



UNIVERSIDAD PERUANA
CAYETANO HEREDIA
ESCUELA DE POSGRADO VÍCTOR ALZAMORA CASTRO

Construcción de índices de biomasa para los recursos anchoveta (*Engraulis ringens*) y jurel (*Trachurus murphyi*) del Ecosistema de afloramiento peruano usando modelos empíricos basados en información acústica



Tesis para optar el grado de
Maestro en Ciencias del Mar

Bach. Luis Wencheng Lau Medrano

Lima - Perú

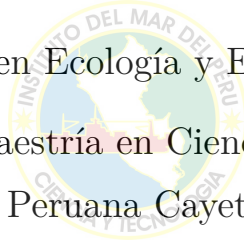
2016

ASESOR DE LA TESIS

Ricardo Oliveros Ramos

Doctor en Ecología y Evolución

Profesor de la Maestría en Ciencias del Mar de la
Universidad Peruana Cayetano Heredia



JURADO EVALUADOR DE LA TESIS

Presidente

Dr. Pedro Tapia Ormeño

Vocal

Dr. Mariano Gutiérrez Torero

Secretaria

Dra. Ana Alegre Norza Sior

Trabajo dedicado a las personas (familia, amigos, profesores, conocidos) y las circunstancias (desde el estrés en los días finales hasta los pies sobre el césped húmedo).



Agradecimientos

Principalmente, a las personas que fueron parte de mi vida en estos dos años, tanto a las que influyeron de manera positiva como negativa pues de ambas fue que nació y permaneció el impulso para continuar.

A mi mamá, papá y hermana, están conmigo y estaré con ustedes, por ustedes y para ustedes. A mis abuelas y tíos, su cariño repercute constantemente en mis decisiones y mi perseverancia.

A mis dos (únicas) amigas: Briggithe y Criscely, por la confianza depositada en mí, por las felicitaciones y los regaños. A mis «patas» de IMARPE, muy buenos profesionales que me involucraron en este campo y con quienes deseo continuar en la aventura de la ciencia marina. A mi asesor, Ricardo Oliveros-Ramos, por mostrarme el inicio de lo que implica ser un científico.

Finalmente, pero no menos importante, al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONCYTEC) y al Fondo Nacional de Desarrollo Científico, Tecnológico e Innovación Tecnológica (FONDECYT - CIENCIACTIVA) por proporcionarme la oportunidad de lograr esta meta mediante sus programas de subvención e impulsar el desarrollo de la ciencia en el Perú. Así mismo, a la Universidad Peruana Cayetano Heredia por crear un ambiente idóneo para mi formación. Un especial agradecimiento al Instituto del Mar del Perú por contribuir de manera trascendental no solo con la información sino también con la experiencia del grupo humano que ahí labora.

Índice general

1. Introducción	1
2. Planteamiento de la Investigación	4
2.1. Planteamiento del problema	4
2.1.1. Identificación del problema	4
2.1.2. Justificación	9
2.1.3. Limitaciones de la investigación	9
2.1.4. Objetivos de la investigación	9
2.1.5. Objetivo general	9
2.1.6. Objetivos específicos	10
2.1.7. Hipótesis	10
2.2. Marco Teórico	10
2.2.1. Determinación de abundancia y biomasa por métodos acústicos	10
2.2.2. Modelos empíricos	20
3. Metodología	25
3.1. Área y período de estudio	25
3.2. Fuentes de información y colección de datos	27
3.3. Cobertura y análisis por escalas	31
3.3.1. Análisis de cobertura de muestreos	31

Índice general

3.3.2. Análisis de Biomasa-Ecoabundancia por escalas	32
3.4. Modelos empíricos	33
3.4.1. Anchoqueta	35
3.4.2. Jurel	38
4. Resultados	40
4.1. Lances de comprobación y biomasa	40
4.2. Cobertura de muestreos	42
4.3. Biomasa estimada por modelos empíricos	42
4.3.1. Anchoqueta	42
4.3.2. Jurel	53
5. Discusión	59
6. Conclusiones	63
7. Recomendaciones	64
Referencias	66
A. Anexo: Anchoqueta	71
B. Anexo: Jurel	76



Índice de figuras

2-1.	Esquema de la correspondencia entre los lances de comprobación y la prospección acústica para un crucero bianual ordinario. El color rojo corresponde a cardúmenes de anchoveta (<i>E. ringens</i>) mientras que los azules a los de jurel (<i>T. murphyi</i>). Las flechas indican la asignación del lance.	5
2-2.	Sección de la trayectoria acústica y lances de comprobación del crucero 061112. Los números en azul indican el número correlativo de lance de comprobación.	7
2-3.	Proporción de área cubierta por trayectoria acústica y muestreo biométrico para el crucero 080204.	8
2-4.	Mapa de polígonos de Áreas Isoparalitorales (AIP) utilizados en las estimaciones de biomasa y abundancia.	15
2-5.	Ejemplo de suavizamiento mediante el método de <i>splines</i> . Las líneas sólidas (negras) representan las regresiones cúbicas parciales mientras que la línea punteada (roja) muestra el resultado luego de la unión de los splines parciales mediante primeras y segundas derivadas.	24
3-1.	Trayectoria del muestreo acústico (puntos azules) y lances de comprobación (asteriscos negros) del crucero 000102.	26

Índice de figuras

4-1.	Influencia de la escala en la relación Ecoabundancia - Biomasa para los datos de anchoveta y jurel. Los colores representan las tallas medias de los individuos en cada punto: De azul (individuos pequeños) a rojo (individuos grandes). La línea sólida representa la regresión lineal entre los puntos.	41
4-2.	Proporción de cobertura de muestreo acústico entre muestreo biométrico para cruceros entre 1985 y 2013 para las especies anchoveta y jurel. . . .	42
4-3.	Comparación de tendencias entre biomasa total observada, estimada y NASC para anchoveta. Los valores de biomasa estimada se obtuvieron a partir del mejor modelo (mod7). El área sombreada corresponde a los años en los que no se pudo obtener información de desembarques por lo que no hubo valores estimados de biomasa.	45
4-4.	Dispersión entre Biomasa observada y estimada para anchoveta. Los valores corresponden a las estimaciones proporcionadas por el mejor modelo calibrado (mod7), especificado en la Sección de Metodología.	46
4-5.	Gráficos de dispersión de densidad de biomasa observada vs NASC y densidad de biomasa estimada para anchoveta.	48
4-6.	Error relativo de Biomasa total entre los valores observados y estimados por el modelo calibrado para anchoveta.	49
4-7.	Gráfico de dispersión entre los valores observados y estimados de biomasa (en millones de toneladas) para la especie anchoveta. Cada punto representa un valor de biomasa total de crucero. Las líneas punteadas delimitan el intervalo de confianza del 99%.	49
4-8.	Gráfico de dispersión entre los valores observados y estimados de biomasa (en millones de toneladas) para la especie anchoveta. Los cruceros fueron seleccionados por presentar valores extremos (figura 4-7).	50

Índice de figuras

4-9. Distribución de densidad de biomasa por AIP para datos observados (izquierda) y estimados por el mod7 (derecha) para el crucero 060204.	51
4-10. Resultados por AIP para el crucero 060204. (a) Errores absolutos de densidad de biomasa observada y estimada de la figura 4-9, (b) distribución de la ecoabundancia media por AIP y (c) cantidad de lances positivos para anchoveta.	52
4-11. Dispersión entre Biomasa observada y estimada para jurel. Los valores corresponden a las estimaciones proporcionadas por el mejor modelo calibrado (mod4), especificado en la Sección de Metodología.	54
4-12. Comparación de tendencias entre biomasa total observada, estimada y NASC para jurel. Los valores de biomasa estimada se obtuvieron a partir del mejor modelo (mod4).	55
4-13. Gráficos de dispersión de densidad de biomasa observada vs NASC y densidad de biomasa estimada para jurel a nivel de UBM.	56
4-14. Distribución de densidad de biomasa por AIP para datos observados (izquierda) y estimados por el mod4 (derecha).	57
4-15. Errores absolutos de densidad de biomasa observada y estimada de la figura 4-14	57
4-16. Resultados por AIP para el crucero 900204 para jurel. (a) Distribución de la ecoabundancia y (b) cantidad de lances positivos para jurel.	58

Índice de cuadros

2-1. Constantes de la relación TS-Talla de anchoveta y jurel utilizadas en la presente investigación.	14
3-1. Coeficientes de crecimiento promedio de la relación longitud peso para las principales cuatro especies de la pesquería peruana.	28
3-2. Criterio de cobertura utilizado en el método Simmonds et al., 2009	29
3-3. Valores de definición de masas de agua utilizados en la investigación. Fuente: Ayón et al., 2009 [1] y Swartzman et al., 2008 [2].	30
3-4. Tabla de simulaciones para la especie anchoveta. NASC (ecoabundancia), masas (masas de agua), mW (peso medio del programa de seguimiento de desembarques), mL (talla media del programa de seguimiento de desembarques), sst (SST), sss (SSS), <i>shelf</i> (distancia a la plataforma continental). Las expresiones <i>s</i> y <i>te</i> hacen referencia a las funciones de suavizamiento <i>spline</i> y producto tensorial, respectivamente.	35
3-5. Tabla de simulaciones para la especie jurel. NASC (ecoabundancia), masas (información de masas de agua), sst (SST), sss (SSS), <i>shelf</i> (distancia a la plataforma continental). Las expresiones <i>s</i> y <i>te</i> hacen referencia a las funciones de suavizamiento <i>spline</i> y producto tensorial, respectivamente.	38

Índice de cuadros

4-1. Proporción de cobertura de muestreo acústico entre muestreo biométrico para cruceros entre 1985 y 2013.	43
4-2. Valores de MSE y coeficiente de correlación de Spearman para los modelos evaluados en la especie anchoveta. El detalle de las variables consideradas en cada modelo se especifican en la tabla 3-4.	44
4-3. Correlaciones de Pearson y Spearman de las relaciones entre densidad de biomasa observada y estimada por escalas (figura 4-4) para anchoveta. Los asteriscos indican el nivel de significancia al 0,1*; 0,05** y 0,01***. . .	47
4-4. Valores de MSE y coeficiente de correlación de Spearman para los modelos evaluados en la especie jurel. El detalle de las variables consideradas en cada modelo se especifican en la tabla 3-5.	53
4-5. Correlaciones de Pearson y Spearman de las relaciones entre densidad de biomasa observada y estimada por escalas para jurel (figura 4-11). Los asteriscos indican el nivel de significancia al 0,1*; 0,05** y 0,01***.	54



Resumen

Los principales recursos pesqueros pelágicos de interés económico en el Perú son anchoveta (*Engraulis ringens*), jurel (*Trachurus murphyi*) y caballa (*Scomber japonicus*) [3]. Para su evaluación, se lleva a cabo cruceros de evaluación acústica en los que se integra información de ecoabundancia y proporción de tallas por especie para obtener valores de biomasa y abundancia. Sin embargo, para especies no objetivo (como jurel), dichos valores resultan poco confiables por la lejanía entre los puntos de muestreo biométrico y acústico. Para resolver este inconveniente, el presente trabajo propuso utilizar modelos empíricos (de tipo GAM y GLM) integrando variables ambientales y de seguimiento de desembarques con la finalidad de generar índices relativos y absolutos para anchoveta y jurel en el período de 1996-2013 dentro del área de las 200 mn frente a la costa peruana. Los resultados obtenidos realzaron la importancia de los lances de comprobación para la obtención de estimaciones robustas de biomasa. Así mismo, se observó que, para anchoveta, los modelos empíricos sí produjeron un buen índice relativo y absoluto, mejorando la utilización de la ecoabundancia por sí sola. Para jurel, sin embargo, el modelo final calibrado resultó en la obtención de un mejor índice relativo. Se recomienda además, la obtención de información de tallas y pesos medios de desembarques para jurel con la finalidad de mejorar las estimaciones de biomasa y abundancia.

