-P anual), se puede hacer, dado que esos datos se registran en el monitoreo año a año. Espero haber respondido la pregunta

[02-07 1:24 p. m.] Jim Ianelli a todos:

Similar question discussion [below](#), might be useful to do empirical evaluation by polygon (over all time perhaps) to understand spatial patterns and anomalies relative to a global LW value

Discusión de preguntas [similares a continuación](#), podría ser útil para hacer la evaluación empírica por polígono (durante todo el tiempo tal vez) para entender los patrones espaciales y anomalías en relación con un valor global lw

[30-06 3:39 a. m.] Jim Ianelli

Los parámetros que se muestran en la diapositiva 16 (LW) tienen muy poco contraste. Quizás sería útil observar algunos valores medios comparativos en todas las zonas y luego mostrar la anomalía relativa por zona. Además, parece que puede haber algunos valores atípicos que deberían ignorarse.

[02-07 8:43 a. m.] mauricio.mardones a Jim Ianelli:

No sé a qué te refieres con "poco contraste". Respecto a los atípicos, se hizo un trabajo de filtro previo al análisis, el cual podría ser más restringido aun si así lo estiman conveniente.

[02-07 9:16 a. m.] mauricio.mardones
Jim Ianelli

[02-07 12:43 p. m.] Jim Ianelli a mauricio.mardones:

Thanks for this response, good to know there was some outlier filtering. By little contrast I meant that the parameters from the curves between the zones are quite similar. For the purpose of modeling, this is fine for estimating mean weight and biomass. However, for the purpose of comparisons and ecological descriptions, perhaps a more empirical approach would be useful. For example, combine all the data for all areas, compute a mean weight for some core "lengths", i.e., avoid small and big animals where there are few samples, then use those means to evaluate the mean anomalies from the global mean. Perhaps if those data are readily available, I could have a look, otherwise I can show what I'm thinking from a simulated example dataset. Anyway, just a curiosity here, I doubt the type of empirical approach would modify your work/conclusions.

Gracias por esta respuesta, es bueno saber que hubo algún filtrado atípico. Por el contrario, quise decir que los parámetros de las curvas entre las zonas son bastante similares. Con el fin de modelar, esto está bien para estimar el peso medio y la biomasa. Sin embargo, a los efectos de las comparaciones y descripciones ecológicas, tal vez sería útil un enfoque más empírico. Por ejemplo, combine todos los datos para todas las áreas, calcule un peso medio para algunas "longitudes" principales, es decir, evite animales pequeños y grandes donde haya pocas muestras, luego utilice esos medios para evaluar las anomalías medias de la media global. Tal vez si esos datos están disponibles, podría echar un vistazo, de lo contrario puedo mostrar lo que estoy pensando de un conjunto de datos de ejemplo simulado. De todos modos, sólo una curiosidad aquí, dudo que el tipo de enfoque empírico modifique su trabajo / conclusiones.

[02-07 9:51 p. m.] mauricio.mardones a Jim Ianelli:

I think this answer is related to another question of Carlos Techeira. I'm open to testing the variability of L-W parameters in annual or areas (zones). The use of these parameters is to calculate the projected catches, rather than the biomass. I'm right?

Creo que esta respuesta está relacionada con otra pregunta de Carlos Techeira. Estoy abierto a probar la variabilidad de los parámetros L-W en áreas anuales o áreas (zonas). El uso de estos parámetros es calcular las capturas proyectadas, en lugar de la biomasa. ¿Tengo razón?

Diapositiva 16:

[30-06 7:08 a. m.] rodrigo.wiff a mauricio.mardones:

Creo que hay un error de notación en esa ecuación. Ese parámetro que tienes "K", es la asíntota del modelo. Por lo regular en una ojiva de madurez como la que presentas ese parámetro no se estima, sino que esta fija en 1, como creo que es lo que tienen.

[Diapositiva 16 in Modelo de Evaluación de Stock Empleado en recurso erizo (*Loxechinus albus*) del Sur de Chile.]

[30-06 10:25 a. m.] rodrigo.wiff a mauricio.mardones:

¿se usa la misma ojiva de madurez a la talla, para las 3 subzonas?

[02-07 9:37 a. m.] mauricio.mardones a rodrigo.wiff:

Esa ecuación la tome prestada del FIPA 2014-08 de actualización y estimación de parámetros de *L. albus*. Y claro tienes razón. Y si, es la misma curva para las tres zonas.

[02-07 9:57 a. m.] rodrigo.wiff mauricio.mardones:

Bien gracias. Habría que cambiar la notación entonces, más que por ponerse detallista, es que una ecuación de madurez con asíntota diferente de 1, por ejemplo, $K < 1$, indicaría que no todos los individuos maduran incluso en tallas grandes (como sucede en algunos peces). He allí la relevancia de esa notación en particular.

Diapositiva 18:

[03-07 6:09 p. m.] mauricio.ibarra a mauricio.mardones:

Al unificar las estructuras en zonas, ¿las que provienen del polígono se ponderan?

[Diapositiva 18 en Modelo de Evaluación de Stock Empleado en recurso erizo (*Loxechinus albus*) del Sur de Chile.]

[05-07 9:48 p. m.] mauricio.mardones a mauricio.ibarra:

Generalmente, realizamos una de ponderación a la procedencia de pesca. Es decir, de todas las procedencias que están dentro de una macrozona o unidad de evaluación de stock, seleccionamos a aquellas que han sido continuas en los registros con más de 5 años de datos. De esta forma, tratamos de construir las estructuras con las zonas de pesca más importantes, y así asegurarnos de la representatividad de los datos. Si bien es cierto, es una forma de ponderación bastante rústica, nos ha costado implementar ese procedimiento en la solicitud de datos al Depto. de Seguimiento de pesquerías Bentónicas, por que como comentamos en las presentaciones, hemos debido adaptarnos en muchas solicitudes a los objetivos de ese departamento, y esta es una de ellas. Durante este último año, se ha estado tratando de avanzar en un protocolo de ponderación, pero es un trabajo en progreso. Espero haber respondido la pregunta

Diapositiva 27:

[30-06 7:16 a. m.] rodrigo.wiff a mauricio.mardones:

Como bien indicas, creo que en estandarización de esfuerzo se podrían proponer bastantes mejoras. Creo que, si tienes datos desagregados en el espacio, habría que integrar la componente espacial en el modelo que estas usando. Eso podría ser al menos, identificando polígonos como un efecto en el modelo, o más refinado, modelando el espacio con alguna herramienta estadística. De esa forma, tendrías el espacio de manera implícita en el modelo de evaluación, que parece ser de relevancia en este tipo de pesquerías. Lo que no entendí muy bien de los GLMM aplicados es la elección de las componentes aleatorias, ¿por qué asumir que el año o año: trimestre, ¿pueden comportarse como una componente aleatoria? Posiblemente, si tienes información de la agrupación de buzos (o el nombre) o el tipo de nave nodriza podrías usar eso como efecto aleatorio (que sería el símil de usar al barco como efecto aleatorio en pesquerías de peces).

[Diapositiva 27 in Modelo de Evaluación de Stock Empleado en recurso erizo (*Loxechinus albus*) del Sur de Chile.]

[02-07 11:02 a. m.] mauricio.mardones a rodrigo.wiff:

En este recurso y en esta pesquería, he observado que el desafío del índice de abundancia, como la CPUE, es trabajarla como lo indicas, es decir en términos espaciales. Traté de hacer algunos ejercicios (año 2018) con modelos espaciales del rendimiento de erizo usando RINLA y GAM, usando el factor espacio en dos dimensiones espaciales, ya sea por polígonos o por procedencias (¿no sé si se pueden utilizar ambos al mismo tiempo?) dependiendo de la disponibilidad de data, sin embargo, no es un trabajo concluido. El índice de abundancia tiene la componente de hiperestabilidad como bien han descrito muchos, sin embargo, esa conclusión muchas veces ha estado planteada a espaldas de metodologías que incorporen el espacio como factor. Creo muy necesario avanzar en ello y mejorar el índice, así también como su escala. Por ende, considero aventurado desechar de plano la CPUE como pieza de información para un modelo de assessment de recursos bentónicos.

Respecto al GLMM, incorporé el factor trimestre de esta forma porque, de acuerdo a lo que he leído, cuando tienes un set desequilibrado en términos de disponibilidad de data en ese factor (ejemplo, el trimestre 4 tiene muy pocos registros), lo debes asignar así. Sin embargo, ahora que lo pienso, debería haber usado como factor en esa misma línea, las procedencias o polígonos. ¿Estoy en lo correcto?

Espero haber respondido la pregunta

[02-07 11:36 a. m.] rodrigo.wiff a mauricio.mardones:

Respecto a los efectos aleatorios, hay que tener en consideración creo el significado que tienen dentro de un modelo. Por ejemplo, si tu efecto aleatorio es el trimestre, lo que quieres decir es que cada trimestre de desvía aleatoriamente de la media de los otros trimestres y la distribución de esos trimestres es normal. Posiblemente, si en realidad los trimestres no son aleatorios en la CPUE (i.e el primer trimestre siempre tiene mejores rendimientos que el último), entonces deberían ser considerados como efectos fijos y categóricos. Por eso que es más fácil pensar en un efecto aleatorio de los buques (o buzo se en tu caso) cuando se estandariza esfuerzo, ya que dos buques pescando en la misma área uno podría asumir que la diferencia de rendimientos entre ellos es aleatoria. Todo eso no quiere decir que tu enfoque no sea el correcto, sino que habría que justificar creo de mejor manera la elección de los efectos aleatorios en el GLMM.

[02-07 11:37 a. m.] rodrigo.wiff a mauricio.mardones:

Si me queda clara tu explicación de la CPUE. Mi comentario no era prescindir de ella, sino que más bien depurarla. Creo que se presta para la aplicación de un modelo espacio-temporal (por allí también lo menciona Jim en su preevaluación). Creo que como será difícil o con algo considerable de error de observación asignar los datos a puntos geográficos (lat, log), entonces posiblemente lo que te convendría es usar un modelo por áreas, tipo modelo intrínseco que correlaciona celdas (polígonos) y, pero no puntos. Eso se podría hacer por GAM con celdas, o con R-INLA ambos bajo el modelo de "Besag".

[02-07 11:43 a. m.] mauricio.mardones a rodrigo.wiff:

Excelente!

quedé más claro con lo de GLMM. Y con respecto a lo de la CPUE, leí por ahí que no se debía usar como un índice de abundancia. Por ello notifiqué que no es pertinente decir ello ni desecharlo. Por lo demás, pretendo avanzar en un modelo espaciotemporal, y que también coincide con lo que propone Jim Ianelli. Gracias rodrigo.wiff nuevamente.

Diapositiva 42:

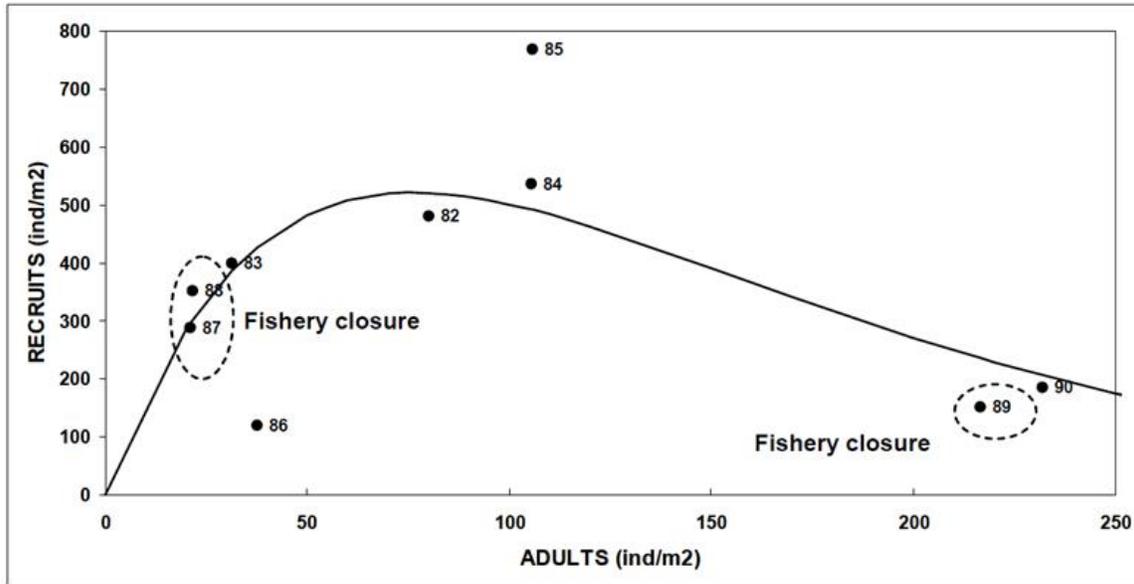
[30-06 7:23 a. m.] rodrigo.wiff a mauricio.mardones:

Creo que como bien indicas, tener un PBR en estas pesquerías es un desafío. Por ejemplo, lo que indica la literatura es que en pesquerías bentónicas no sería adecuado una relación stock-recluta como tal, debido a que el stock y su relación parental no tienen mucha correlación debido como es el ciclo de vida (e.g adultos sésiles y etapas planctónicas). Esto en realidad no es una crítica a lo que estás haciendo, sino más bien una reflexión general de cómo hacer PBRs en pesquerías donde las funciones SR posiblemente no aplican. Tal vez mirar el caso de manejo de pelágicos donde existe un problema similar y donde PBRs están raramente basados en SR

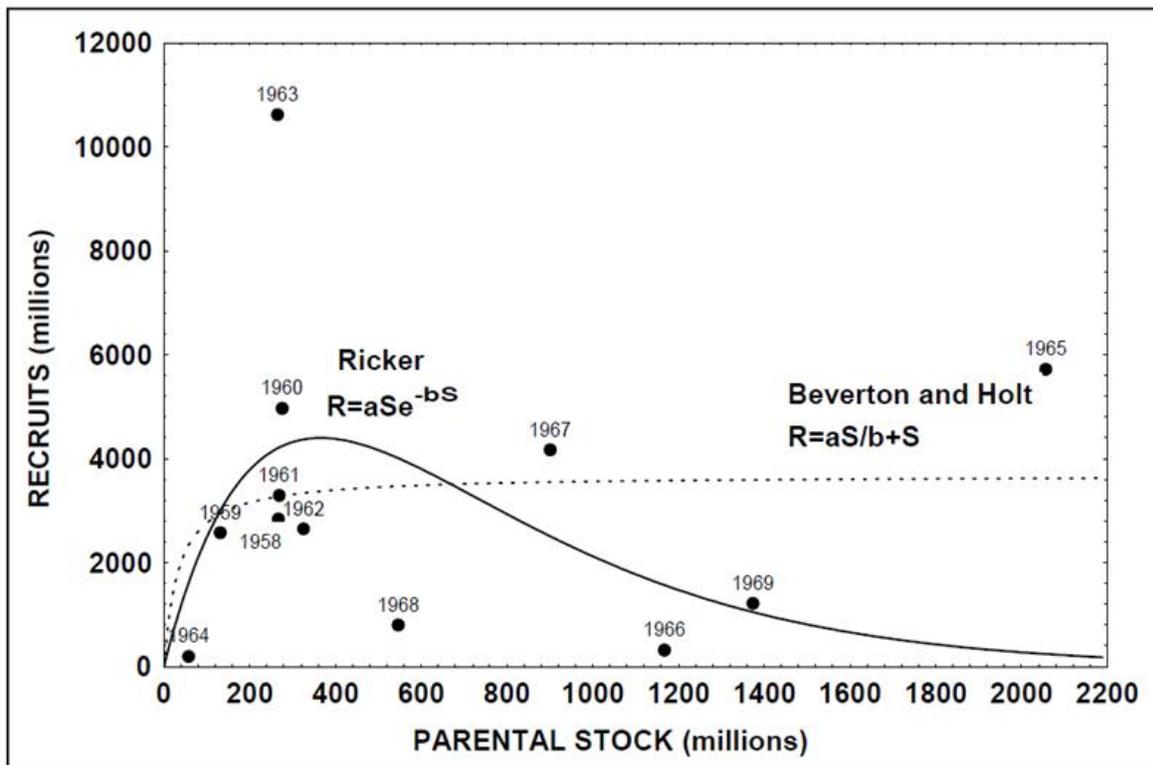
[Diapositiva 42 in Modelo de Evaluación de Stock Empleado en recurso erizo (*Loxechinus albus*) del Sur de Chile.]

[02-07 2:37 p. m.] mauricio.mardones a rodrigo.wiff:

La discusión respecto a establecer una relación S-R en recursos bentónicos está abierta. Sin ir más lejos, existen trabajos como los de Defeo (1998) en donde establece de manera empírica esta relación en una población de bivalvos enterradores (*Macha amarilla*) como lo muestro en la figura;



en donde incluso el autor propone un modelo Ricker por efectos de procesos densodependientes relativos al "copiamiento" del sustrato disponible para asentamiento. Otro trabajo es el de Hancock (1973) en donde establece una relación de biomasa con reclutamiento para una almeja *Cerastoderma (Cardium) edule*, como lo representa en la siguiente grafica;



Como estos, existen más antecedentes de trabajos que han buscado establecer la relación S-R. Como, por ejemplo, Shepherd y Baker (1998) para los stocks de abalón australianos y por Caputi et al. (1998) para varias otras poblaciones de Australia Occidental (langostas, camarones, vieiras). Lai y Bradbury (1998) evaluaron puntos de referencia para las poblaciones de erizo extraídas en Puget Sound. Las relaciones stock-reclutamiento estaban implícitas en los modelos de dinámica de biomasa agregada explorados por Breen y Kendrick (1998) contra un modelo operativo inspirado en los stocks de langosta

de roca de Nueva Zelanda. Jones y col. (1998) utilizaron un modelo de producción de existencias para estimar el rendimiento máximo sostenible de una población de navajas de Haida Gwaii. Por citar algunos que aparecieron en el Proceedings de pesquerías de invertebrados marinos del Pacífico Norte de Jamieson & Campbell (1995).

Por otro lado, (y en función de abrir la discusión) algunos autores también sostienen inadecuado establecer una relación S-R en invertebrados como lo expone Hilborn (1986) e indica que *"Invertebrates often show no relationship between spawning stock and recruitment, which may be due to high reproductive output or the presence of invulnerable individuals in unfished or unfishable areas"*. Sin embargo, y como se desprende de ese enunciado, cuando en la discusión se incorpora la escapa espacial de observación de este fenómeno, se pueden desprender otras interpretaciones. Me explico. Cuando la escala espacial de evaluación es a una microescala o espacios muy restringidos, todo lo que se incorpore al stock (banco o parche) a través del asentamiento de larvas planctónicas, estará definido por las condiciones ambientales, más que por un stock parental, como lo expresa Hilborn (1986), en donde indica que las larvas pueden venir de cualquier otra área. Sin embargo, cuando se plantea una mirada a mesoescala, como está configurada la evaluación de stock de erizo en Chile, en donde "absorbemos" las poblaciones locales que están interactuando bajo una unidad de stock (o una metapoblación) que sería, en este caso, una macrozona, y donde el aporte de reclutas proviene de las poblaciones locales contenidas en la unidad de stock evaluada. En este caso, el aporte larval proviene del stock parental, dado que existen incluso barreras oceanográficas (corrientes, senos, golfos) que impiden el aporte de larvas de otro sector, por ende, la asumimos también como una unidad independiente y autosuficiente. El ambiente influye también en la oferta de larvas que año a año aportan a la población evaluada, es por ello que usamos un parámetro de escarpamiento de la relación S-R intermedio o difuso. Incluso se plantean consideraciones de ecología de poblaciones para establecer esta relación a través de mecanismos compensatorios (a medida que aumenta la densidad de individuos, la condición, es decir, la reserva de energía de los individuos, se deteriora y la producción reproductiva *per cápita* disminuye) y depensatorios ("Allee effect", baja fertilidad a baja densidad).

Si bien, esto es parte del esquema conceptual que hemos descrito, reconozco que hay una mirada un tanto ingenua de considerar todo el conjunto de poblaciones (metapoblación) dentro de una unidad de stock autosuficiente (dinámica agregada), dado que no estamos incorporando la heterogeneidad de los procesos internos de la población, los cuales por lo demás, son muy difíciles de monitorear y a su vez modelar.

El ejemplo de los pelágicos que expones, lo hemos observado y analizado, y lo reconocemos un extremo en este tipo de discusiones (buscar la relación S-R), en el cual se sugiere que el ambiente sería el factor principal de las magnitudes del stock. Consideramos que no es parecido a lo que identificamos de la dinámica de este recurso. Por ello y por lo descrito, habíamos pensado obtener y calcular los PBR que subyacen a esta discusión basados en biomasa desovantes y F asociadas a estas variables.

Espero haber respondido la pregunta.

[02-07 2:58 p. m.] mauricio.mardones a rodrigo.wiff:

Ahora, es quizás un error semántico usar la palabra "calcular" los PBR considerando que no hay datos empíricos para establecer la relación S-R en esta pesquería, si no que la idea usar un proxy del RMS, como lo hemos podido desprender de otras pesquerías con dinámicas parecidas, como, por ejemplo, crustáceos demersales. ¿Se entiende el punto?

[03-07 3:26 p. m.] rodrigo.wiff a mauricio.mardones:

Muchas gracias mauricio.mardones por tu muy detallada y fundada respuesta. Como señale en un principio creo que el tema de SR está muy abierto en este tipo de pesquería. Respecto de los PBRs basados en MSY, hay que tener en consideración que, aunque sean proxy, están basados en la idea de una relación stock-recluta y más finamente, conectado con steepness. Creo que este tema es super interesante para discutirlo durante el plenario de la próxima semana.

[03-07 6:48 p. m.] mauricio.ibarra a mauricio.mardones:

Hay que tener precaución en la estimación del PBR ya que en el caso en que en la relación S-R se utilizará un $h=1$, el proxi de F 40% de la Biomasa desovante por recluta (BDPR) para llegar al 40% de BDo, sería adecuado. Por otra parte, sólo si $h=0.75$, el proxi es F45% de BDPR para llegar a 40% de BDo. Pero es materia de discusión también.

[05-07 9:59 p. m.] mauricio.mardones a mauricio.ibarra:

Tienes razón. Cometí un error en la lámina (diapositiva), y es como lo indicas. Ahora, sé que esta discusión se deriva del taller de PBR realizado en IFOP el 2015. En ella se llega a esa conclusión. Mi pregunta es si que, para este tipo de recursos, se decidiese resguardar otro % de la BDo, por ejemplo, un 35%, la diferencia con el proxi del F de BDPR seguiría siendo un 5%? Tengo la duda si esa diferencia se mantiene en todo el rango de valores de resguardo de la Biomasa desovante.

Comentarios generales:

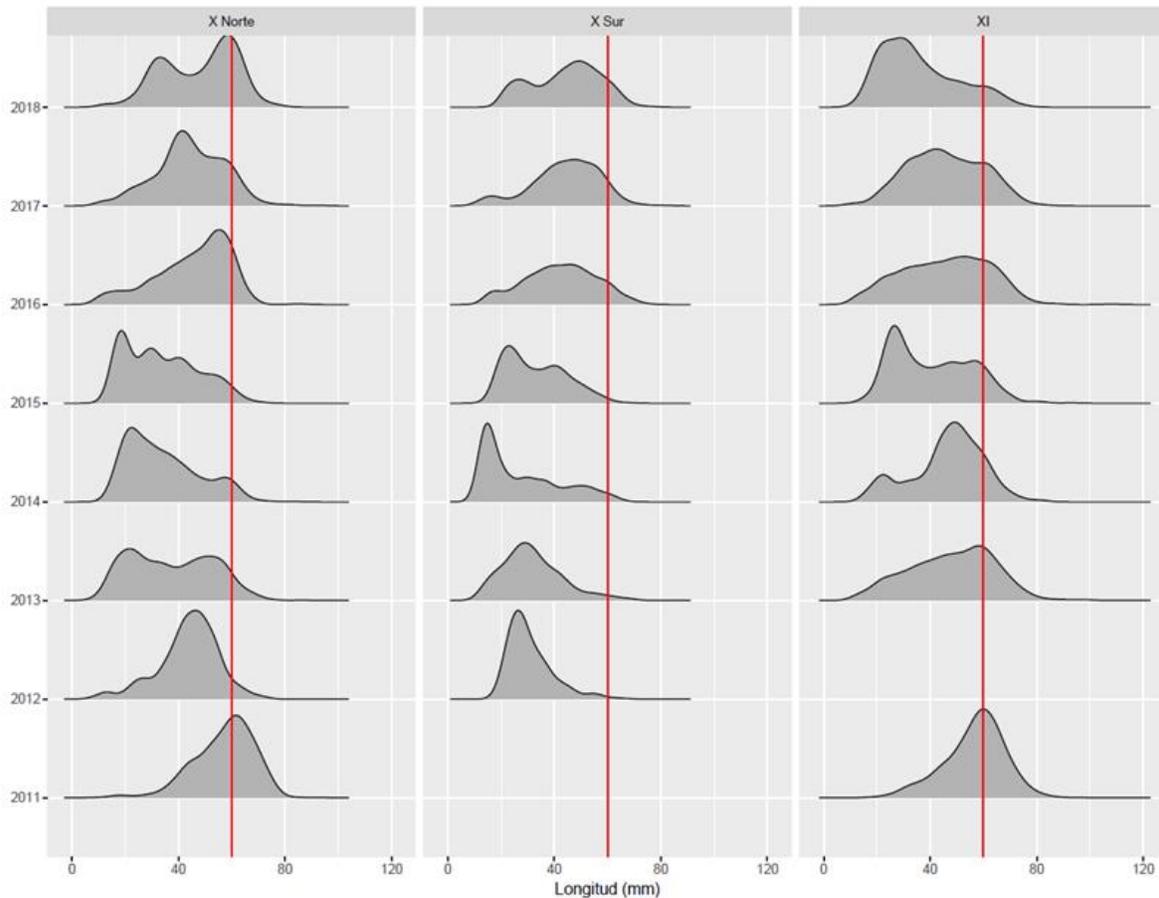
[30-06 3:32 a. m.] Jim Ianelli a mauricio.mardones:

In M.Mardones 2nd ppt, las diapositivas que muestran la composición del tamaño por zona y subárea a lo largo del tiempo serían mejores si se resumieran por tamaño relativo. Por ejemplo, ¿hay evidencia de que las subáreas muestran animales consistentemente más grandes o más pequeños?

En M.Mardones 2nd ppt, las diapositivas que muestran la composición del tamaño por zona y subárea a lo largo del tiempo serían mejores si se resumieran por tamaño relativo. Por ejemplo, ¿hay evidencia de que las subáreas muestran animales consistentemente más grandes o más pequeños?

[02-07 8:38 a. m.] mauricio.mardones a Jim Ianelli:

En este tipo de recursos la distribución espacial no se estructura por estadios del ciclo, al menos para erizo, por lo tanto, entre subáreas (los 13 polígonos, y 3 zonas) no hay diferencias significativas de tamaños. Esto lo podemos visualizar en los monitoreos (*survey*) que se llevan a cabo en el marco del Proyecto de "Red de estaciones Fijas" (Molinet & Barahona, 2019) para el seguimiento de las condiciones poblacionales del erizo. El siguiente plot tiene las estructuras de este monitoreo agrupadas por zonas;



Si lo requieres, puedo hacer este mismo plot por subárea o polígono, pero como te indico, las diferencias de tamaños no son muy notables. Existen diferencias en los monitoreos de la pesquería, como lo puedes notar entre el polígono 1 y 2 de la diapositiva 18, pero es por una intención de mercado de este recurso (vender individuos masa grandes, caso polígono 2), más que por la dinámica poblacional.

Espero haber respondido la pregunta.

[02-07 9:16 a. m.] mauricio.mardones
Jim Ianelli

[02-07 12:32 p. m.] Jim Ianelli
Thanks for this!

[Ayer 10:16 a. m.] nancy.barahona
Un comentario, el mercado (industria) prefiere erizos pequeños y el mercado (consumo en fresco) opta por erizos grandes. Sin embargo, más del 90% de los desembarques los compra la industria

[03-07 12:50 p. m.] Paraya a mauricio.mardones:

Buena presentación explica de buena manera los supuestos utilizados para la modelación.

[03-07 3:40 p. m.] rodrigo.wiff a mauricio.mardones:

Rubén Roa, me manda su comentario para que lo suba acá en Teams acá te copio su comentario textual:

“Se debería correr el modelo bajo varios valores del steepness, no sólo 0.8 como han hecho. Sin saber nada de la relación stock-reclutamiento, deberían correrlo con $h=0.3, 0.4, 0.5, 0.6, 0.7, 0.8, 0.9$, por lo menos. Eso cubre el rango lógico dada la historia de vida o el desconocimiento de esta. Y respecto de la mortalidad natural, que también la fijan en un solo valor, mira la tabla 5 del reporte "informe_eval_erizo_2019.docx". No toman en cuenta el único estimado objetivo (no por métodos bioanalógicos) y publicado en la literatura científica, el mío en el paper de 2015, que es 0.33 1/yr (30% mayor que el presumido por ellos) y con amplio error estándar. Deberían correr su modelo con $M=0.1, 0.2, 0.3, 0.4, \text{ y } 0.5$, por lo menos. Esto da 35 combinaciones que ellos deberían correr para dar cuenta de sus dos más críticas presunciones”.

5.3. Resumen Sesión plenaria Fase Virtual Taller

Durante los días 09 y 10 de Julio de 2020 se llevó a cabo la primera revisión por pares de la evaluación de stock de erizo (*Loxechinus albus*) en las regiones de Los Lagos y Aysén, realizada anualmente por Instituto de Fomento Pesquero (IFOP). La revisión por pares fue organizada por el Center of Applied Ecology & Sustainability (CAPES) de la Pontificia Universidad Católica de Chile, y realizada en dos sesiones virtuales de trabajo utilizando la plataforma Zoom®. El equipo revisor estuvo compuesto por:

Nombre	Función
Rodrigo Wiff	Jefe de proyecto y Moderador Principal
James Ianelli	Revisor Internacional
Santiago Gacitúa	Reportero y Moderador alterno
Gisella Serrano	Interprete

5.3.1. LISTADO DE PARTICIPANTES:

Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA)

- María Alejandra Pinto
- Mario Acevedo
- Andrés Venegas
- Javier Rivera

Instituto de Fomento Pesquero (IFOP)

- Carlos Techeira
- Juan Carlos Quiroz
- Nancy Barahona
- Mauricio Mardones
- Carlos Montenegro
- Mauricio Ibarra
- Carlos Cortés
- Pablo Araya
- Alejandro Roldán
- María José Zúñiga
- Oscar Gallo

Científicos nacionales e internacionales

- Carlos Molinet (UACH)
- Pedro Pizarro (UNAP)
- Cristian Canales (PUCV)
- Wolfgang Stotz (CEAZA)
- Ana Parma (CONICET, Argentina)
- Luis Filun (U. Los Lagos)

Equipo Técnico del proyecto Centro CAPES-UC

- Rodrigo Wiff
- Enrique Aguilar
- Santiago Gacitúa

Experto Internacional

- James Ianelli. NOAA Fisheries Alaska Fishery Science Center (USA).

Interprete

- Gisella Serrano

Presentación sintética de los principales resultados de la Fase Remota de Pre-evaluación y trabajo en M. Teams.

Fase Virtual Sesión Ampliada Taller, Día 1

Revisión por pares Evaluación de stock erizo *Loxechinus albus*
en las regiones de Los Lagos y Aysén.

Resumen Pre-evaluación y Teams, Día 1

Webinar

Generalidades

- Bienvenida, forma de trabajo, interpretación online.
- Horario aproximado, Zoom grabado, Modulos, Reporte final.

Nombre	Función
Rodrigo Wiff	Jefe de Proyecto y Moderador Principal.
James Ianelli	Experto Internacional.
Santiago Gacitúa	Reportero y Moderador alternativo.
Gisella Serrano	Interprete.

Generalidades

Día 1

- Unidades de Stock y Estructuración espacial
- Parámetros de Historias de vida
- Estructuras de tallas.
- CPUE como Índices de abundancia.

Generalidades

Día 2

- Información desde estaciones fijas
- Modelo Evaluación de stocks
- Puntos Biológicos de Referencia
- Plenario y cierre.

Estructura de Stock

- Las zonas actualmente usadas para la evaluación y la agrupación de datos en polígonos esta basada en **juicio experto** y similitudes observadas en la pesquería, composición de especies y características biológicas.
- Se sugiere revisar la sensibilidad a **niveles alternativos de agregación de la data**, incluyendo, potencialmente, alguna aproximación jerárquica.

Estructura de Stock

- Se hacen consultas respecto del **criterio experto usado**, indicando que se refiere a composición de capturas, puertos de desembarques, aunque también se han usado estructuras jerárquicas y análisis multivariado de la composición de captura.
- Se hacen consultas respecto de la homogeneidad de los procesos biológico y pesqueros que ocurren dentro de cada una de estas zonas, indicando que, el norte a seguir deberían ser **modelos espacialmente estructurados**.

Parámetros historias de vida

- El modelo de evaluación usa **diferentes curvas de crecimiento** por zonas X (norte y sur) y otra curva para la zona XI. Esto parece apropiado, dado que la zona XI está más al sur y presumiblemente tiene condiciones ambientales más frías para el crecimiento.
- Respecto de la **relación longitud-Peso**. Las figuras muestran mucha variabilidad dentro de cada zona, pero es difícil asignarle alguna causa a esta variabilidad y notar alguna diferencia entre zonas.
- **Variabilidad inter-anual** de la relación L-W: Se indica que, aunque no está probado estadísticamente, no se observan cambios inter-anales importantes de LW en esta pesquería.

Parámetros historias de vida

- **Poco contraste de LW entre áreas**, es decir los parámetros estimados son muy similares. Posiblemente este sea un efecto de la aplicación de filtros para outliers y para comparación entre unidades de stock se propone la aplicación de un método mas empírico.
- Elección de métodos bioanalógicos para **estimar M**, y el uso del promedio a través de métodos. Se discute respecto de elegir solo un par de métodos que sean adecuado para este tipo de pesquerías y luego probar análisis de sensibilidad.
- Para algunos organismos bentónicos (e.g ostras) se han desarrollado modelos extensivos para seguir la **mortalidad natural** y los cambios del reclutamiento en el tiempo y dentro de áreas específicas.

Parámetros historias de vida

- Se propone hacer un **análisis de sensibilidad** a la evaluación de stock para un rango de valores de **steepness** y **M**
- **Madures**: Se usa la misma ojiva de madurez para las tres zonas. Los datos del seguimiento no colectan estados de madurez, aunque se indica que la **información para el IGS** se podrá obtener desde las plantas de proceso.

Estructuras de Tallas

- El **muestreo parece ser bastante extensivo y apropiado** en una primera mirada a la evaluación. Se consulta respecto de una mirada de la tallas por polígono y año.
- Se consulta respecto de la **ponderación de las estructuras de tallas** por la captura de cada polígono. Se indica que se hace una ponderación bastante básica debido a la disponibilidad de datos.
- Se consulta si existe evidencia de que las subáreas muestran animales consistentemente más grandes o más pequeños.

Estructuras de Tallas

- Se abre una discusión respecto de los cambios (70 mm a 60 mm) en la **talla mínima legal** de desembarque impuesta y sus valores de referencia. Se indica que los cambios que ha sufrido en el tiempo se debe a medidas pesqueras, como también biológicas de la talla de madurez estimada.
- Se consulta si hoy en día existe algún **estimado en el seguimiento**, aunque fuese macroscópico que permitiese levantar una ojiva de madurez por áreas. Se indica que esto no es factible de realizar hoy en día, aunque si se podrían tener **estimados de IGS** desde las plantas de proceso.