Palabras clave: Ecoabundancia, lance de comprobación, anchoveta, jurel, GAM, GLM.

Abstract

Main Peruvian pelagic resources for fishery are anchoveta (*Engraulis ringens*), jack mackerel (*Trachurus murphyi*) y pacific mackerel (*Scomber japonicus*) [3]. For the evaluation of these resources, IMARPE conducts acoustic surveys which integrate information of ecoabundance and size proportion values by species to get biomass and abundance. However, for non-target species (such as jack mackerel), these values are unreliable because of the large distance between the points of biometric and acoustic sampling. To solve this problem, this research proposed using empirical models (GAM and GLM type) integrating environmental and landings monitoring variables in order to generate absolute and relative indices for anchovy and jack mackerel in the period 1996-2013 in the area of 200 nm offshore Peru. The results enhanced the importance of surveys' hauls to get robust estimates of biomass. Furthermore, for anchoveta, we observed that empirical models did produce good relative and absolute indices, improving the use of ecoabundance itself. However, for jack mackerel, the final calibrated model was a well relative index. It is further recommended for jack mackerel to incorporate information of sizes and weights from landings landings in order to improve estimates of biomass and abundance.

Keywords: Ecoabundance, surveys' hauls, anchoveta, jack mackerel, GAM, GLM.

1 Introducción

Los principales recursos pesqueros pelágicos de interés económico en el Perú son anchoveta (*Engraulis ringens*), jurel (*Trachurus murphyi*) y caballa (*Scomber japonicus*) [3]. Entre ellos, desde hace veinte años, la anchoveta destaca como la especie más importante para la industria de Consumo Humano Indirecto (harina de pescado) por sus altos volúmenes de captura. Para la evaluación de dichos recursos, el Instituto del Mar del Perú organiza y ejecuta periódicamente cruceros de evaluación acústica con el fin de estimar los valores de biomasa y abundancia mediante metodologías que involucran la integración de muestreos acústicos y biométricos [4]. El primero de estos brinda una idea de la cantidad de individuos en conjunto dentro de los cardúmenes, mientras que el segundo indica la composición (en tanto especies y tallas) de dichos cardúmenes, permitiendo entre ambos expresar la cantidad de peces en términos de número (abundancia) y peso (biomasa).

Para que los valores obtenidos por la parte acústica resulten confiables, es importante que las posiciones de los lances de comprobación (puntos de muestreo biométrico) se realicen con frecuencia a fin de que cada punto del muestreo acústico pueda utilizar información de composición por talla de una zona cercana a la que fue tomado. En el presente trabajo se muestra cómo entre dos lances de comprobación relativamente cercanos es posible obtener estructuras de tamaño diferentes, lo cual hace necesaria la buena correspondencia entre estos dos tipos de muestreo para obtener valores de biomasa confiables.

1. Introducción

En la actualidad, los cruceros del IMARPE orientan la trayectoria de las prospecciones acústicas y ejecuciones de lances de comprobación en favor de la correcta estimación de la biomasa del principal recurso antes mencionado: La anchoveta, para la que se busca cubrir su área de distribución [4]. No obstante, a partir de estos cruceros también se han tomado datos y hecho interpolaciones para los otros recursos de interés (jurel y caballa), aun cuando muchos de los puntos de muestreo acústico positivos para estas especies no poseen lances de comprobación positivos cercanos. Como consecuencia, se obtienen estimaciones poco confiables debido a esta lejanía entre las posiciones de toma de valores de ecoabundancia (indicador proveniente del muestreo acústico) y las de composición por tallas.

La obtención de índices absolutos y relativos de biomasa en especies no-objetivo (como jurel y caballa) es vital para su inserción de modelos de evaluación y manejo. Particularmente para jurel, la búsqueda de fuentes confiables de biomasa y abundancia ha cobrado mayor interés en los últimos años con la formación de grupos de trabajo internacionales como la Organización Regional de Ordenamiento Pesquero del Pacífico Sur (OROP-PS, o SPRFMO por las siglas en inglés de *South Pacific Regional Fisheries Management Organisation*), en donde los modelos utilizados para la evaluación (como el JJM, *Joint Jack Mackerel Model* [5]) requieren de valores de biomasa y abundancia confiables. Fue entonces que nació la pregunta de si era posible mejorar la relación entre ecoabundancia y biomasa utilizando variables no dependientes de los lances de comprobación.

La presente tesis muestra los resultados de la aplicación de modelos empíricos sobre las especies anchoveta y jurel, utilizando variables ambientales y de seguimiento de desembarques, a fin de reconstruir sus valores de abundancia y biomasa en el período 1985 - 2013 utilizando para ello información acústica colectada por los cruceros de investigación del IMARPE, que abarcaron trayectorias dentro de las 200 mn paralelas a la costa, entre los grados de latitud de 2 °S y 19 °S. Así mismo, se identificó y describió el problema de

1. Introducción

puntos de información poco confiable en el protocolo [6] de estimación de abundancia y de cómo la adición de variables ambientales puede mejorar la relación entre ecoabundancia (indicador acústico) y biomasa (valor real del recurso, en peso). La idea es novedosa en tanto que no existen trabajos previos que hayan buscado desarrollar el problema o proponer alternativas de solución para los puntos con biomasa poco confiable.

A la par, se pudo observar las fortalezas y debilidades en el uso de este tipo de modelos (empíricos) en este ámbito y se discutió la validez de los datos obtenidos. En este sentido, se buscó resaltar la importancia de los muestreos biométricos en la estimación de biomasa basada en información acústica. Las principales limitaciones encontradas fueron la baja cantidad de información disponible para la calibración del modelo en la especie jurel, esto debido a que no se pudo obtener información de cruceros orientados específicamente a este recurso. En similar sentido, la falta de estandarización en algunas de las fases de la estimación de biomasa indujeron errores cuya extracción no fue posible debido a la incidencia de criterios humanos no reproducibles.



2 Planteamiento de la Investigación

2.1 Planteamiento del problema

2.1.1 Identificación del problema

Para el Perú, los tres principales recursos pesqueros pelágicos de consumo humano directo e indirecto son la anchoveta (*Engraulis ringens*), jurel (*Trachurus murphyi*) y caballa (*Scomber japonicus*) [3]. Para mantener un seguimiento del estado de las poblaciones en dichos recursos y establecer estrategias para su adecuado manejo, el Instituto del Mar del Perú (IMARPE) lleva a cabo cruceros de investigación destinados a recolectar información acústica y biométrica de los diferentes recursos con la finalidad de estimar valores de biomasa y abundancia.

Para lograr este propósito, se requiere la utilización de información de ecoabundancia y de composición por especie y tallas, obtenida por los lances de comprobación. La integración de esta información conduce a la estimación de valores en peso y número de la cantidad de peces para finalmente obtener biomasa. Es aquí donde cobra importancia el diseño del muestreo, pues la trayectoria de un crucero orientado al estudio de una especie «A» puede resultar sesgado e impedir la obtención de información confiable para una especie «B». En el Perú, en los últimos veinte años, los diseños de muestreo acústico han estado enfocados al estudio y determinación de la biomasa de anchoveta, por ser

2. Planteamiento de la Investigación

esta la especie que mayores volúmenes reporta a la pesquería nacional, así mismo, por su preponderante rol en la cadena trófica del ecosistema marino pelágico peruano [7]. No obstante, esta orientación del muestreo a una especie en particular va en desmedro de los resultados de biomasa y abundancia obtenidos para otras especies pelágicas, tales como la caballa y jurel.

La Figura 2-1 muestra cuán dependientes son las estimaciones acústicas de los lances de comprobación. Las aspas verdes muestran puntos de muestreo biométrico, los cuales se realizan según la presencia de la especie objetivo (anchoveta, por lo general). Una mayor cantidad de lances de comprobación válidos para una especie involucra una mejor asignación de proporciones de talla a cada punto de su muestreo acústico, lo cual se reflejará en cálculos de biomasa más confiables. Para cada punto detectado por la eco-sonda (áreas delimitadas por líneas sólidas rojas y azules en la figura), la composición por tallas asociada provendrá del lance con captura positiva más cercano (flechas azules y rojas), las cuales serán menos confiables mientras la distancia entre el valor acústico y el lance sea mayor.