CPUE como Índice de abundancia

- Las aproximaciones para la estandarización de CPUE deberán (potencialmente) incluir **cambios conocidos de selectividad** debido a la selección/composición de tamaños debido a factores de mercado. El proceso se beneficiaría sustancialmente de la aplicación de un **modelo espacio-temporal**. Posiblemente, también se podría adicionar **información espacial de las tallas** para dar cuenta de patrones de reclutamiento en el tiempo.
- Se consulta respecto de **geo-referenciación de los datos** con miras a la construcción de un modelo espacio-temporal para la estandarización de esfuerzo. Se indica que esta información proviene de los pescadores y es relativamente precisa en ser asignada a un banco.

CPUE como Índice de abundancia

- Se discute el efecto de **hiperestabilidad** de la CPUE, (depletar bancos, pero no densidad poblacional) y como un modelo espacio temporal posiblemente sea adecuado en filtrar estos efectos.
- Se discute la aplicación de **modelos mixtos para estandarización** de esfuerzo y la conceptualización de la componente aleatoria.

Estaciones Fijas de Monitoreo

- Se señala que si esta información esta disponible **debiese ser usada en el modelo** considerando algunos aspectos de aleatoriedad.

DESARROLLO DEL TALLER

Resumen Día 1, 09 julio de 2020

La presente sesión se focalizó en la discusión conceptual, operativa y de implementación de la evaluación de stock de erizo respecto de cuatro (4) temáticas generales: (i) unidades de stock y estructuración espacial, (ii) parámetros de historia de vida, (iii) estructura de tallas y (iv) CPUE como índice de abundancia.

i. Unidades de stock y estructuración espacial

La estructura espacial de erizo se divide en tres stocks delimitados por polígonos con predominancia latitudinal. Las zonas y agrupación de datos contenidos en los polígonos se basan en criterio experto y similitudes observadas en la pesquería, composición de especies y características biológicas. El equipo revisor sugiere revisar la sensibilidad a niveles alternativos de agregación de los datos de entrada al modelo de evaluación, incluyendo potencialmente alguna aproximación jerárquica.

El criterio experto utilizado para la selección de polígonos consideró la revisión histórica de composiciones de especies en las capturas y los puertos de desembarque. IFOP hizo ver que si bien, se han explorado métodos jerárquicos y análisis multivariado de la composición de captura, estos resultados aún no han sido utilizados como elementos en la definición de polígonos. Sobre la configuración de los actuales polígonos, el IFOP aclara que éstos fueron definidos en el marco de un proyecto financiado por el Fondo de Investigación Pesquero y Acuicultura (FIPA), previo a la implementación de la actual evaluación de stock. Este proyecto incluyó variables oceanográficas, distribución de la flota, identificación de caletas y zonas de desembarque, y análisis de las capturas, elementos que fueron utilizados para definir polígonos en base al criterio experto.

El equipo de revisión dejó ver la relevancia que subyace sobre el supuesto de homogeneidad al interior de los polígonos, donde se asume que todos los procesos asociados con el stock (i.e. distribución espacial, migraciones, reclutamiento), ocurren bajo los límites poligonales. En este sentido, parece relevante mantener en los planes de investigación discusiones sobre criterios o métodos para discriminar stocks y avanzar hacia el desarrollo de modelos espacialmente explícitos. Como ejemplo de poblaciones que incorporan discriminación espacial (unidades poblacionales), se menciona el manejo del erizo de Maine (costa noreste USA) que busca el ordenamiento de la pesquería en una región de fiordos y canales en USA similar a las características geográficas de las regiones de Los Lagos y Aysén. La estructura espacial en Maine ha sido resuelta por medio de la incorporación de unidades administrativas en el modelo

de evaluación. Se menciona la pesquería en California como un segundo ejemplo a tener en consideración.

Existen pocos estudios basados en genética que permitan ayudar con la identificación stocks de erizo en la zona austral de Chile. Se mencionó la investigación de una tesis doctoral de la Universidad Austral de Chile (Alejandra Arévalo) focalizada en la región de Los Lagos, y un proyecto en ejecución que compara muestras a lo largo de Chile (Leila Cárdenas).

Si bien, la administración pesquera ha instaurado un proceso de manejo decisional sobre cuotas de capturas en erizo que está en funcionamiento, existen inquietudes en cómo los cambios de supuesto sobre la dimensión de polígonos o la utilización de una unidad común de stock en todo el territorio de las regiones de Los Lagos y Aysén, podría impactar la gestión y ordenamiento de la pesquería. En general, en peces teleósteos existe un proceso compensatorio entre el número de unidades de stock y el número de unidades administrativas, que favorece manejar la incertidumbre durante el proceso decisional. En general, la literatura muestra que stocks similares (varias unidades) podrían responder sincrónicamente a los forzantes pesqueros (e.g., esfuerzo de pesca), sugiriendo que la evaluación poblacional puede unirse en un único stock. Sin embargo, la administración pesquera no necesariamente se ve favorecida al omitir las separaciones administrativas. Un ejemplo en la misma zona de erizo es el manejo y evaluación de Congrio dorado, el que muestra diferencias significativas en los patrones de crecimiento, pero el manejo tiende a ser unificado para toda la zona sur austral.

En el caso de Erizo, se recomienda considerar diferentes escenarios que permitan visualizar los impactos de diferentes agregaciones de stocks en las regiones de Los Lagos y Aysén.

ii. Parámetros de historia de vida

La evaluación de stock de erizo en las regiones de Los Lagos y Aysén es básicamente dependiente de las estructuras de tamaños obtenidas desde la pesquería y curvas de crecimiento basada en el modelo von Bertalanffy. En este contexto, datos como las estructuras de tamaños y las relaciones Longitud-Peso (LW) son cruciales en los resultados de las evaluaciones en cada polígono, por tanto, su uso en los modelos debe ser un punto de discusión e investigación permanente.

Se destacó que el crecimiento de erizo es diferente entre áreas, con un crecimiento lento en la zona sur (región de Aysén) posiblemente debido a condiciones oceánicas prevaletentes más frías. Si bien, los modelos de evaluación implementados incluyen diferencias en las curvas de crecimiento, se hizo ver

hasta qué punto los forzantes pesqueros (e.g. esfuerzo y su distribución) podrían estar impactando los datos incorporados en los modelos de crecimiento. Es bien conocido que el aumento del esfuerzo pesquero trunca la información biológica (e.g. cambios en la forma de las composiciones de tamaños) disponible para estudios de crecimiento, más aún cuando éstos provienen de información recopiladas desde las operaciones de pesca (i.e., no independiente-pesquería).

Además, es importante tener en cuenta el comportamiento de la flota que opera sobre erizo, cuya estrategia de pesca los lleva a desplazarse entre las áreas norte y sur de una misma región, impactando los datos biológicos utilizados en estudios de parámetros de historia de vida. En este sentido, imprecisiones sobre la identificación de unidades de stock basadas en parámetros de historia de vida derivados del crecimiento, deberían ser una temática por incluir en la agenda de trabajo.

La evaluación de stock no incorpora cambios temporales en los pesos medios a la talla para la flota pesquera. Se hizo ver que los datos LW muestran una alta variabilidad interanual que podría obscurecer la información utilizada en el modelamiento de la fracción de erizos vulnerados por la flota de pesca. Como argumento, se indicó que los datos de LW son variables a tal nivel que hace imposible identificar diferencias entre zonas de pesca, por tanto, la incorporación de diferencias interanuales en los pesos medios a la talla en los modelos de evaluación no es una decisión trivial. Complementando este último punto, se enfatizó que los datos LW podrían ser prácticos para una descripción de la estructura del stock cuando las condiciones oceanográficas son conservativas para un área de estudio.

Las principales deficiencias detectadas en los datos LW emergen debido a que éstos son obtenidos desde las operaciones de pesca, las cuales realizan un proceso selectivo de exclusión de tamaños y no son totalmente consistentes en términos espacio-temporales. Otra fuente de variabilidad en los datos LW deriva de los procesos de medición debido a, la dificultad de medir el cuerpo del erizo cubierto de púas, la presencia del cangrejo que vive como comensal en el intestino terminal del erizo, pudiendo representar un peso relativo significativo y también, por la escasez de balanzas de precisión en terreno. Debido a estos elementos, la sensibilidad de medición debe ser incorporada en los sistemas de muestreo.

Para la utilización de los datos LW en la evaluación de stock, se propuso una aproximación empírica (sin modelo matemático) que por medio del manejo de muestras extremas por intervalo de tallas (remoción de erizos pequeños y grandes), se obtengan valores representativos de los pesos medios anuales. Estas medidas podrían ser normalizadas a lo largo de las diferentes áreas, polígonos, o regiones de pesca, y para los periodos de tiempo de interés.

Sobre el nivel de mortalidad natural a utilizar en la evaluación de stock, se sugiere revisar los métodos de estimación basados en parámetros de historia de vida factibles para especies bentónicas. Por ejemplo, se hace ver la incompatibilidad de utilizar métodos para otros taxones, como es por ejemplo el método de Pauly que es específico para peces. Se recomienda utilizar un número limitado de métodos particulares y realizar análisis de sensibilidad con fines de traspasar niveles de incertidumbre a la evaluación de stock.

Para una exploración empírica sobre la tasa de mortalidad natural, se sugiere identificar un área con baja explotación pesquera donde sea viable marcar individuos, estableciendo un programa de visitas anuales con fines de detectar y estimar crecimiento/mortalidad. Actualmente existe un proyecto en ejecución donde se podría anexar estas actividades. Sin embargo, debido al alto nivel de cobertura de la pesquería sobre sitios viables para este tipo de estudio, es necesario la compatibilidad con el sector pesquero. Melinka y Carelmapu podrían ser potenciales caletas pesqueras para comenzar la inducción de esta actividad.

iii. Estructura de tallas

Existe consenso que la cobertura espacial del monitoreo de longitud (tallas) es apropiada. Sin embargo, existen debilidades sobre la forma de representación de las muestras. Por ejemplo, el diseño de muestreo no ha sido asociado al nivel de desembarque, dificultando los procesos de ponderación para cada polígono utilizado en la evaluación de stock.

En contraposición a lo anterior, se menciona en el caso de la pesquería de erizo, la distribución de captura es suficientemente homogénea a través de las principales áreas de pesca. Inicialmente, el muestreo estuvo orientado a cubrir y representar la mayor cantidad de áreas de procedencia (300 ó 400 áreas). Luego, el monitoreo se centró en cubrir las principales áreas (no todas al interior de los actuales polígonos). Mientras que en los últimos años el monitoreo se ha focalizado en cubrir los polígonos que actualmente sustentan las evaluaciones de stock. Se indica que la ponderación de las composiciones de tallas a las capturas dentro de cada polígono es dependiente de los tamaños de muestra donde es posible identificar su procedencia.

Entendiendo la limitación que podría ocasionar un proceso de ponderación no estandarizado, el IFOP indica que se han realizado mejoras en los sistemas de monitoreo por medio de un protocolo para adecuar la ponderación de las tallas a la captura. Actualmente el proceso es definir/identificar las procedencias operaciones de pesca que se han realizado en áreas históricas de operación, extrayendo los datos de longitud para la construcción de las composiciones de tamaños. Se espera mejorar este procedimiento en el corto plazo.

Se indica que no existe evidencia concluyente que indique segregación por tamaños. Si bien, desde las estaciones fijas de muestreo se han detectado diferencias batimétricas en los tamaños, no existen diferencias significativas entre estaciones. Aunque existen áreas donde persisten rangos de tamaños grandes respecto de áreas aledañas, esto es explicado mayormente por la intencionalidad de pesca. En efecto, la industria está orientada a erizos más pequeños (95%), mientras que el consumo en fresco se orienta a ejemplares grandes (5% del total de desembarque).

Otro factor que podría gatillar las diferencias en los tamaños de erizos entre zonas, son las medidas de manejo que restringen capturas por sobre los 60 cm y el interés del sector productivo local de extraer erizos por sobre los 70 cm. Estas restricciones en los tamaños de extracción buscan resguardar la fracción desovante, la cual puede ser representada por ojivas de madurez potencialmente plausible para diferentes zonas.

iv. CPUE como índice de abundancia

No existen índices independientes de la pesquería que puedan ser incorporados en las evaluaciones de erizo en las regiones de Los Lagos y Aysén, por tanto, la construcción de índices de abundancia derivado de CPUE es relevante para la sensibilización de las variables de estado (e.g., biomasa desovante) y cantidades de manejo (e.g., captura límite). Teniendo en consideración la naturaleza heterogénea de las agregaciones de erizo, existe consenso en que la exploración y discusión sobre la suficiencia de los datos de tasas de captura son tareas que deben ser recurrentes en los análisis pre-evaluación.

Se hicieron ver dificultades en la construcción de índices que describan variaciones espaciales o efectos de compensación (e.g., hiper-estabilidad) debido a desbalances de los datos de CPUE en términos de zonas de pesca y temporales a escala anual. Las estrategias de pesca de la flota han variado persistentemente en el tiempo y, por tanto, la respuesta de la CPUE al incremento del esfuerzo posiblemente no responda linealmente.

Una vía para sortear los cambios en la eficiencia de la flota y su coherencia con la CPUE (cuando no existan resultados concluyentes sobre no linealidad en la CPUE-abundancia), es la utilización de selectividades variable en el tiempo y por estrategia de pesca. Por ejemplo, se ha identificado que un conjunto significativo de operaciones (lances/viajes/embarcaciones) están dirigidos a animales pequeños con objeto de suplir la demanda de la industria exportadora.

Otro mecanismo sugerido para mejorar los índices de abundancia basados en CPUE es la identificación de pescadores expertos y eficientes en la captura de erizos, que puedan ser observados en forma

continúa durante la temporada de pesca. Esta información puede ser utilizada para explorar predictores y sus interacciones, con miras a una descripción de predictores espaciales.

En la construcción de índices de CPUE se utilizan todos los datos recolectados (excluyendo anómalos, inadecuadamente registrados) desde la pesquería. En este sentido, no se aplican filtros de datos que puedan sesgar la información. Si bien, los datos de CPUE adolecen de georreferenciación, las bitácoras de pesca son bastante precisas en definir las áreas de pesca, las cuales están asociadas con bancos de erizos. Desafortunadamente, la estrategia de pesca basada en rotación de áreas sin un patrón temporal identificable, dificulta la utilización de los bancos/áreas de erizo como zonas claves para comparar tasa de capturas.

Fase Virtual Sesión Ampliada Taller, Día 2

Revisión por pares Evaluación de stock erizo *Loxechinus albus*
en las regiones de Los Lagos y Aysén.

Resumen Pre-evaluación y Teams, Día 2

Webinar



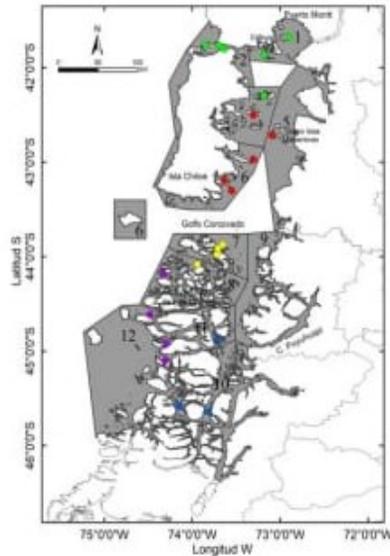
Generalidades

Día 2

- Información desde estaciones fijas
- Modelo Evaluación de stocks
- Puntos Biológicos de Referencia
- Plenario y cierre.



Estaciones Fijas



Estaciones Fijas

TTR IFOP

- TTR IFOP consulta sobre la **necesidad de incluir** esta información en la evaluación de stocks.
- Pre-Evaluación indica que **se debería usar** esta información permitiendo algunos aspectos de aleatoriedad.

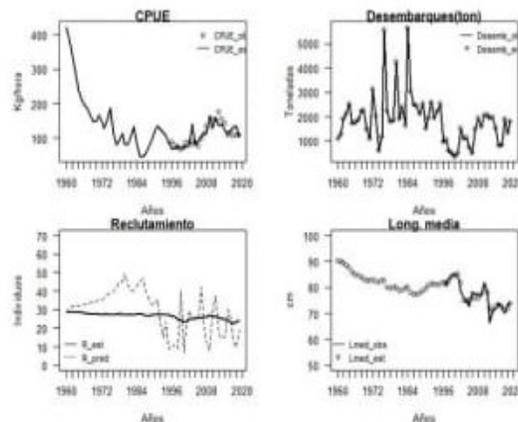
Relación stock-Recluta

Pre-Eval

- Relativo a la **relación stock-recluta**, se deberían probar **alternativas (perfiles)** para el uso del steepness fijo, y también probar otras formas funcionales. Sería interesante evaluar anualmente el impacto que tiene la variación de las condiciones ambientales, pero también en los cambios de largo plazo que podrían verse reflejados en cambios en la capacidad de carga.

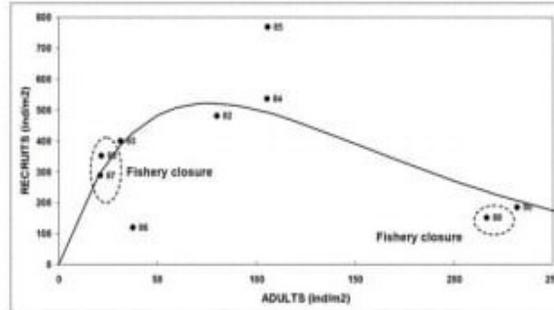
Reclutamiento

- TEAMS, discute si este tipo de pesquería realmente siguen una **relación stock-recluta** o no debido y su impacto que tiene esto en PBRs derivados de MSY.



Reclutamiento

- Se argumenta que **se ha encontrado relación stock-recluta** en otros invertebrados bentónicos, posiblemente mas similar a una forma de Ricker.



Tipo de modelo

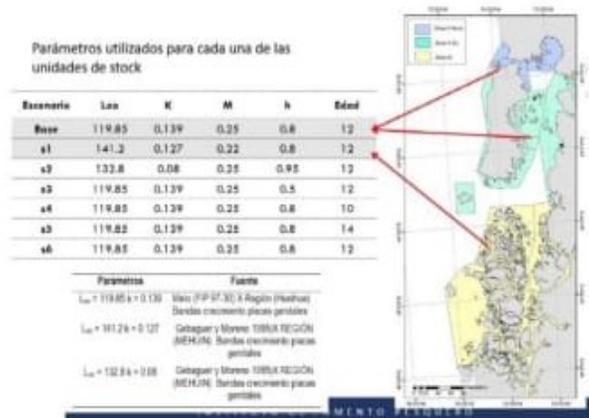
TTR IFOP

- TTR IFOP consulta si seguir usando un **modelo en edades** o cambiarse a uno en tallas i.g Matriz de transición
- Pre-Evaluación indica que a primera vista un **modelo en edades sería adecuado** en animales como erizos en donde se puede hacer un seguimiento del crecimiento.

Evaluación

La conexión entre el **crecimiento y la mortalidad natural** es particularmente estricta y alguna reflexión acerca de la incertidumbre en estos parámetros sería de beneficio en análisis posteriores. También, sería adecuado revisar la aproximación previamente usada (**modelo de depleción**) con el modelo actual para asegura de donde vienen los cambios observados en los resultados.

Diapositiva 14



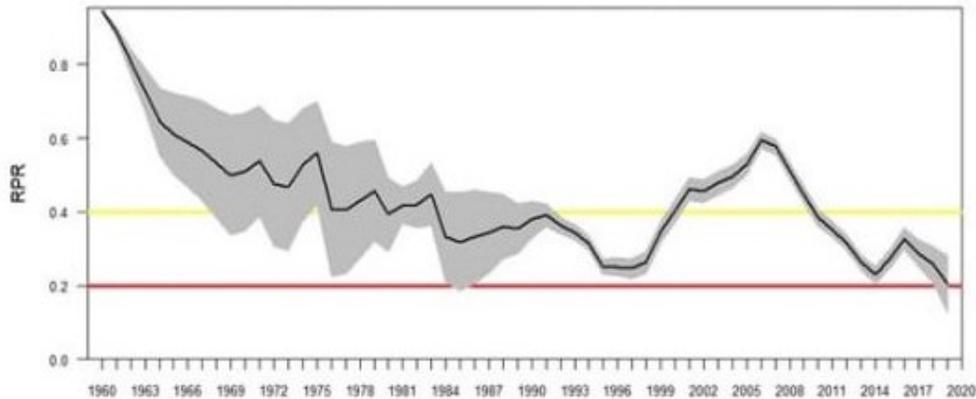
Centro UC
CAPES - Center of Applied
Ecology & Sustainability

PBRs

- Pareciera ser que la **aplicación de un proxy para SPR (rendimiento por recluta)** usado para peces y crustáceos en otras partes del mundo, podría aplicar en este caso.
- Se hace un alcance que incluso los PBRs derivados de MSY que son proxy, de todas formas están conectados a una **función stock-recluta** y por lo tanto un steepness. La discusión de PBRs se debiese dar a la luz de si es posible tener una relación stock-recluta en estas pesquerías.

PBR zona norte

PBRs Proxy



PBRs

- Consulta por la **estructuración del CM**. Se señala que esta pesquería **aun no se conforma** el CM debido a que la estructuración de este no se ajusta a los requerimientos de esta pesquería.
- Las capturas históricas han sido corregida por **efecto de subreporte** a forma de juicio experto, sin embargo hoy en día no existe un programa como tal para hacer estas estimaciones anualmente.

Resumen Día 2, 10 julio de 2020

Se inicia la discusión del segundo día de taller, indicando los cuatro tópicos que serán revisados durante esta sesión: i) Información desde estaciones fijas de monitoreo ii) modelo de evaluación de stocks iii) Puntos biológicos de Referencia y iv) Plenario y cierre del taller.

i) Estaciones Fijas

El taller se inicia con una definición de lo que conocemos como “estaciones fijas”, las cuales se refieren a puntos fijos de muestreo donde se recaba información respecto de la densidad de individuos, estructuras de tallas, índice gonadosomático (IGS) y algunos aspectos comunitarios. Acorde a los TTR emanados desde IFOP, se hace la consulta específica respecto de la utilidad de incorporar esta información en la evaluación de stock. La preevaluación es clara en indicar que esta información debiese ser incorporada en la evaluación de stock, cumpliendo con algunos aspectos de aleatoriedad. Se discute la forma de incorporación de esta información en la evaluación de stocks.

Carlos Molinet explica con gran detalle la información proveniente desde las estaciones fijas, particularmente referido a la elección de zonas de muestreo, la metodología de estimación de densidad y resultados obtenidos hasta el momento referentes de la densidad poblacional, estructuras de tallas, IGS y aspectos comunitarios. En este contexto, surgen algunas consultas respecto de la forma de estimación del IGS y los indicadores comunitarios. También se discute la utilidad de hacer comparaciones entre densidades estimadas desde estaciones fijas, con respecto de la CPUE desde capturas comerciales. Se indica que estas comparaciones han sido realizadas, pero sólo en áreas bien acotadas.

Respecto de las estaciones fijas también se consulta si los pescadores tienen o no conocimiento de las áreas específicamente muestreadas, esto pensando luego en alguna posible manipulación de los datos de abundancia relativa. Se responde que hasta ahora los pescadores no saben de la ubicación de estas estaciones fijas. Cabe señalar que las estaciones fijas tienen un diseño de muestreo y objetivos que no son necesariamente para la evaluación de stock y aquí nacen muchos desafíos de como incorporar esta información en el modelo actual utilizado para estimación de abundancia. Por otra parte, se debe tener en consideración que el uso de la densidad estimada desde estaciones fijas como índice de abundancia, dependerá en buena parte, si estas estaciones están o no sujetas a mortalidad por pesca. Esto último tomando en cuenta que los erizos son animales poco móviles, y por lo tanto la densidad no se redistribuye luego de los eventos de pesca (e.g los cambios en densidad de un área explotada versus una sin explotación no son comparables).

Como conclusión respecto de las estaciones fijas, se indica que existe bastante trabajo detrás de estos índices y que se debiese encontrar una forma de incluirlo dentro de la evaluación de stocks. Las estaciones fijas proveen información valiosa, la cual ha sido usada en el pasado para definir cambios en la cuota y entregan una percepción más local de los cambios de abundancia, en comparación con los índices de CPUE globales provenientes desde la actividad comercial.

ii) Evaluación de Stocks

Llama la atención por parte del experto internacional que la talla al 50% de madurez usada en el modelo de evaluación se encuentra en torno a los 23 mm. Sin embargo, todas las medidas de manejo (y aspectos selectivos) se encuentran en tallas mucho más grandes. Se indica que esas tallas de madurez de 23 mm se podrían alcanzar sólo en ciertas localidades como Quellón y Carelmapu. En este contexto, se discute que sería más apropiado usar una referencia cercana a los 40 mm. para la madurez. Hay consenso en indicar que la talla de 23 mm. resulta bastante pequeña como talla del 50% de madurez y que no concuerda con el resto de parámetros de historias de vida utilizado en la evaluación de stocks.

Respecto de la preevaluación y la discusión desarrollada en la plataforma Teams[®], en cuanto a la evaluación de stock, estuvieron centradas en desarrollar protocolos para el análisis de sensibilidad de los parámetros de historia de vida. Sería adecuado hacer análisis de sensibilidad sobre los parámetros de entrada al modelo respecto del crecimiento, madurez, mortalidad natural y relación stock-recluta (tanto funcional como referente al valor de steepness). Respecto a la forma funcional que toma la relación stock-recluta (e.g Ricker o Beverton-Holt), se indica que sería más apropiado el estudio de factores ambientales que inducen en el reclutamiento y una estimación apropiada de la ojiva de madurez que incide directamente en la estimación del stock desovante. Por otra parte, toma relevancia si las unidades de stock seleccionadas constituyen unidades independientes del reclutamiento.

Otro aspecto relevante en evaluación de stock es si el modelo general empleado por IFOP, el cual se encuentra en dinámica de edades que ajusta observaciones de tallas, sería más adecuado que un modelo donde la dinámica este completamente basada en tallas (con matriz de transición). Se indica que, de tener estimaciones de parámetros de crecimiento, resulta más adecuado hacer un modelo en edades que ajuste tallas, ya que las cohortes pueden ser seguidas en el tiempo. Por otra parte, un modelo con dinámica en tallas es muy inestable y difícil de ajustar, por lo que se recomienda seguir con el modelo de dinámica en edades usado por IFOP.

Evaluaciones de stock anteriores en erizo fueron hechas con un modelo jerárquico de depleción. Luego este modelo fue cambiado por IFOP al cual conocemos hoy en día con un modelo estadístico de captura a la edad que ajusta observaciones de tallas. Se indica que siempre que se cambie un modelo de

evaluación, es saludable hacer una comparación de los estimados (e.g biomazas, estatus) entre ambos modelos. Esta comparación debiese darse a la luz de los supuestos y datos usados de cada modelo. Se indica que IFOP ha realizado esta comparación y que, si bien los resultados de niveles de biomazas son similares, lo que cambiaría es el estado de explotación al usar un modelo u otro.

Respecto al modelo de dinámica en edades, se consulta respecto a la posibilidad que el programa de edad y crecimiento de IFOP puede hacer estimaciones anuales de captura a la edad que puedan servir como insumo a la evaluación de stocks. Se indica que IFOP en el momento no se tiene un programa para hacer estimaciones rutinarias de edad en especies bentónicas, pero que sería muy adecuado tener un programa de largo plazo en edad, toda vez que esta es la pesquería de erizos más importante en el mundo.

iii) Puntos Biológicos de Referencia.

Respecto de los puntos biológicos de referencia (PBR) se discute si los actualmente usados y derivados del rendimiento por recluta podrían ser aplicables en la pesquería de erizos. Se indica que este tipo de modelos, ampliamente usados en peces y crustáceos podrían ser aplicado también para el caso del erizo.

Se discute respecto de la estructuración de los Comités de Manejo (CM) y Comités Científico Técnico (CCT), indicando que el CM aún no se encuentra conformado. Se indica que sería recomendable tener algunos límites para el manejo consensuado con los usuarios de la pesquería. Aún existen problemas para conformar el CM por un tema principalmente de gobernanza. En general, se indica que en el manejo de esta pesquería no sólo se consideran los resultados de la evaluación de stock de IFOP, sino que además, la actividad extractiva y otros indicadores relacionados como las estaciones fijas para tomar algunas decisiones particulares de manejo. Se realiza una reseña histórica para la evaluación de stock y manejo de erizo desde la creación de los grupos técnicos asesores hasta la conformación del grupo de evaluación de recursos bentónicos de IFOP.

iv) Plenario

El experto internacional hace mención de la revisión (preliminar) que ha hecho respecto de los códigos de programación entregados para esta evaluación. Se indica que se han detectados algunos errores en los códigos respecto de los bloques de selectividad. A modo general, también se indica que el modelo de evaluación parece ser muy poco flexible para introducir cambios, particularmente referidos a la incorporación de variaciones en la selectividad. Todos estos aspectos serán incorporados en el reporte final de evaluación.

También se menciona respecto de la idea de IFOP de usar la plataforma de *Stock Synthesis* (SS) para la evaluación de erizos. El experto internacional indica que tiene avanzado un script para SS y muestra resultados preliminares los cuales indican cierto grado de incongruencia con respecto a las salidas del código que utiliza IFOP.

Se cierra el taller con palabras de agradecimientos a todos los participantes del taller, en especial al personal de IFOP por poner a disposición las presentaciones, data y códigos para evaluación. Se invita a la audiencia a una última sesión de revisión, la cual se espera se pueda realizar de forma presencial en la ciudad de Valparaíso durante enero de 2021

revisión por pares dia 1.pdf - Adobe Acrobat Reader DC

Parámetros historias de vida

- Se propone hacer un análisis de sensibilidad a la evaluación de stock para un rango de valores de steepness y M
- Madures: Se usa la misma ojiva de madurez para las tres zonas. Los datos del seguimiento no colectan estados de madurez, aunque se indica que la información para el IGS se podrá obtener desde las plantas de proceso.

Centro UC
CAPES - Center of Applied Ecology & Sustainability

revisión por pares dia 1.pdf - Adobe Acrobat Reader DC

Parámetros historias de vida

- Se propone hacer un análisis de sensibilidad a la evaluación de stock para un rango de valores de steepness y M
- Madures: Se usa la misma ojiva de madurez para las tres zonas. Los datos del seguimiento no colectan estados de madurez, aunque se indica que la información para el IGS se podrá obtener desde las plantas de proceso.

Centro UC
CAPES - Center of Applied Ecology & Sustainability

Escala espacial

Orensanz and Jamieson (1998) adoptaron 5 escalas significativas para el análisis de la dimensión espacial de procesos poblacionales (Megascalas, Mesoscala, Microscala y Macroscala, mesoescala y microescala) de mayor importancia para la evaluación de stock y manejo.

Almeja, Bahía de Aysén

2019

Captura (ton)

- 0.1 - 5
- 5 - 10
- 10 - 50
- 50 - 250
- 250 - 700

Macroescala

Mesoescala

Microescala

Erizo

0 2.5 5 km

Centro UC
CAPES - Center of Applied Ecology & Sustainability

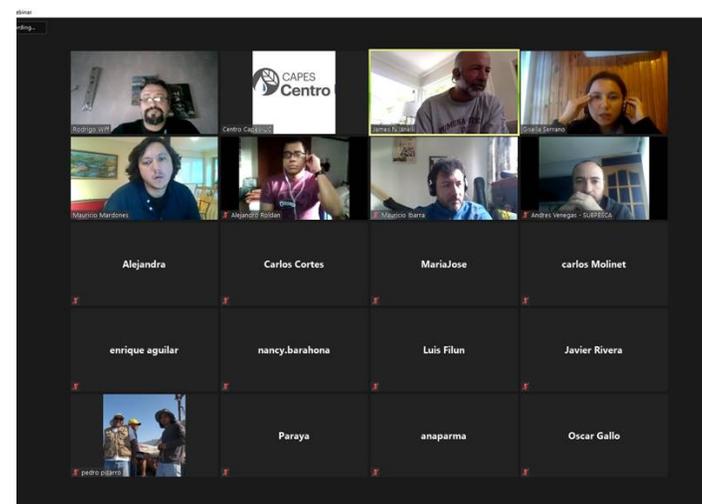
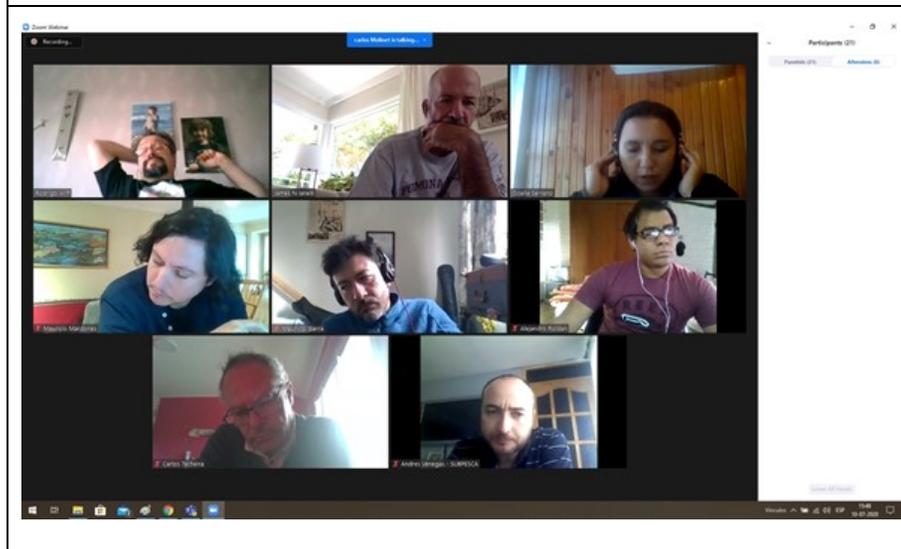
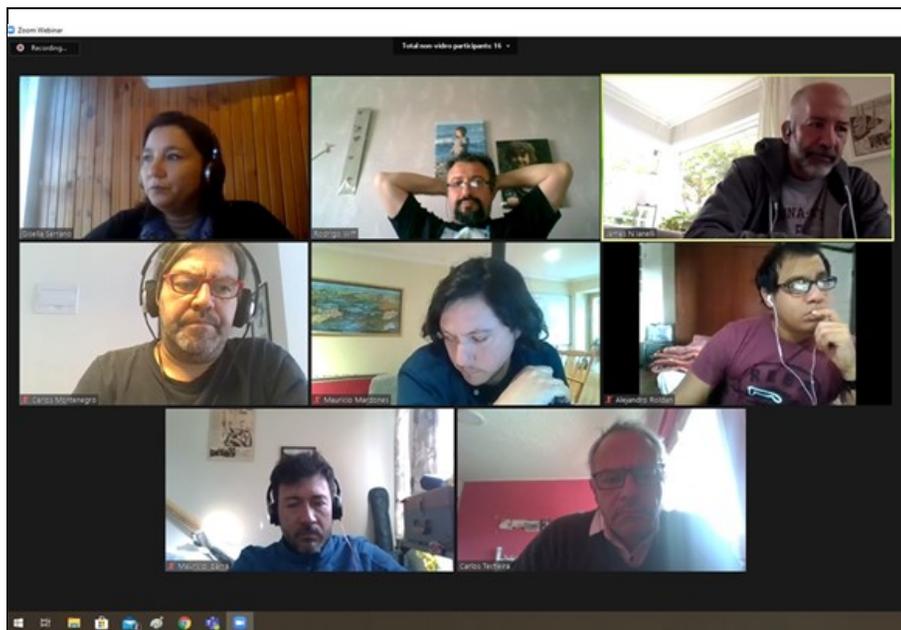
Metodología de seguimiento de la dinámica de CE de bancos como indicador del estado de las poblaciones de *L. Albus*, usando transectas gravadas en video

Punta Picuta

Deriva por viento o corriente

Análisis geoestadístico (Roa-Ureta and ...)

Centro UC
CAPES - Center of Applied Ecology & Sustainability



5.4. Reporte Evaluación experto internacional.



Proyecto	“Revisión por pares evaluación de stock erizo <i>Loxechinus albus</i> en las regiones de Los Lagos y Aysén. Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas bajo Planes de Manejo”.
Requirente	Instituto de Fomento Pesquero (IFOP)
Actividad	Informe Evaluación Experto Internacional
Experto (a) Revisor	Dr. James Ianelli NOAA Fisheries Alaska Fishery Science Center (USA)
Fecha	09 de Agosto de 2020

Jefe de Proyecto	Dr. Rodrigo Wiff Onetto CAPES-UC / Pontificia Universidad Católica de Chile Fono: 56-2-23542638 E-mail: capespesquero@bio.puc.cl
------------------	---

Reporte Evaluación

Informe de revisión de evaluación sobre el recurso de erizos de mar del sur de Chile

Reporte del Revisor

James Ianelli

Seattle, Washington, USA

(traducido al español por R. Wiff)

Resumen Ejecutivo

Para fines de la revisión experta del recurso Erizo en la zona sur-austral de Chile, el 05 de junio del 2020 se alojaron en un repositorio virtual un conjunto de documentos y presentaciones (junto a excelentes narraciones pregrabadas). Así mismo, se proporcionaron los archivos utilizados en la evaluación de los stocks de Erizo en las tres principales zonas de explotación. Informes, presentaciones, y documentos bases para discusiones fueron alojados en una plataforma virtual (Microsoft Teams®), que facilitó el acceso e intercambio de archivos para una eficiente revisión virtual. La plataforma integra herramientas que posibilitaron el intercambio de preguntas con los científicos involucrados con la finalidad de clarificar tópicos de la evaluación de stock de Erizo. La interacción con los científicos permitió desarrollar una revisión preliminar de referencia de la evaluación de stock de Erizo. Entre el 09 y 10 de Julio se citó a una reunión virtual donde por medio de sesiones de trabajo se abordaron las principales temáticas de la evaluación de stock de Erizo y los tópicos discutidos durante la etapa de intercambio de preguntas (preevaluación) con los científicos. Para esta reunión virtual, se utilizó la plataforma Zoom que integro la interpretación ingles/español. La reunión fue presidida por el Dr. Rodrigo Wiff, quien resumió los tópicos de discusión y moderó la discusión y clarificación de temas. Si bien, las reuniones virtuales no son preferibles a las presenciales, la discusión de temas e intercambio transversales fueron bastante eficiente. Este informe describe los intercambios de opiniones y temáticas abordadas en la fase pre-revisión y las subsecuentes discusiones realizadas durante la reunión virtual de revisión.

La revisión de la evaluación de stock de Erizo fue delineada por los términos de referencia y enfocada en las preguntas claves planteadas durante la preevaluación. En particular, se revisó la estructura de la población, el crecimiento y la dinámica de la población, los índices de abundancia, el programa de seguimiento de la pesquería, el modelo utilizado para la evaluación de la población, y los puntos de biológicos de referencia, en conjunto con una serie de temáticas relevantes en cada una de estas

categorías. La estructura de este informe aborda estos elementos específicos por secciones (ver 2.1 - 2.12).

Basado en los datos disponibles y la evidencia desprendida del conocimiento experto, parece ser que la definición de los stocks de Erizo para fines manejo es apropiada. Sin embargo, se sugiere explorar la sensibilidad de las definiciones de los stocks por medio de análisis alternativos, que posibiliten además clarificar algunas de las diferencias y similitudes biológicas entre los stocks (por ejemplo, el crecimiento se considera diferente entre algunas regiones, pero la madurez en talla fue asumida fija en un tamaño bastante pequeño). Si bien, los niveles de muestreo desde la pesquería parecen en general ser adecuados, parece relevante refinar análisis sobre la asignación del esfuerzo de muestreo.

Desde un conjunto de estaciones fijas, el IFOP ha realizado durante un largo periodo histórico el muestreo de transectos, las cuales son utilizadas para fines de asesoría científica y toma de decisión. Los modelos de evaluación revisados no utilizan estos datos. Se recomienda explorar la forma de incluir esta información en los modelos de evaluación, ya que es probable que a) cubran un rango de talla más amplio que el obtenido desde la pesquería (especialmente en los tamaños más pequeños), b) estos datos estén menos influenciados por el conocimiento de la pesquería respecto de las áreas y períodos de pesca que maximizan las tasas de capturas, y por lo tanto los índices de abundancia derivados de ésta, y c) posibilite mantener un diseño de muestreo, tanto en las densidades y composiciones de tamaños, más estable y equilibrado que el obtenido desde las operaciones derivadas desde la pesquería.

Al momento de realizar la evaluación y el manejo de los stocks de Erizo por medio de métodos estadísticos, los datos derivados del crecimiento son los más importantes para describir la componente biológica. Los parámetros de crecimiento asumidos fijos en la evaluación de stock (estimados externamente) impactan muchas otras dimensiones de la evaluación, entre estas la mortalidad natural, la magnitud del reclutamiento, los puntos de referencia biológicos, y la consistencia entre la captura y las composiciones de tamaños durante el proceso de ajuste de datos.

Una vía para explicar la incertidumbre en el crecimiento es realizar análisis de sensibilidades y perfiles de verosimilitud sobre tasas de crecimiento alternativas. Sin embargo, es necesario considerar que existe una relación relevante entre las tasas de crecimiento y la mortalidad natural, ya que es poco probable que una población con un crecimiento promedio somático relativamente lento tenga una mortalidad natural más alta que una de crecimiento rápido y viceversa. Por esto, la obtención de perfiles en solo una dimensión puede inducir a errores cuando se traspasa a variables de manejo (por ejemplo, puntos biológicos de referencia). Si bien, un modelo de evaluación como el desarrollado para los stocks de Erizo puede proporcionar información sobre la mortalidad natural, se requiere una fuerte suposición de que

todos los tamaños de Erizo son objetivo de la pesquería e igualmente vulnerables, y que los datos derivados del muestreo reflejan las remociones totales. Aunque los niveles de muestreo parecen apropiados, la existencia de una selección por tamaño específico y evidencias de estructuración de tamaños por profundidad, indican que existe una selección de pesca específica por talla (los animales más grandes conforman un componente relativamente pequeño en el mercado). Tal característica sugiere que la selectividad de la pesquería adopta una forma de domo, donde erizos de mayor edad son menos vulnerables que los que se encuentran en el rango de tamaño objetivo de la pesquería. Este proceso selectivo confunde la estimación de la mortalidad natural dentro de cualquier modelo de evaluación. Por tanto, la idea de utilizar estimaciones de mortalidad natural basadas en características del ciclo de vida es recomendable. En este sentido, es recomendable que los análisis de sensibilidad sobre las variables de manejo consideren cuidadosamente la multidimensionalidad entre los parámetros de crecimiento, la selectividad a la edad de pesquería, la madurez y las tasas de mortalidad natural.

Los potenciales trabajos futuros relacionados con la evaluación de stock de Erizo, deberían considerar una mayor completitud en los conjuntos de datos de entrada a los modelos (en lo posible, datos desde estaciones fijas). Por otro lado, es recomendable la migración del modelo de evaluación a otra plataforma como Stock Synthesis (Method y Wetzel, 2013), donde se facilite la adecuación de estructuras de modelos y conjuntos de datos alternativos. Se desarrollo una evaluación de referencia para zona norte de la X región, que fue implementada en Stock Synthesis cuyos códigos y datos se presentan en subsiguientes secciones.

2. Temas revisados

Para la revisión de la evaluación de stock de Erizo, se proporcionaron los siguientes elementos:

- ✳ Modelo conceptual de dinámica poblacional y pesquera del recurso Erizo (*Loxechinus albus*) en la zona sur-austral de Chile. (Mauricio Mardones).
- ✳ Modelo de evaluación de stock utilizado en el recurso Erizo (*Loxechinus albus*) en la zona sur-austral de Chile. (Mauricio Mardones).
- ✳ Descripción de los datos e información utilizada en la evaluación de stock del recurso Erizo (*Loxechinus albus*). (Carlos Techeira)
- ✳ Descripción de la pesquería (historia) de Erizo (*Loxechinus albus*) en Chile. (Nancy Barahona)

Las presentaciones e interacciones sobre estos elementos (fase pre-revisión), y la reunión virtual, permitieron realizar una revisión basada en un conjunto de preguntas y consideraciones que se detallan en las secciones siguientes. A continuación, se resume la revisión de la evaluación de los stocks de Erizo y los enfoques utilizados para fines de administración pesquera.

2.1. Estructura del stock

- ✳ ¿Tiene sentido la estructuración espacial actualmente implementada?
- ✳ ¿Es pertinente continuar con estas unidades de stocks o modificarlas? ¿Debe continuar la adecuación a escala del manejo o se puede evaluar el recurso en escalas espaciales independientes (basado en análisis cuantitativos) y una posterior adecuación con la escala espacial que ocurre el manejo?

Como indica el informe de evaluación de stock, las actuales zonas utilizadas para la evaluación y la conformación de polígonos incluidos en cada zona fueron definidos en base a juicio experto y similitudes observadas en la pesquería, la composición de especies y las características biológicas. Se recomienda desarrollar un marco de trabajo para sensibilizar niveles de agregación espacial alternativos a los actuales. Además, es necesario realizar un análisis más detallado sobre la sincronía de reclutamiento entre regiones, lo que puede informar conjuntos alternativos de agregación de datos para la evaluación, particularmente cuando la evidencia sobre los procesos de crecimiento y maduración son similares para una misma agregación.

Durante las discusiones, se planteó la pregunta sobre la existencia de una relación entre el nivel de agregación de la población con fines de evaluación de stock y el mandato de proporcionar asesoría científica basada en el acercamiento precautorio. Una de las respuestas a esta pregunta fue “depende”, ya que existe un proceso de compensación entre la asesoría científica mono-específica para fines de manejo (niveles generales de ordenamiento) y la asesoría científica realizada a nivel local. Es decir, a medida que indicadores/datos claves de los stocks se dividen en áreas e intervalos de tiempo más pequeños, los datos se vuelven menos informativos y aumenta la incertidumbre para fines de gestión a escala fina o local.

En este marco, se podrían realizar análisis y estudios para evaluar la sensibilidad a diferentes agregaciones de polígonos. Idealmente, se podría diseñar una base de datos y algunas secuencias de códigos eficientes (por ejemplo, en R) que puedan agregar fácilmente datos de polígonos de manera trivial (incluida una agregación combinado los datos de todas las áreas). Las tres “zonas” actualmente incluidas en la evaluación de Erizo (X-norte, X-sur y XI) podrían definirse de modo que algunos polígonos (dentro de lo razonable) puedan asignarse a zonas contiguas o puedan ser divididas más fácilmente para conformar otras agregaciones. Como se muestra más adelante, la utilización de una plataforma de evaluación estándar como Stock Synthesis (Method y Wetzel, 2013) podría facilitar la evaluación de configuraciones alternativas de agregación espacial de datos.

Se recomienda llevar a cabo un conjunto de análisis de sensibilidad sobre la re-agregación y particionamiento de datos para definición de áreas de evaluación que permitan sensibilizar la estructura de la población. Para estos análisis, es necesario tener precaución en mantener consistencia en las especificaciones sobre los patrones biológicos (por ejemplo, madurez a la talla), como también, un balance entre las ponderaciones relativas de datos utilizados en los modelos de evaluación (por ejemplo, variadas de entrada al modelo) y el esfuerzo de muestreo.

Respecto del balance entre la relación de proporcionar un estado de explotación basado en una población agregada relativo a medidas de manejo a menor escala, lo ideal sería diseñar e implementar medidas de gestión genéricas que se consideren robustas en todas las unidades de población. Por ejemplo, el establecimiento de vedas espaciales rotativas de tipo genérico (por decir, un porcentaje de hábitat conocido cada año), podría evaluarse como un procedimiento de manejo que busque rendimientos de pesca apropiados al tiempo que resguarde el stock desovante de Erizo. Tales prácticas requerirán un trabajo de campo importante tanto dentro de las comunidades pesqueras, como para entender las características del hábitat.

2.2. ¿Los parámetros de crecimiento y la historia de vida son consistentes en cada zona de evaluación para justificar una evaluación de stock independiente en cada zona?

El modelo de evaluación de stock de Erizo utiliza curvas de crecimiento diferenciadas por zona (los archivos de la plataforma web así lo muestran). Se utilizó la misma curva de crecimiento para la Zona X (norte y sur), mientras que la implementada en la Zona XI fue diferente, con un crecimiento algo más lento. Esto parece apropiado dado que la Zona XI está más al sur y presumiblemente tiene condiciones de crecimiento más frías.

Sin embargo, la relación entre la longitud (tamaño) y el peso de Erizo podría ser utilizado de una forma más comprensiva. Las figuras en la presentación de la evaluación de stock muestran una alta variabilidad dentro de una “zona”, pero fue difícil identificar la causa de esta variabilidad, como también, discriminar diferencias entre zonas (excepto por los parámetros de la curva que mostraron diferencias relativamente menores). Se señaló que las mediciones de los Erizos varían considerablemente debido a la variabilidad en el peso húmedo y las implicancias de las espinas durante las mediciones.

Se consultó durante la reunión virtual, la posibilidad de realizar evaluaciones directas dirigidas a estimar o precisar el crecimiento, por ejemplo, el marcaje de animales en las regiones donde se desarrolla el monitoreo de estaciones fijas. Con respecto a las composiciones de tamaño observadas, al combinar todas las muestras de longitud para para la Zona X norte, se observó una distribución poco usual de tipo tri-modal. Recomendamos que esto se reevalúe, ya que puede estar relacionado con alguna tendencia a

redondear la medición al cm más cercano, o que algunas muestras se registraron en cm y no en mm. Este ejemplo fue difícil de explicar, principalmente dada la información disponible sobre el crecimiento y los protocolos utilizados en el muestreo (ver a continuación la sección sobre cómo ajustar un modelo de Stock Synthesis a estos datos).

2.3. ¿Es posible justificar la evaluación del desempeño de un modelo alternativo, por ejemplo, basado en el tamaño y no en la edad?

La actual evaluación de stock de Erizo utiliza datos de tamaño en un modelo estructurado que cubre 12 edades. La confianza en las estimaciones del crecimiento que hasta ahora se han realizado, parece alta (aunque se mantienen interrogantes). En efecto, aun sí al parecer hay áreas probables en las que el crecimiento difiere significativamente en el espacio y tiempo, las estimaciones de crecimiento medio deberían ser confiables.

Para adoptar un modelo basado totalmente en tamaños, es ideal evidencias de progresiones modales de tallas bien definidas a lo largo del tiempo (con fines de estimar crecimiento). Los conjuntos de datos disponibles muestran que la progresión modal de tamaños no es evidente en los stocks de erizos. No está claro hasta qué punto esto podría resolverse mediante una evaluación más detallada de los datos de las estaciones fijas. Los datos pesqueros pueden tener problemas gatillos por los tamaños requeridos por el sector comercial. Por tanto, la adopción de un modelo totalmente basado en el tamaño (con probabilidades de transición de crecimiento de un período a otro) parece innecesario. Además, dado que tales modelos pueden ser inestables y pueden requerir un número de supuestos importante, no las ventajas de adoptar un modelo totalmente basado en tallas son reducidas.

2.4. ¿Las áreas evaluadas son adecuadamente representadas por las estructuras de tamaño? Considerando la magnitud de los desembarques y la representación geográfica de las muestras, ¿es necesario ponderar las capturas, ya sea por origen de pesca (similar a un “caladero”) o por zona de evaluación?

El muestreo parece bastante extenso y apropiado. La preocupación señalada en el punto 2.2 con respecto a una distribución de tipo “tri-modal”, puede confundir la forma en que los datos se ajustan al modelo, como también, la relación entre el crecimiento versus la selectividad basada en el tamaño.

Respecto de los tamaños de muestras y su representatividad con las capturas, estos aspectos deben abordarse adecuadamente. Es decir, si un estrato (por ejemplo, tiempo y área) tiene el mismo número de

muestras que otro, pero las capturas dentro de ese estrato difieren considerablemente, entonces se deben hacer ajustes ya que el muestreo no es consistente con las capturas.

2.5. Respecto al índice de abundancia

- ☒ ¿La información disponible es suficiente para utilizarla en cada una de las 3 áreas evaluadas?
¿La CPUE debería ponderarse por la captura con objeto de corregir el posible sesgo en la representación de los muestreos dada la logística de la operación pesquera (las áreas de mayor extracción no siempre son las más muestreadas debido a la operación extractiva en las “faenas de pesca”, que se basa en puertos nómades que dificultan el muestreo)?
- ☒ Otra metodología de estandarización (espacio-temporal por ejemplo) (Explorar alternativas).

Los enfoques de estandarización de CPUE deben considerar (potencialmente) cambios conocidos en la selectividad debido a la selección de tamaños que demanda el mercado. Parece que este tipo de recurso podría beneficiarse sustancialmente de un modelo espacio-temporal, quizás con información adicional sobre la distribución espacial de los tamaños para dar cuenta de los patrones de reclutamiento a lo largo del tiempo. Desafortunadamente, parece poco probable que el índice de CPUE pesquero, incluso con las estandarizaciones, sea proporcional a la abundancia de la población. Para un recurso como este, trabajos incipientes muestran que los hotspots se agotan rápidamente si cubren un área pequeña. Este escenario significa que la CPUE bajará más rápido en comparación con la tendencia general del stock. Más adelante, si no se tienen en cuenta los patrones espaciales de agotamiento, la CPUE puede permanecer relativamente estable mientras la población continúa disminuyendo a medida que se extraen áreas específicas y la pesca se posiciona en un nivel diferente. Este tipo de problemas resaltan la dificultad de depender de la CPUE deriva de las operaciones de pesca y de un índice proporcional a la abundancia o la biomasa.

La CPUE al ser utilizada en experimentos de agotamiento, puede proporcionar estimaciones robustas de la biomasa inicial (por ejemplo, Hilborn y Walters 1992, capítulo 12). Los estimadores imprecisos de agotamiento tienden a subestimar la eficiencia (q) del aparejo de pesca, porque las sucesivas operaciones del aparejo no se superponen completamente con eventos previos. Rago et al. (2006) mostraron situaciones donde estos supuestos pueden ser violados y generan estimaciones sesgadas. Es prudente considerar que experimentos asilados de agotamiento dentro de un año pueden usar CPUE como una técnica de estimación de biomasa local, sin embargo, esto difiere de los índices desarrollados y usados en el modelo de evaluación de stock (donde los intervalos de tiempo son anuales). Una estimación local dirigida de biomasa, expandida a áreas y hábitats, puede proporcionar una estimación de biomasa de referencia que podría utilizarse explícitamente dentro de un marco de evaluación de stock. Si tales experimentos continúan o ya existen, es prudente continuar evaluando su aplicación.

2.6. ¿Cuáles requisitos o criterios se deben cumplir para que el monitoreo (sobre estaciones fijas) que se realiza independiente de la actividad pesquera extractiva, sea considerado para la construcción de una señal de abundancia alternativa o complementaria a la CPUE?

¿Es posible incorporar indicadores y datos de longitud obtenidos desde esta red de estaciones fijas en la evaluación de stock de Erizo?

¿Cómo identificar la “utilidad” de esta nueva información para la evaluación de stock de Erizo?

Al parecer, el programa de monitoreo de estaciones fijas se desarrolló con fines de manejo, no para proporcionar información para la evaluación de stock. Una recomendación puntual es entender el desarrollo del muestreo de estaciones fijas y utilizar estos datos dentro del modelo. Esto podría fortalecer la información para la evaluación de stock y proporcionar consistencia con las recomendaciones para el manejo. No fue posible determinar la utilidad total de estos datos dentro de la evaluación, ya que ninguno de los conjuntos de datos y modelos evaluados incluyó esta información.

En cuanto a las bases para el diseño de estaciones fijas, no deben ser conocidas por los muestreadores (buzos), esto para evitar modificar sus prácticas y condicionar las tendencias en estas estaciones. Además, el diseño de muestreo idealmente debería tener algún componente aleatorio. Una estrategia podría considerar un conjunto (grande) de sitios identificados como parte del hábitat de erizos y luego, en un periodo del año o temporada de muestreo, realizar muestreos en lugares seleccionados al azar con fines de construir un índice de abundancia.

2.7. Recomendar cual fuente de datos son consideradas adecuada y confiable para la evaluación de stock. Revisión de las hipótesis estructurales que sustentan los modelos conceptuales y numéricos implementados en el marco del programa de evaluación de stock, considerando al menos. De qué manera podría ser incorporada esta información al modelo de evaluación.

Evaluar un modelo diferente a Beverton-Holt

Es plausible incorporar alguna variable ambiental para la evaluación (TSM)

Respecto de la relación stock-recluta, se recomienda realizar análisis de sensibilidad (perfiles) respecto tanto de la forma funcional, como del valor de steepness dado que ambos están fijos en la evaluación de stock. Sería interesante evaluar el impacto que ejercen las condiciones ambientales, pero también cambios de largo plazo que podrían estar reflejando cambios en la capacidad de carga.

2.8 Revisión de los procesos en el modelo de evaluación de stock.

¿Modelo de dinámica poblacional es correcto?.

¿El modelo de los procesos es correcto?.

Para las tres zonas, se han evaluado extensivamente tanto los códigos de programación como los datos de entrada. Los códigos están escritos para ADMB (Fournier et al. 2013) y se encuentran razonablemente bien estructurados y son fáciles de leer. Existen algunos aspectos donde los códigos podrían ser substancialmente mejorados. Mientras que se podrían haber dado recomendaciones para el código, línea por línea, nosotros creemos que lo mejor en esta situación es tomar una dirección alternativa. Escribir modelos de evaluación de stock en este formato y que acomode todos los cambios necesarios podría ser difícil de analizar, requeriría cierta práctica, desarrollo de conocimiento y necesitaría tener alguna forma de revisión de este nuevo código. Por lo tanto, **se recomienda** que el código “modbento.tpl” sea abandonado en favor de otro software ampliamente usando tal como Stock Synthesis (también escrito en ADMB). Esta plataforma provee una flexibilidad sustancial, incluye un paquete de R para acceder a las salidas de los modelos (con graficas) y ha sido utilizado en un amplio número de pesquerías en el mundo, incluyendo Chile y otros países sudamericanos. Para este efecto, hemos configurado un modelo preliminar para la zona X (Norte) el cual podría ser fácilmente refinado para dar cuenta de mejor manera de los supuestos biológicos y adaptado luego para las otras zonas de evaluación. Los archivos de entrada, códigos y la aplicación para r4ss son entregados como archivos adjuntos en esta revisión.

En el modelo de IFOP, la incertidumbre en el crecimiento y mortalidad natural son bien estrictas y un reflejo de la incertidumbre en estos parámetros sería adecuada de incorporar en análisis futuros. He corrido los modelos para las tres zonas y planeo hacer algunas examinaciones extras para entender como estos modelos están funcionando. También tengo planeado revisar la aproximación usada anteriormente (modelo de depleción) con los modelos actuales para asegurarme de entender desde donde provienen los cambios en los resultados.

Un ejemplo de configuración del modelo utilizando la plataforma de stock synthesis software

Para ayudar en la examinación inicial utilizando Stock Synthesis, un modelo fue configurado usando los datos de la Zona X norte, de una forma similar a como estaba hecha en el modelo de evaluación de stock de IFOP. Se utilizaron los mismos parámetros de crecimiento y madurez (50% de madurez @ 43mm; talla media a la edad 2 @ 47mm, von Bertalanfy $k=0.14$, $L_{inf}= 120$ mm). De la misma forma a las especificaciones del modelo de IFOP, para la capturabilidad en la CPUE se permitieron cambios en dos bloques, y la selectividad para la pesquería (Zona X norte) se le permitió cambiar una vez (desde modelos M3 y M4 más abajo)

Las carpetas entregadas contienen ejemplos de corridas de modelos para los datos disponibles durante esta revisión y pueden ser encontrados aquí (https://teams.microsoft.com/_#/files/Stock%20synthesis%20examples?threadId=19%3A6018442f37d743bca5a9dba9c9eb6635%40thread.tacv2&ctx=channel&context=Stock%2520synthesis%2520examples&rootfolder=%252Fsites%252Fcpes-uc%252FDocumentos%2520compartidos%252FStock%2520synthesis%2520examples). Como ejemplo y pensando donde las evaluaciones debiesen ser extendidas, configuramos 4 modelos con diferentes supuestos, como esta mostrado en la **Tabla 1**. Evaluando relativamente los ajustes de la data a través de los modelos, se puede observar que el tercer modelo (M3) mejora sustancialmente el ajuste de los datos en comparación con los otros modelos (**Tabla 2**). Las carpetas entregadas para SS proveen también todos los diagnósticos de los modelos ajustados, incluyendo el ajuste a la data de CPUE (**Figura 10**) y los ajustes de la composición de tallas (**Figura 11**). Note que las figuras se muestran en este reporte encuentran resumidas (adicionadas) para todas las predicciones y observaciones a través de todos los años. El hecho de que la data desde las estructuras de tallas muestre tres diferentes modas, sugiere un conflicto entre la especificación del crecimiento y la variabilidad asumida de la talla a la primera edad de captura. Para animales de este tipo donde se considera que pueden vivir por más de 10 años y que poseen crecimiento relativamente lento, uno podría esperar que la distribución de tallas a través de los años debiese ser unimodal, y cualquier impacto de una clase de edad entrante debería mezclarse dentro de la distribución promedio de tallas. Como ha sucedido en otras áreas y aplicaciones, uno podría pensar que pudiese existir algún efecto de artefacto de muestreo, dado que las modas se encuentran casi perfectamente siguiendo 10 mm de incremento (60, 70 y 80 mm). Valdría la pena explorar con mayor profundidad la forma de muestreo, a no ser que exista una razón biológica plausible para explicar estas modas.

Acorde a lo revisado, la Zona XI parece no tener modas cuando todas las mediciones han sido sumadas a través de los años. Sin embargo, la Zona X sur mostro una moda marcada en la marca de clase de los 70 mm (**Figura 12**). Por lo tanto, **se recomienda** revisar los protocolos de toma de información de tallas para encontrar evidencia de que posiblemente pueda existir una tendencia en redondear las mediciones al centímetro más cercano. Si este es el caso, este efecto podría ser fácilmente rectificado cambiando el tamaño de la marca de clase usada en tallas para el modelo de evaluación de stocks.

Dado que el documento de evaluación provisto por IFOP incluye un ejemplo de comparación de perfiles de verosimilitud, nosotros intentamos hacer lo mismo, en una figura análoga que puede ser fácilmente generada dentro de Stock Synthesis (ver los archivos incluidos e indicados más arriba). Esto muestra (para el caso de este ejemplo) que existe un conflicto en la data entre la composición de tallas y el índice de abundancia (CPUE, **Figura 13**). Este tipo de problemas es común y refuerza la importancia que tiene el asegurar que las muestras de la composición de tallas y los supuestos del crecimiento son adecuadas.

Los códigos adjuntos también muestran todas las salidas de los modelos para las variables de interés (e.g Reclutamiento, **Figura 14**)

Tabla 1. Algunas alternativas para la construcción de modelos aplicados a los datos de la Zona X norte.

Abreviación Modelo	Descripción
M1	Selectividad asintótica tiempo-invariante
M2	Selectividad forma de domo y tiempo-invariante
M3	Como M2 pero con bloques de tiempo especificados
M4	como M3 pero con selectividad asintótica y M estimado

Tabla 2. Comparación de los componentes y los valores totales de la densidad log posterior negativa (NLD) para la más alta densidad posterior estimada sobre diferentes especificaciones del modelo. Para los componentes del NLD, los valores más bajo representan un mejor ajuste del modelo.

Label	Model 1	Model 2	Model 3	Model 4
Total NLD	494.83	344.75	214.43	365.28
CPUE index NLD	10.13	3.71	-21.94	-20.41
Size composition NLD	378.55	305.46	209.16	360.42
Prior NLD	98.59	24.13	24.67	23.28
R_0	45.46	255.78	83.18	182.43
M	0.25	0.25	0.25	0.49
SSB_0	27.15	152.74	49.67	22.54

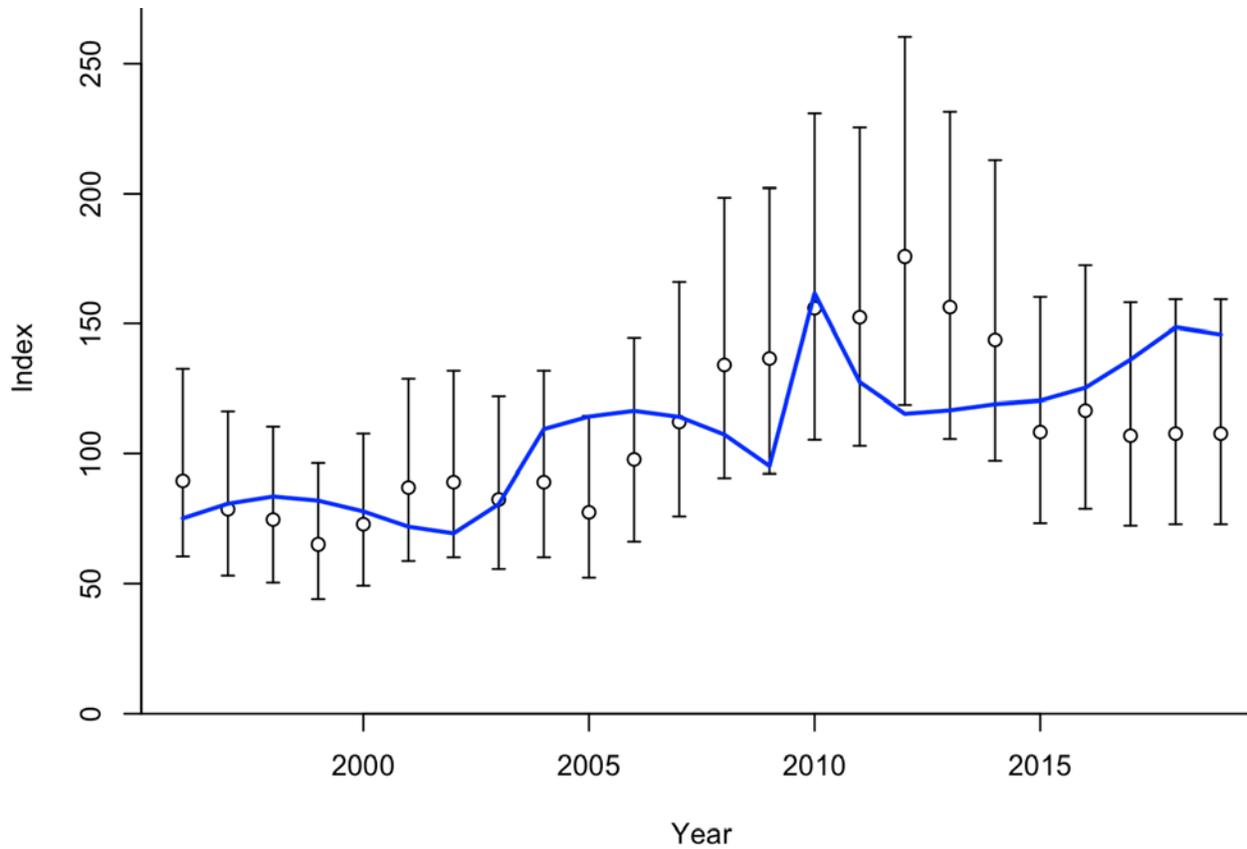


Figura 10. Ajuste del modelo 3 (M3) para la data disponible para la CPUE de la Zona X norte. La data esta mostrada en puntos con sus barras de error representada por una incertidumbre especificada, y las predicciones del modelo se muestran en la línea sólida.

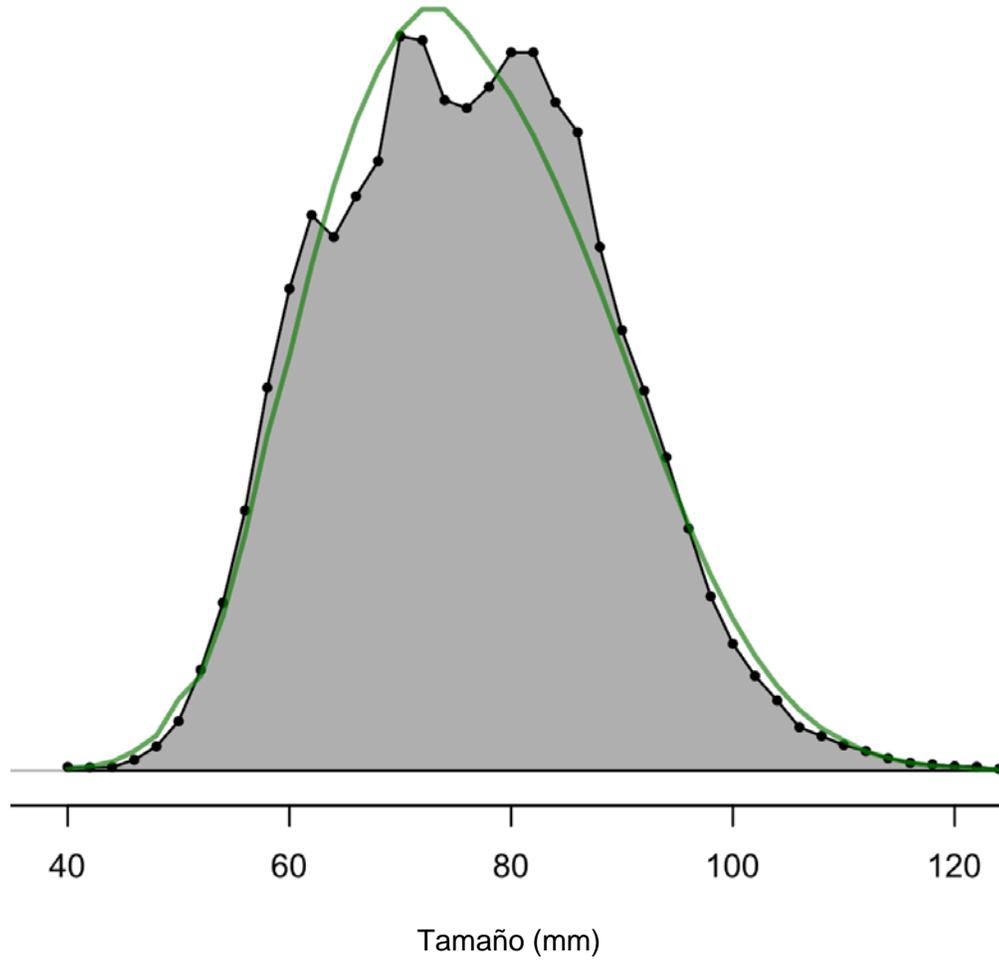


Figura 11. Ajuste de la composición de tallas del modelo 3 (M3) para la data disponible a través de todos los años. Los datos son mostrados en el área sombreada y las predicciones del modelo es la línea solida (verde).