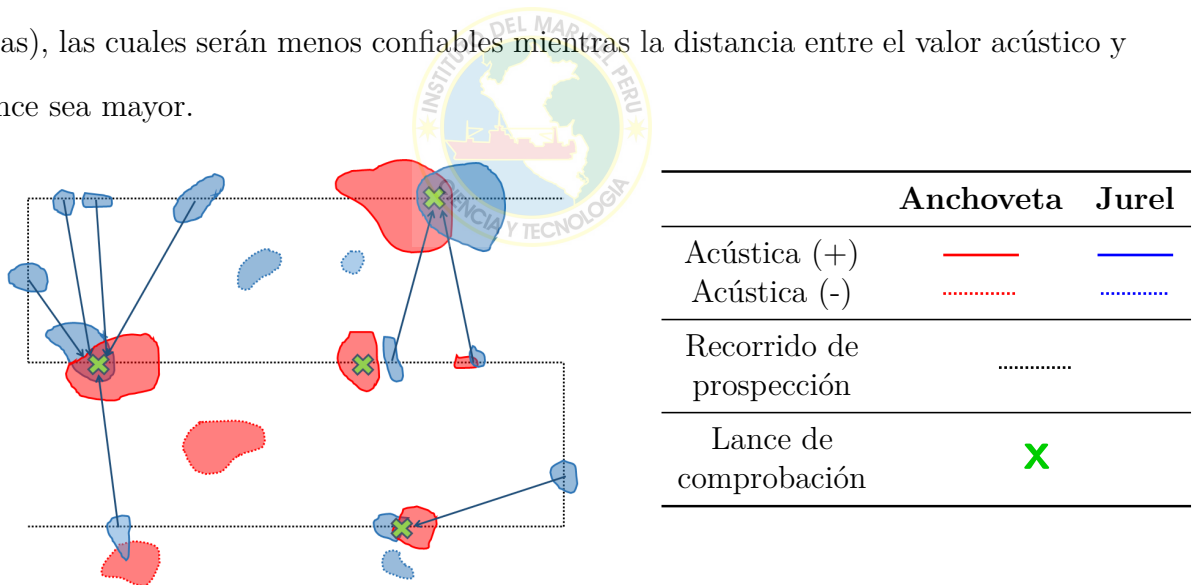


Figura 2-1.: Esquema de la correspondencia entre los lances de comprobación y la prospección acústica para un crucero bianual ordinario. El color rojo corresponde a cardúmenes de anchoveta (*E. ringens*) mientras que los azules a los de jurel (*T. murphyi*). Las flechas indican la asignación del lance.

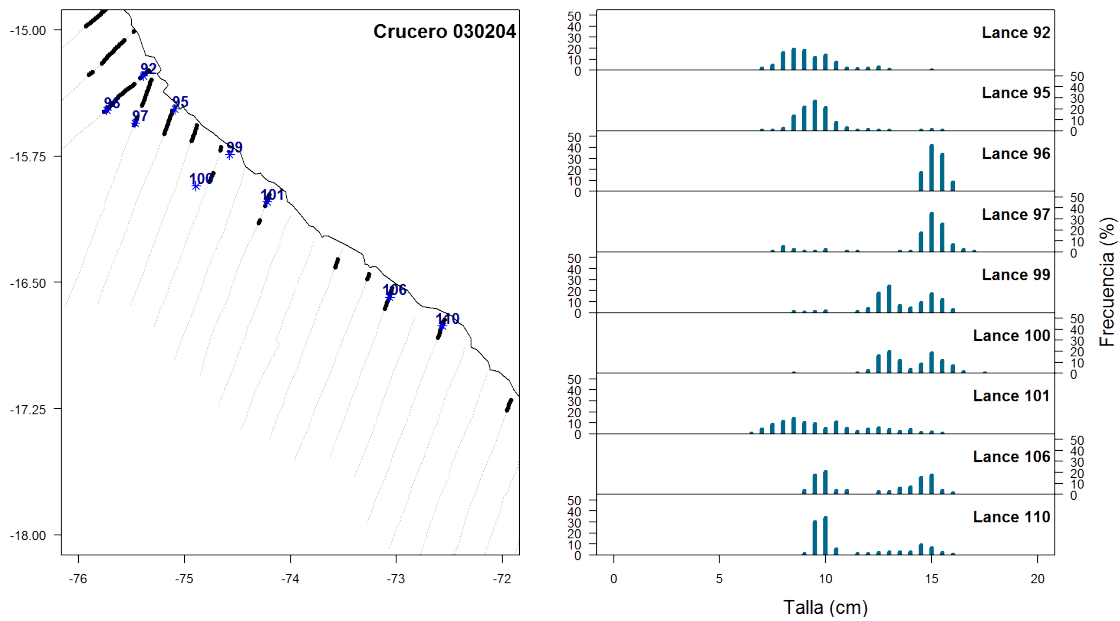
La mayor correspondencia entre los muestreos acústico y biométrico para una especie

2. Planteamiento de la Investigación

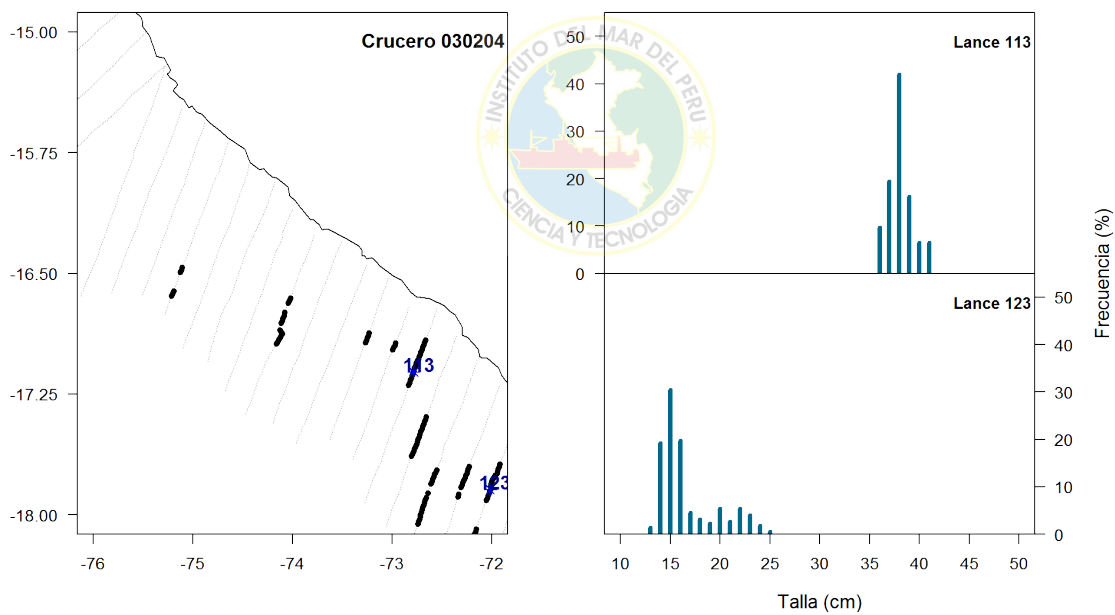
objetivo respecto a una no objetivo puede observarse analizando la proporción del área del muestreo acústico y los lances de comprobación (muestreos biométricos). En un crucero ordinario, el área cubierta por la ecosonda se aproxima a la totalidad del área potencial de la especie objetivo, en consecuencia es posible observar una alta proporción entre puntos con ecoabundancia y lances positivos para dicha especie (anchoveta, por ejemplo). Sin embargo, para una especie no objetivo (jurel, por ejemplo), esta proporción mostrará valores bajos ya que las distancias entre los puntos de ecoabundancia y las de los lances de comprobación asignados no suelen ser cercanas.

A modo de ejemplo, la figura **2-2b** representa una sección del crucero 030204, y grafica las posiciones de muestreo acústico y biométrico positivos (con información diferente a cero) para anchoveta y jurel en una sección de la trayectoria total entre 18°0'S y 15°0'S. Se puede apreciar una considerable diferencia entre la composición por tallas para los lances 113 y 123, los cuales difieren en pocas millas náuticas. Así mismo, se observa que los lances de comprobación más cercanos para los puntos de muestreo acústico comprendidos entre 76°0'W y 75°0'W se hallan a más de sesenta millas náuticas (un grado) de distancia inclusive. En términos de cálculos de biomasa esto significa que para dicho crucero hubo puntos de muestreo acústico a los que se asignó valores de proporción de talla de posiciones muy alejadas, lo cual hace que las estimaciones de biomasa sean poco confiables. Los motivos por los que los lances de comprobación rescatan poca diversidad de tallas del recurso jurel involucran factores de comportamiento de los cardúmenes como evitamiento de la ecosonda (capaz de inducir importantes sesgos en las estimaciones [8]), velocidad de nado y posición de los individuos frente al haz de la ecosonda, alta dispersión de cardúmenes, entre otros.

2. Planteamiento de la Investigación



(a) Anchoveta



(b) Jurel

Figura 2-2.: Sección de la trayectoria acústica y lances de comprobación del crucero 061112. Los números en azul indican el número correlativo de lance de comprobación.

2. Planteamiento de la Investigación

En cuanto a *Engraulis ringens*, la figura 2-2a muestra claramente como, para el mismo período y rango de coordenadas, existe una correspondencia más cercana entre los puntos de muestreo acústico y biométrico, razón por la que se considera la especie objetivo de los cruceros de evaluación acústica de los últimos veinte años.

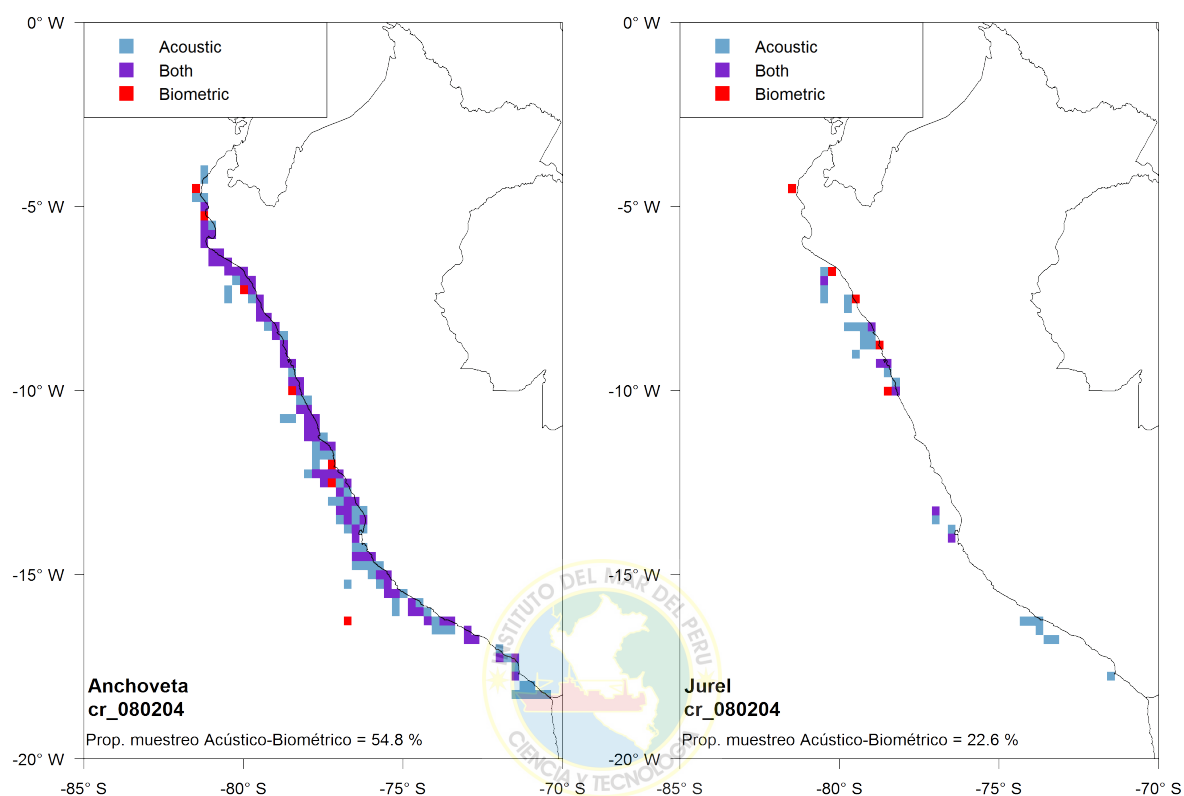


Figura 2-3.: Proporción de área cubierta por trayectoria acústica y muestreo biométrico para el crucero 080204.