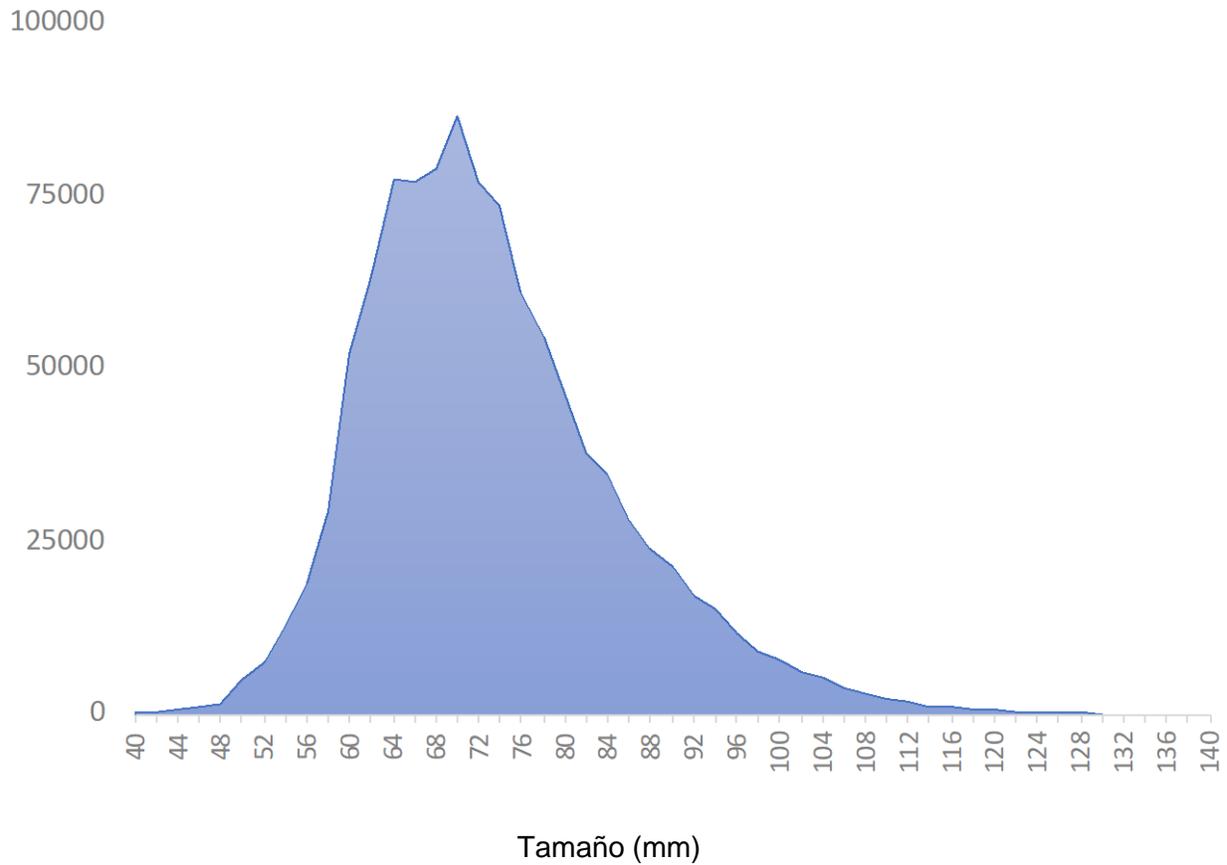


Figura 12. Composición de tallas disponible en la pesquería para la Zona X sur, sumadas a través de todos los años.

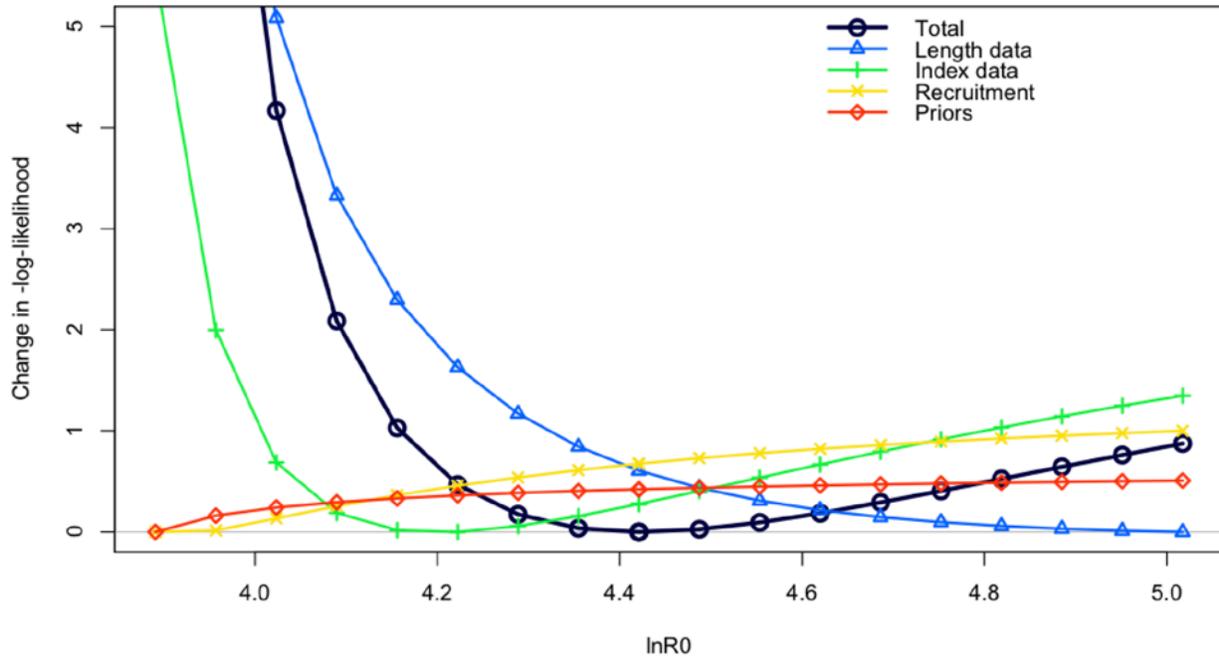


Figura 13. Ejemplo de perfil de verosimilitud de un modelo de erizo configurado para la región X norte que muestra qué componentes de densidad posterior del logaritmo negativo informan el tamaño relativo del stock (aquí se toma como el logaritmo del reclutamiento no explotado - un parámetro que escala la población).

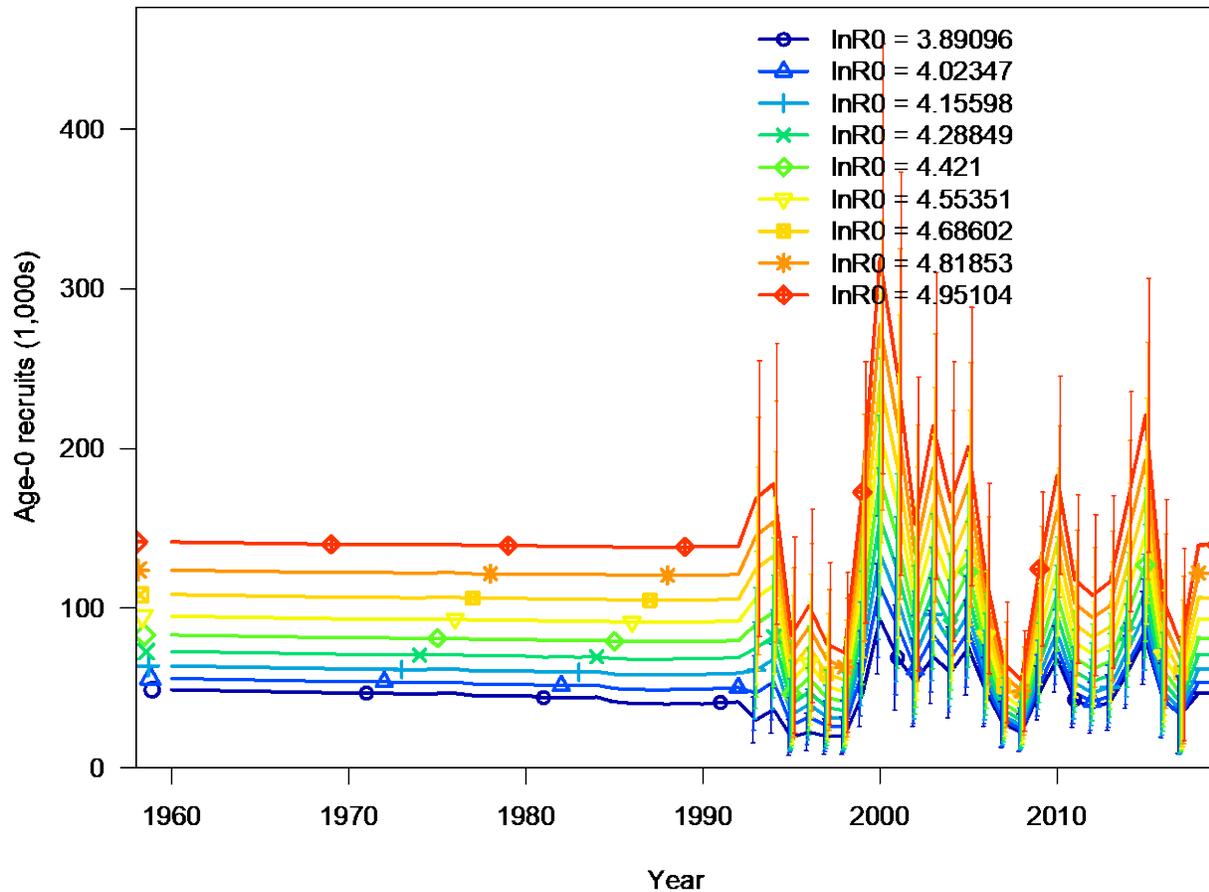


Figura 14. Trayectorias de reclutamiento para el modelo M# sobre el perfil de $\ln(R_0)$ mostrando el impacto sobre la escala relativa del parámetro.

Algunas notas técnicas sobre el informe de IFOP

Al revisar del informe disponible, observamos que la **Tabla 2** tiene capturas atribuidas a la X región bajo SERNAPESCA (tercera columna) que deberían estar bajo la XI región y viceversa. Además, la **Figura 15** en el informe de IFOP difiere de los datos que fueron proporcionados (para la X región norte, **Figura 15**). Esto debería ser corregido, ya que no queda claro si los datos de entrada proporcionados eran erróneos o si el informe tenía más ediciones que debían actualizarse.

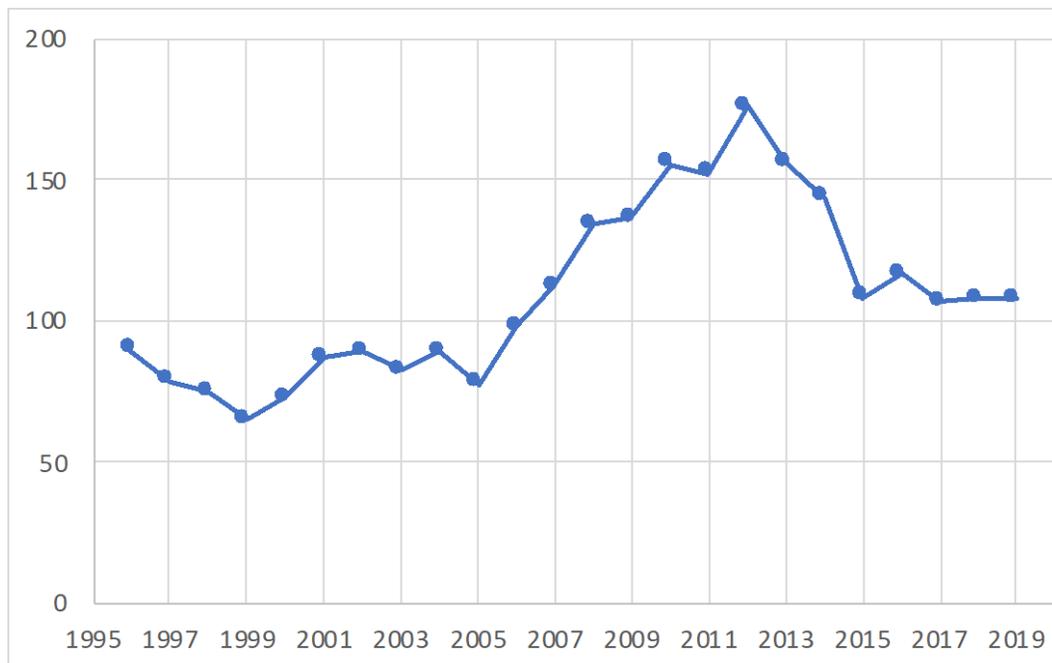
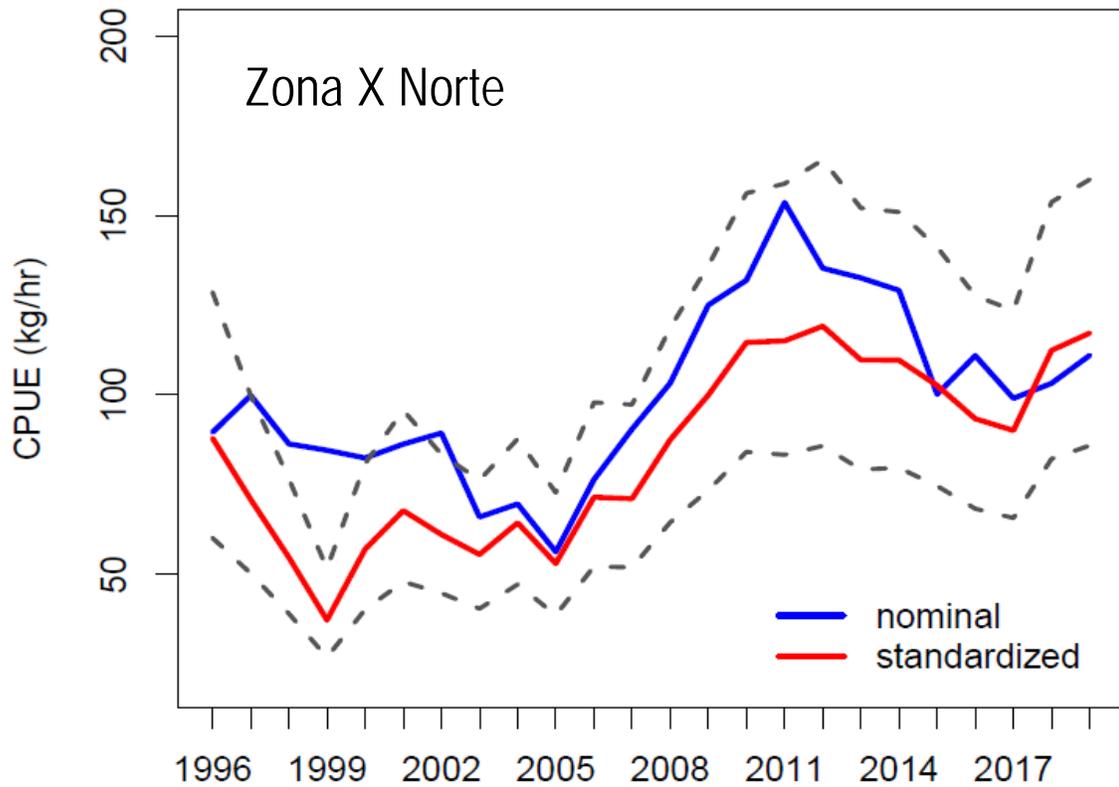


Figura 15. CPUE de la X región norte como se muestra de la Figura 6 del informe de IFOP (arriba) comparada con los valores reales para esa región como se indica en los archivos de entrada de la evaluación (abajo).

2.9. Pronunciamiento respecto a eventuales PBRs para este tipo de recursos. Pronunciarse sobre la pertinencia de los PBRs propuestos.

Si bien no soy un experto en biología de erizos, sin embargo, pareciera ser que la aplicación de un proxy para SPR (rendimiento por recluta) utilizado para stocks de peces y crustáceos en otras partes del mundo, podría aplicar en este caso. Sin embargo, esto no parece haber sido una consideración práctica dado que existe cierta confusión acerca de la pertinencia de la madurez a la talla utilizada en los modelos de evaluación y en las presentaciones (donde la talla al 50% de madurez fue de alrededor de 23 mm). Recomendamos se tome la mayor preocupación en la asignación de la madurez a la talla dentro del modelo de evaluación. En particular, relativo a SPR y otros PBRs, algunas estimaciones de sensibilidad a varias combinaciones *plausibles* de mortalidad natural, crecimiento, madurez, y selectividad por tamaños deberían ser evaluados. La plausibilidad debería estar basada en los datos dentro de las regiones y la aplicación de juicio experto en las combinaciones. Por ejemplo, utilizar el crecimiento más lento observado en una región puede ser inapropiado de considerar, digamos, con la tasa de mortalidad natural más alta de stocks y/o estudios relacionados.

2.10. Métodos de estimación de M para erizo o invertebrados bentónicos en general: ¿Es recomendable usar una batería de alternativas de estimación o emplear métodos específicos para pesquerías bentónicas?

Para algunos organismos bentónicos (e.g ostras) se han desarrollado extensos modelos para rastrear cómo cambia la mortalidad natural y el reclutamiento en el tiempo y dentro de áreas específicas. Ciertamente, se justifica una mayor evaluación de la incertidumbre en este supuesto bastante fuerte. Estudios experimentales dirigidos en áreas cerradas pueden ser apropiados o para realizar muestreos en un área que no ha sido objeto de pesca, de modo que se pueda derivar alguna idea de la mortalidad a partir del análisis de frecuencia de edad (talla). Una alternativa para utilizar tasas de mortalidad natural dentro de un modelo de evaluación puede ser tomada de especies relacionadas y áreas, donde las estimaciones pueden estar disponibles. Sin embargo, parece que estos casos son relativamente limitados. Idealmente, el muestreo intensivo directo de áreas que están cerradas podría proporcionar información. En particular, si se pueden recopilar datos extensivos de censos durante todo el año, es posible cuantificar la mortalidad de los erizos de mar (por ejemplo, si la concha permanece intacta el tiempo suficiente para ser contabilizado como muerto recientemente). Nuevamente, si hay áreas cerradas a la pesca, los censos regulares en tales áreas podrían proporcionar una serie de tiempo que podría examinar específicamente las tasas de mortalidad natural (suponiendo que no haya movimientos netos).

2.11. ¿Es necesario considerar en el análisis procedencias de pesca que desaparecieron de los muestreos por cese de la operación extractiva o que aparecieron en años recientes en las series temporales de datos empleadas en la evaluación? Lo anterior en contraste a la alternativa de agrupación de procedencias de operación continua.

En general, bajo la pesca se espera ver cierta contracción y cambios en la distribución de la población. Específicamente, un área central puede ser capaz de sostener las tasas de captura y el tamaño de los animales mejor que áreas más periféricas al centro poblacional principal. Para investigar esta pregunta, sería informativo comparar los patrones de CPUE iniciales en las áreas donde la pesca ya no es común versus aquellas donde la pesca ha operado continuamente. Adicionalmente, las distribuciones de tamaños pueden favorecer algunas áreas de pesca sobre otras. Si bien no está claro si este es un factor, podría fácilmente ser examinado y comparado entre estas áreas.

2.12. En la evaluación de la Zona X Norte, los datos intra - anuales de extracción de cuotas excepcionales (de verano) durante periodos de veda, de bajos volúmenes, tienen una selectividad distinta a la de la temporada extractiva normal, debido a mercados de destino distintos: ¿Deben ser considerados en la evaluación del stock?

Creo que, a lo largo del desarrollo de un modelo de evaluación de stock para estos recursos, los aspectos conocidos del mercado y prácticas de selección deberían informar el alcance y la forma de los cambios de selectividad. El impacto sobre el stock desovante se ve afectado por cambios en la selectividad. Para los modelos presentados, parece haber serias preocupaciones sobre cómo es modelada la selectividad. Por ejemplo, no está claro por qué no hay bloques de tiempo que permitieran cambios en la selectividad para la región X sur.

6. TALLER FINAL

Debido a la contingencia sanitaria y de común acuerdo con IFOP, el taller final y de cierre del proyecto se realiza de manera remota el día 30 de diciembre de 2020. Esta sección resume los aspectos discutidos en dicho taller.

La sesión virtual del taller de cierre se desarrolla a través de la aplicación Zoom y nuevamente se dispone de traducción simultánea de inglés a español (viceversa) para los participantes del taller. El video completo de la sesión virtual desarrollada para el Taller Final del Proyecto se encuentra alojado en el grupo de trabajo creado en la plataforma TEAMS, a la cual se puede acceder, al igual que durante toda la fase virtual del proyecto a través de la misma aplicación utilizada, o conectando a través del siguiente link:

https://teams.microsoft.com/_?Im=deeplink&lmsrc=homePageWeb&cmpid=WebSignIn&tenantId=2babdea9-c408-40bc-92dd-0d6773db1d3c#/mp4/viewer/teams/https%3A~2F~2Fcapesuc.sharepoint.com~2Fsites~2Fcapes-uc~2FDocumentos%20compartidos~2FSesi%C3%B3n%20virtual~2FSesi%C3%B3n%20final%20-%2030-12-2020~2F30-12-20%20-%20zoom%20final%20revisi%C3%B3n%20por%20pares%20erizo.mp4?threadId=19:77890a415b9743e8a84f492801519cf1@thread.tacv2&baseUrl=https%3A~2F~2Fcapesuc.sharepoint.com~2Fsites~2Fcapes-uc&fileId=2d5e0246-d3ed-4645-b8b7-e7400df5003c&ctx=files&rootContext=items_view&viewerAction=view

Listado de participantes taller final sesión virtual:

NOMBRE	INSTITUCION	CONTACTO
1 María Alejandra Pinto	Subsecretaría de Pesca y Acuicultura	mapintob@subpesca.cl
2 Carlos Techeira	Instituto de Fomento Pesquero	carlos.techeira@ifop.cl
3 Juan Carlos Quiroz	Instituto de Fomento Pesquero	juancarlos.quiroz@ifop.cl
4 Nancy Barahona	Instituto de Fomento Pesquero	nancy.barahona@ifop.cl
5 Mauricio Mardones	Instituto de Fomento Pesquero	mauricio.mardones@ifop.cl
6 Carlos Cortés	Instituto de Fomento Pesquero	carlos.cortes@ifop.cl
7 Pablo Araya	Instituto de Fomento Pesquero	pablo.araya@ifop.cl
8 María Cristina Pérez	Instituto de Fomento Pesquero	macristina.perez@ifop.cl
9 María José Zúñiga	Instituto de Fomento Pesquero	mariajose.zuñiga@ifop.cl
10 Cristian Canales	PUCV	cristian.canales.r@pucv.cl
11 Wolfgang Stotz	CEAZA	wsotz@ucn.cl
12 Dr. James Ianelli	NOAA Fisheries Alaska Fishery Science Center (USA)	jim.ianelli@gmail.com
13 Dr. Rubén Roa	C. Independiente	ruben.roa.ureta@gmail.com
14 Dr. Rodrigo Wiff	Centro CAPES-UC	rodrigo.wiff@gmail.com
15 Santiago Gacitúa	Centro CAPES-UC	sgacituab@gmail.com
16 Enrique Aguilar	Centro CAPES-UC	capespesquero@bio.puc.cl

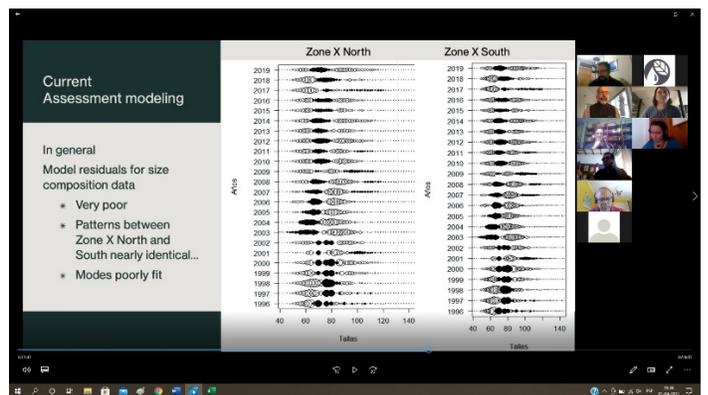
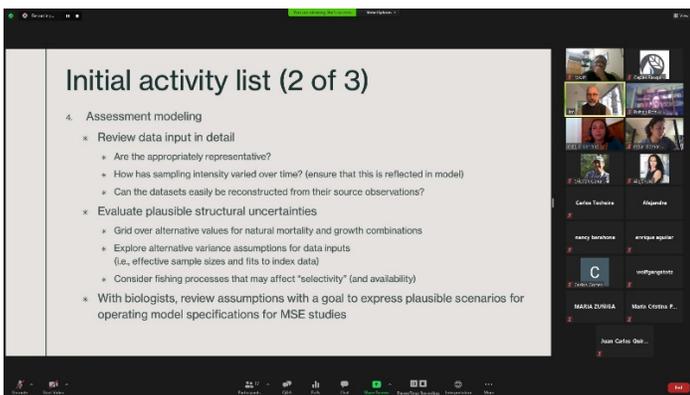
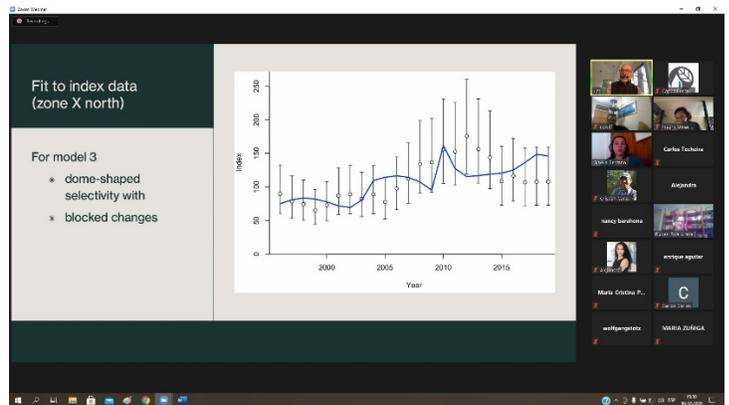
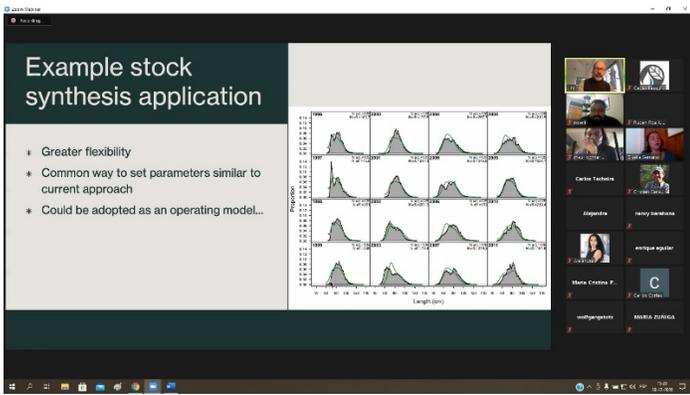
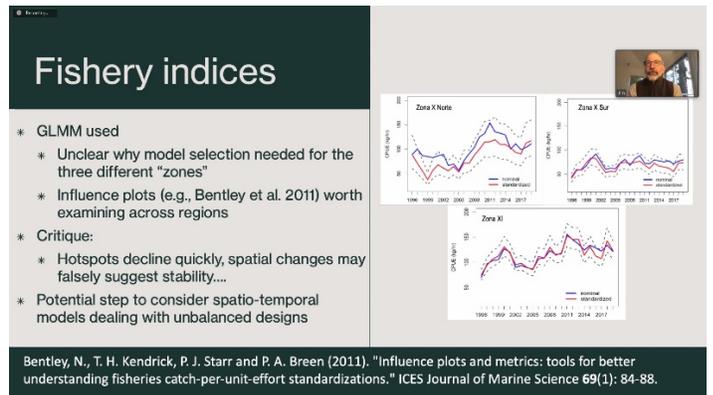


Figura 16. Capturas del webinar realizado para el Taller final.

Las presentaciones realizadas durante el taller se pueden revisar en el grupo de trabajo creado en la plataforma TEAMS y además en el ANEXO 5 del presente informe.

RESUMEN TALLER FINAL

AGENDA

13:50 – 14:00 h	Salón de espera.
14:00 – 14:10 h	Bienvenida
14:10 – 14:30 h	Presentación General de la Revisión (R. Wiff)
14:30 – 15:10 h	Aspectos técnicos de la revisión (J. Ianelli)
15:10 – 15:20 h	Pausa Café
15:20 – 15:50 h	Elementos para un Plan de actividades (J. Ianelli)
15:50 – 16:30 h	Plenario

Bienvenida

El taller comenzó con palabras de bienvenida del Jefe de Proyecto. Se entregó también indicaciones respecto de la modalidad e idioma de trabajo, presentación del experto internacional y reportero, aspectos referentes de la traducción simultánea y revisión de la agenda.

Presentación General

Se realizó una presentación de la estructura general que ha tenido este proyecto, indicando además los cambios de agenda que se suscitaron debido a la contingencia sanitaria. En términos generales, la revisión fue dividida en dos etapas. En la primera etapa, se generó un TTR basado en preguntas específicas provenientes desde IFOP. También se pusieron a disposición los datos que alimentan el modelo de evaluación de stocks y los códigos computacionales asociados. Esta primera etapa culminó con una pre-evaluación. Cabe señalar que esta etapa no tuvo que ser alterada producto de la contingencia sanitaria.

Según la propuesta técnica, la segunda etapa de la revisión contenía un taller presencial en la ciudad de Valparaíso, el cual fue adaptado debido a la contingencia sanitaria y en común acuerdo con IFOP. En este nuevo contexto, la etapa 2 fue dividida en dos partes: La etapa virtual desarrollada en la plataforma TEAMS, que consistió en un seminario de tipo “Webinar” que se realizó entre los días 9 y 10 de Julio de 2020. La segunda parte fue una etapa de cierre, que fue planeado por medio de un taller presencial en la ciudad de Valparaíso para el cierre del taller a ser realizado durante enero del 2021. Sin embargo, la situación sanitaria impidió también la realización presencial de este taller, optando nuevamente y en

común acuerdo con IFOP la realización de un Webinar que se llevó a cabo el día 30 de diciembre de 2020, el cual se relata en esta acta de taller.

Luego de las generalidades indicadas en los párrafos anteriores, se le entrega la palabra al experto internacional, Dr. James Ianelli, quien se dispuso a presentar y resumir los principales tópicos incluidos en su revisión. El experto internacional hace una presentación que es dividida en dos partes, la primera respecto de la revisión acorde a los TTRs emanados desde IFOP. Esta revisión incluye también un modelo propio desarrollado en la plataforma “*Stock Synthesis*”. La segunda parte de la revisión del experto internacional dice relación con un plan de revisión y sugerencias de actividades para conducir a mejorar la actual evaluación de stock de erizo.

Aspectos técnicos en los datos que alimentan la evaluación de stock

Se hace una presentación de tópicos generales que incluyen aspectos de biología del recurso, evaluación de stocks y manejo pesquero como puntos integrales de análisis. El experto internacional se refiere, además, a aspecto de colecta de datos y estructuración o división espacial de los stocks con fines de manejo. En términos de datos, se recomienda seguir con la continuidad de estudios referentes a los parámetros de historias de vida, principalmente referentes a crecimiento y mortalidad natural los cuales pueden ser extraídos desde experimentos de marcaje y recaptura. En términos de los análisis de sensibilidad planteados que involucra aspectos de historias de vida, estos escenarios debiesen reconocer explícitamente la correlación existente entre los parámetros vitales. Se vuelve a abrir la discusión sobre la talla mínima (70 mm), la que no muestra explícitamente si su adopción responde a las características biológicas y/o a las restricciones de mercado. Se refiere esta a una madurez al 100 %, la cual, por razones de gobernanza fue rebajada a 65 mm respecto de la gran cantidad de individuos pequeños en las capturas.

Con respecto al muestreo de tallas, el experto internacional expuso algunos análisis propios respecto de la fuerza de muestreo a través de años, polígonos y semanas, resaltando la variabilidad espacio-temporal de la cobertura de muestreo. Investigadores de IFOP refuerzan la discusión respecto a aspectos técnicos y logístico del muestreo. Se indica que las embarcaciones son encuestadas diariamente en dos zonas (Carelmapu y Quellón) durante su arribo, sin una preferencia de muestreo preestablecida. Sin embargo, este muestreo no tiene un carácter de censo, debido a que no existe personal para registrar captura las 24 h del día. Por otra parte, solo un número reducido de viajes y circunscritos a la región de Aysén, tiene observadores científicos a bordo. Respecto del muestreo de talla existe un diseño basado en polígonos, mientras que el muestreo biológico se realiza de manera estratificada en cada polígono. Los muestreos de tallas pueden provenir desde cualquier área al interior de cada polígono.

Respecto a la estandarización de CPUE como índice de abundancia, nuevamente se retoma la discusión sobre lo impropio que puede resultar un tratamiento independiente de los índices para cada una de las zonas. Se propone además que la selección de modelos, aparte de utilizar criterios de información automáticos (e.g. AIC), también pueda tomar otros criterios referentes a los coeficientes específicos que están influyendo específicamente en los cambios de CPUE entre zonas. Se vuelve a recalcar que, en especies relativamente sésiles como erizos, la CPUE regularmente responde a procesos de hiperestabilidad/hiperdepleción, que hacen que su uso sea cuestionable como índice de abundancia cuando no están bien tratados. Otro punto importante de recalcar, se refiere a los aspectos espacio-temporales que podrían ser incluidos en la estandarización de CPUE. Se discute que en general los datos no contienen una resolución adecuada para llevar a cabo una modelación espacio-temporal, particularmente en la zona más austral de la distribución. Sin embargo, se recomienda la exploración de agregación espacial tendiente a poder construir un modelo espacio-temporal para estandarización de esfuerzo.

Relacionado con los datos provenientes de estaciones fijas, se recomienda la búsqueda de patrones en las tallas entre zonas vecinas. Hasta el momento esta información no es usada en la evaluación de stock, aunque se reconoce que puede existir un potencial uso ya sea como índice de reclutamiento o índice de explotación. Debido a que los pescadores pueden o no conocer las zonas específicas de muestreo, se puede generar un problema para el potencial uso de estos datos en la evaluación de stock, debido principalmente a que algunas áreas pueden estar impactadas por la pesca y otras no. En general, la imposibilidad de conocer si el área específica de muestreo (a lo largo de la transecta) estuvo o no afecto a pesca puede transmitir un potencial sesgo a la evaluación de stock.

Se señala que, en términos prácticos, las estaciones fijas contienen mucha variabilidad entre ellas, haciendo poco atractiva su incorporación en la evaluación de stocks. Esta dificultad debería replantear el esfuerzo que se invierte en la generación de estos datos que podrían ser de utilidad mayormente al manejo de la pesquería que a su evaluación. La incorporación de esta base de datos de estaciones fijas en los actuales procesos de evaluación de stock se ven escabrosos debido a la ausencia de interpretación de los mismos. Por ejemplo, las composiciones de tamaño de las estaciones fijas difícilmente pueden ser utilizadas para precisar cantidades de manejo (captura o esfuerzo) debido mayormente a una ausencia en el patrón de reclutamiento. Si bien, parte de la información de estaciones fijas ha contribuido a clarificar parámetros de historia de vida como crecimiento/mortalidad natural dependiente del tamaño (Roa-Ureta 2016), es recomendable que la información de estaciones fijas se utilice de manera más bien indirecta insumos en la evaluación de stock.