En la presente investigación se observó además cómo ha ido variando la proporción de cobertura entre puntos con ecoabundancia positiva y lances positivos para jurel respecto a anchoveta desde 1985 hasta el 2014. Se observó que anchoveta no tuvo siempre valores altos en esta proporción debido a que, antes de 1996, la importancia de los cruceros recaía sobre la especie sardina [9]. En cuanto a jurel, si bien se llevaron a cabo algunos cruceros acústicos orientados a su evaluación, su cantidad fue baja y se desarrollaron con mucha irregularidad.

2.1.2 Justificación

El actual trabajo tuvo como principal motivación el proponer una metodología que permitiera estimar valores de biomasa en aquellos puntos en los que no existieron lances de comprobación cercanos o en los que las proporciones por talla asignadas provengan de puntos de muestreo biométrico bastante alejados, lo que genera valores de biomasa y abundancia poco confiables. Por otro lado, hasta la fecha no se han realizado estudios que propongan una solución a los vacíos antes mencionados, por lo que la presente investigación fue novedosa en su ámbito. Las hipótesis de investigación se basaron en la idea de que las variables oceanográficas y de pesquería, mediante un modelo empírico, mejoran la relación empírica entre la ecoabundancia y la biomasa para anchoveta y jurel. Así mismo, se asumió que la importancia de estas covariables es distinta para cada una de las especies.

2.1.3 Limitaciones de la investigación

Los principales problemas hallados en la ejecución del presente trabajo estuvieron relacionados a la disponibilidad de la información, pues mucha de esta se encontraba almacenada aun en forma de fichas llenadas a mano, por lo que tomó un tiempo el poder contar con la información digitalizada.

2.1.4 Objetivos de la investigación

2.1.5 Objetivo general

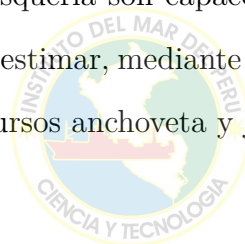
Reconstruir los valores de biomasa de jurel en el ecosistema de afloramiento peruano a partir de datos de ecoabundancia provenientes de cruceros acústicos entre 1983 y 2014 usando modelos empíricos e información ambiental y de desembarques.

2.1.6 Objetivos específicos

- Obtener una relación basada en un modelo empírico entre la biomasa, ecoabundancia y variables ambientales y de la flota para el recurso anchoveta.
- Obtener una relación basada en un modelo empírico entre la biomasa, ecoabundancia y variables ambientales para el recurso jurel.
- Obtener valores de biomasa y abundancia de jurel para los puntos con lances poco confiables de cruceros entre 1985 y 2014 y reconstruir las series de tiempo respectivas.

2.1.7 Hipótesis

Las variables ambientales y de pesquería son capaces de capturar la variabilidad en la estructura de tallas lo que permite estimar, mediante modelos empíricos, índices relativos y absolutos de biomasa de los recursos anchoveta y jurel.



2.2 Marco Teórico

2.2.1 Determinación de abundancia y biomasa por métodos acústicos

Funcionamiento de la Hidroacústica

El sonido se define como las perturbaciones periódicas en un determinado fluido, las cuales se observan como procesos de compresión y expansión del conjunto de moléculas del medio, lo que depende de su fluidez y viscosidad. A las secciones de altas y bajas

2. Planteamiento de la Investigación

presiones, producto de las perturbaciones, se las denomina compresiones y rarefacciones, respectivamente [10]. La distancia entre dos picos similares (de compresión o rarefacción) conforma una onda de sonido y la inversa del tiempo (T) entre dos ondas representa la frecuencia (1/T), mientras mayor sea el valor de esta última, mayor será la cantidad de ondas que están siendo producidas.

Estas fluctuaciones son producidas por cambios de presión en un medio los cuales pueden ser expresados en unidades estándar de presión (psi, Pascales, bares). Al tener los valores de intensidad de sonido un rango muy amplio, usualmente se utiliza una transformación basada en el logaritmo del cociente entre la intensidad de sonido medida y una referencial. El resultado de este logaritmo -convencionalmente en base 10- lleva por nombre decibel (dB) (ecuación 2-1). En acústica la intensidad referencial es la de $1\mu Pa$ [11].

$$r_{dB} = 10 \log \left(\frac{I_2}{I_1} \right) \quad (2-1)$$

Donde I_1 es un nivel de intensidad (presión) referencial y I_2 un valor de intensidad medido. Cuando una onda de sonido que viaja en un determinado medio (a una cierta frecuencia) choca contra un objeto, una porción del sonido es reflejada debido a que los bordes entre dos medios (aquel en donde la onda fue producida y el del objeto) representan obstáculos para dicha onda [12]. La manera (cantidad y dirección) como el sonido es reflejado dependerá de la naturaleza de los medios interactuantes y al rebote acústico se le denominará eco.

La cantidad de eco reflejada por un organismo bajo el agua se obtiene usualmente en decibeles, y se le denomina Fuerza de Blanco (*Target Strength*, en inglés), el cual dependerá del tamaño del órgano que produce el eco; en peces, por ejemplo, será la vejiga natatoria. Tal como menciona Horne & Clay [13], si bien los organismos acuáticos poseen diversas fuentes de dispersión de eco, es la vejiga natatoria la que involucra el factor de reflexión más importante. De este modo, la intensidad del eco estará en función del ta-

2. Planteamiento de la Investigación

maño del pez (de su vejiga natatoria), su velocidad y dirección de nado, tal como ha sido observado en experimentos en ambientes controlados [14]. Es por ello que la información proveniente de las ecosondas no es suficiente y se requiere de los lances de comprobación para una correcta estimación del número de peces registrados en cada pulso acústico registrado.

Una vez que un pulso de sonido es emitido por la ecosonda, viaja a través del agua, impacta contra los objetos existentes (organismos, fondo) y recibe el eco reflejado. Las señales eléctricas del eco pasan por un sistema de filtros y algoritmos que limpian el ruido (ocasionado por lóbulos laterales, doble rebote del eco, etc.) e integran los resultados de las diferentes frecuencias utilizadas. Así mismo, estos valores se van sumando a lo largo de 1mn y son registrados en una matriz de datos denominada ecograma.

En cuanto a la Fuerza de Blanco, consiste en una medida logarítmica de la proporción entre la energía retornada por un organismo (dispersada de retorno al transductor), respecto a la que incide sobre él. Tal como menciona Simmonds & MacLennan [15], lo mejor es partir por la definición del coeficiente de retrodispersión transversal, medido en unidades de área y definido en la ecuación 2-2:

$$\sigma_{bs} = R^2 I_{bs} / I_i \quad (2-2)$$

En donde I_i refiere a la intensidad de energía emitida (o incidente) al objeto y I_{bs} de la reflejada (eco) por el mismo. Así mismo, R indica la distancia al objeto cuya energía de retrodispersión se está midiendo. Llevado a decibeles, se define el Coeficiente de Retrodispersión por Unidad de Volumen (*Volume Back-Scattering Coefficient*), definido en la ecuación 2-3.

$$S_V = 10 \log\left(\frac{I_{bs}}{I_i}\right) \quad (2-3)$$

En donde I_{bs} refiere a la energía dispersada por unidad de volumen a un metro de

2. Planteamiento de la Investigación

distancia, mientras que I_i indica aún la energía incidente sobre el objeto (cardumen). A partir de la integración de s_v a lo largo de una milla náutica es posible obtener el valor del Coeficiente de Retrodispersión por Área Náutica (NASC por las siglas en inglés de *Nautical Area Backscattering Coefficient*), como se indica en la ecuación 2-4. Dicho valor se mencionará más adelante en las metodologías de estimación de abundancia y biomasa.

$$NASC = s_A = 4\pi(1852) \int s_v dz \quad (2-4)$$

Tal como indican Simmonds & MacLennan [15], TS y σ_{bs} son formas alternativas de describir una misma propiedad física de un objeto: La Fuerza de Retrodispersión. De este modo, en lo que respecta a la Fuerza de Blanco, la definición es bastante similar a la de s_v , como se observa en la ecuación 2-5.

$$TS = 10 \log\left(\frac{I_{bs}}{I_i}\right) \quad (2-5)$$

En donde I_i hace referencia a la energía que llega a incidir sobre el objeto, que en este caso se trata de un organismo individual (plancton, peces, mamíferos, entre otros). Particularmente en peces, este valor de retrodispersión puede ser relacionado con las dimensiones del mismo, de la manera indicada en la ecuación 2-6:

$$TS = b + m \log(L) \quad (2-6)$$

En donde b y m son coeficientes específicos para cada especie y L la talla, usualmente en centímetros. En relación a estos valores, existen diversos estudios orientados a su estimación en distintas especies. Para el actual trabajo, se consideraron los mencionados en la tabla **2-1**, provenientes de los trabajos de Gutiérrez et al. en 1998 [16] e información utilizada en las evaluaciones actuales (los datos de obtuvieron de conversaciones con personas encargadas de las estimaciones de ecoabundancia del IMARPE).

2. Planteamiento de la Investigación

Cuadro 2-1.: Constantes de la relación TS-Talla de anchoveta y jurel utilizadas en la presente investigación.

Espece	m	b	Observación	Fuente
Anchoveta	20	-81.20	Tallas [0; 9,4) cm	Gutiérrez, 2014
	20	-76.25	Tallas [9,4; 13) cm	
	20	-77.50	Tallas [13,0; 25] cm	
Jurel	20	-68.15	Todas las tallas	Gutiérrez & MacLennan (1998) [16]

Los transductores utilizados para la detección de cardúmenes poseen dos funciones principales: La de convertir los impulsos eléctricos en pulsos acústicos y la de tomar los ecos reflejados en los objetos y convertirlos nuevamente en impulsos eléctricos capaces de ser amplificados y registrados [15]. A la par, existen otros instrumentos que complementan esta labor: Transeptores (unión de transmisor y receptor), que generan y reciben las señales eléctricas del transductor y Grabadores que almacenan la información obtenida por los dispositivos antes mencionados. Al sistema formado por transductores, transeptores y grabadoras se le denomina Ecosonda [11].

Los Cruceros de Evaluación Acústica de Recursos Pelágicos

En la actualidad, el IMARPE lleva a cabo periódicamente (dos veces al año, en promedio) cruceros de investigación y evaluación de recursos pelágicos, los cuales consisten en barridos sistemáticos del área de distribución del recurso anchoveta a lo largo de transectos perpendiculares a la línea de costa de entre 20 a 100 mn de extensión, aproximadamente [4]. Desde 2010, en las estimaciones de abundancia se utiliza el método descrito por Simmonds et al. (2009) [6] en donde se hace uso del promedio de las observaciones acústicas por Área Isoparalitoral (AIP, polígonos irregulares delimitados por las líneas paralelas a la costa cada 10 mn y los paralelos cada medio grado de latitud, figura 2-4).

2. Planteamiento de la Investigación

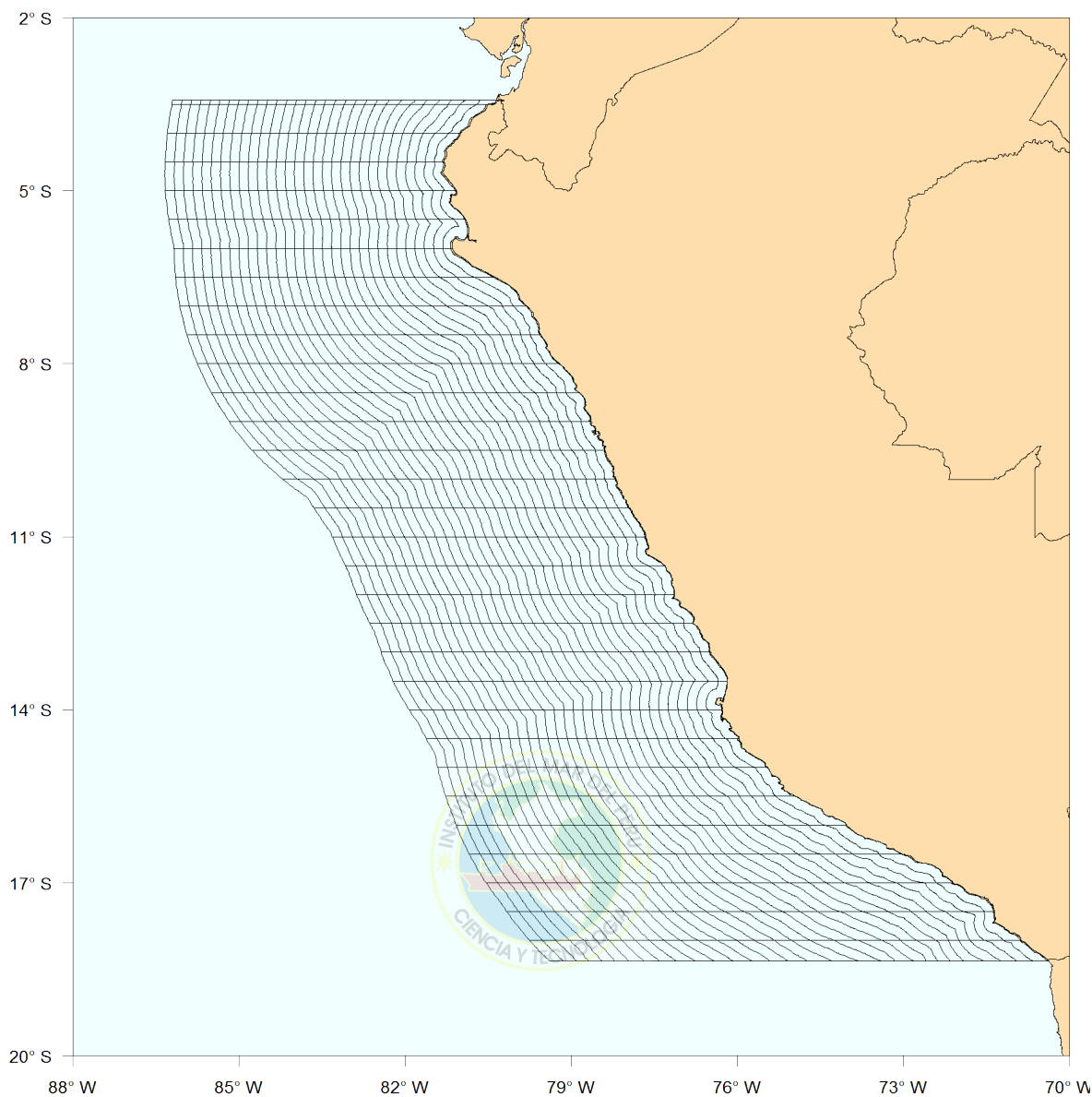


Figura 2-4.: Mapa de polígonos de Áreas Isoparalitorales (AIP) utilizados en las estimaciones de biomasa y abundancia.

En dichos transectos se registran dos tipos de información fundamental: Ecoabundancia y composición por especie y tallas. Para lograr este objetivo, las estimaciones se realizan mediante los siguientes pasos:

1. **Diseño del muestreo acústico:** Desde 1985 hasta la fecha, el IMARPE ha utilizado un *Diseño de Muestreo de Tipo Sistemático* en base a transectos, que son

2. Planteamiento de la Investigación

líneas imaginarias perpendiculares a la costa de entre 20 y 100 mn de distancia con el propósito de realizar esfuerzos de muestreo uniformemente espaciados [4]. La longitud de cada brazo de transecto dependerá de la disponibilidad del recurso para el que el crucero ha sido enfocado. En otros sistemas de afloramiento (como California), una semana antes de la realización de una prospección acústica, se establece un área de alta probabilidad de presencia de sardina (especie principal) utilizando un modelo de presencia/ausencia que combina datos del modelo ROMS y mediciones satelitales de clorofila [17]. De esta manera, es posible planificar de forma más eficiente la trayectoria del muestreo acústico respecto a esta especie.

2. **Definir los parámetros para el muestreo acústico:** La ecosonda requiere un conjunto de parámetros para establecer las características operativas específicas para su uso en una faena de evaluación acústica. Esto involucra modificar valores como la frecuencia del pulso (*ping rate*), su duración, fuerza de blanco (TS), el ángulo del transductor, umbral de eco, entre otros. Por este motivo se requiere realizar una calibración de los equipos de las embarcaciones encargadas de llevar a cabo cada crucero (por lo general, dos). Si bien, dicha calibración puede realizarse después de la ejecución del crucero, usualmente se realiza de manera previa. La determinación de dichos parámetros depende de las condiciones ambientales y de la especie que se esté evaluando. De este modo se tiene:

- *Ping rate* (intervalo de pulso): Determina la energía con la que se envía una señal al agua. En los cruceros de Evaluación acústica de IMARPE, se suele utilizar las frecuencias de 38 kHz y 200 kHz, pues al combinarlas es posible separar las señales de organismos grandes (peces) de las de los pequeños (plancton).
- Duración del pulso: Determina el tiempo que durará cada pulso de sonido enviado. Para altas resoluciones individuales, se preferirán pulsos cortos; mien-

2. Planteamiento de la Investigación

tras que para abarcar áreas mayores se utilizarán pulsos largos [18].

- Fuerza de blanco: Cantidad de sonido reflejada por un organismo.
- Umbral de retrodispersión: Cantidad de sonido mínima para producir una marca en el ecograma.

3. **Lances de comprobación:** Se define de este modo los puntos de muestreo biométrico que brindan, tal como indica Castillo et al. (2009) [4], información importante sobre aspectos demográficos de los cardúmenes observados por la ecosonda, tales como composición por especie y talla. Así mismo, la información recabada permite realizar los cálculos de ecuaciones TS-Talla, útiles para las estimaciones de abundancia y biomasa. Entre los criterios para la ejecución de lances de comprobación, expresados en el protocolo escrito por Castillo et al. [4], pueden recalcarse los siguientes: Cuando los trazos acústicos indiquen una alta abundancia, debe realizarse al menos dos lances en la misma zona (con no más de 10 mn de distancia); si la información de muestreo biométrico de un lance resulta poco significativa, debe efectuarse inmediatamente un siguiente procedimiento de pesca; en aquellas zonas donde los registros acústicos sean débiles o muy dispersos, la toma de muestras biométricas es muy importante a fin de conocer el estado de los recursos en dicha zona. En todos estos criterios es posible notar la importancia de los lances de comprobación como fuente de información de la naturaleza de los cardúmenes evaluados por la ecosonda.

Medición de abundancia por métodos acústicos

Desde 1985 hasta la fecha, las estimaciones de biomasa han variado la manera como se integra la información colectada por los cruceros de exploración acústica. Entre 1996 y 2009, se hizo uso del protocolo descrito por Castillo et al. [4] que utiliza, a su vez, la metodología descrita por Simmonds & MacLennan de 1992 [19].

2. Planteamiento de la Investigación

La estimación de abundancia y biomasa del recurso anchoveta se realiza en la actualidad mediante el protocolo propuesto por Simmonds et al. en 2009 [6] en el cual la información de abundancia acústica es combinada con la de lances de comprobación de la manera descrita en la ecuación (2-7), en donde Q es la cantidad de peces en el estrato i , s_A es el NASC y A_i el área del estrato i . Los muestreos acústicos son llevados a cabo según la metodología Simmond & MacLennan (2005) [15]

$$Q_i = \frac{\bar{s}_{Ai} A_i}{\bar{\sigma}_{bsi}} \quad (2-7)$$

donde

$$\langle \bar{\sigma}_{bsi} \rangle = \sum_j P_{ij} 10^{(b+m \log(L_{ij}))/10} \quad (2-8)$$

El valor $\bar{\sigma}_{bsi}$ es el coeficiente medio de retrodispersión acústica para el estrato i , P es la proporción de individuos de talla j en el estrato i , y b y m refieren a las constantes de la regresión TS para anchoveta obtenidas a partir de estudios realizados por Mariano Gutiérrez en 1999 y 2002 [20, 21] y comunicaciones personales con Erich Díaz Acuña (biólogo del Área Funcional de Dinámica Poblacional y Evaluación de Recursos Pelágicos del IMARPE). L_{ij} es la talla de j en el estrato i .