Aspectos técnicos en la evaluación de stock

Esta sección comenzó con una exposición del Dr. Ianelli respecto de las brechas en la actual evaluación de stock. La evaluación de stock (en las diferentes áreas) se sustenta mayormente de composiciones de tamaños, índices de abundancia (menor en grado de libertad que las composiciones de tallas) y capturas. En el caso del ajuste de las composiciones de tamaños, el Dr. Ianelli llamo la atención sobre la ocurrencia de patrón temporal y espacial en los residuales. Menciona el experto que todas las evaluaciones de stock producen graficas de residuales, las cuales generalmente (cuando un ajuste es adecuado) no deberían contener un patrón residual. El patrón residual de las tallas en las evaluaciones de la Región de los lagos (norte y sur) evidencia un cambio estructural en torno al año 2002, que es evidente tanto en la evaluación norte y sur de la región. Este patrón residual posiblemente es un reflejo de una inadecuación del modelo usado para dar cuenta de la variabilidad del crecimiento en su componente talla-edad. Dr. Ianelli indica que esta brecha debe ser abordada revisando tres aspectos en la evaluación: (i) la matriz de crecimiento talla-edad, (ii) los procesos de selectividad entre zonas y temporales, y (iii) el proceso de mortalidad natural y su consistencia con el crecimiento. Una evidencia de la inadecuación del modelo para reproducir las estructuras de tamaños, tienen relación con la bondad de ajuste de la CPUE. En general, el índice de abundancia (para una zona específica) basado en CPUE muestra un ajuste aceptable, varias observaciones (anuales) muestran desviaciones que van más allá del error de observaciones asumido en la evaluación, potencialmente debido al forzoso ajuste de las composiciones de tamaño.

Otro aspecto que deja en evidencia que el modelo de evaluación (para ambas zonas en la Región de los Lagos) podría ser inapropiado para reproducir el crecimiento y mortalidad, es el análisis retrospectivo del modelo. Si bien, el error retrospectivo no es extremadamente severo, refleja una inadecuación persistente del modelo que se traduce en una imprecisión sobre el estado de reducción. Debido a esta inadecuación específica del modelo, parece prematuro utilizar un marco de referencia basado en puntos biológicos tradiciones (RMS). Esto se debe principalmente a que no se traslada toda la incertidumbre desde el modelo de evaluación hacia el marco de referencia. Sin embargo, existen algunas alternativas que podrían ser consideradas como son: (a) proyecciones del stock basadas en diferentes niveles de esfuerzo pesquero, (b) indicadores económicos que maximicen las operaciones de pesca (mínima distancia a zonas de pesca) y permitan evaluar el costo/beneficio de opciones de manejo.

Consideraciones respecto del modelo de evaluación

El Dr. Ianelli continuo con un conjunto de puntos a considerar para mejorar la actual evaluación de stock. El principal punto fue sustituir la plataforma de evaluación de stock. Si bien, ADMB (actual plataforma) es una potente herramienta de evaluación, es tiempo-demandante para realizar diferentes configuraciones de un modelo. Otras plataformas, como *Stock Synthesis* (SS3), al estar pre-codificadas, permiten agilidad y precisión en las diferentes configuraciones de un modelo de evaluación, que sumado a un soporte computacional continuo por parte de los desarrolladores, la posicionan como una opcional principal para sustitución de plataforma.

Dr. Ianelli mostro un ejemplo utilizando SS3 para evaluar el stock de erizo en la zona norte de la región de los Lagos, implementando cuatro configuraciones. Desde sus resultados, el Dr. Ianelli demostró que utilizando esta plataforma es fácil explorar brechas en los datos de entrada, en las dificultades de ajuste de éstos, y posibles soluciones. Por ejemplo, en la zona norte de la región de los Lagos, al agregar la totalidad de las composiciones de tamaños y sus ajustes, es posible cuestionar la utilización de una marca de clase de 2 mm para construir las composiciones de tamaños, mayormente por su inadecuación para explicar los cambios de modas (trimodal) debido (posiblemente) a un sesgo en el modelo de crecimiento. Así mismo, el perfil de verosimilitud del reclutamiento promedio en función del índice de abundancia (CPUE), composiciones de tamaños, y prioris de parámetros, indica que el modelo tal como está configurado se encuentra afectado por un parámetro de escala. Este parámetro de escala afectará la condición promedio (biomasa promedio) de la evaluación cada vez que se actualice el modelo.

Basado en la presentación del experto, los asistentes al taller discutieron temáticas relacionadas con los procesos de crecimiento y ajuste de datos. Se indicó que un modelo de crecimiento flexible (como Schnute) podría ayudar a mejorar la variabilidad observada en el crecimiento, incluyendo además el impacto de la mortalidad dependiente del tamaño.

En contraposición se indicó que un adecuado ajuste de la talla media de las composiciones de tamaño podría ser un indicador de una adecuada bondad de ajuste del crecimiento. El Dr. Ianelli no cuestiona que la talla media sea adecuadamente representada, pero eso no soslaya el patrón residual en las composiciones de tamaños (las cuales tiene un igual rango de tamaños para todos los años), lo que implica una deficiencia en la estimación del proceso de reclutamiento/crecimiento. La precisión en el ajuste de las tallas posiblemente deba ser basado en una adecuada representación del proceso de pesca (vulnerabilidad) evaluando diferentes combinaciones en la aplicación de patrones de selectividad. Para el Dr. Ianelli, el actual desajuste de las composiciones de tamaños responde a una representación combinada de la variabilidad en el reclutamiento, crecimiento, y patrones de selectividad.

La presentación del Dr. Ianelli contiene también una sugerencia de plan de actividades, la cual puede considerarse como una hoja de ruta referente a aspectos específicos a tomar en cuenta. Debido a la relevancia que toma esta sugerencia de plan, la hemos dejado como en la siguiente sección de este reporte.

7. CONSIDERACIONES FINALES

Esta sección tiene como objetivo la presentación de las principales consideraciones o conclusiones respecto de la revisión de la evaluación de stock de erizo. Esta sección en ningún caso pretende reemplazar toda la discusión que se ha dado en la fase virtual, fase de taller y evaluación del experto internacional, sino que sólo busca reforzar en una mirada rápida, los puntos que requieren mayor atención en la evaluación. También se entrega una recomendación de los plazos en los cuales estas mejoras debiesen ser incorporadas. Acorde a Wiff et al. (2018), los plazos razonables para incorporar mejoras en una evaluación de stock debiesen estar en el horizonte del corto plazo (1 a 2 años), mediano plazo (2 a 5 años) y otros cambios que podrían requerir una mirada de largo plazo (5 años o más). Estas consideraciones se encuentran divididas en los 5 principales tópicos provenientes desde el TTR y abarcan las conclusiones llevadas a cabo en la etapa virtual, taller final, como el reporte del experto internacional. Esta sección se encuentra dividida en la subsección referente a aspectos generales y otra con una sugerencia de plan de actividades emanadas desde el taller final.

7.1. Aspectos generales

7.1.1 Unidades de stocks

- La definición de unidades de stock se considera apropiada para fines de manejo. Sin embargo, se recomienda **realizar escenarios de sensibilidad** que consideren niveles de agregación alternativos. Estas diferentes formas de agregación debiesen estar en consistencia con los procesos biológicos de la especie. Debido a que este análisis de sensibilidad requiere trabajar sobre reagrupaciones de datos, se considera que esta recomendación puede ser llevada a cabo en el **mediano plazo**.

7.1.2. Parámetros de historia de vida.

- Se recomienda seguir con la continuidad de **estudios referentes a los parámetros de historias** de vida, principalmente referentes a crecimiento y mortalidad natural los cuales pueden ser extraídos desde experimentos de marcaje y recaptura. Los estudios de marcaje y recaptura son usualmente referidos al **largo plazo**.
- Se recomienda realizar un análisis de **sensibilidad a los parámetros de crecimiento** usados en cada zona. Note que cualquier cambio en los parámetros de crecimiento deberían ser acompañados de cambios acordes (dependientes) de la mortalidad natural. Bajo la implementación provista en Stock Synthesis, los análisis de sensibilidad son relativamente sencillo de implementar y, por lo tanto, se recomienda realizar estas mejoras en el **corto plazo**.

- Dado que la relación **longitud-peso (LW)** muestra una alta variabilidad debido a problemas de observaciones (e.g no se puede medir el cuerpo con mucha exactitud por las púas o el agua en los individuos hace variar el peso). Para efecto de los estimados de la evaluación de stock, se recomienda trabajar con LW empíricas (sin un modelo matemático) que contenga un adecuado tratamiento de los datos escapados (outliers). De esta forma se estarían considerando los valores representativos de los pesos medios anuales. Debido a que esta información ya se encuentra disponible y este análisis no requiere de un tratamiento de datos muy profundo, se sugiere realizar esta recomendación en el **corto plazo**.
- Para estimación de **mortalidad natural mediante métodos empíricos (bioanalógicos)**, se sugiere hacer una revisión de los métodos apropiados para su estimación en invertebrados, seleccionar un número limitado de métodos particulares y realizar análisis de sensibilidad con fines de traspasar niveles de incertidumbre a la evaluación de stock. Debido a que la aplicación de métodos empíricos es relativamente sencilla, se sugiere realizar esta actividad en **corto plazo**.
- Para una exploración de **estimación directa de mortalidad natural**, se sugiere identificar un área con baja explotación pesquera donde sea viable marcar individuos, estableciendo un programa de visitas anuales con fines de detectar y estimar crecimiento/mortalidad. Debido a que los programas de marcaje requieren algunos años de observación para ser compatibles con la estimación de parámetros de historia de vida, se recomienda explorar una estimación de mortalidad en el **largo plazo**.
- Se propone una exploración de **modelos de crecimiento alternativos** y más (como Schnute) el cual podría ayudar a mejorar la variabilidad observada en el crecimiento. Debido a que este punto no requiere de colección de nueva data, se sugiere realizarlo en el **corto plazo**.

7.3.1. Índices de abundancia y estructuras de tallas

- Los enfoques de **estandarización de CPUE** deben considerar (potencialmente) cambios conocidos en la selectividad debido a la selección de tamaños que demanda el mercado. Parece que este tipo de recurso podría beneficiarse sustancialmente de un modelo espacio-temporal. Debido a la dificultad de asignar datos a puntos geográficos, parecería adecuado explorar modelos del tipo “areal” donde los datos espaciales son asignados a polígonos. Se recomienda esta exploración pueda ser realizada en el **mediano plazo**.
- Parece poco probable que el índice de CPUE pesquero, incluso con las estandarizaciones, sea proporcional a la abundancia de la población, por el efecto que tiene la hiperestabilidad como resultado de la reducción de abundancias locales. Por lo tanto, se recomienda llevar a cabo **experimentos de agotamiento** que puedan tender a una estimación local dirigida de biomasa,

expandida a áreas y hábitats, lo que puede proporcionar una estimación de biomasa de referencia que podría utilizarse explícitamente dentro de un marco de evaluación de stock. Debido a que estos experimentos deben ser diseñados particularmente en el contexto de esta evaluación de stock, se sugiere que esto puede ser llevado a cabo en el **largo plazo**.

- Respecto a la utilización de la información desde **estaciones fijas**, se recomienda la búsqueda de patrones en las tallas entre zonas vecinas. Las estaciones fijas contienen mucha variabilidad entre ellas, haciendo poco atractiva su incorporación en la evaluación de stocks. Esta dificultad debería replantear el esfuerzo que se invierte en la generación de estos datos que podrían ser de utilidad mayormente al manejo de la pesquería que a su evaluación. Esta tarea podría ser realizada en el **corto plazo**.
- Respecto de las **estructuras de tallas** (Zona X norte), se observó una distribución poco usual de tipo tri-modal. Recomendamos que esto se reevalúe, ya que puede estar relacionado con alguna tendencia a redondear la medición al cm más cercano, o que algunas muestras se registraron en cm y no en mm. Se considera que esto podría desarrollarse en el **corto plazo**.

7.1.4. Evaluación de stocks.

- Debido a que los códigos de evaluación usados por IFOP (en plataforma ADMB) es poco flexible para la necesidad de mejoras que se deben hacer y además que se detectaron algunos problemas de codificación, se recomienda hacer una migración hacia la **plataforma de Stock Synthesis**. El experto internacional ha codificado la evaluación de stock ZONA X norte en dicha plataforma (incluyendo análisis de sensibilidad). Este código es fácilmente adaptable al resto de zonas de evaluación, por lo tanto, se considera que esta es una tarea que puede ser llevada a cabo en el **corto plazo**.
- Cuando se hace un cambio en la forma de modelar una población, es siempre saludable **comparar ambos modelos en su desempeño** y a la luz de sus supuestos. En este contexto, se recomienda comparar las variables de estado y estatus desde el modelo estadístico de captura a la edad usado por IFOP, con respecto al modelo que se usaba anteriormente para la evaluación de stock de este recurso en Roa-Ureta et al. (2015). Debido a que ambos modelos se encuentran actualmente implementados en esta pesquería, se sugiere realizar esta tarea en el **corto plazo**.
- Se recomienda hacer análisis de sensibilidad tanto a la forma funcional que toma la **relación stock-recluta**, como también a los valores de steepness seleccionados. Se sugiere que esta tarea sea hecha en el **corto plazo**.

- Los análisis llevados a cabo por el evaluador internacional en la plataforma de Stock Synthesis, revelan que la **selección de forma de selectividad** de tipo domo y variantes en bloques mejora sustancialmente el ajuste de los modelos implementados (ejemplo para la Zona X norte). Esto se debe en gran parte, a que la captura de erizos posee una marcada selectividad por tamaños. Por una parte, existe una talla mínima de extracción y por otra existen ciertas tallas preferidas para la exportación. Por lo tanto, se recomienda seguir con análisis de sensibilidad para la forma de selectividad y bloques temporales. Debido a que esto ya se encuentra codificado se propone hacerlo en el **corto plazo**.

7.1.5. Puntos Biológicos de Referencia (PBR).

- **Respecto de los PBR**, se recomienda análisis de sensibilidad a varias combinaciones *plausibles* de mortalidad natural, crecimiento, madurez, y selectividad por tamaños. La plausibilidad debería estar basada en los datos dentro de las regiones y la aplicación de juicio experto en las combinaciones. Especial atención debe ser puesta en la ojiva de madurez seleccionada. Se recomienda realizar estos análisis de sensibilidad en el **mediano plazo**.
- Debido a algunas inadecuaciones específicas del modelo, parece prematuro utilizar un marco de referencia basado en **puntos biológicos tradicionales**, tales como RMS. Se propone indagar respecto de proyecciones del stock basadas en diferentes niveles de esfuerzo pesquero, como también indicadores económicos que maximicen las operaciones de pesca (mínima distancia a zonas de pesca) y permitan evaluar el costo/beneficio de opciones de manejo. Esta recomendación requiere explorar alternativas de manejo, lo cual se sugiere hacerlo en el **mediano plazo**.

6.2. Sugerencias para un plan de actividades

La evaluación de stock de erizo en la zona austral de Chile, podría ser mejorada por las siguientes vías:

1. Evaluar la factibilidad de integrar datos independientes de la pesquería (e.g., estaciones fijas) solo cuando es apropiado,
 - a. Asegurando consistencia entre estos datos y los pesqueros, por ejemplo para las composiciones de tamaños,
 - b. Construcción de índices pesca-independientes coherentes con los actuales
 - c. Relación entre los datos independientes, de manera de asegurar consistencia entre diferentes fuentes de recolección (proximidad de sitios)

2. Por sobre el actual proceso de estandarización de la CPUE, considerar modelos espacio-temporales basados en datos pesqueros para la construcción de índices de abundancia o disponibilidad,
 - a. Se utilicen alternativos a los actuales,
 - b. Permitan incorporar covariables razonables que conducen la variación de los datos pesqueros (e.g., identificar de bote/pescador, profundidad, temporalidad)
 - c. Que permitan utilizar datos de las estaciones fijas, pero debe ser evaluado
3. Continuar con los estudios biológicos que respalden los procesos a modelar,
 - a. Marcaje de individuos para definir crecimiento, movilidad, etc
 - b. Estudios explícitos que examinen los efectos de la mortalidad natural
4. Cambios en el modelo de evaluación de stock,
 - a. Es productivo realizar una revisión de los datos de entrada al modelo focalizando los puntos de atención en:
 - i. Los datos deben ser representativo de los procesos biológicos y pesqueros comprendidos por el sector y biólogos,
 - ii. La recopilación histórica de datos, en términos de su intensidad y cobertura, debe estar representada en el modelo de error,
 - iii. Los datos recolectados deben estar basados en una fuente de observación que posibilite reconstruirlos de una forma sencilla
 - b. Evaluar la totalidad de incertidumbre estructural,
 - i. Una grilla de configuraciones que combine diferentes valores posibles de mortalidad natural y crecimiento debería entregar condiciones de borde a los resultados de la evaluación,
 - ii. La ponderación de los datos de entrada al modelo, ya sea por cambios en los pesos de las composiciones de tamaños (tamaño de muestras efectivo) o los coeficientes de variaciones de los índices de abundancia, permite generar un mapa de la varianza vinculada a los datos de entrada,
 - iii. Explorar todos los procesos de pesca que deberían impactar la selectividad. Esta tarea es útil por medio de la integración de los participantes del sector (pescadores), administradores y científicos,
 - c. Bajo el entendido que se requerirá un marco de referencia en un futuro próximo, estas tareas de adecuación del modelo de evaluación y sus diferentes configuraciones, permite identificar escenarios posibles para especificar modelos operativos que sean comprobados en un marco de Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM)
5. Frente a la imposibilidad de integrar adecuadamente los datos en el modelo de evaluación, una alternativa (no excluyente) es evaluar agregaciones alternativas de datos al interior de un polígono, o integrando polígonos,
 - a. Este proceso puede ser utilizado para conducir un análisis de sensibilidad de la estructura del stock

6. La implementación del modelo de erizo en SS3 dejó ver una composición de tamaños agregada con predominancia de tres modas. Es prioritario frente la presencia del patrón residual (antes mencionado) re-evaluar las composiciones de tamaños para entender como el crecimiento o reclutamiento conduce a esta estructura de tri-moda agregada,
 - a. Esta evaluación debe buscar consistencia entre el modelo de crecimiento supuesto y la variabilidad de la talla-edad,
7. Implementar modelos de reducción (depleción)
 - a. Estos modelos podrían proporcionar estimaciones de reducciones en la biomasa a escalas locales, basadas en áreas de pesca recurrentes y hábitats más probables de erizo. También estos modelos podrían proporcionar una estimación de la rapidez con la que ocurre una reducción local, cuando el área involucrada es de gran tamaño,
 - b. Estimaciones de los modelos de reducción podrían ser incorporados como información auxiliar en modelo de evaluación estructurados,
8. Debido a la dificultad de utilizar un marco de referencia tradicional (como se indicó en secciones previas), los objetivos de manejo de erizo podrían considerar interacciones económicas que integren aspectos reproductivos (peso gónadas) y estructurales del stock (composiciones de tamaños),
 - a. Este tipo de marco de referencia puede ser utilizado para reconsiderar la tasa de reducción del potencial reproductivo (e.g., biomasa desovante por recluta) que debería utilizar un marco de manejo)

7.- BIBLIOGRAFIA

- Anon. 2019. Segundo reporte de gestión, programa de seguimiento de las pesquerías bentónicas bajo planes de manejo, año. Subsecretaría de economía y emt / enero 2020.
- Barahona, N., C. Molinet, A. Venegas, M. Mardones, P. Araya & O. Gallo. 2020. Monitoreo de la pesquería de erizo en las regiones de Los Lagos y de Aysén. Documento Técnico IFOP, preparado para revisión pares pesquería de erizo en las regiones de Los Lagos y de Aysén. 25 pp.
- FAO. 2020. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2020. La sostenibilidad en acción. Roma. <https://doi.org/10.4060/ca9229es>.
- Fournier, D.A., Skaug, H.J., Ancheta, J., Ianelli, J., Magnusson, A., Maunder, M.N., Nielsen, A. & Sibert, J., 2012. AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optimization Methods and Software*, 27(2): 233-249
- Hilborn, R. & Walters, C.J., 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman and Hall, New York. 570 pp.
- Lamare, M.D. & Barker M.F., 1999. In Situ Estimates of Larval Development and Mortality in the New Zealand Sea Urchin *Evechinus Chloroticus* (Echinodermata: Echinoidea). *Marine Ecology Progress Series* 180: 197–211.
- Mardones, M. 2019. Segundo Reporte de Gestión. En Informe Final; “Programa de seguimiento de las pesquerías bentónicas bajo planes de manejo, año 2019”. Subsecretaría de Economía y EMT. Pp 87.
- Methot Jr, R.D. & Wetzel, C.R., 2013. Stock synthesis: a biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research*, 142: 86-99.
- Molinet C., P. Díaz, C. Balboa, P. Ruiz, N. Barahona, E. Díaz, P. Araya, D. Subiabre, C. Montenegro, C. Eisele, C. Arriagada, C. Bravo & Olguín A., 2016. Actualización de la estimación de parámetros biológicos y de crecimiento de erizo en la X y XI Regiones. Informe Final. Proyecto FIPA 2014-08. 250 páginas. Universidad Austral de Chile.
- Rago, P.J, Weinberg J.R, & Weidman C., 2006. A Spatial Model to Estimate Gear Efficiency and Animal Density from Depletion Experiments 2388: 2377–88. <https://doi.org/10.1139/F06-121>.
- Roa-Ureta, R.H., Molinet C, Barahona N, & Araya P., 2015. Hierarchical Statistical Framework to Combine Generalized Depletion Models and Biomass Dynamic Models in the Stock Assessment of the Chilean Sea Urchin (*Loxechinus Albus*) Fishery. *Fisheries Research* 171: 59–67.
- Roa-Ureta, R.H., 2016. Size-dependent mortality rate profiles. *Journal of theoretical biology* 402: 107-116.
- Russell, M.P., Ebert T.A, & Petraitis P.S., 1998. Field Estimates of Growth and Mortality of the Green Sea Urchin, *Strongylocentrotus Droebachiensis*.” *Ophelia* 48 (2): 137–153.
- SUBPESCA, 2020. Estado de situación de las principales pesquerías chilenas, año 2019. Departamento de Pesquerías, División de Administración Pesquera, Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. 113 páginas.
- Techeira, C., M. Mardones, C. Cortés, A. Roldán, N. Barahona, C. Vicencio, P. Romero, P. Araya & O. Gallo. 2019. Informe Final Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas Bajo Planes de Manejo, Año 2018. Instituto de Fomento Pesquero, IFOP. 468 pp + Anexos
- Tegner, M.J, & Dayton P.K., 1981. Population Structure, Recruitment and Mortality of Two Sea Urchins (*Strongylocentrotus Franciscanus* and *S. Purpuratus*) in a Kelp Forest. *Marine Ecology Progress Series* 5: 255–268.
- Wiff R, Silva A., Ianelli J., & Montero J., 2018. Revisión por pares, programa de seguimiento de las principales pesquerías pelágicas de la zona centro-sur. Informe Final - Programa de Seguimiento de las Principales Pesquerías Pelágicas de la Zona Centro Sur de Chile, CAPES–UC.
2019. Segundo Reporte de Gestión. En Informe Final; “Programa de seguimiento de las pesquerías bentónicas bajo planes de manejo, año 2019”. Subsecretaría de Economía y EMT. Pp 87.

8. ANEXOS

8.1. ANEXO 1. Reporte primera reunión de coordinación entre el equipo de CAPES-UC y la contraparte técnica de IFOP.



Proyecto	“Revisión por pares evaluación de stock erizo <i>Loxechinus albus</i> en las regiones de Los Lagos y Aysén. Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas bajo Planes de Manejo”.
Requirente	Instituto de Fomento Pesquero (IFOP)
Actividad	Reunión de Coordinación Equipo de trabajo CAPES y Contraparte Técnica IFOP
Fecha	20 de abril de 2020

Jefe de Proyecto	Dr. Rodrigo Wiff Onetto CAPES-UC / Pontificia Universidad Católica de Chile Fono: 56-2-23542638 E-mail: capespesquero@bio.puc.cl
------------------	---

ACTA
Reunión de Coordinación: CAPES / IFOP
“Revisión por pares evaluación de stock erizo *Loxechinus albus* en las regiones de Los Lagos y Aysén. Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas bajo Planes de Manejo”

Valparaíso, 20 de abril de 2020

Participantes:

IFOP:

- Nancy Barahona T.
- Mauricio Mardones I.
- Juan Carlos Quiroz
- Carlos Techeira T.

Equipo Técnico del Proyecto (CAPES-UC):

- Rodrigo Wiff O. (Jefe de Proyecto)
- Santiago Gacitúa B.

Desarrollo de la Reunión:

Debido a la situación de cuarentena de pandemia a nivel mundial a causa del COVID-19, se desarrolla la reunión vía remota entre el equipo técnico de IFOP como mandante y el equipo técnico del Centro CAPES-UC como Ejecutor.

La reunión comienza con la intervención de Rodrigo Wiff (Jefe de Proyecto), planteando una agenda tentativa de la reunión que es respaldada por los participantes, la que considera los siguientes 6 puntos:

1. **Aspectos contractuales.** Contratos, emisión de la primera factura.
2. **Insumos a proveer.** Informe que se va a evaluar, modelos con códigos y datos correspondientes al informe, y alguna información anexa, como, por ejemplo, informes de seguimientos
3. **Secuencias de la revisión.** Fase Remota, Fase presencial.
4. **Aspectos a evaluar.** Datos de entrada, modelo conceptual, implementación del modelo (códigos), desempeño del modelo, aspectos de estructuración del reporte.
5. **Plazos de los informes.** Se contemplan dos informes, uno de avance o preevaluación y otro con un informe final con todos los alcances del taller.
6. **Contingencia sanitaria.**

1. Aspectos Contractuales:

Respecto de los aspectos formales se confirma la firma de los contratos respectivos para la ejecución del proyecto.

R. Wiff le consulta a C. Techeira por el conducto para hacer llegar la primera factura por el 30% de anticipo del proyecto dada la situación de teletrabajo en que se encuentra IFOP. C. Techeira responde que se debiera enviar copia a él como contraparte técnica y a la persona de administración de IFOP que probablemente sea Olivia Vivar, lo cual confirmará con posterioridad.

Luego comenta dada la situación del COVID-19 que cualquier solicitud de prórroga se debe considerar al menos 10 días antes para su ingreso y hace el hincapié en que la Contraloría revisa los contratos y sus modificaciones, por lo que se debe prever con la suficiente anticipación si se requiere solicitar prórrogas.

C. Techeira hace una breve reseña del caso de la pesquería de erizo y su evaluación de stock, la cual comenzó el equipo de Nancy Barahona como parte del programa de seguimiento de las pesquerías bentónicas que desarrolla anualmente el Departamento de Evaluación de Pesquerías (DEP) de IFOP, para luego dicha evaluación de stock pasar al Departamento de Evaluación de Recursos (DER). Agrega que esta revisión por pares corresponde a la primera que se realiza para una pesquería bentónica, lo que denota la relevancia que tiene para IFOP.

Por otro lado, comenta de los supuestos que se han considerado para realizar la evaluación de stock de erizo y que saldrán en la presente revisión por pares.

J.C. Quiroz interviene y plantea que esta pesquería es un caso diferente a aquellas de peces respecto del trabajo que se realiza a nivel del Comité Científico Técnico (CCT) respectivo, ya que en erizo los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) para determinar el status están dados por el mismo CCT.

C. Techeira aclara que para erizo no existen PBR definidos y que la evaluación de la cuota anual, por parte del Comité Científico de Recursos Bentónicos, considera la recomendación de IFOP pero que la misma no es vinculante. Agregando que los últimos años solo se ha entregado el estatus del recurso, pero sin recomendación de cuota.

N. Barahona interviene para añadir que hasta el año 2018 existían evaluaciones de stock que eran presentadas al Comité, la del IFOP antes mencionada y otra independiente desarrollada por Rubén Roa, pero que desde el 2018 solo se cuenta con la proporcionada por IFOP y ya no se cuenta con evaluaciones paralelas.

2. Insumos:

Respecto de los insumos, R. Wiff plantea que se requeriría la versión del último informe de la evaluación de stock, los códigos utilizados idealmente con algún comentario en líneas de códigos que faciliten la revisión. Además, de otras fuentes de información que se considere por parte del equipo técnico de IFOP pudiera ser relevante para la revisión (e.g reportes anexos). La información anterior debiese ser alojada en una plataforma que permita el acceso remoto por parte del equipo técnico del Centro CAPES-UC como Google drive, Dropbox o similar.

M. Mardones consulta respecto al informe de evaluación que debiera ser entregado para la revisión, ya que señala que dicho informe se encuentra inmerso en otro documento mayor.

C. Techeira le plantea que a su parecer se debiera entregar el informe completo para darle contexto al revisor del informe de la evaluación de erizo y, además, un documento que contenga sólo la evaluación de stock. Por otra parte, se consulta respecto al idioma de los documentos a entregar para la revisión del experto, a lo que R. Wiff le responde que no hay problema que los documentos se encuentren en español, ya que James Ianelli (NOAA) lee sin problemas en español y las dudas que pueda tener será apoyado por él (R. Wiff) para aclararlas.

J.C. Quiroz hace la consulta si existe problema de alojar los códigos en un drive para que la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA) tenga acceso y pueda ver los avances que se van produciendo de la revisión por pares. C. Techeira responde que no habría problema, que en este momento hay una persona nueva (aún no conoce) como sectorialista de la SUBPESCA pero que la jefa del Departamento continúa siendo María Alejandra Pinto.

3. Etapas de la Revisión por Pares:

R. Wiff plantea que, al igual que en otras revisiones por pares que ha desarrollado el Centro CAPES-UC, la idea es partir con una preevaluación de forma remota por parte del experto internacional entregando un informe de preevaluación, para luego pasar a la fase Taller de tipo presencial y que inicialmente se realizaría en la ciudad de Valparaíso entre el 01 y 05 de junio del presente. Los productos del taller serían

incorporados en el Informe Final del Proyecto que sería entregado de acuerdo a contrato antes del día 29 de junio de 2020.

R. Wiff hace notar que toda la fase de taller debe ser discutida en particular por la contingencia mundial y por eso ha quedado como punto 6 para ser discutido al final.

C. Techeira plantea que todo el trabajo de la preevaluación es interno del equipo técnico de CAPES-UC con IFOP. Además, plantea la duda respecto a la revisión del modelo conceptual del erizo, ya que no existe un documento donde se encuentre toda esa información compilada. ¿Es necesario compilar la información?

R. Wiff responde que no es necesario hacer ese compilado ya que muchos de los aspectos referentes al modelo conceptual se encuentran intrínsecos en la evaluación de stock y que no es problema para el equipo técnico de CAPES-UC trabajarlos de esa manera. Agrega que obviamente cualquier duda del equipo y experto será canalizada a la contraparte de IFOP en las reuniones remotas que se irán desarrollando durante la ejecución del proyecto.

Por otro lado, R. Wiff plantea la idea de generar por parte de IFOP una pauta de ciertas preguntas o aspectos que le parecen necesarios que sean abordados por el experto internacional al momento de ir desarrollando la revisión. Lo anterior, ya ha sido aplicado en otras instancias (pesquería de anchoveta norte) con buenos resultados para la fase de preevaluación.

J.C. Quiroz propone la idea de generar un blog donde se pueda ir incorporando los comentarios y mejoras que se vayan generando a medida que avanza la fase de preevaluación y las reuniones remotas del equipo técnico de CAPES-UC y la contraparte técnica de IFOP. Lo anterior, porque en su opinión será muy difícil llevar a cabo la fase presencial del proyecto.

6. Reunión presencial:

R. Wiff plantea la problemática que surge a raíz de la pandemia de COVID-19 a nivel mundial que tiene fronteras cerradas, aeropuertos y líneas aéreas paralizadas, hoteles, etc., lo que claramente afectará la segunda etapa de este proyecto y que considerada un taller presencial a desarrollar entre el 01 y 05 de junio de 2020.

C. Techeira consulta por la disponibilidad del experto internacional a viajar a Chile para el taller presencial, a lo que R. Wiff responde que la disponibilidad del experto no ha cambiado, pero que la imposibilidad de conseguir vuelos es el mayor problema en este momento. Que ha conversado con Jim Ianelli y que pudiendo él viajaría de acuerdo al calendario propuesto pero que la incertidumbre del escenario actual hace replantearse la posibilidad real de realizar el taller presencial.

R. Wiff plantea que una de las opciones sería cambiar la realización del taller para una fecha posterior pero que eso depende de la agenda de J. Ianelli y los plazos por parte de IFOP. Agrega que de no mejorar la situación mundial habría que analizar alternativas de desarrollar el taller de forma remota, probablemente en módulos pero que también presenta otros inconvenientes que deben ser considerados como la traducción simultánea, la duración de los módulos, entre otros factores a considerar.

C. Techeira está de acuerdo con que el escenario actual complica la realización del taller presencial y pregunta a R. Wiff respecto al tiempo necesario para decidir respecto al viaje del experto y si se realiza el taller en forma presencial. R. Wiff le responde que con 3 semanas de anticipación es posible definir el viaje.

J: C. Quiroz pregunta a C. Techeira por los tiempos en el caso de IFOP para entregar el informe que contendría la revisión por pares de erizo, a lo que C. Techeira responde que entre 30 y 45 días como máximo se podría dilatar, pero no más allá.

J.C. Quiroz plantea como fecha para esperar la evolución de la pandemia y poder tomar una decisión respecto a la realización del taller presencial hasta el día 8 de mayo del presente, de lo contrario, para poder analizar otras alternativas con tiempo suficiente.

Se acuerda aceptar la propuesta de J.C. Quiroz y dejar el día 08 de mayo para una nueva reunión remota y tomar una decisión respecto al taller.

8.2. ANEXO 2. Reporte segunda reunión de coordinación entre el equipo de CAPES-UC y la contraparte técnica de IFOP.



Proyecto	“Revisión por pares evaluación de stock erizo <i>Loxechinus albus</i> en las regiones de Los Lagos y Aysén. Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas bajo Planes de Manejo”.
Requirente	Instituto de Fomento Pesquero (IFOP)
Actividad	Segunda Reunión de Coordinación Equipo de trabajo CAPES y Contraparte Técnica IFOP
Fecha	12 de mayo de 2020

Jefe de Proyecto	Dr. Rodrigo Wiff Onetto CAPES-UC / Pontificia Universidad Católica de Chile Fono: 56-2-23542638 E-mail: capespesquero@bio.puc.cl
------------------	---

ACTA
Segunda Reunión de Coordinación: CAPES / IFOP
“Revisión por pares evaluación de stock erizo *Loxechinus albus* en las regiones de Los Lagos y Aysén. Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas bajo Planes de Manejo”

Reunión remota, 12 de mayo de 2020

Participantes:

IFOP:

- Mauricio Mardones I.
- Juan Carlos Quiroz
- Carlos Techeira T.

Equipo Técnico del Proyecto (CAPES-UC):

- Rodrigo Wiff O. (Jefe de Proyecto)
- Santiago Gacitúa B.

Desarrollo de la Reunión:

Se desarrolla la reunión vía remota entre el equipo técnico de IFOP como mandante y el equipo técnico del Centro CAPES-UC como Ejecutor.

Esta segunda reunión está programada de acuerdo a lo discutido durante la reunión de coordinación realizada el 20 de abril pasado, donde había quedado como tema pendiente definir qué ocurriría con la realización del taller presencial con el experto internacional, el que estaba planificado para la primera semana de junio de este año y que por las dificultades relacionadas a la pandemia del COVID-19 se avizoraba incierta la posibilidad de realizarlo como estaba planificado.

En la primera reunión se acordó mantener la posibilidad de la fecha programada para el taller dependiendo de la evolución de la pandemia a nivel global y local, además, de analizar posibles alternativas para cambiar la fecha o ver la alternativa remota como última opción. Lo que sería definido en la presente reunión.

Debido a que la situación de pandemia a nivel mundial y, particularmente, en nuestro país lejos de mejorar ha empeorado, se hace imposible programar el viaje del experto y reuniones presenciales para un futuro tan cercano como la primera semana de junio de este año.