Como se mencionó anteriormente, la influencia del comportamiento de los cardúmenes afecta ostensiblemente las mediciones de ecoabundancia. Un aspecto a recalcar es la distribución espacial originada por la temperatura media de las estaciones anuales (verano, invierno) pues la alta dispersión de los cardúmenes en la estación fría causa que la cantidad de estos accesibles al ojo de la ecosonda sea menor que en verano, en donde las aguas cálidas obligan al recurso anchoveta a formar aglomeraciones densas. Si bien el recurso realiza migraciones verticales diarias [22] que podrían influenciar en la colección de información acústica, el presente trabajo no realizó ningún tratamiento especial al respecto sino que tomó y utilizó por igual toda la información colectada por día. En

2. Planteamiento de la Investigación

conclusión, las estimaciones acústicas de invierno tienden a subestimar la cantidad real de recurso anchoveta en el mar por lo que, para la calibración de los modelos en la actual tesis, se utilizó los valores de cruceros de verano.

En términos de estimación acústica de biomasa, Simmonds & MacLennan (2005) [15] mencionan la existencia de dos fuentes de error principales: Error de muestreo (ligado a la precisión) y error sistemático (ligado al sesgo). El error de muestreo es debido a la toma estocástica de mediciones a partir de una población, por lo que los valores de estimación no serán exactamente iguales a los de la población misma. Por otro lado, el error sistemático es aquel que afecta en la misma medida a todas las mediciones; por ejemplo, el error de los valores de TS afectará a todas las estimaciones de biomasa. Los enfoques citados con el fin de identificar los intervalos de confianza involucran Prospecciones múltiples, Posicionamiento aleatorio de transectos, Varianza geoestadística, estimación de Grado de cobertura y métodos de Remuestreo o *bootstrap*. Las estimaciones actuales de biomasa -que siguen el protocolo de Simmonds et al. (2009) [6]- incluyen el uso de un método de remuestreo de NASC a nivel de transectos con el fin de obtener valores de varianza en las estimaciones. La aplicación de *bootstrap* por transecto satisface la condición de independencia entre las unidades remuestreadas, necesaria para evitar el sesgo por autocorrelación, presente si se aplicara dicha técnica por UBM [15].

Es importante mencionar que la evaluación acústica presenta fuentes de incertidumbre entre las que Simmonds & MacLennan (2005) [15] destacan:

- Nivel de ruido base: La presencia de ruido de fondo que pueda enmascarar la información proveniente de los organismos.
- Fenómeno de «campo cercano»: La existencia de lóbulos laterales propios del uso de transductores que imposibilitan la obtención de información confiable de eco-abundancia en los primeros metros de profundidad en los que se forman.
- Orientación y apertura del transductor: Usualmente, el ángulo de apertura del

2. Planteamiento de la Investigación

transductor es de solo 7° , lo cual implica una ventana muy angosta por la que únicamente serán visibles aquellas especies de velocidad de nado menor a la del barco cuyos cardúmenes sean, además, abundantes (anchoveta).

- **Prospección de zonas someras:** Es importante destacar que, por limitaciones técnicas ligadas a seguridad, los buques grandes de evaluación no pueden realizar trayectorias en áreas someras, lo que origina un vacío de información en dichas zonas.
- **Evitamiento y movimiento de cardúmenes:** Los fenómenos de evitamiento por los que algunas especies logran evadir el haz de la ecosonda influyen también de manera significativa en las estimaciones de ecoabundancia. Este aspecto queda en evidencia, sobre todo, en la evaluación de especies no objetivo, particularmente en el ejemplo de jurel cuya velocidad de nado supera a la del barco que realiza la prospección enfocada en la evaluación de anchoveta (objetivo).
- **Determinación de especie por cardumen:** La determinación de cardúmenes se realiza, por lo general, por criterios ligados a la experiencia del profesional a cargo de la ecosonda, lo cual inserta un factor de error humano (subjetivo).

2.2.2 Modelos empíricos

Modelos Lineales Generalizados

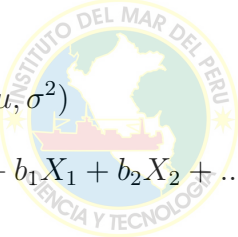
Un modelo lineal general puede definirse como una relación matemática en la que una variable (llamada variable dependiente, y) responde al efecto de un conjunto de otras variables (llamadas variables independientes, x_i) mediante combinaciones lineales de estas últimas. Todo modelo lineal posee tres elementos principales: La variable respuesta (Y), las variables independientes (X) y el error asociado (variabilidad de Y que no puede ser explicada por la combinación lineal de las variables predictoras). Estas definiciones

2. Planteamiento de la Investigación

se expresan en la Ecuación 2-9 en donde el término β representa la pendiente .

$$y = X\beta + e \quad (2-9)$$

En un modelo lineal general se asume que los errores de la variable respuesta presentan distribución normal con media cero y varianza σ^2 (lo que equivale a decir que los valores de dicha variable tienen distribución normal con media μ y varianza σ^2). Como se muestra en la ecuación 2-10, los coeficientes, expresados por b multiplican a las variables predictoras y se suman [23]. Las limitaciones de este tipo de modelos radican en los supuestos de la distribución de la variable respuesta (normal) así como en los de homocedasticidad (igualdad de varianzas) de las variables explicativas, pues la sola transformación de Y no corrige estos aspectos además de complicar la interpretación (a nivel biológico, por ejemplo) de los resultados obtenidos.


$$\begin{aligned} y &\sim \mathcal{N}(\mu, \sigma^2) \\ \mu &= b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_pX_p \end{aligned} \quad (2-10)$$

Ante esto, los Modelos Lineales Generalizados (GLM) ofrecen dos cambios significativos: (1) El uso de una distribución distinta a la normal para los errores (que brinda, a su vez, flexibilidad en la estructura de la varianza) y (2) la incorporación de una función de enlace entre las variables explicativas y la media (μ) de dicha variable respuesta. En la ecuación 2-11 se coloca como ejemplo el uso de la distribución de Poisson para la variable respuesta (la cual solo requiere del parámetro μ dado que la media y varianza en esta distribución son iguales). Como se mencionó anteriormente, la función que relaciona la media de la variable respuesta con los términos explicativos se denominará *función de enlace* ($g(\cdot)$), mientras que su inversa será llamada función canónica ($g(\cdot)^{-1}$).

2. Planteamiento de la Investigación

$$y \sim P_{(\mu)} \tag{2-11}$$
$$g_{(\mu)} = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_pX_p$$

Las funciones de enlace se agrupan por familias, entre las que destaca la *Familia exponencial* a la que pertenecen distribuciones como la normal, exponencial, gamma, chi-cuadrado, Poisson, entre otras; muy utilizadas en el ámbito estadístico. Las funciones de densidad de esta familia pueden expresarse de la siguiente manera:

$$f(y; \theta; \phi) = \exp \left\{ \frac{y\theta - b(\theta)}{\phi + c(y; \phi)} \right\} \tag{2-12}$$

Donde ϕ es un parámetro de dispersión, θ es el parámetro canónico y b y c son funciones propias de cada función de enlace. Dentro de esta familia, puede destacarse la distribución gaussiana.

Modelos Aditivos Generalizados

El cambio importante en los Modelos Aditivos Generalizados (GAM), respecto a los GLM, se halla en la aplicación de funciones de suavizamiento a las variables predictoras. La estructura general de un GAM puede ser expresada en la siguiente ecuación:

$$g(\mu_i) = X_i^*\theta + f_1(x_{1i}) + f_2(x_{2i}) + f_3(x_{3i}, x_{4i}) + \dots \tag{2-13}$$

Donde $\mu_i \equiv \mathbb{E}(Y_i)$ y Y_i posee alguna de las distribuciones de la familia exponencial. Y_i es la variable respuesta, $X_i^*\theta$ representa una sección estrictamente paramétrica del modelo (con un vector de parámetros θ) mientras que f_j refieren a las funciones de suavizamiento para las covariables x_k [24].

La función suavizadora se emplea como un estimador de la tendencia de una variable (o

conjunto de covariables) y su naturaleza dependerá siempre de los valores de la vecindad de puntos asociados [25]. Las funciones de suavizamiento pueden ser de varios tipos, entre las principales se hallan los *splines*, *lowess* y productos tensoriales.

- ***Splines***: Dado un determinado conjunto de puntos, este tipo de suavizamiento puede definirse como el enlace de varios polinomios de regresión [23] (figura 2-5). Los polinomios dentro de un spline suelen ser cúbicos (de grado 3) aunque esto no imposibilita que se utilicen de mayor grado. Sin embargo, uno de los factores más importantes dentro de este tipo de suavizamiento son los nodos, los cuales se definen como aquellos puntos que definen las secciones en donde se realizarán y unirán las regresiones cúbicas. La importancia de esta selección radica en su influencia en la flexibilidad y precisión de las regresiones. Usualmente, los valores se hallan en el rango de 3 a 7, condicionados al tamaño total de la muestra (número de puntos) y a la naturaleza de la variable (continua o discreta) [24]. La posición de los nodos es también importante, y por lo general se suelen ubicar en los cuantiles de x [25]. Este método de suavizamiento posee dos supuestos importantes: (1) No existen vacíos en los nodos y (2) los enlaces entre los nodos son suaves, esto implica que las pendientes y las segundas derivadas en los nodos calzan de manera casi exacta.
- ***Lowess***: Acrónimo de *Locally Weighted Error Sum of Squares*, involucra la obtención de funciones de regresión local en donde los parámetros de regresión provendrán de los valores dentro de la vecindad de puntos señalada. Así mismo, al momento de estimar los parámetros de cada regresión, el método de mínimos cuadrados incluirá un factor de ponderación por el cual los valores más alejados a cada punto estimado influirán menos en la estimación.
- ***Productos tensoriales***: A diferencia de los tipos anteriores, los productos tensoriales generan funciones de suavizamiento para múltiples covariables. Según men-

2. Planteamiento de la Investigación

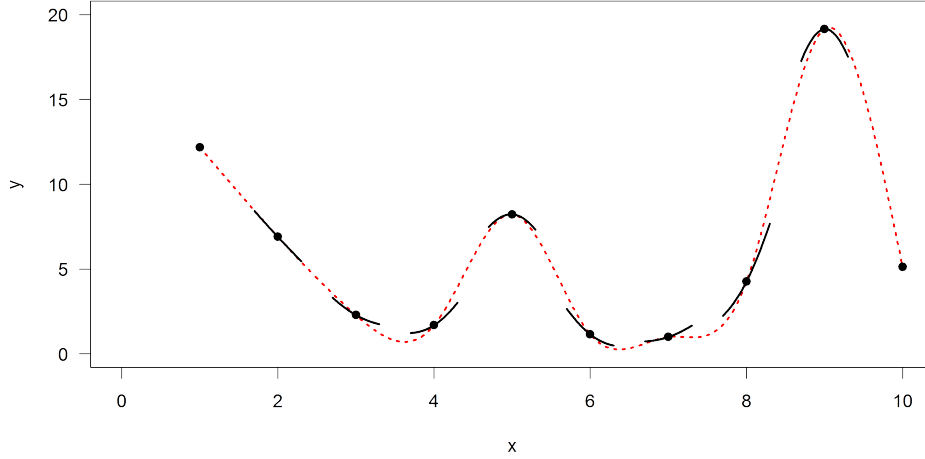


Figura 2-5.: Ejemplo de suavizado mediante el método de *splines*. Las líneas sólidas (negras) representan las regresiones cúbicas parciales mientras que la línea punteada (roja) muestra el resultado luego de la unión de los splines parciales mediante primeras y segundas derivadas.

ciona Durbán (2009) [25], partiendo de una variable respuesta y_{ij} donde $i = 1, \dots, n_1$ y $j = 1, \dots, n_2$ cuyas variables predictoras son $x'_1 = (x_{11}, \dots, x_{1n_1})$ y $x'_2 = (x_{21}, \dots, x_{2n_1})$, habrá entonces dos arreglos bidimensionales (matrices) que representarán los B-splines para los suavizados en cada variable predictor: $B1$ de dimensiones $n_1 \times c_1$ y $B2$ de dimensiones $n_2 \times c_2$. La matriz bidimensional de ambas bases se definirá como el siguiente producto tensorial:

$$B = B_2 \otimes B_1 \quad (2-14)$$

Seguidamente, el modelo a ajustar será el de $y = f(x_1, x_2) + \varepsilon$, donde y es un vector de longitud $n_1 n_2$.

3 Metodología

3.1 Área y período de estudio

La información de ecoabundancia del estudio fue recabada por el IMARPE, a partir de los diversos cruceros de evaluación acústica llevados a cabo entre 1983 y 2013 a bordo de diversas embarcaciones, entre las que destacan el «BIC Humboldt», «BIC Olaya» y «BIC SNP-2» [26]. Estas prospecciones, que se realizan entre las latitudes 3°23'S y 18°21'S y los meridianos de 70°0'W y 85°0'W, buscan cubrir la mayor parte del dominio litoral (del sur al norte del Perú) mediante el uso de transectos de 1 a 200 mn de extensión colocados usualmente de modo perpendicular a la línea de costa [4, 26]. El diseño de los cruceros es de tipo paralelo sistemático con la finalidad de proveer similar esfuerzo sobre la totalidad del área prospectada. De esta manera, entre 1994 y la actualidad, la información de abundancia acústica fue colectada en Unidades Básicas de Muestreo (UBM o ESDU por las siglas en inglés de *Elementary Distance Samplig Unit*) de una milla náutica; mientras que entre 1983-1993 fue de dos millas náuticas [6]. A modo de ejemplo, la figura **3-1** muestra las trayectorias acústicas y las posiciones de los lances de comprobación del Crucero 000102 (año 2000, entre los meses de enero y febrero) en donde se observa la utilización de dos buques de muestreo. Por otro lado, los cruceros utilizados para la calibración de modelos de anchoveta incluyeron únicamente aquellos realizados en los meses de verano del período antes mencionado.

3. Metodología

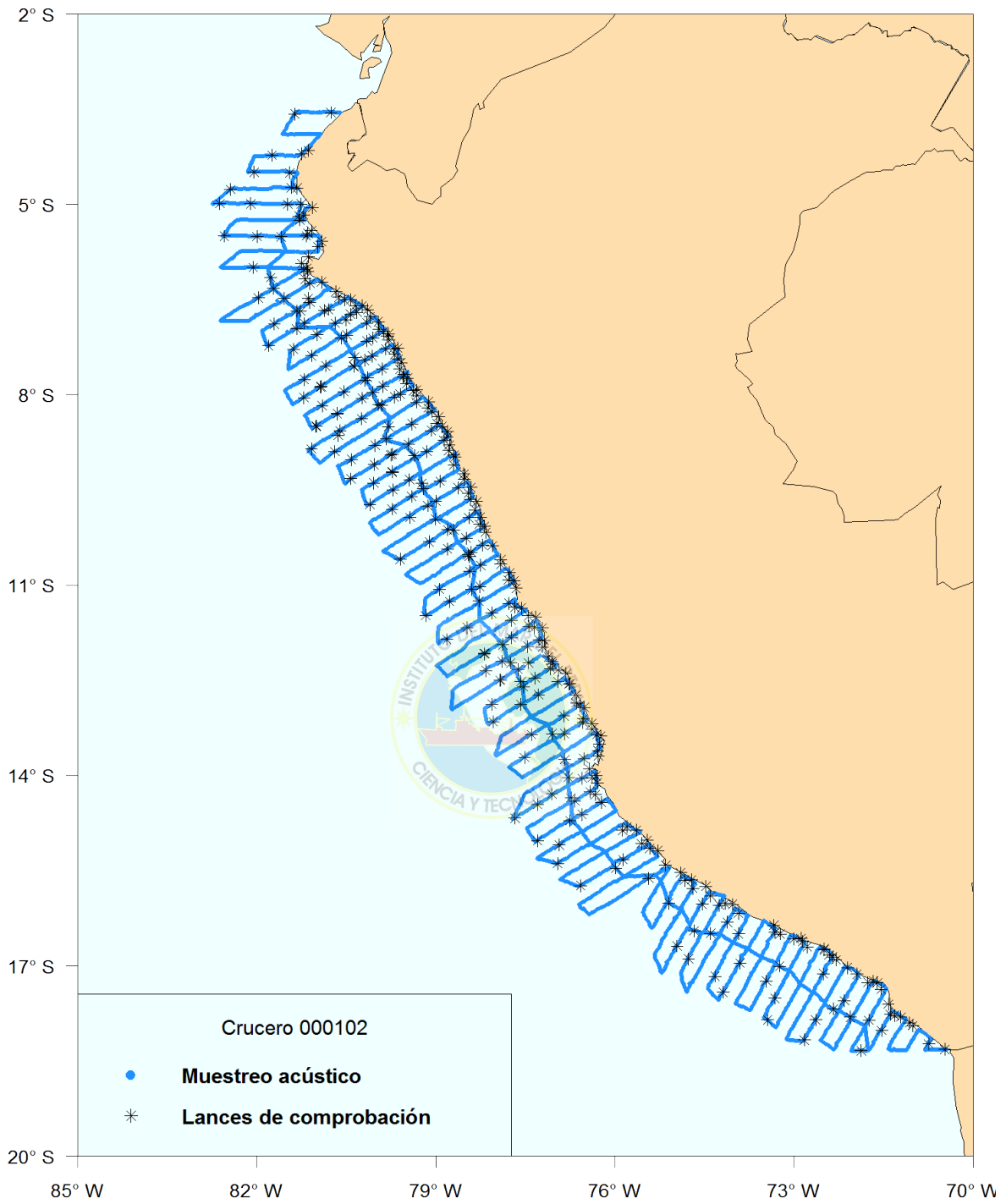


Figura 3-1.: Trayectoria del muestreo acústico (puntos azules) y lances de comprobación (asteriscos negros) del crucero 000102.

3.2 Fuentes de información y colección de datos

Los datos de abundancia acústica (ecoabundancia) se obtuvieron directamente de las estimaciones de retrodispersión obtenidas en cada crucero de investigación dentro del período de estudio antes indicado.

En cuanto a los datos de biomasa para anchoveta y jurel, estos se obtuvieron a partir del protocolo propuesto por Simmonds et al. (2009) [6] mediante la integración de información acústica y de captura por longitud. Simmonds obtiene los valores de abundancia a partir de la relación especificada en la ecuación 3-1.

$$N_i(l) = \frac{\sum_l P_{il} \bar{s}_A A_i}{\langle \bar{\sigma}_{bsi} \rangle} \quad (3-1)$$

Donde P_{il} corresponde a la proporción de individuos de la talla l en el estrato i , $\langle \bar{\sigma}_{bsi} \rangle$ se describe en la ecuación 2-8, \bar{s}_A y A_i refiere a los valores de ecoabundancia media y área del estrato, respectivamente.

La densidad de abundancia se obtiene dividiendo a ambos entre el valor de área (A_i), como se muestra en la ecuación 3-2.

$$\rho_{Ni} = \frac{\sum_l P_{il} \bar{s}_A}{\langle \bar{\sigma}_{bsi} \rangle} \quad (3-2)$$

Dado que $\sum_l P_{il}$ es una suma de proporciones, se deduce que:

$$\rho_{Ai} = \frac{\bar{s}_A}{\langle \bar{\sigma}_{bsi} \rangle} \quad (3-3)$$

Cuya expresión, en términos de biomasa, estaría dada por la ecuación 3-4.

3. Metodología

$$\rho_{Bi} = \frac{\sum_l (P_{il} w_l) \bar{s}_A}{\langle \bar{\sigma}_{bsi} \rangle} \quad (3-4)$$

Donde w_l corresponde al peso para la talla l según la relación $W = a * L^b$ (los valores de a y b para las diferentes especies se muestran en la Tabla **3-1**). Por otro lado, la expresión $w_i = \sum_l (P_{il} w_l)$ es conocida como peso medio en el estrato i .

A partir de estas relaciones, se observa que la abundancia (y, por consiguiente, la biomasa) depende de las variaciones de los valores de ecoabundancia y los de proporción de tallas (P_{il}). Así pues, los esfuerzos del presente trabajo se concentraron en llegar a una estimación confiable de la P_{il} en ausencia de información confiable de lances de comprobación de crucero.

Cuadro **3-1.**: Coeficientes de crecimiento promedio de la relación longitud peso para las principales cuatro especies de la pesquería peruana.

	a	b
anchoveta (<i>Engraulis ringens</i>)	0.0029	3.3282
sardina (<i>Sardinops sagax</i>)	0.0089	2.9900
jurel (<i>Trachurus murphyi</i>)	0.0135	2.9248
caballa (<i>Scomber japonicus</i>)	0.0086	3.2600

Cabe recalcar que para la aplicación del método de Simmonds (2009) se utilizó un criterio de cobertura de área muestreada automatizado en el que se utilizaron las posiciones de los puntos dentro de un AIP para formar un polígono convexo cuya área se dividió entre el valor de área del AIP para seguidamente (usando la categorización de la tabla **3-2**) obtener un valor de cobertura para cada AIP.