C. Techeira recuerda la reunión pasada hace mención al correo recibido del Jefe de Proyecto (R. Wiff) con fecha 08 de mayo de 2020, donde le envió una propuesta con varias alternativas para abarcar la problemática de la realización del taller. Le solicita a R. Wiff resumir dicha propuesta para luego escuchar una propuesta alternativa de Juan Carlos Quiroz y luego entregar por su parte (C. Techeira) la información de lo conversado con la Unidad de Recursos Bentónicos de la Subsecretaría de Pesca.

R. Wiff resume que su propuesta se basa en que durante semanas siguientes a la reunión de coordinación ha tenido varias conversaciones con Jim Ianelli (Experto internacional), respecto de las posibilidades de viajar a Chile y las complicaciones a las que nos veríamos enfrentados de mantener el taller presencial para junio como estaba planificado.

Desde ya plantea que la idea de CAPES-UC es realizar el taller y el proyecto de la mejor forma posible, que genere los mejores resultados para IFOP y que la disposición de J. Ianelli para viajar se mantienen. Sin embargo, a la luz de la situación en E.E.U.U., y particularmente la evolución de la pandemia en Chile, se vuelve imposible mantener la fecha inicial del Taller presencial para la primera semana de junio de este año. Lo anterior, no sólo por las complicaciones logísticas (vuelos, hotel, cuarentenas, etc.), sino que también por un tema de seguridad para Jim, ya que se pondría en riesgo de contagio durante su traslado a Chile, poniendo además en riesgo de salud a todo el resto del equipo y, a las personas con quienes nos

reuniríamos durante esa semana de taller. Por lo anterior, las opciones que hemos acordado con J. Ianelli de acuerdo a su disponibilidad y agenda comprometida, serían las siguientes.

Nuestra primera opción es cambiar la fecha del taller presencial a enero de 2021 (disponibilidad cierta de J. Ianelli durante todo el mes para viajar a Chile), cuando se espera ya las complicaciones de la pandemia del COVID19 pudieran estar mejor manejadas, tanto en Chile como en EEUU. Esto implicaría que para esa época deberían haber pasado los peak de contagios, retomando normalidad en los vuelos, hoteles, posibilidad de reunión, etc. Se tiene pleno conocimiento que esta fecha es incluso posterior a la fecha de entrega del informe final del proyecto, pero creemos que es la opción más segura de poder planificar un viaje y coordinarnos para que el taller presencial resulte de la mejor forma y no estar dependiendo de la volatilidad que ha tenido el manejo de la pandemia, particularmente en Chile. Para compensar la postergación del taller pensamos que podríamos desarrollar una mini jornada de trabajo de un grupo pequeño (IFOP-CAPEs-Experto) vía remota de 1 día (o 2 mañanas o tardes) con el objeto de resumir todo el trabajo realizado durante la preevaluación, revisar posibles dudas, mejoras al informe, etc., para el mes de junio, que le permita a IFOP cumplir de buena forma con sus compromisos y luego el Taller presencial en enero 2021.

La segunda alternativa, ante la imposibilidad de dilatar el taller presencial hasta enero de 2021, sería desarrollar durante junio un taller vía remota de al menos 2 sesiones, que permita abordar los tópicos requeridos por IFOP para el buen cumplimiento de los objetivos del Proyecto. Lo anterior, presenta las limitaciones obvias de realizar este tipo de talleres intensivos a distancia, pero creemos que si el trabajo en la fase remota se desarrolla de la forma que hemos planificado no debiéramos tener mayores inconvenientes para revisar los diferentes tópicos de la revisión por pares en un par de jornadas de trabajo. Tenemos ya algunas ideas de cómo hacer que esta fase remota sea productiva, con grabación de las sesiones, blog dedicado a comentarios/preguntas etc. Esta opción es totalmente viable, aunque es la que menos nos gusta como CAPEs-UC y al experto internacional, por la impersonalidad del trabajo a distancia, la dificultad de revisar códigos en persona y algo de pérdida en la riqueza típica de una revisión y trabajo entre pares interactuando, pero entendemos que los compromisos de IFOP pueden imposibilitar la opción de dilatar el citado taller.

C. Techeira consulta si las propuestas son excluyentes entre sí, o se podría realizar algo intermedio. A lo que R. Wiff responde que claramente las alternativas de la propuesta no son excluyentes entre sí, y que la idea es encontrar la mejor fórmula costo-beneficio, tanto para IFOP como para CAPEs-UC.

J.C. Quiroz plantea que lo que preocupa es no cumplir con las actividades debido a que existe un tema contractual, ya que si bien IFOP no ha sufrido reducciones presupuestarias les preocupa dejar actividades sin concluir que pudieran significar futuras reducciones en el presupuesto del Instituto.

Desde su punto de vista cree que no sería un problema dejar el taller presencial para enero del próximo año, pero cumpliendo con los compromisos del Proyecto. En este contexto, plantea una alternativa mixta a los planteado por CAPEs-UC. J.C. Quiroz indica que una alternativa plausible sería dejar una actividad presencial como cierre de proyecto para enero de 2021, con ciertas reitemizaciones de dinero que permitieran desarrollarla. A su vez, plantea que como parte del presupuesto del Depto. De Evaluación de Recursos de IFOP existe un financiamiento para desarrollar investigación en Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) para peces, crustáceos y recursos bentónicos, por lo que quizás podría desarrollarse una asociación virtuosa de aprovechar la venida del experto internacional y sumarlo a lo que se pretende realizar en EMM.

Por lo tanto, se plantea como propuesta que se podría desarrollar una primera fase del taller de erizo, todo virtual que cumpla con los objetivos del proyecto y dejar un ítem final como un taller presencial e integrador de la revisión que incluya al experto internacional y el resto del equipo de trabajo. J.C Quiroz pone como ejemplo lo que se ha trabajado en la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT), donde para la fase virtual se graban las presentaciones con las traducciones respectivas de ser necesario y existe un blog de preguntas y respuestas para la interacción de los participantes y los expositores con plazos establecidos. Se propone que se podría utilizar un modelo similar para este proyecto.

Posteriormente, se debiera realizar una priorización de los aspectos considerados de más a menos relevantes por parte de IFOP y CAPES-UC, para finalmente, llegar a una sesión virtual de cierre con aquellos puntos que fueron previamente establecidos, lo que permita generar un plan de acción y que sirvan de insumos al experto internacional para elaborar el reporte final de la revisión.

R. Wiff le pregunta a JC. Quiroz si su idea de desarrollar algo en enero 2021 de la mano de un taller en EEM sería más amplio y con más invitados. JC Quiroz responde que teniendo el financiamiento para EEM serían cosas separadas, pero aprovechando la visita del experto internacional junto a otros que ellos invitarán para ese tema.

C. Techeira plantea que para la etapa virtual se debe considerar la participación de los colegas de la SUBPESCA por su opinión, lo que es respaldado por todos los participantes de la reunión.

Luego señala que la fecha de término del proyecto del 15 de julio de 2020 debería ser corrida para después, pero que complica correr la fecha del taller presencial hasta enero 2021 sin cerrar el proyecto por los temas contractuales y presupuestarios. Sería necesario ver las modificaciones al contrato para dejar una cuota pendiente de pago hasta el final que fuera pagada una vez cumplida esta actividad que quedaría pendiente. Al respecto R. Wiff asegura que no es ningún problema por parte del CAPES-UC realizar las adecuaciones necesarias al contrato. C. Techeira señala que entonces se debería generar un anexo contrato dejando una actividad pendiente con un pago asociado.

C. Techeira concuerda con la propuesta planteada por JC Quiroz como la mejor a la luz de las opciones posibles.

Se toma como acuerdo de consenso:

- 1) realizar las presentaciones por parte de IFOP y enviarlas al Jefe de Proyecto para poder elaborar la fase virtual de la revisión por pares,
- 2) generar un blog de preguntas, respuestas y comentarios que esté disponible para los participantes por un plazo razonable,
- 3) realizar por parte de IFOP y CAPES-UC la priorización de los aspectos más relevantes que serán discutidos en la reunión remota que será durante el mes de junio,
- 4) reunión virtual que revisará los aspectos ya priorizados en el punto anterior, y abarque todos los aspectos comprometidos en el objetivo general y específicos del proyecto y,
- 5) finalmente, fijar una jornada integradora de la revisión de un día presencial para el mes de enero de 2021 con el experto internacional en la ciudad de Valparaíso.

Otros puntos tratados en la reunión:

M. Mardones consulta respecto de los plazos para realizar las presentaciones y enviarlas y si las presentaciones serán en base a lo que ellos como IFOP definan o si será CAPES-UC quien establezca algún modelo a seguir.

R. Wiff responde que la idea siempre es hacerles el trabajo lo más sencillo al personal de IFOP. En este contexto, las presentaciones serán en base a los TTRs (preguntas claves) definidas por IFOP, y en caso de tener que traducir al inglés o hacer algunas adecuaciones de formato, de eso se encargara personal del CAPES-UC

JC. Quiroz plantea que CAPES-UC debe decidir el tipo de plataforma o sistema computacional utilizará para la creación del blog, alojar las presentaciones, y desarrollo de la reunión virtual de junio próximo.

Se cierra la reunión a las 13:30 horas aproximadamente.

8.3. ANEXO 3. Reporte Pre-evaluación experto internacional en idioma original (inglés).

Pre-assessment review report for Reviewer's report

James Ianelli

Seattle, Washington, USA

Introduction

On June 5, 2020, a number of documents and presentations were made available to commence review. Prior to this time, the assessment files for the main zones were also provided. A hosting web platform (Microsoft Teams) to facilitate exchanges of reports, presentations, and discussion points was set up also.

Activities to begin the review

From the documents provided, the following elements were presented on the platform containing all the materials for the review:

- Conceptual Model of Population Dynamics and Fishery of the urchin Resource (*Loxechinus albus*) in Southern Chile. (Mauricio Mardones).
- Stock assessment model used in the sea urchin resource (*Loxechinus albus*) in southern Chile (Mauricio Mardones).
- Context of the data and information used in the stock assessment of the sea urchin resource (*Loxechinus albus*) (Carlos Techeira).
- Fishery (history) of the sea urchin (*Loxechinus albus*) in Chile (Nancy Barahona).

From these, a set of questions and considerations were posed and are given below (my translation...). After a preliminary run through the documents and presentations, the following are some **draft comments** on the assessment and approaches used for managing these resources.

2.1 Stock unit and its structuring

- Does spatial structuring make sense?
- Is it pertinent to continue with these units or modify them? Should adaptation continue to the management scale or can the resource be evaluated on independent spatial scales (product of an analysis) and a subsequent adaptation to the spatial scale in which the management occurs?

From the main report, the current zones used for the assessment, and the grouping of polygons is based on expert judgement and observed similarities in fisheries, species composition, and

biological characteristics. Suggestion here might be to review sensitivity to alternative aggregation levels, including, potentially, using a hierarchical approach.

2.2 Are growth parameters and life history consistent in each evaluation zone to justify independent evaluation in each zone?

The assessment model uses different growth curves by zone (and the files on the web platform show that the same growth curve was used for Zone X (north and south) while that for Zone XI was different and somewhat slower growing. This seems appropriate given that Zone XI is further south and presumably has colder growing conditions.

More could be done with the length (size) – weight evaluation. The figures in the presentation shows lots of variability within a “zone” but it was difficult to ascribe the cause of the variability and also to note any differences between zones (except for the parameters of the curve which showed quite minor (?) differences).

2.3 Would it be justified to evaluate the performance of an alternative model, for example, based on size and not on age?

The current model uses size data in an age-structured model that covers 12 ages. Given that these are sessile animals that can be tracked for growth, one would assume that growth estimates are reliable and that while there are likely patches where growth differs significantly, adopting a purely size-based model (with transition probabilities of growth from one period to another) seems unnecessary and would fail to help with spatial (and temporal) variability in growth.

2.4 Does the size structure represent each of the evaluated areas well? Considering the magnitude of the landings and the geographical representation of the samples, is it necessary to weigh the catches, either by origin of fishing (similar to a “fishing ground”) or by evaluation area?

From the initial look, the sampling seems quite extensive and appropriate, but this is something to look at more closely during the full review. If possible, could we look at the size compositions by year for each polygon?

2.5 Regarding the abundance index;

- Is the information sufficient to use it in each of the 3 areas evaluated. Should CPUE per catch be weighted to correct a biased representation of the samplings given the logistics of the fishing operation (the areas of greatest extraction are not always the most sampled due to the extractive operation in “fishing operations”, a type of nomadic ports, which make sampling difficult)?
- Another standardization methodology (spatiotemporal for example) (Explore alternatives).

CPUE standardization approaches should consider (potentially) known changes in selectivity due to targeting/size composition for market purposes. It seems that this type of resource could

benefit substantially from a spatio-temporal model, perhaps with added information on the sizes of animals spatially to account for recruitment patterns over time.

2.2 What requirements or criteria should the sea urchin population sampling network (called fixed stations), which is carried out independently of the extractive activity, be satisfied to be considered as an alternative or complementary abundance signal to the CPUE?

- Is it possible to incorporate indicators and sizes of this network of fixed stations in the evaluation?
- How to identify the “usefulness” of this new information for the evaluation?

The basis for a fixed station design would need to be unknown to harvesters (to avoid modifying their practices) and also should have some random component, it would seem. Without understanding the full details at this stage, one strategy would be to have a (large) set of locales identified as within the urchin habitat range, and then in a given year or sampling season, randomly select from those locales for creating an index.

2.3 Recommend which data sources are considered adequate and reliable for stock assessment. Review of the structural hypotheses that support the conceptual and numerical models implemented within the framework of the stock assessment program, considering at least. How this information could be incorporated into the evaluation model.

- Evaluate a model other than Beverton-Holt
- It is plausible to incorporate some environmental variable for the evaluation

Regarding the stock-recruit relationship, alternatives could be profiled both given the fixed “steepness” assumption used in and also functional forms. It would be interesting to evaluate annually varying impacts due to environmental conditions but also longer-term changes that may reflect carrying capacity changes.

2.4 Review of processes in the stock assessment model.

- Is the population dynamics model correct?
- Is the process model correct?

Unsure what the “process model” means, but that could be lost in my translation...presently the linkage to growth and natural mortality are quite strict and some reflection of the uncertainty in these parameters may benefit from further analysis. I have run the models for the three areas and plan to do some examinations to understand how these models are working. Also, I plan to review the previous approach (depletion models) with the current methods to ensure I understand the changes they brought about in the results.

2.5 PBRs for this type of resources. Decide on the relevance of the proposed PBRs.

While not an expert in sea urchin biology, it seems that the SPR proxy used for fish and crab stocks in other parts of the world would lend to applications here.

2.6 M estimation methods for sea urchins or benthic invertebrates in general. Is it advisable to use a battery of estimation alternatives or to use specific methods for benthic fisheries?

Some benthic organisms, e.g., oysters, have had extensive models developed to track how natural mortality and recruitment changes over time and within specific areas. Certainly, more evaluation of the uncertainty in this rather strong assumption is warranted.

2.7 Is it necessary to consider in the analysis fishing origins that disappeared from the samplings due to the cessation of the extractive operation or that appeared in recent years in the time series of data used in the evaluation? The above in contrast to the alternative grouping of provenances of continuous operation.

If this is mainly about historical data and context, it seems there would be little to gain.

2.8 In the evaluation of Zone X North, intra-annual data on extraction of exceptional quotas (summer) during closed periods, with low volumes, have a different selectivity than that of the normal extraction season, due to destination markets. different: Should they be considered in the stock assessment?

The initial response would be yes, of course. The impact on the spawning stock is affected by changes in selectivity.

List of documents provided

The following documents and presentations were made available during the workshop:

Segundo reporte de gestión, programa de seguimiento de las pesquerías bentónicas bajo planes de manejo, año 2019. Subsecretaría de economía y emt / enero 2020.

To be completed...

Glossary

Acronym	Meaning
PBR	Biological reference points

8.4. ANEXO 4. Reporte Evaluación PreFinal experto internacional en idioma original (inglés).

Assessment review report on the sea urchin resource of Southern Chile

James Ianelli

Seattle, Washington, USA

1.0 Executive summary

On June 5, 2020, a number of documents and presentations (along with excellent narration) were made available online for this review of the sea urchin resources of southern Chile. The assessment files for the three main stock zones were also provided. A hosting web platform (Microsoft Teams) to facilitate exchanges of reports, presentations, and discussion points provided a means to conduct an effective “desktop” review. The platform allowed for the exchanges of questions for clarification with the assessment scientists involved. This interaction led to a preliminary assessment that I developed. On July 9th and 10th, a virtual meeting session was convened to cover the main topics of the assessment review and specifically further details highlighted in the pre-assessment review. The Zoom platform for these sessions included interpretation between English and Spanish. The Chair of the review, Dr. Rodrigo Wiff summarized each topic and invited discussion and clarification points. While less desirable than holding a meeting in person, the ability to discuss topics and the overall exchanges was very effective. This report evolves from original pre-assessment review and the subsequent activities and interactions with the experts from IFOP.

The focus of this review centered around the terms of reference and key questions posed. In particular, these included stock structure, growth and population dynamics, abundance indices, sampling programs, stock assessment software, biological reference points, and a number of relevant topics within these broad categories. The body of this report is structured around these specific items. (sections 2.1-2.12).

In terms of how the stocks are defined for management, the evidence provided seems generally appropriate drawing from expert knowledge and available data. However, we suggest some evaluations to examine the sensitivity of the stock definitions and also to clarify some of the biological differences and similarities (e.g., growth is considered different between some regions but maturity at length was fixed (and for the models we examined, at an apparently quite small size). The sampling levels in the fishery seem adequate in general, but some work on allocation of sampling effort could be refined.

IFOP conducts sampling transects from fixed stations that has extended many years and is used to help advise on management decisions. For the models that we examined, these data were excluded. A general recommendation was to include them in future stock assessment evaluations as they are likely to a) cover a broader (especially smaller) size range of animals than the fishery, b) may be less influenced on relative abundance than a directed fishery which has accumulated knowledge on when and where to fish different areas for optimal catch rates, and c) can maintain a more balanced design of sampling from the population than what's available from the fishery for both relative density and size compositions.

When it comes to applying statistical methods for the stock assessment and management, our conclusion is that the most important biological component arises from the available data on growth. The values assumed (from estimation outside of the assessment model) affect many other dimensions, including natural mortality, recruitment magnitude, biological reference points, and how catch is accounted for relative to the size composition when fitting data within a stock assessment model. One way of accounting for the uncertainty in growth is to do sensitivity analyses and profiles over alternative rates. However, there is likely a strong relationship between growth rates and natural mortality. It is unlikely that a population with relatively slow mean somatic growth has a higher mortality than a fast growing one and vice versa. Simply profiling in one dimension may be misleading when expanded to management quantities (e.g., biological reference points). In principle, an assessment model similar to the one developed for these stocks can provide insights on natural mortality. However, this requires a strong assumption that all sizes of sea urchins are equally vulnerable and targeted and that the data collections reflect the actual removals. While the sampling levels seem appropriate, given that there is size-specific targeting and evidence that larger animals tend to deeper waters indicates that there is fishery size-specific targeting (larger animals comprise a relatively small component of the market). Such a characteristic suggests that the effective fishery selectivity is dome-shaped with older aged animals being less selected than those in the target size-range. This confounds evaluations of natural mortality within any assessment model. We support the idea of using natural mortality estimates based on life-history characteristics and recommend that sensitivity analyses for management parameter evaluations carefully consider the multi-dimensionality of growth, fishery selection-by-age, maturation, and natural mortality rates.

Regarding future work advancing statistical stock assessment models, we recommend that extra care be given to specifying complete datasets (including where feasible, the fixed station data). Also, for ease of adapting alternative model structures and data types, that the software be migrated to stock synthesis (Method and Wetzel, 2013). As noted below, we developed an example case study for the northern part of Zone X and provide the code and data used and presented below.

2.0 Review topics

The following materials for the review were provided:

- Conceptual Model of Population Dynamics and Fishery of the urchin Resource (*Loxechinus albus*) in Southern Chile. (Mauricio Mardones).
- Stock assessment model used in the sea urchin resource (*Loxechinus albus*) in southern Chile (Mauricio Mardones).
- Context of the data and information used in the stock assessment of the sea urchin resource (*Loxechinus albus*) (Carlos Techeira).
- Fishery (history) of the sea urchin (*Loxechinus albus*) in Chile (Nancy Barahona).

These presentations and subsequent interactions and web-meetings allowed us to provide a review based on a set of questions and considerations were posed and are given below. Below we summarize our evaluation of the assessment and approaches used for managing these resources.

2.1 Stock structure

Does the spatial structuring used make sense?

Is it pertinent to continue with these units or modify them? Should adaptation continue to the management scale or can the resource be evaluated on independent spatial scales (product of an analysis) and a subsequent adaptation to the spatial scale in which the management occurs?

From the main report, the current zones used for the assessment, and the grouping of polygons is based on expert judgement and observed similarities in fisheries, species composition, and biological characteristics. We suggest an approach to a sensitivity analysis of alternative aggregation levels. Also, further analysis of recruitment synchrony between regions should be undertaken as this may inform alternative aggregation systems, particularly where evidence of growth and maturation are similar.

During discussions, the question was raised that if there is a relationship between the level of stock aggregation for assessment purposes and the mandate to provide precautionary advice. A response to this issue was that “it depends”. There is a definite trade-off between general resource-level (overall management levels) management advice and advice that is provided and conducted at local scales. That is, as key stock indicators/data are broken into smaller areas and time increments, the data become less informative and uncertainty for each potential small-scale management measure will increase.

Some sensitivity analyses and studies could be conducted to evaluate sensitivity to polygon aggregations. Ideally, a database and some clever scripting (say in R) could be designed in a way that could easily aggregate data from polygons trivially (including an overarching all-areas-combined dataset). The three “zones” presented in the current assessment (X-north, X-south, and XI) could be set up so that some polygons (within reason) could be shifted among categories or further splitting could be easily done. As

noted below, using a standard assessment platform such as stock-synthesis (Methot and Wetzell 2013) for testing alternatives could be worthwhile.

We therefore **recommend** that some sensitivity analysis of re-aggregating and splitting of datasets be pursued to address overall sensitivity to stock-structure sensitivities. In doing so, care is needed to ensure that the appropriate specifications for some biological patterns are accounted for (e.g., maturity-at-size) and also that the relative statistical weights (input variances) are consistent with sampling effort.

Regarding the question of balancing the tradeoff of providing a summary of aggregated population status relative to smaller scale management measures, ideally developing generic management measures that are found to robust across population units could be designed and implemented. For example, establishing rotational area closures that are generic (say some percentage of known habitat each year) could be tested as a management procedure that provides adequate yields while preserving spawning stock given the biology of sea urchins. Such practices will require substantial field-work both within the fishing communities but also in understanding the habitat characteristics.

2.2 Are growth parameters and life history consistent in each evaluation zone to justify independent evaluation in each zone?

The assessment model uses different growth curves by zone (and the files on the web platform show that the same growth curve was used for Zone X (north and south) while that for Zone XI was different and somewhat slower growing. This seems appropriate given that Zone XI is further south and presumably has colder growing conditions.

However, more could be done with the length (size) – weight evaluation. The figures in the presentation shows lots of variability within a “zone” but it was difficult to ascribe the cause of the variability and also to note any differences between zones (except for the parameters of the curve which showed relatively minor differences). It was noted that measurements of sea urchins vary considerably due to variability in wet-weight and measuring animals with spines.

We queried whether more directed experimentation could be done to estimate growth, e.g., in the fixed station regions whether animals could be marked and/or experimentally evaluated to ascertain growth. Regarding the size compositions that are observed, for Zone X north, when all measured urchins were combined, an odd almost tri-modal distribution was apparent. We recommend that this be evaluated as it may be linked to some tendency to either round to the nearest cm or that some samples were recorded in cm and not mm. This was an example that was difficult to explain given the available information on growth and on how animals were sampled (see section below on fitting a stock synthesis model to these data).

2.3 Would it be justified to evaluate the performance of an alternative model, for example, based on size and not on age?

The current model uses size data in an age-structured model that covers 12 ages. The confidence in the growth estimation work that has been done seems high (but questions remain). As such, even if it appears there are likely patches where growth differs significantly in space and time, the mean growth estimates need to be reliable.

To adopt a fully sized-based model, evidence of well-defined modes of sizes changing through time would be ideal (for estimating growth). The available datasets suggest that modal progression of sizes of sea urchins is lacking. The extent that this could be resolved by closer evaluation of fixed-station data is unclear. Fishery data may have issues related to marketable size-targets. Therefore, adopting a purely size-based model (with transition probabilities of growth from one period to another) seems unnecessary. Also, given that such models can be unstable and may require more assumptions, the advantages of adopting a fully size-based model would be reduced.

2.4 Does the size structure represent each of the evaluated areas well? Considering the magnitude of the landings and the geographical representation of the samples, is it necessary to weigh the catches, either by origin of fishing (similar to a “fishing ground”) or by evaluation area?

The sampling seems quite extensive and appropriate. The concern noted in section 2.3 regarding a fixed “tri-modal” distribution may be confounding how data are fit within the model and whether growth versus size-based selectivity is functioning appropriately.

Regarding whether the samples are representative of the catches, they should be raised appropriately. That is, if one stratum (e.g., time and area) has the same number of samples as another, but the catches within those stratum differ greatly, then adjustments should be made since sampling is out of proportion with catches.

2.5 Regarding the abundance index;

- Is the information sufficient to use it in each of the 3 areas evaluated. Should CPUE per catch be weighted to correct a biased representation of the samplings given the logistics of the fishing operation (the areas of greatest extraction are not always the most sampled due to the extractive operation in “fishing operations”, a type of nomadic ports, make sampling difficult)?
- Another standardization methodology (spatiotemporal for example) (Explore alternatives).

CPUE standardization approaches should consider (potentially) known changes in selectivity due to targeting/size composition for market purposes. It seems that this type of resource could benefit

substantially from a spatio-temporal model, perhaps with added information on the sizes of animals spatially to account for recruitment patterns over time. Unfortunately, it seems unlikely that the fishery CPUE index, even with the standardizations, would be proportional to population abundance. For a resource such as this, at the beginning of development work on hotspots which deplete quickly if they cover a small area. This scenario means that the CPUE will go down faster compared to the overall stock trend. Later on, if spatial patterns of depletion are unaccounted for, CPUE may remain relatively stable while the overall population is continuing to decline as specific areas are fished out and the fishing moves to a new locale. These types of problems highlight the difficulty in relying on fishery CPUE and an index that is proportional to abundance or biomass.

CPUE as used in depletion experiments can provide robust estimates of initial biomass (e.g., Hilborn and Walters 1992, chapter 12). Naive depletion estimators tend to underestimate the gear efficiency q , because successive passes of the gear do not fully overlap. Rago et al. (2006) provide schematics where these assumptions can be violated and give biased estimates. Note that standalone experiments within a year can use CPUE as a local biomass estimation technique which differs from the indices developed and used in the stock assessment model (where time-steps are annual). A directed local estimate of biomass, expanded to areas and habitats, may provide a benchmark biomass estimate that could be used explicitly within an assessment model framework. Should such experiments proceed or already exist, evaluating their application should be pursued.

2.6 What requirements or criteria should the sea urchin population sampling network (called fixed stations), which is carried out independently of the extractive activity, be satisfied to be considered as an alternative or complementary abundance signal to the CPUE?

- Is it possible to incorporate indicators and sizes of this network of fixed stations in the evaluation?
- How to identify the “usefulness” of this new information for the evaluation?

It appears that the fixed station program was developed for management, not designed for stock assessment modeling. A clear recommendation is to understand the development of the fixed station sampling use these data within the model. This could strengthen the information for the assessment and provide consistency with the management advice. We were unable to determine the full usefulness of these data within the assessment since none of the datasets and models provided included them.

As far as the basis for a fixed station design, it should need to be unknown to harvesters (to avoid modifying their practices to accommodate desired trends at these stations). Also, the design should ideally have some random component. One strategy would be to have a (large) set of locales identified as within the

urchin habitat range, and then in a given year or sampling season, randomly select from those locales for creating an index.

2.7 Recommend which data sources are considered adequate and reliable for stock assessment. Review of the structural hypotheses that support the conceptual and numerical models implemented within the framework of the stock assessment program, considering at least. How this information could be incorporated into the evaluation model.

- Evaluate a model other than Beverton-Holt
- It is plausible to incorporate some environmental variable for the evaluation

Regarding the stock-recruit relationship, alternatives could be profiled both given the fixed “steepness” assumption used in and also functional forms. It would be interesting to evaluate annually varying impacts due to environmental conditions but also longer-term changes that may reflect carrying capacity changes.

2.8 Review of processes in the stock assessment model.

- Is the population dynamics model correct?
- Are the processes modeled correctly?

We evaluated the source code and data input files for the three zones extensively. The code is written in ADMB (Fournier et al. 2013) and is reasonably well structured and easy to read. There were some issues where the code could be substantially improved. While modifications to the code could be recommended here on a line-by-line basis, we felt that an alternative direction might be best for this situation. Writing stock assessment models in this form to accommodate the needed changes can be subtle, requires some practice and skill development, and would need to have some form of code review. As such, we **recommend** that the code “modbento.tpl” be abandoned in favor of a more widely used software such as Stock Synthesis (also written in ADMB). This framework provides substantial flexibility, includes an R package for accessing model output (and plotting), and has been used in a large number of fishery settings in other parts of the world, including Chile and other S. American countries. To this end, we developed a preliminary model configuration for zone X north which could be easily refined to more closely match the biological assumptions and adopted for use in the other zones. The input files, source code, and r4ss package application is provided here.

Uncertainty in growth and natural mortality are quite strict and some reflection of the uncertainty in these parameters may benefit from further analysis. I have run the models for the three areas and plan to do some examinations to understand how these models are working. Also, I plan to review the previous approach (depletion models) with the current methods to ensure I understand the changes they brought about in the results.

An example model configured with stock synthesis software

To help with some initial examinations using the stock synthesis software, a model was configured using the Zone X north data in a similar way to what was done for the assessment model. The same growth and maturity specifications (50% mature @ 43mm; age 2 mean size @ 47mm, von Bertalanfy $k=0.14$, $L_{inf}=120$). As with the model specification provided, the catchability from the CPUE was allowed to change two times and selectivity from the fishery (for Zone X north) was allowed to change once (from models M3 and M4 below).

The directories containing example model runs from the available data provided during the review can be found [here](https://teams.microsoft.com/_#/files/Stock%20synthesis%20examples?threadId=19%3A6018442f37d743bca5a9dba9c9eb6635%40thread.tacv2&ctx=channel&context=Stock%2520synthesis%2520examples&rootfolder=%252Fsites%252Fcapes-uc%252FDocumentos%2520compartidos%252FStock%2520synthesis%2520examples)

([https://teams.microsoft.com/_#/files/Stock%20synthesis%20examples?threadId=19%3A6018442f37d743bca5a9dba9c9eb6635%40thread.tacv2&ctx=channel&context=Stock%2520synthesis%2520examples&rootfolder=%252Fsites%252Fcapes-](https://teams.microsoft.com/_#/files/Stock%20synthesis%20examples?threadId=19%3A6018442f37d743bca5a9dba9c9eb6635%40thread.tacv2&ctx=channel&context=Stock%2520synthesis%2520examples&rootfolder=%252Fsites%252Fcapes-uc%252FDocumentos%2520compartidos%252FStock%2520synthesis%2520examples)

[uc%252FDocumentos%2520compartidos%252FStock%2520synthesis%2520examples](https://teams.microsoft.com/_#/files/Stock%20synthesis%20examples?threadId=19%3A6018442f37d743bca5a9dba9c9eb6635%40thread.tacv2&ctx=channel&context=Stock%2520synthesis%2520examples&rootfolder=%252Fsites%252Fcapes-uc%252FDocumentos%2520compartidos%252FStock%2520synthesis%2520examples)). As an example of where evaluations might be extended, we configured 4 models with different assumptions as shown in Table 1. Evaluating the relative fit to the available data shows that the third model (M3) was much improved at fitting all the available data compared to the others (Table 2). The link provided above also contains a full suite of diagnostic model fits including the fit to the CPUE data (Fig. 1) and a composite fit to the size composition data (Fig. 2). Note that the composition figure collapses all the observations and predictions over all years. The fact that the data from the size compositions shows three distinct modes suggests a conflict with the specified growth and variability in size at age assumed. For an animal that is considered to be living more than 10 years and having relatively slow growth, one would expect there the distribution over all years to be unimodal and that any incoming year-class impacts would average blend into an average size distribution. As has happened in other areas and applications, we wonder if there could be some measurement artifact since the modes are almost perfectly following 10 mm increments (60, 70, and 80mm). This might be worth investigating unless a plausible biological reason can explain such modes. As a check, Zone XI appeared not to have modes when all measurements were summed over all years. However, Zone X south did have a distinct mode at the 70mm bin (Fig. 3). We therefore **recommend** re-examining the size composition collection procedures for evidence that there might be a tendency to round measurements to the nearest cm. If so, this can be rectified easily by changing the widths of the size bins used in the assessment model.

Since the assessment document included an example of a profile comparing likelihoods, we attempted to show an analogous figure which can easily be generated within stock synthesis (the script provided from the above link includes the method). This shows (for this example case) that there is a conflict in the data between the size compositions and the index (Fig. 4). This type of issue is common and highlights the

importance of ensuring the samples of size composition and growth assumptions are accurate. The script also provides a way to show all the different model runs for estimates of interes (e.g., recruits, Fig. 5).

Table 1. Some alternative model constructs applied to the available Zone X north datasets.

Model abbreviation	Description
M1	Time invariant asymptotic selectivity
M2	Time invariant but dome-shape allowed
M3	As M2 but time-blocks specified
M4	As M3 but asymptotic selectivity and M estimated

Table 2. Comparison of component and total values of the negative log posterior density (NLD) for the highest posterior density estimates over different model specifications. For the NLD components, lower values represent better model fits.

Label	Model 1	Model 2	Model 3	Model 4
Total NLD	494.83	344.75	214.43	365.28
CPUE index NLD	10.13	3.71	-21.94	-20.41
Size composition NLD	378.55	305.46	209.16	360.42
Prior NLD	98.59	24.13	24.67	23.28
R_0	45.46	255.78	83.18	182.43
M	0.25	0.25	0.25	0.49
SSB_0	27.15	152.74	49.67	22.54

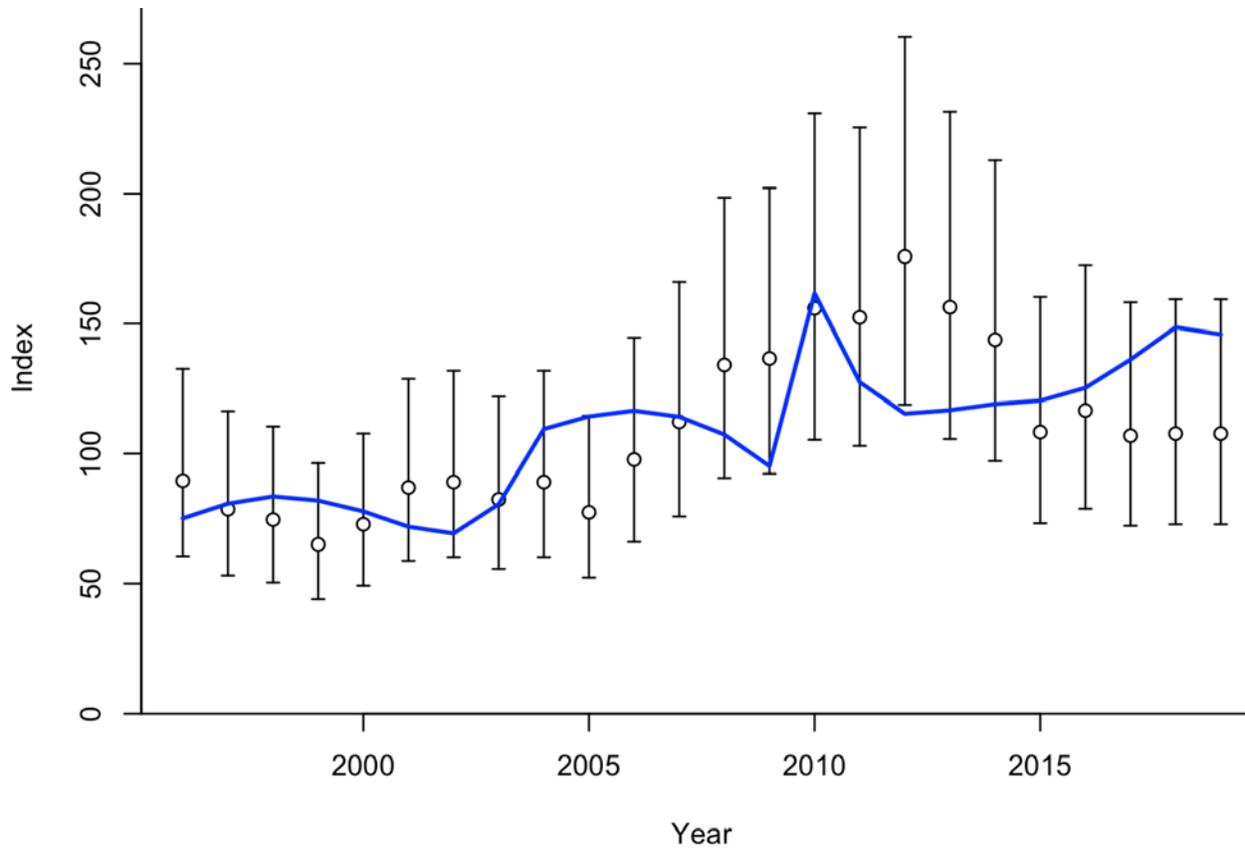


Figure 2. Fit of model 3 (M3 above) to the available fishery CPUE index data for Zone X north region. Data are shown in points with error bars representing the specified uncertainty, model predictions are shown in solid line.

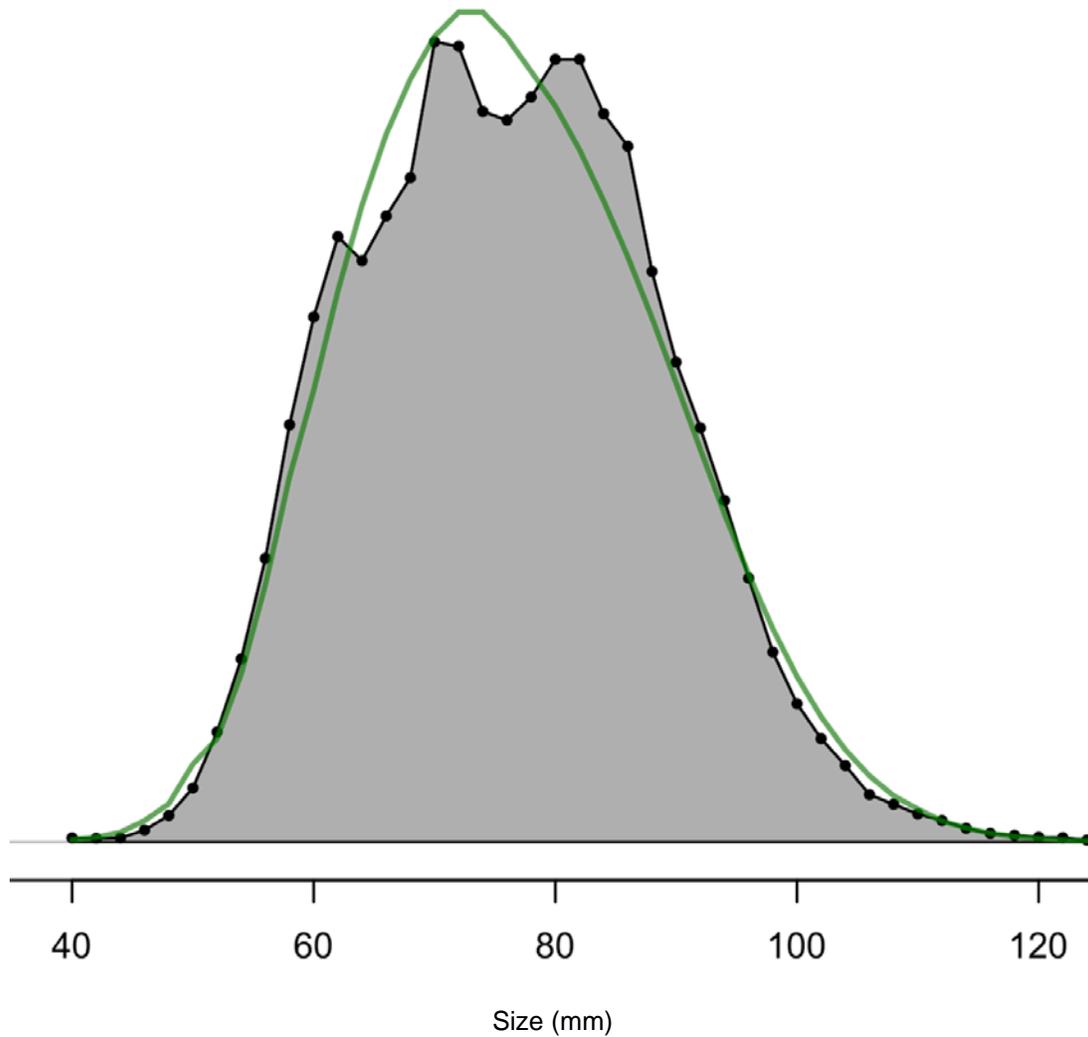


Figure 3. Composite fit of model 3 (M3 above) to the available fishery size composition data over all years. Data are shown in points and shaded area, model prediction is shown in solid line.

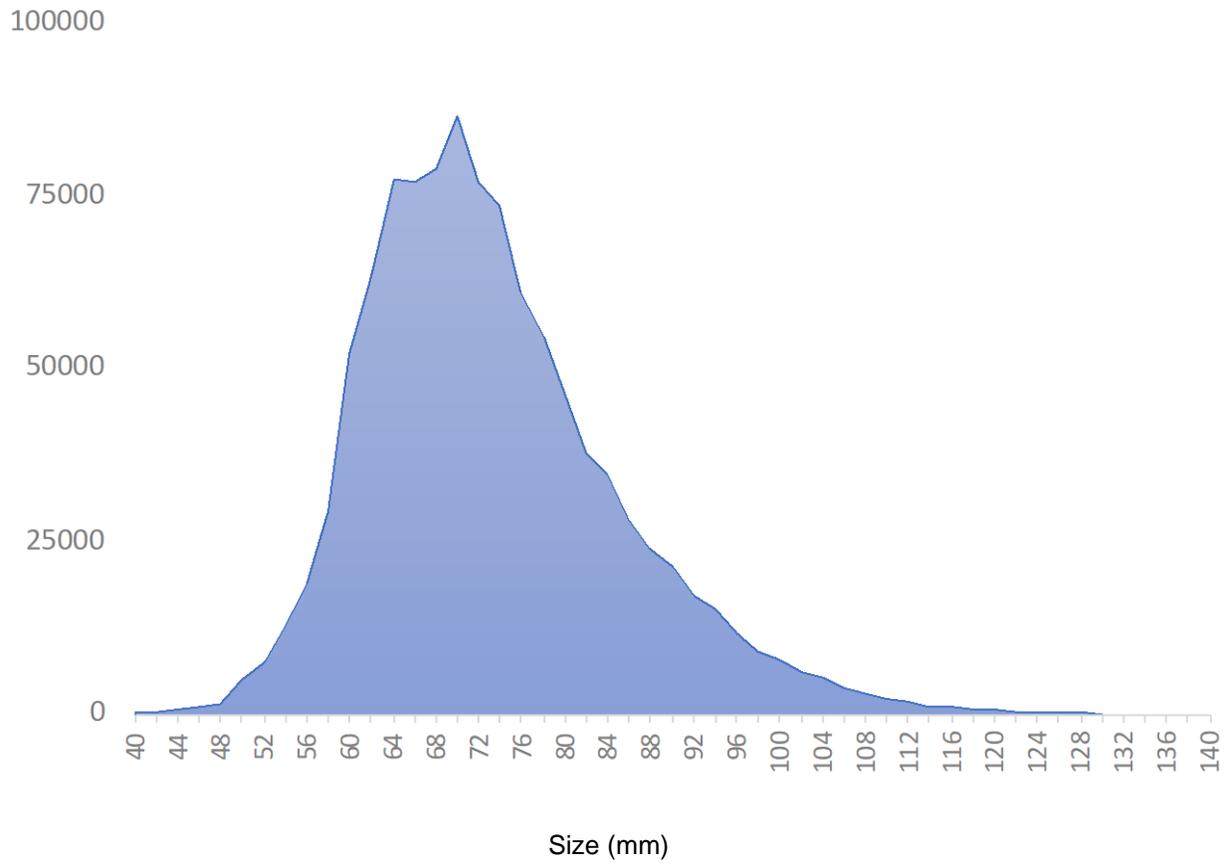


Figure 4. Size composition of the available fishery data summed over all years for zone X south.

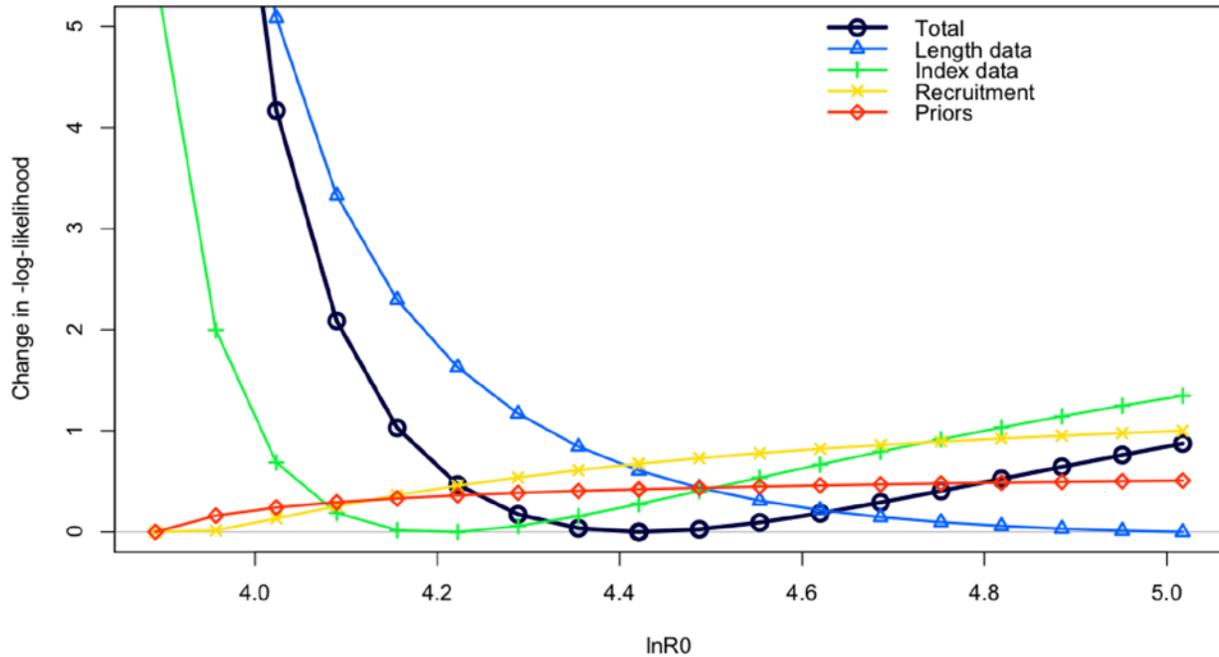


Figure 5. Example likelihood profile of an Erizo model configured for Zone X north depicting which negative log posterior density components inform the relative stock size (here taken as the log of unfished recruitment—a parameter that scales the population).

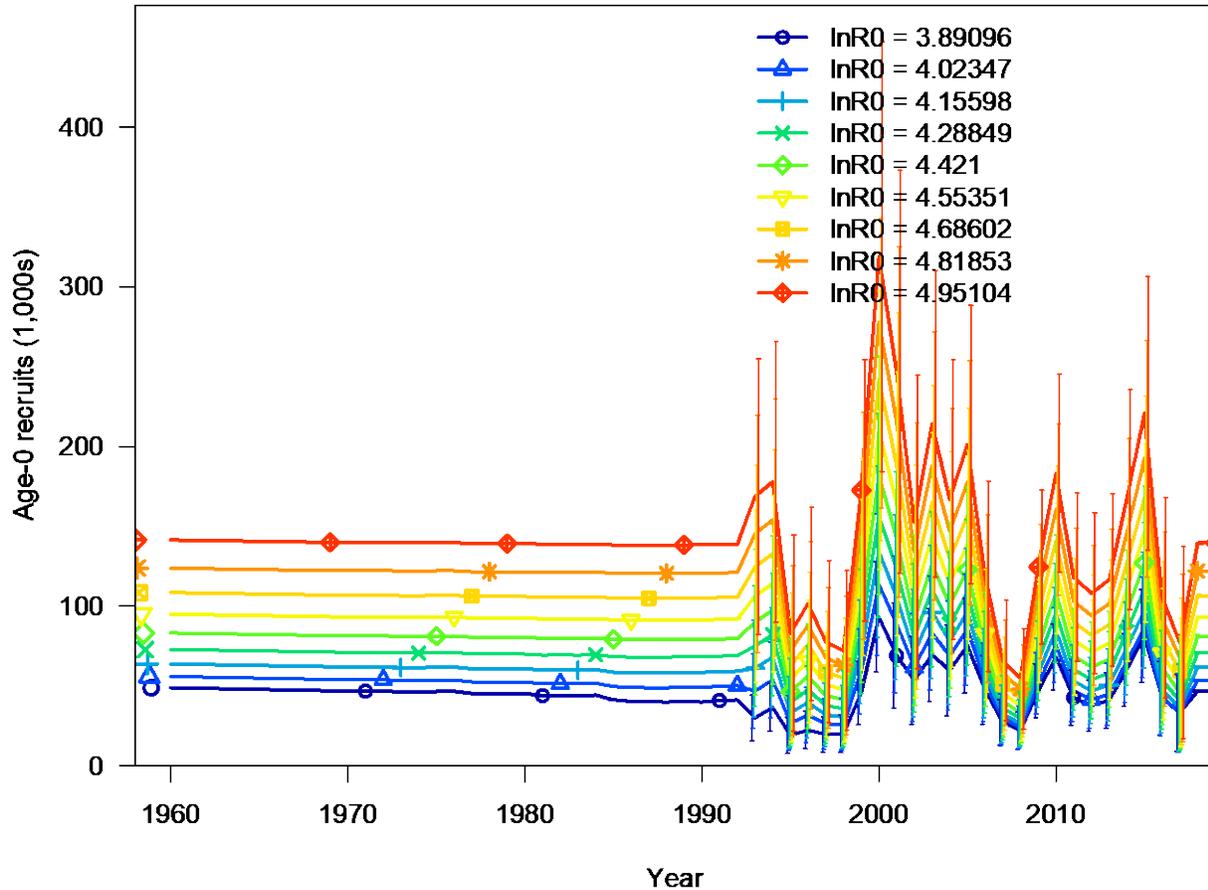


Figure 6. Recruitment trajectories for model M3 over the profile of $\ln(R_0)$ showing the impact on the relative scale of the parameter.

Some technical notes on the IFOP report

In reviewing the document provided, we note that Table 2 has catches attributed to Zone X under Sernapesca (third column) should be under zone XI and vice versa. Also, Figure 6 in the IFOP report differs from the data that were provided (for Zone X north; Fig. 6). This should be rectified as it was unclear if the input data provided were in error or if the report had further edits that needed updating.

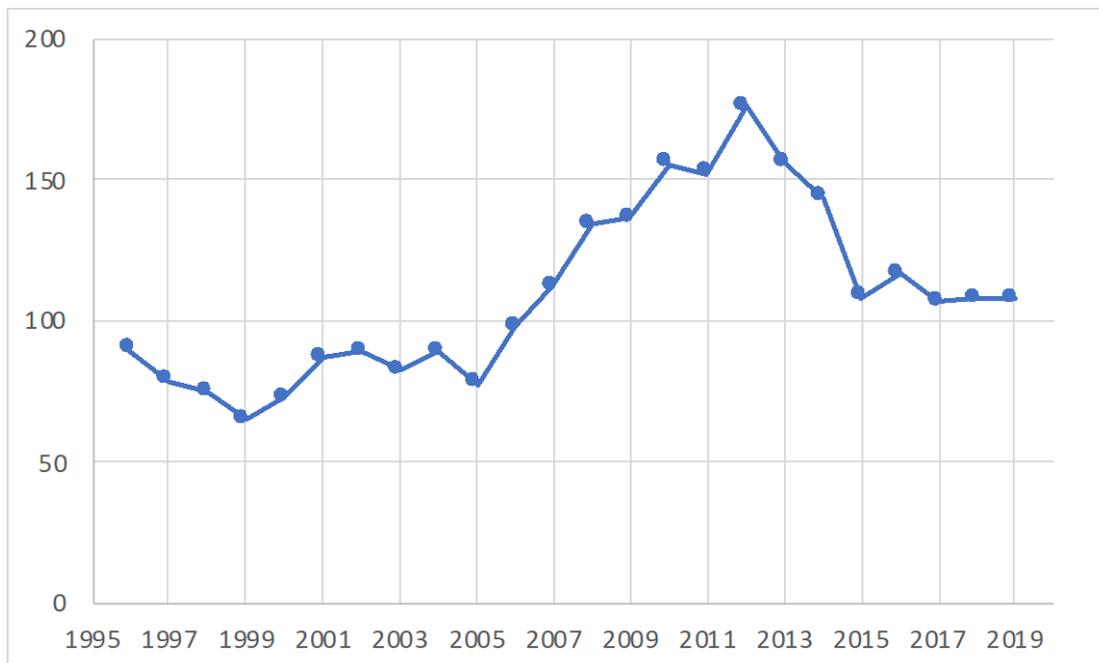
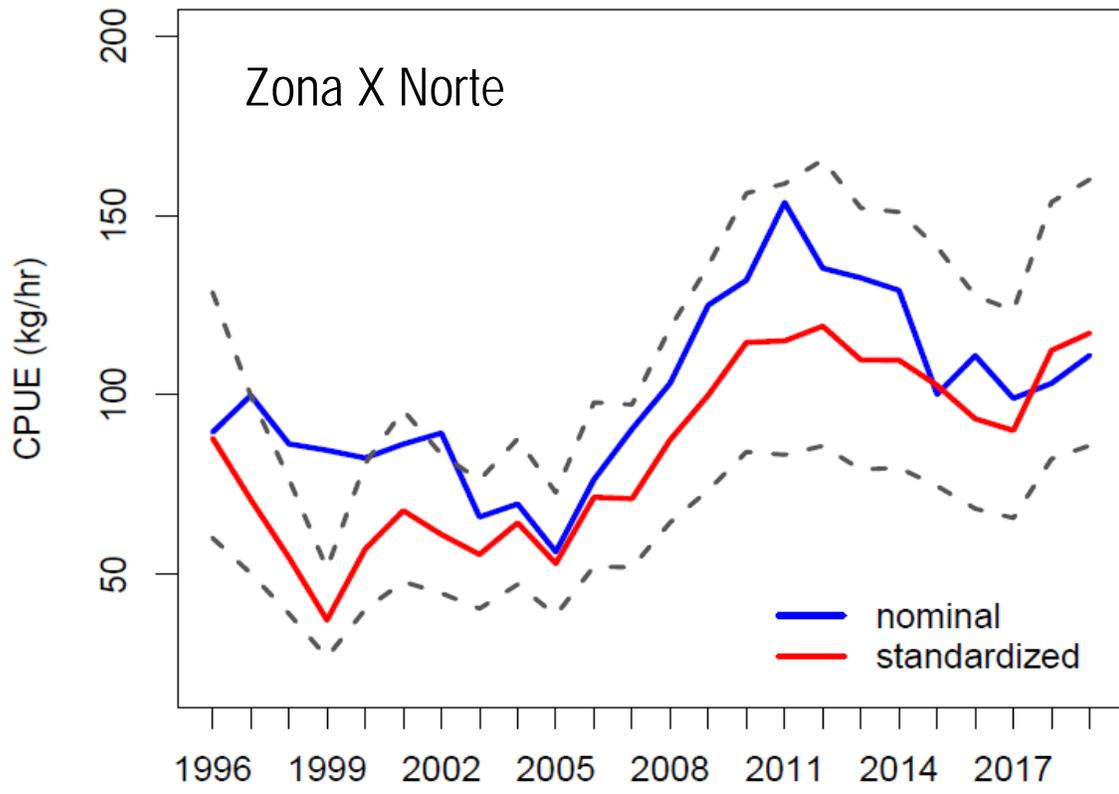


Figure 7. North area of zone X CPUE as depicted from figure 6 of IFOP report (top) compared to the actual values for that region as provided in the assessment input files (bottom).

2.9 PBRs for this type of resources. Decide on the relevance of the proposed PBRs.

While not an expert in sea urchin biology, it seems that the SPR proxy used for fish and crab stocks in other parts of the world would lend to applications here. However, this does not seem to have been a practical consideration given that there is some confusion about the appropriate maturity-at-size used in the assessment models and in the presentations (where the size at 50% mature was given about about 23mm). We **recommend** that greater care be given to assigning maturity at size within the assessment model. In particular, relative to SPR and other PBRs, some estimates of sensitivity to various *plausible* combinations of natural mortality, growth, maturity, and fishery size selectivity be evaluated. Plausibility should be based on data within regions and application of expert knowledge in the combinations. For example, using the slowest growth observed from one region may be inappropriate to use with, say, the highest natural mortality rate from related stocks and/or studies.

2.10 M estimation methods for sea urchins or benthic invertebrates in general. Is it advisable to use a battery of estimation alternatives or to use specific methods for benthic fisheries?

Some benthic organisms, e.g., oysters, have had extensive models developed to track how natural mortality and recruitment changes over time and within specific areas. Certainly, more evaluation of the uncertainty in this rather strong assumption is warranted. Directed experimental studies in closed areas might be appropriate or to conduct sampling in an area that has not been subject to fishing so that some idea of mortality can be derived from age (length) frequency analysis. A fallback for using natural mortality rates within an assessment model may borrow for related species and areas where estimates may be available. However, it seems such cases are relatively limited. Ideally, direct intensive sampling from areas that are closed might provide insight. In particular, if extensive survey data can be collected throughout the year, possible enumerating mortality of sea urchins (say if the shell remains stay intact long enough to be enumerated as having recently died). Again, if there are closed areas to fishing, regular surveys in such areas could provide a time series that could examine specifically natural mortality rates (assuming no net movements).

2.11 Is it necessary to consider population components that have no samples due to the cessation of the extractive operation or that appeared only in recent years in the time series of data used in the evaluation? Especially when comparing such regions with other areas that have undergone continuous operations.

In general, under fishing one expects to see some contraction and population distribution changes. Specifically, a core area may be able to sustain catch rates and sizes of animals better than areas more peripheral to the main population center. To investigate this question, it would be informative to compare

initial CPUE patterns in the areas where fishing is no longer common versus those where fishing has operated continuously. Additionally, size distributions may favor some fishing area over others. While unclear if this is a factor, it could easily be examined and compared between these areas.

2.12 In the evaluation of Zone X North, intra-annual data on extraction of exceptional quotas (summer) during closed periods, with low volumes, have a different selectivity than that of the normal extraction season, due to destination markets. different: Should they be considered in the stock assessment?

I think throughout the development of a stock assessment model for these resources that known aspects of market and targeting practices should inform the extent and form of selectivity changes. The impact on the spawning stock is affected by changes in selectivity. For the models presented, there appears to be some serious concerns with how selectivity is modeled. For example, it is unclear why there were no time blocks allowing changes in selectivity for Zone X south.

References

- Anon. 2019. Segundo reporte de gestión, programa de seguimiento de las pesquerías bentónicas bajo planes de manejo, año. Subsecretaría de economía y emt / enero 2020.
- Lamare, Miles D, and Michael F Barker. 1999. "In Situ Estimates of Larval Development and Mortality in the New Zealand Sea Urchin *Evechinus Chloroticus* (Echinodermata: Echinoidea)." *Marine Ecology Progress Series* 180: 197–211.
- Rago, Paul J, James R Weinberg, and Christopher Weidman. 2006. "A Spatial Model to Estimate Gear Efficiency and Animal Density from Depletion Experiments" 2388: 2377–88. <https://doi.org/10.1139/F06-121>.
- Roa-Ureta, Ruben H., Carlos Molinet, Nancy Barahona, and Pablo Araya. 2015. "Hierarchical Statistical Framework to Combine Generalized Depletion Models and Biomass Dynamic Models in the Stock Assessment of the Chilean Sea Urchin (*Loxechinus Albus*) Fishery." *Fisheries Research* 171: 59–67. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.12.006>.
- Russell, Michael P., Thomas A. Ebert, and Peter S. Petraitis. 1998. "Field Estimates of Growth and Mortality of the Green Sea Urchin, *Strongylocentrotus Droebachiensis*." *Ophelia* 48 (2): 137–53. <https://doi.org/10.1080/00785236.1998.10428681>.
- Tegner, MJ, and PK Dayton. 1981. "Population Structure, Recruitment and Mortality of Two Sea Urchins (*Strongylocentrotus Franciscanus* and *S. Purpuratus*) in a Kelp Forest." *Marine Ecology Progress Series* 5: 255–68. <https://doi.org/10.3354/meps005255>.

8.5. ANEXO 5. Presentaciones realizadas durante el taller final del proyecto.

8.5.1. Presentación R. Wiff (Jefe de Proyecto):

Bienvenida	Agenda	Generalidades
------------	--------	---------------

Revisión por pares Evaluación de stock erizo *Loxechinus albus*
en las regiones de Los Lagos y Aysén.

Taller Final

Webinar

Bienvenida

- Bienvenida, forma de trabajo, interpretación online.

Nombre	Función
Rodrigo Wiff	Jefe de Proyecto y Moderador Principal.
James Ianelli	Experto Internacional.
Santiago Gacitúa	Reportero y Moderador alternativo.
Gisella Serrano	Interprete.

Generalidades: ETAPA 1

TTR

- Unidades de stocks. .
- Parámetros de historia de vida.
- Índices de abundancia y estructuras de tallas. .
- Evaluación de stock.
- Puntos Biológicos de Referencia (PRB). .

Generalidades: ETAPA 2

ETAPA 2: TALLER

- Presentaciones.
- Consultas.
- Plenario.

Como resultado de de esta etapa se espera un **Informe Final** que contenga todas las recomendaciones.

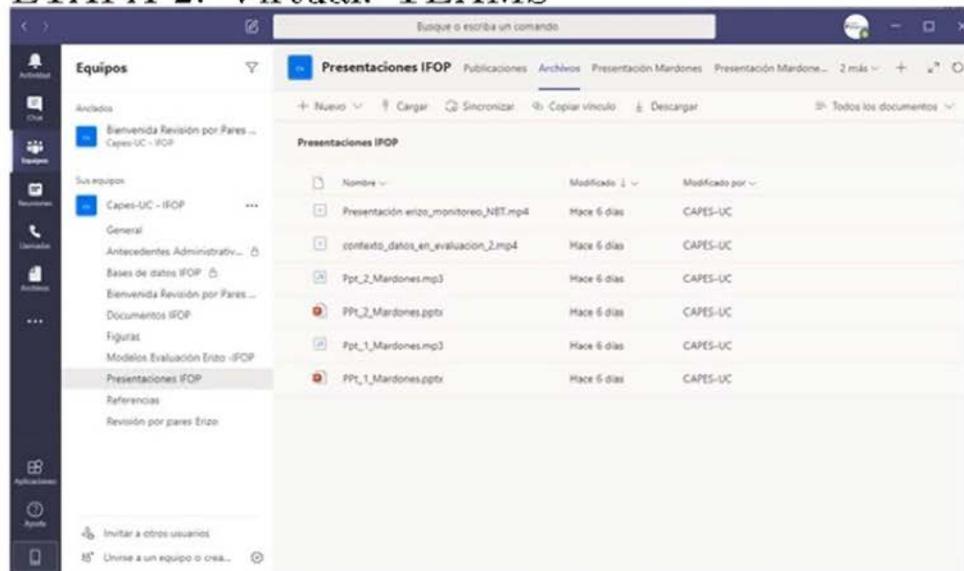
Cambios en la ETAPA 2

ETAPA 2: Virtual: TEAMS

The screenshot displays a Microsoft Teams meeting interface. On the left, the 'Equipos' (Teams) sidebar is visible, showing the current team 'Capes-UC - IFOP' and a list of files including 'Bienvenida Revisión por Pares...'. The main window shows a PowerPoint presentation slide titled 'Revisión por pares evaluación de stock erizo *Loxechinus sibus* en las regiones de Los Lagos y Aysén. Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas bajo Planes de Manejo'. The slide includes the logos of Centro UC CAPES and Instituto de Fomento Pesquero - IFOP, along with their respective websites. The presentation is displayed in a 'Diapositiva 1 de 3' (Slide 1 of 3) view.

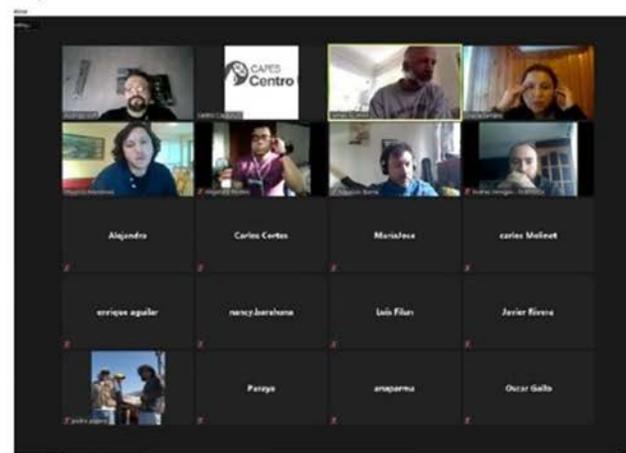
Cambios en la ETAPA 2

ETAPA 2: Virtual: TEAMS



Cambios en la ETAPA 2

ETAPA 2: Taller :Webinar (9-10 Julio)



8.5.1. Presentación J. Ianelli (Experto internacional):

Follow-up of peer review on sea-urchin resources in S. Chile

Jim Ianelli

Jim.Ianelli@gmail.com



Part 1; general sections

Data evaluations

- * Stock structure
- * Fixed stations
- * Growth and biology

Assessment modeling

- * Current method
- * Example stock synthesis application

Part 2; plan / activity suggestions

Part 1; general sections

Data evaluations

- * Stock structure
- * Fixed stations
- * Growth and biology

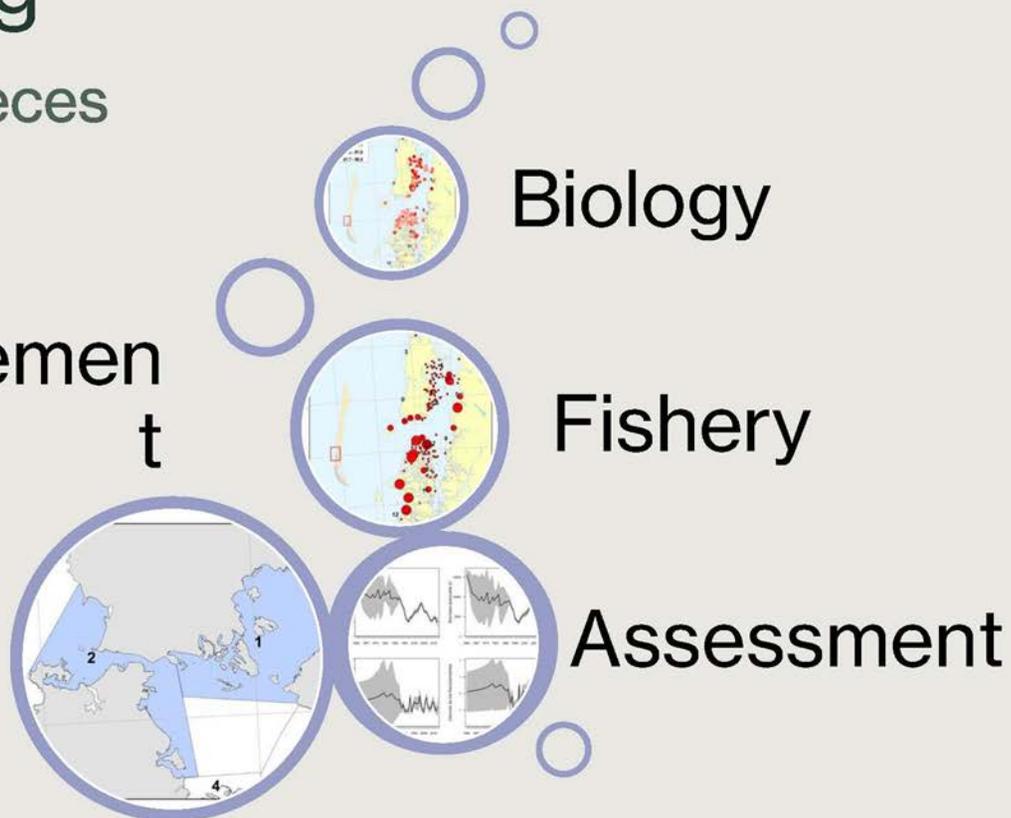
Assessment modeling

- * Current method
- * Example stock synthesis application

Overarching

- * Consider all pieces
- * Maintain their connections...

Management



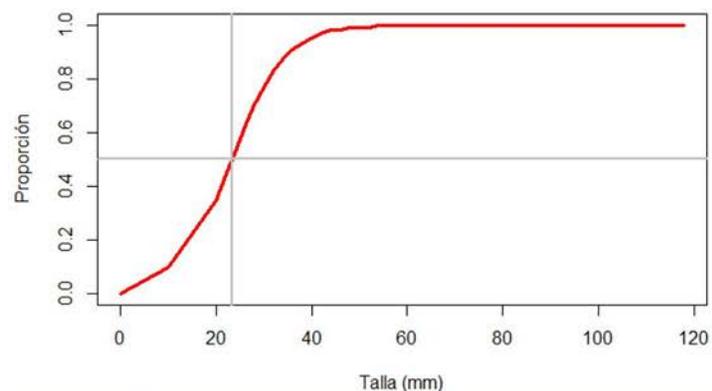
Data evaluations – Stock structure & Biology

With the three “zones” X-North, X-South, and XI

Issue with maturity fixed at specified length @ 50%

Recommend continuing directed studies on growth and mortality

- * **In meantime, develop plausible scenarios that encompass uncertainty**
- * **Recognize correlations among key life history parameters**



Escenario	Loo	K	M	h	Edad
Base	119.85	0.139	0.25	0.8	12
s1	141.2	0.127	0.22	0.8	12
s2	132.8	0.08	0.25	0.95	12
s3	119.85	0.139	0.25	0.5	12
s4	119.85	0.139	0.25	0.8	10
s5	119.85	0.139	0.25	0.8	14
s6	119.85	0.139	0.25	0.8	12

Data evaluations – Stock structure & Biology

Natural mortality...other parameters...

Estimaciones de mortalidad natural de *Loxechinus albus* para la zona de evaluación.

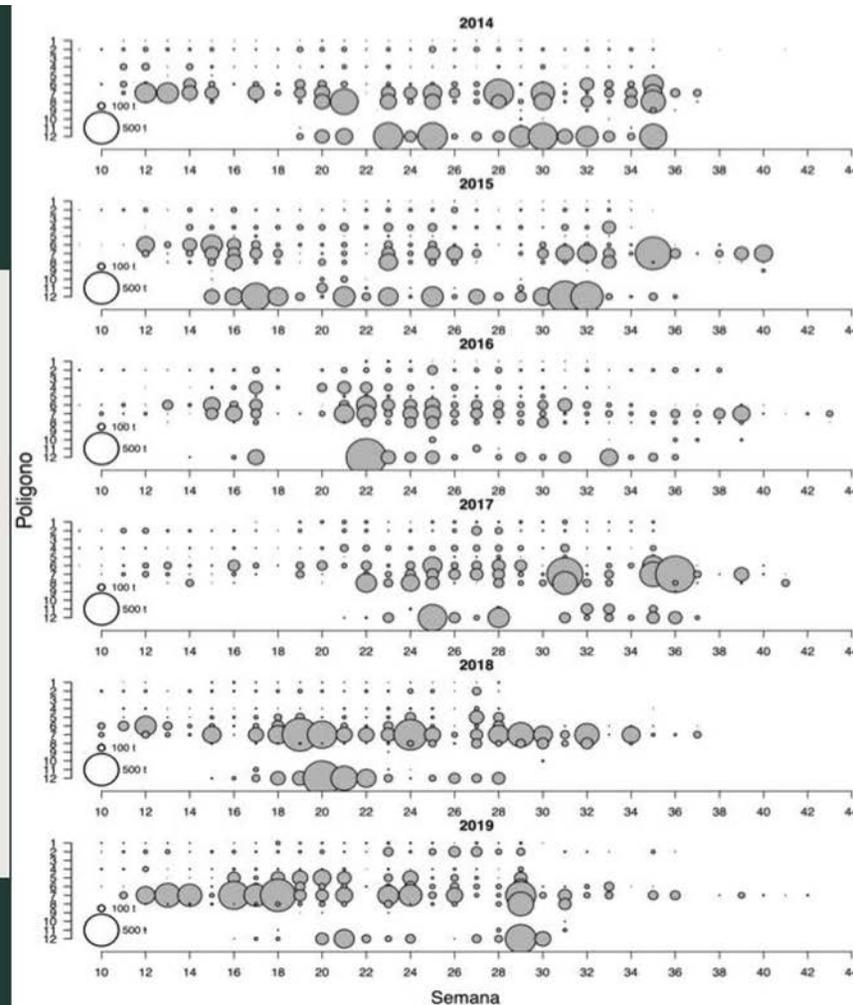
Método	M
Then_Amax 1	0,346*
Then_Amax 2	0,283*
Then_Amax 3	0,300*
Hamel_Amax	0,3*
AnC	0,329*
Then_VBGF	0,134*
Jensen_VBGF 1	0,12
Jensen_VBGF 2	0,128
Pauly_It	0,31*
Chen-Wat	0,002
Roff	NA
Jensen_Amat	0,885
Pauly_wt	0,55*
Mean M	0,256

Parámetros biológicos considerados en la evaluación de stock del erizo.

Parámetro	Valor
Rango de edades	1-12+ años
Rango de tallas	6-140 mm
M (1/año)	0,25
Edad de reclutamiento (año)	3 años
to (año)	0,223
Factor de condición (X;XI)	0,0017; 0,0026
Coef. isometría (X;XI)	2,65; 2,53
Lm _{50%}	43,8 mm
Parámetros Madurez	a=7,90, b=0,18

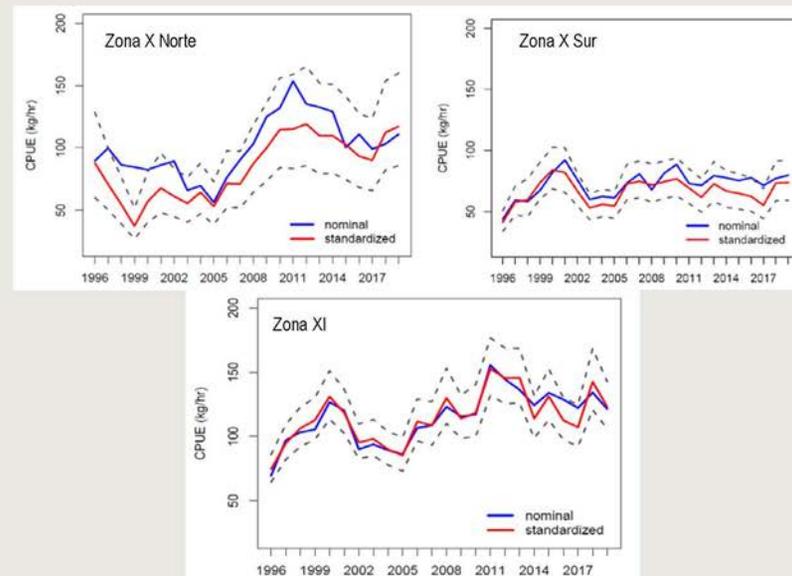
Fishery sampling

- * 15 trips, 80 samples provides reasonable CVs (Los Lagos and Aysén by month and polygon)
- * This assumes random sampling; has this been checked? E.g.,
 - * Are the trips selected randomly over entire fleet?
 - * Within a trip, are the samples random within an offload?
- * Are closed areas monitored?



Fishery indices

- * GLMM used
- * Unclear why model selection needed for the three different “zones”
- * Influence plots (e.g., Bentley et al. 2011) worth examining across regions
- * Critique:
 - * Hotspots decline quickly, spatial changes may falsely suggest stability....
- * Potential step to consider spatio-temporal models dealing with unbalanced designs

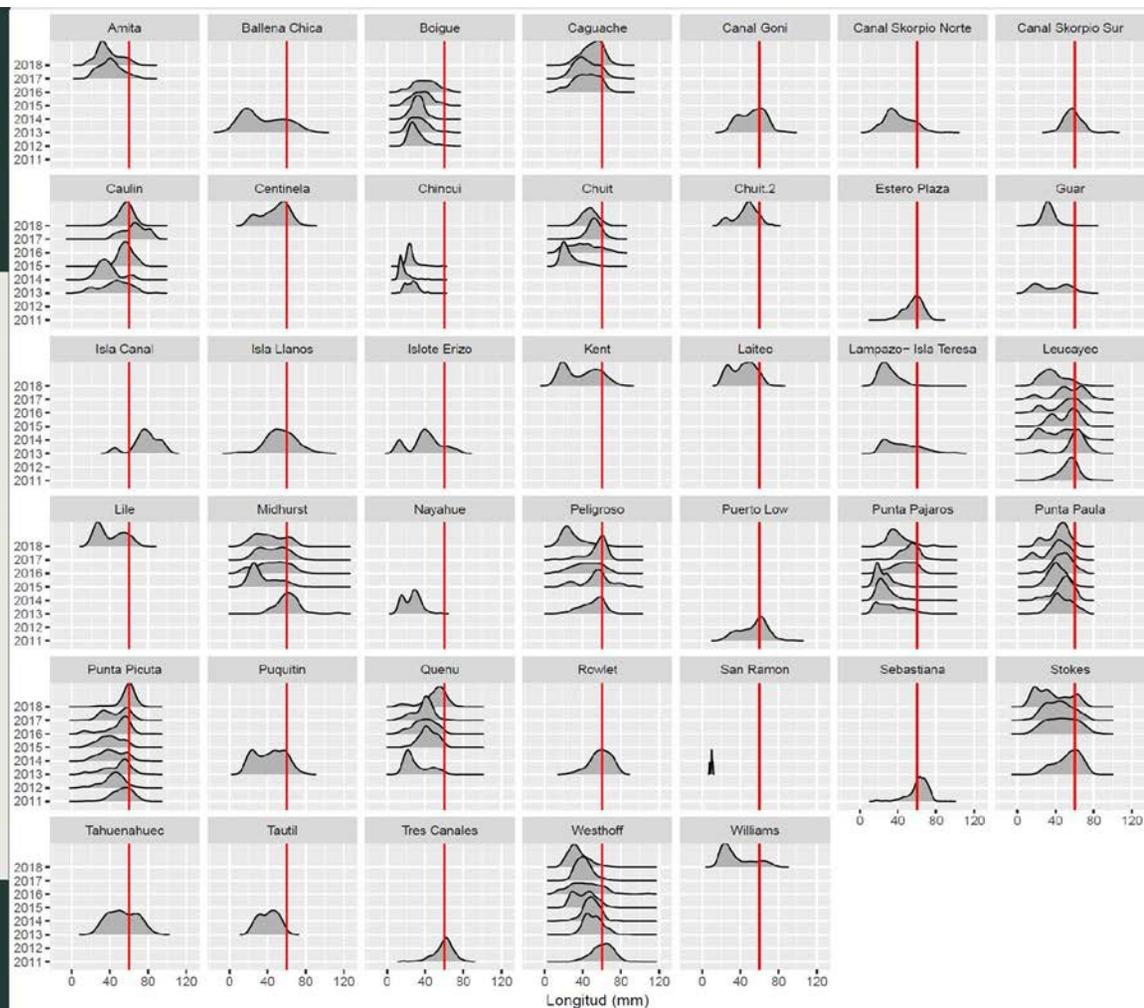


Bentley, N., T. H. Kendrick, P. J. Starr and P. A. Breen (2011). "Influence plots and metrics: tools for better understanding fisheries catch-per-unit-effort standardizations." *ICES Journal of Marine Science* **69**(1): 84-88.

Data evaluations Fixed stations...

Proximity evaluations

- * Are patterns similar in adjacent areas?
- * In some, modal progression evident...
- * For index development, are they unknown to fishermen?

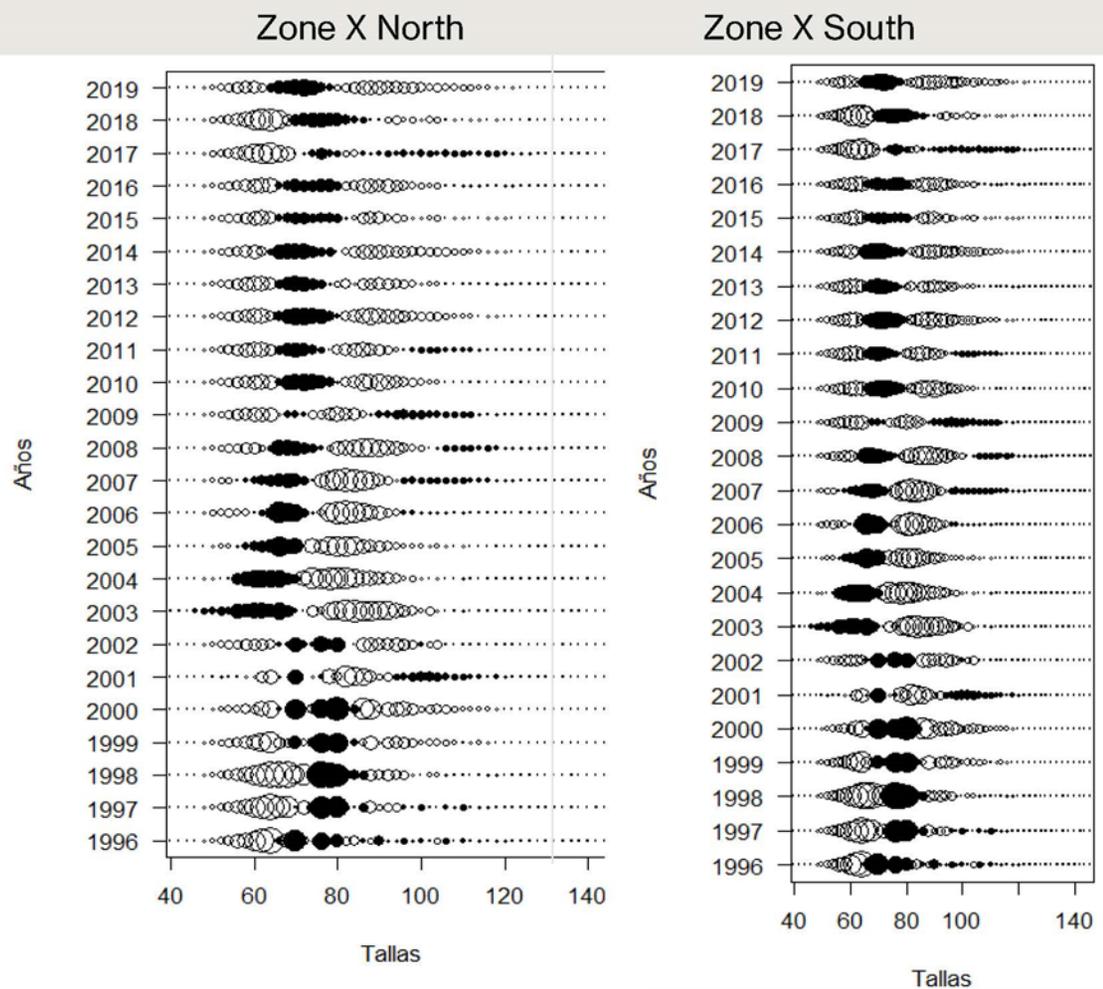


Current Assessment modeling

In general

Model residuals for size composition data

- * Very poor
- * Patterns between Zone X North and South nearly identical...
- * Modes poorly fit

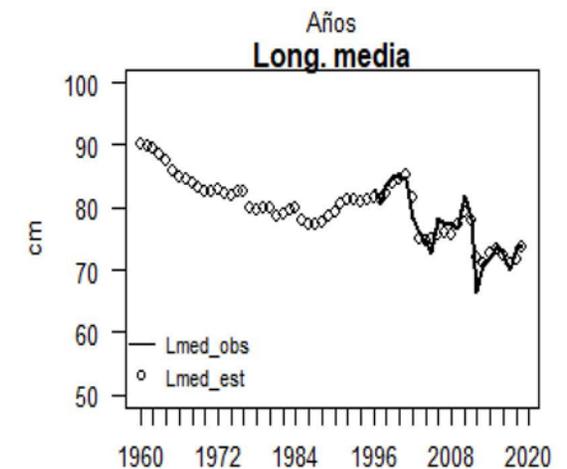
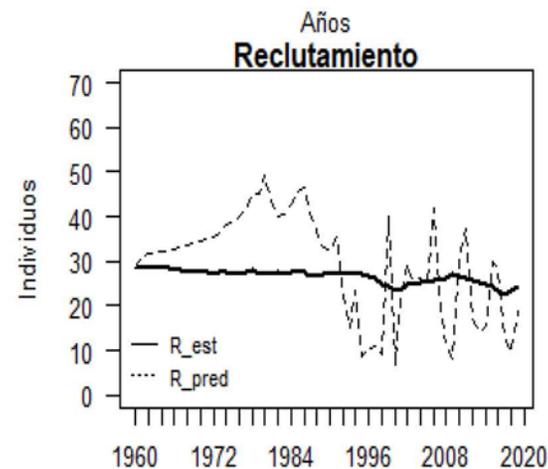
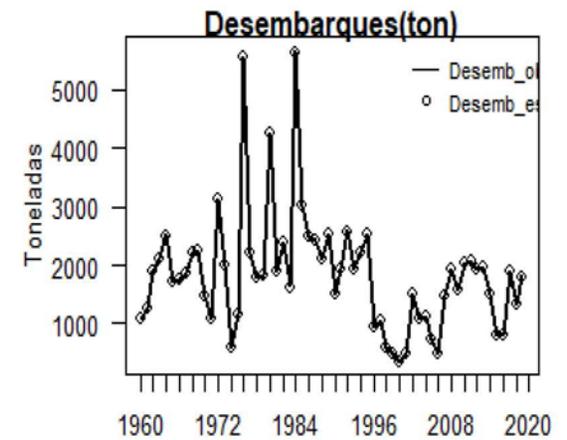
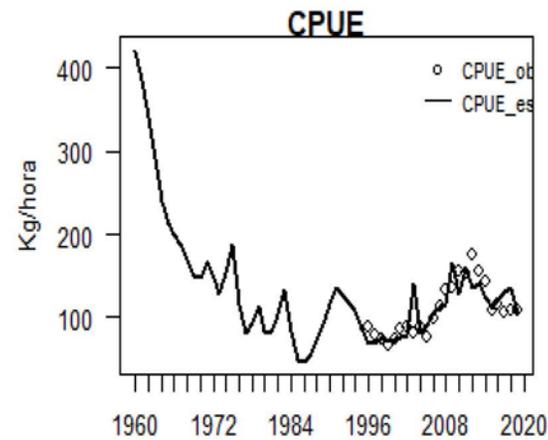


Current Assessment modeling

In general

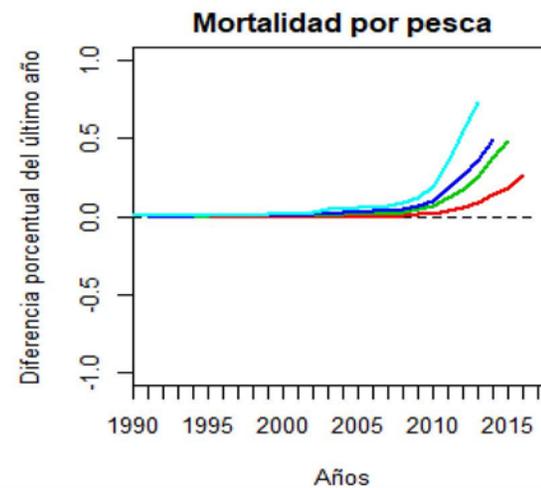
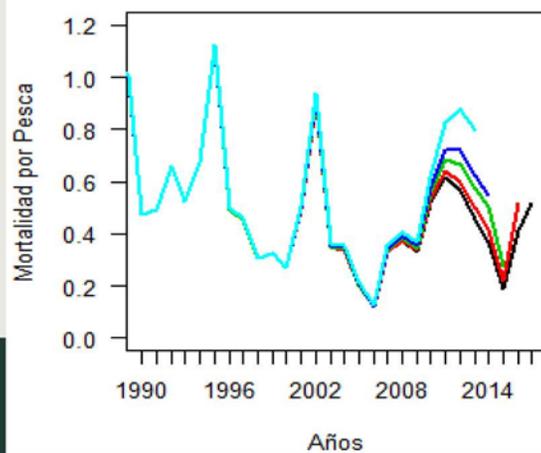
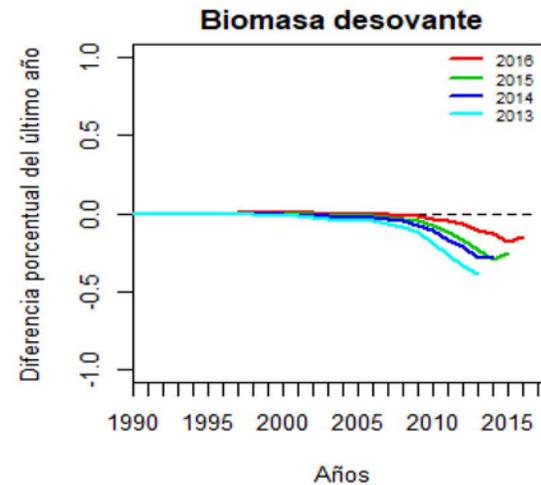
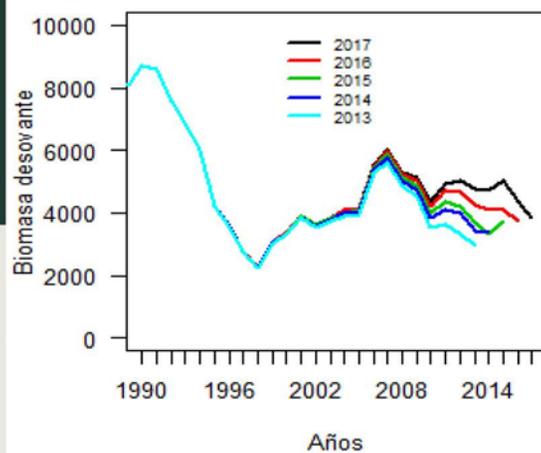
Model fits to fishery indices reasonably

- * Spike in ~2003 prediction seems odd (Zone X north)



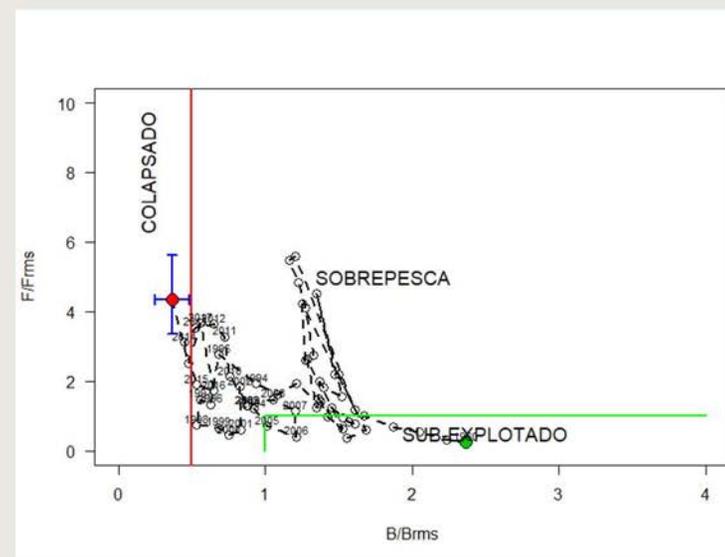
Current Assessment modeling

Retrospective pattern
relatively poor



Biological reference points

- * **Premature to include...**
 - * Fails to convey parameter uncertainty
 - * Depends on many assumptions
- * **Alternative communication should focus on projections given recent effort levels**
- * **Perhaps consider strategies for proximity to port and some economic indicators (i.e., include cost / benefit of management options)**



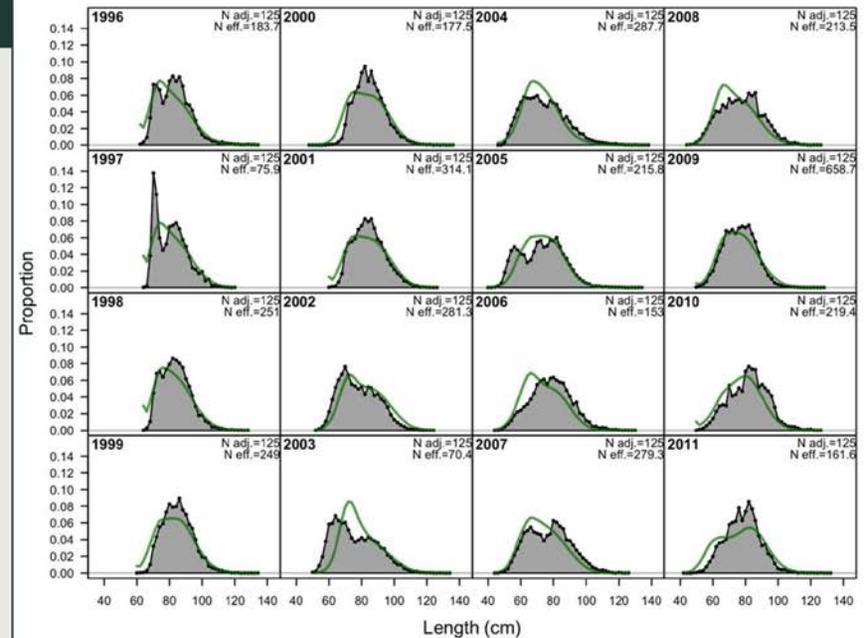
Assessment model considerations



- * Current approach difficult to maintain
- * Alternative software broadly supported and highly configurable
 - * E.g., stock synthesis (Methot and Wetzel, 2013)

Example stock synthesis application

- * Greater flexibility
- * Common way to set parameters similar to current approach
- * Could be adopted as an operating model...



Stock synthesis application example (Zone X north)

Model abbreviation	Description
M1	Time invariant asymptotic selectivity
M2	Time invariant but dome-shape allowed
M3	As M2 but time-blocks specified
M4	As M3 but asymptotic selectivity and M estimated

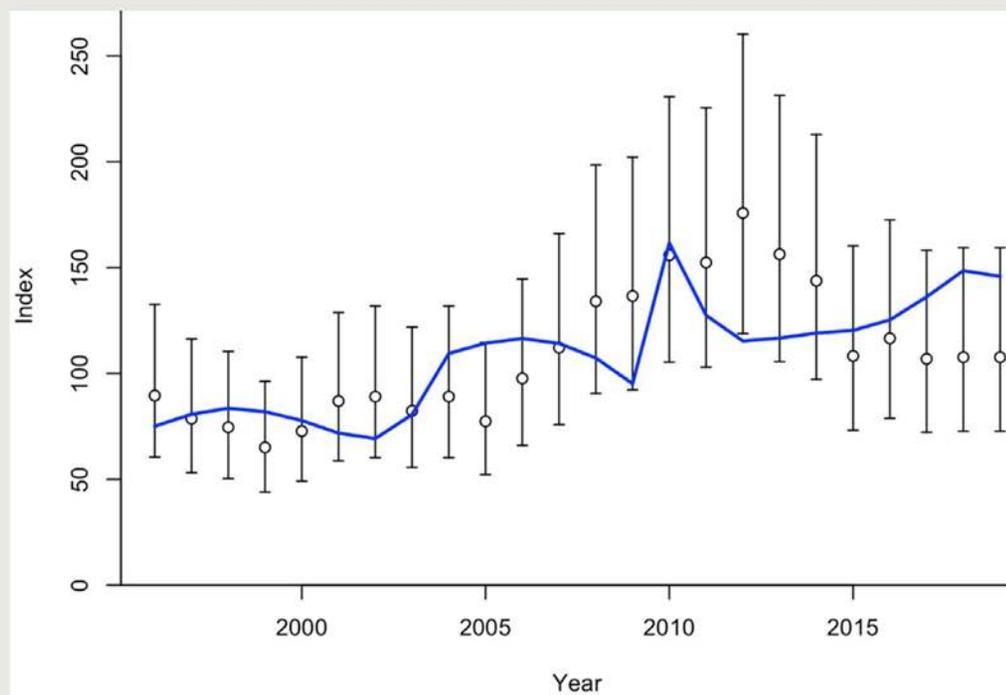
Comparison of component and total values of the negative log posterior density (NLD)

Label	Model 1	Model 2	Model 3	Model 4
Total NLD	494.83	344.75	214.43	365.28
CPUE index NLD	10.13	3.71	-21.94	-20.41
Size comp NLD	378.55	305.46	209.16	360.42
Prior NLD	98.59	24.13	24.67	23.28
R_0	45.46	255.78	83.18	182.43
M	0.25	0.25	0.25	0.49
SSB_0	27.15	152.74	49.67	22.54

Fit to index data (zone X north)

For model 3

- * dome-shaped selectivity with
- * blocked changes

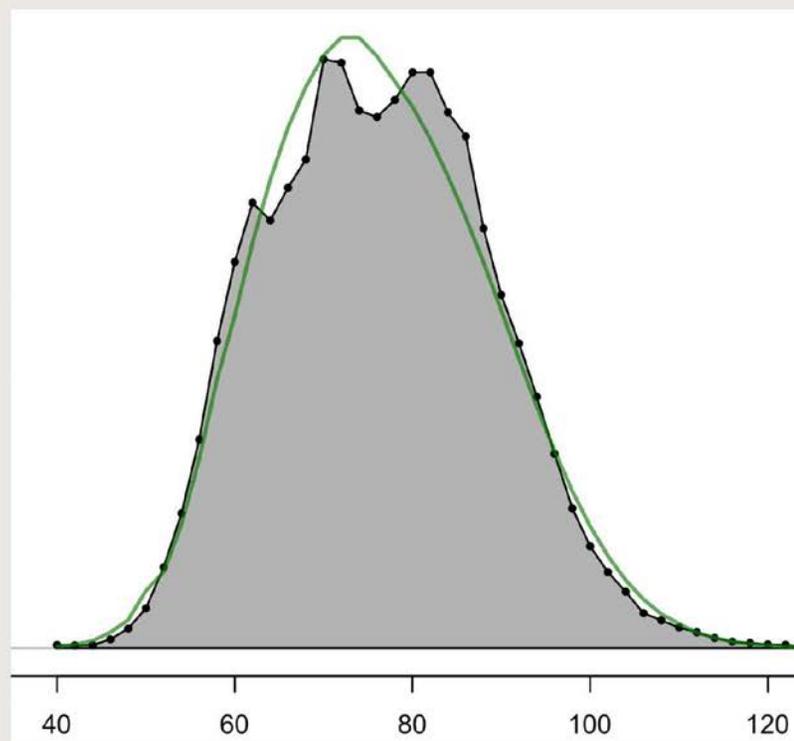


Composite fit to fishery size composition data

- * Data points / grey area
- * Model prediction is shown in solid line

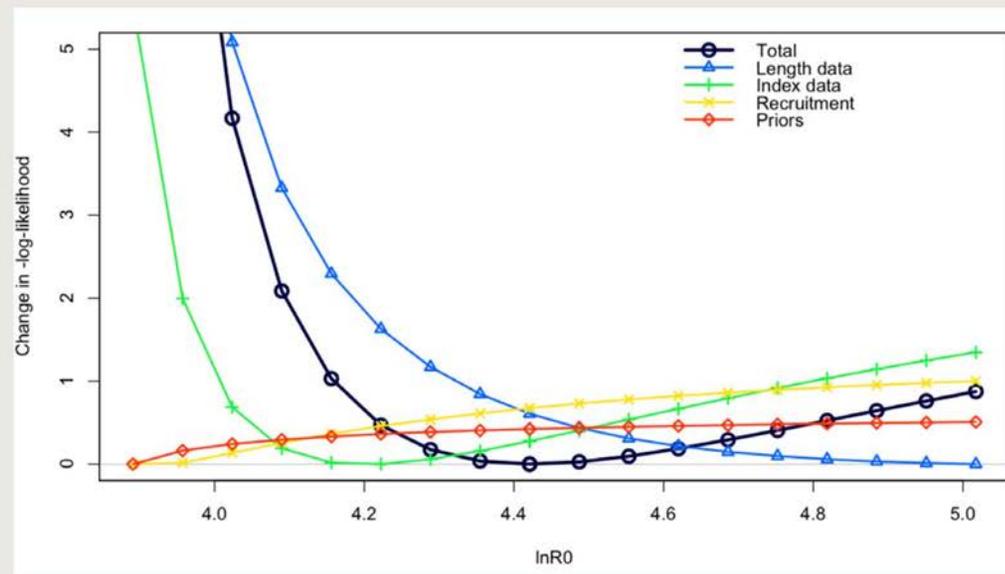
CONCLUSION

- * Model mis-specified wrt growth (?)



Profile

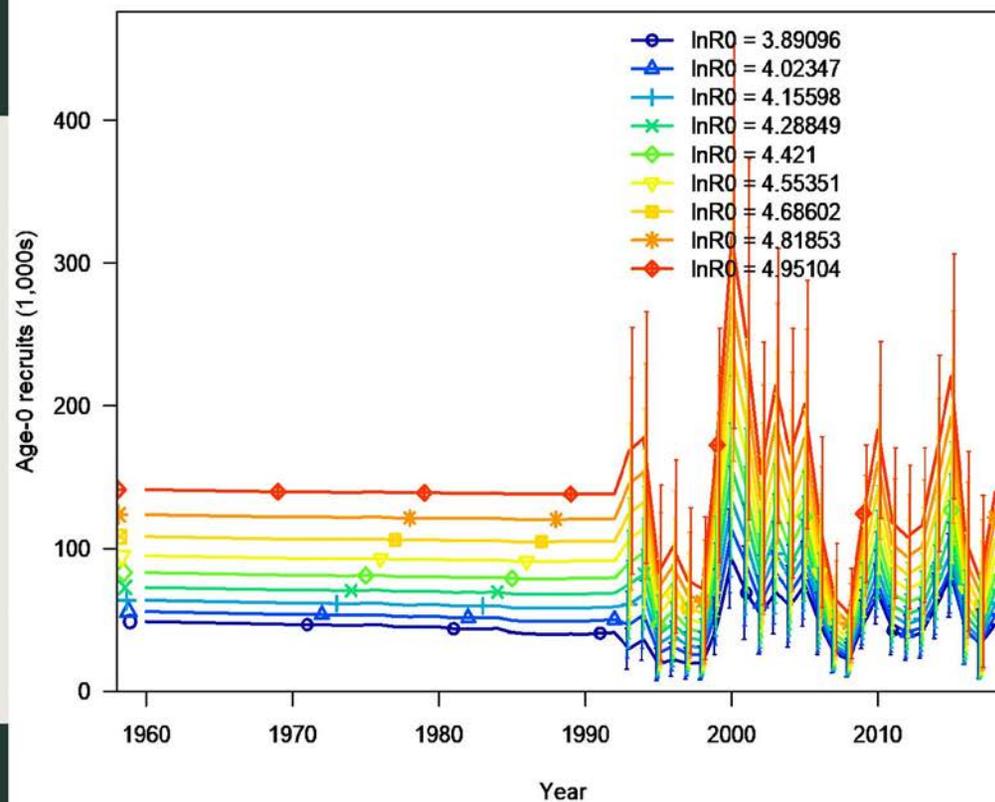
- * Shows data components affected by a “scale” parameter



Profile

* Shows data components affected by a “scale” parameter

Recruitment



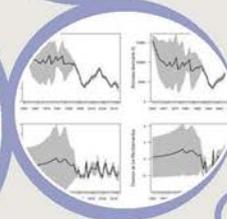
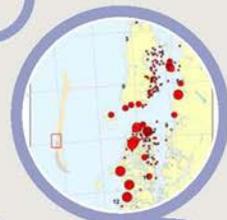
Part 2; plan / activity suggestions

Management

Biology

Fishery

Assessment



Initial activity list (1 of 3)

1. Evaluate fishery independent data within integrated assessment where appropriate
 - * Indices and composition data
 - * Consistency with fishery composition
 - * Proximity evaluations – what inferences can be made from nearby sites?
2. Consider spatio-temporal models of fishery data
 - * As alternative for index standardization
 - * With appropriate covariates (e.g., fisher/vessel ID, depth, month)
 - * Possibly including fixed stations?
3. Continue biological studies
 - * E.g., past tagging programs for tracking growth
 - * Directed studies to examine natural mortality effects

Initial activity list (2 of 3)

4. Assessment modeling

- * Review data input in detail
 - * Are the appropriately representative?
 - * How has sampling intensity varied over time? (ensure that this is reflected in model)
 - * Can the datasets easily be reconstructed from their source observations?
- * Evaluate plausible structural uncertainties
 - * Grid over alternative values for natural mortality and growth combinations
 - * Explore alternative variance assumptions for data inputs (i.e., effective sample sizes and fits to index data)
 - * Consider fishing processes that may affect “selectivity” (and availability)
- * With biologists, review assumptions with a goal to express plausible scenarios for operating model specifications for MSE studies

Initial activity list (3 of 3)

5. Consider disaggregating data by polygon and evaluate alternative aggregations
 - * As a sensitivity to stock structure assumptions
6. Re-evaluate size composition data to better understand the tri-modal aspect of all data combined
 - * Is this consistent with the growth and estimated variability in size-at-age?
7. Evaluate depletion estimation methods
 - * May provide local estimate of biomass, expanded to areas and habitats
 - * Could then possibly be used explicitly within an assessment model framework.
8. Consider interaction of economic aspects of gonad vs DT explicitly as a management target (?)
 - * Can this be part of the SPR rate-consideration?

Thanks!

Questions?



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

Almte. Manuel Blanco Encalada 839,

Fono 56-32-2151-500

Valparaíso, Chile

www.ifop.cl