La información recolectada fue agrupada en dos bases de datos principales: (1) Por Área Isoparalitoral y (2) por UBM. Cada base contuvo información de coordenadas geográficas, tiempo, ecoabundancia (obtenida, en ambos casos, mediante las fórmulas descritas en la sección anterior) y valores de peso y talla media para cada fila.

Así mismo, se utilizó información de lances promedio mensuales registrados por el Pro-

Cuadro 3-2.: Criterio de cobertura utilizado en el método Simmonds et al., 2009 .

Rango	Valor de cobertura
Valores con 0	0 %
Valores en el rango $\langle 0,00; 0,25 \rangle$	50 %
Valores en el rango $\langle 0,25; 0,50 \rangle$	75 %
Valores en el rango $\langle 0,50; 1,00 \rangle$	100 %

grama de Seguimiento de Desembarques en Puerto (IMARPE) para asignar valores de peso y talla media de la cala más cercana a cada punto. Las bases de datos del Programa de Seguimiento de Pesquería brindaron información de volúmenes de desembarque agrupados en tallas (columnas) por mes-año (filas). A partir de esta base, los valores de tallas medias se calcularon ponderando el valor de desembarque a cada talla; mientras que los pesos medios surgieron a partir de la ecuación de talla-peso $W = a * L^b$ (los valores de a y b para anchoveta se muestran en la Tabla 3-1) aplicada a las tallas medias. La asignación de estos valores se dio en base a datos de coordenadas: Para la base de AIP, correspondieron al punto medio de cada área (centroide) mientras que para la base de UBM fueron los registrados por la ecosonda en cada pulso acústico o *ping*. Para el cálculo de los valores de biomasa, abundancia y densidad por AIP se utilizó la ayuda del paquete **path** [27].

Finalmente, en lo que respecta a la información ambiental, esta provino de diversas fuentes descritas a continuación:

- Temperatura Superficial del Mar (SST): Información proveniente de los satélites Pathfinder y MODIS, entre 1985 y 2008. En ambos casos, con resolución espacial de 4 Km y temporal de un mes. Se utilizó interpolación laplaciana para aquellas grillas donde la nubosidad impidió tomar mediciones. Los valores fueron validados por Demarcq H. & Dagorne D. para el ecosistema de afloramiento peruano [28].
- Salinidad Superficial del Mar (SSS): Datos obtenidos a partir del modelo climático global SODA interpolados en una grilla con resolución espacial de 9 Km mediante

3. Metodología

splines cúbicos implementados en ROMStools [29].

- Clorofila superficial: Información obtenida del sensor SeaWiFS y publicada por Behrenfeld & Falkowski (1997) [30]. Resolución espacial: 9 Km.
- Profundidad de la oxiclina: Información obtenida de cruceros de investigación de IMARPE y de WOD09, interpolando entre los meridianos de 90°W-70°W y las latitudes 0°S-20°S, usando un modelo laplaciano implementado en Ferret [31]. Resolución espacial: 2°x2°.
- Masas de agua: Se utilizó las definiciones descritas en el trabajo de Ayón et al. del 2009 [1] y Swartzman et al. del 2008 [2], en las que se mencionan: Aguas Tropicales Superficiales (ATS), Aguas Ecuatoriales Superficiales (AES), Aguas Subtropicales Superficiales (ASS), Aguas Costeras Frías (ACF), Aguas de Mezcla Costeras Superficiales (MCS) y Aguas de Mezcla Costera Subtropical (MESC). La tabla con los límites utilizados se muestran en la Tabla **3-3**.

Cuadro **3-3**.: Valores de definición de masas de agua utilizados en la investigación. Fuente: Ayón et al., 2009 [1] y Swartzman et al., 2008 [2].

Nombre	TSM	SSS	Latitud	Profundidad
ATS	$T > 25$	$S < 33,8$		0 – 20m
AES	$T > 20$	$33,8 < S < 34,8$		0 – 40m
ASS	$18 < T < 27$	$35,1 < S < 35,7$		0 – 100m
ACF	$14 < T < 18$	$34,8 < S < 35,1$	Norte de 8°S	0 – 80m
	$T < 18$		Sur de 8°S	0 – 120m
MCS	$14 < T < 18$	$S > 35,1$		0 – 100m
MESC	$T > 18$	$34,8 < S < 35,1$		0 – 50m
	$14 < T < 18$	$33,8 < S < 34,8$		

Una vez ordenada la información de biomasa y abundancia por AIP y UBM, se procedió a asignar valores de clorofila-a, profundidad de la oxiclina, Temperatura Superficial del

Mar (grados Celsius), Salinidad Superficial del Mar, profundidad (metros), distancia a la plataforma continental (en millas náuticas) y masa de agua asociada. A cada valor de coordenada se le asignó el correspondiente a la grilla sobrepuesta, en caso contrario se consideró como valor no disponible (NA). En otras palabras, para cada coordenada de UBM utilizó el valor correspondiente de la grilla ambiental superpuesta. Cabe indicar que la ausencia de valores estimados para los modelos de anchoveta antes de 1996 se debió a que solo se pudo conseguir información de seguimiento de desembarques a partir de dicho año.

3.3 Cobertura y análisis por escalas

En el método propuesto por Simmonds (2009) se integran las mediciones de NASC y lances de comprobación para obtener densidad de biomasa por AIP los cuales se multiplican luego por el área de cada AIP para obtener biomasa. En el actual trabajo, se realizó un procedimiento similar por UBM; es decir, para cada punto con NASC positivo (para anchoveta o jurel, según el caso) se obtuvo valores de densidad de biomasa, utilizando los puntos de lances de comprobación más cercanos a cada UBM dentro de su respectiva AIP. Con esto, cada fila en la base de datos por UBM (usada en la calibración de los modelos) tuvo valores de densidad de biomasa, variables ambientales e información de tallas y longitudes provenientes del Programa de Seguimiento de la Pesquería Pelágica.

3.3.1 Análisis de cobertura de muestreos

Como se explicó en el capítulo anterior, la información de muestreo acústico se integra a la de biométrico con la finalidad de obtener valores de biomasa y abundancia confiables. En este sentido, para realizar las calibraciones de modelos en ambas especies se requería determinar si la información de densidad de biomasa observada era confiable pues de

3. Metodología

ella se valdrían los distintos modelos para generar las relaciones empíricas. Por tanto, antes de la calibración de modelos para anchoveta y jurel, se realizó un análisis de la cobertura de ambos tipos de muestreo.

Para esto, las coordenadas de los puntos de muestreo acústico y biométrico se colocaron dentro de una grilla cuadrada regular cuyas celdas fueron de un cuarto de grado de distancia (15' x 15'). En la ecuación 3-5 se muestra la manera como se calcularon los porcentajes de cobertura por crucero. A y B representan las grillas de muestreo acústico y biométrico, respectivamente. Se dividió la cantidad de grillas con presencia tanto de puntos de muestreo acústico como de biométrico entre el número total de grillas para obtener un índice de cobertura por crucero.

$$\%Cobertura = \frac{n(A \cap B)}{n(A \cup B)} \quad (3-5)$$

3.3.2 Análisis de Biomasa-Ecoabundancia por escalas



Para entender la influencia de la escala en la relación Biomasa-Ecoabundancia, se generaron figuras de dispersión entre los valores de Biomasa observada y NASC agrupados a nivel de temporada de crucero, región de pesca (Norte, Centro y Sur), distancia a la costa (cada 10 mn), latitud (en valores enteros), AIP y, finalmente, por UBM. Cada figura mostró la relación entre la densidad de biomasa (en toneladas por milla náutica cuadrada) respecto a los valores de NASC (metros cuadrados por milla náutica cuadrada). Así mismo, en el gráfico de Densidad-NASC se incluyó una diferenciación por colores en cada punto según el valor de talla media correspondiente con el objetivo de mostrar los distintos valores de talla que un mismo valor de dispersión acústica puede significar: La gradiente de colores abarcó desde el verde (para tallas pequeñas) hasta el

3. Metodología

rojo (para tallas mayores). Para la obtención de biomasa por AIP a partir de la base de datos de densidad de biomasa por UBM se tomó los valores de mediana de densidad (toneladas por milla náutica) por AIP y se multiplicaron por sus correspondiente valores de área (millas náuticas) para obtener biomasa.

Luego de obtener el mejor modelo para anchoveta, se obtuvieron los valores de densidad de biomasa estimada, con los que se procedió a generar gráficos de dispersión a diferentes escalas entre los valores estimados y observados. La fórmula utilizada para el cálculo de la densidad de biomasa y NASC globales (a escala de crucero) se muestra en la ecuación 3-6:

$$\begin{aligned} NASC_{global} &= \frac{\sum(NASC_i * AIP_i)}{\sum AIP_{pNASC}} \\ densityB_{global} &= \frac{\sum(densityB_i * AIP_i)}{\sum AIP_{pDensity}} \end{aligned} \quad (3-6)$$

Donde $\sum AIP_{pNASC}$ y $\sum AIP_{pDensity}$ representan a la suma de áreas de aquellas AIP en las que hubo valores positivos de NASC y densidad de biomasa, respectivamente.

3.4 Modelos empíricos

Una vez realizado el filtro de las bases de datos, se probaron distintas combinaciones de modelos empíricos para anchoveta y jurel. Para esto, se utilizaron Modelos Lineales Generalizados (GLM) y Modelos Aditivos Generalizados (GAM) con distribuciones gaussianas y funciones de enlace de tipo logarítmica en todos los casos.

Como se mencionó anteriormente, se utilizó como variables predictoras, además del logaritmo de la ecoabundancia, la Temperatura Superficial del Mar (SST, en °C), Salinidad Superficial del Mar (SSS, en PSU), Profundidad de la oxiclina (Oxy, en metros), distancia al borde del límite entre la plataforma y el talud continental (*shelf*, en millas náuticas)

3. Metodología

y masas de agua. En el caso de las variables predictoras de pesquería, se utilizó información del Programa de Seguimiento de Pesquerías de IMARPE, de donde se extrajeron los valores de talla y peso medio de captura por mes y año; a continuación, en base al tiempo de la toma de datos, se realizó la asignación a cada UBM. En todos los modelos calibrados, la variable respuesta fue la densidad de biomasa por UBM (*densityB*).

En el caso de los GLM, en base a las variables seleccionadas para cada modelo, se probaron diferentes combinaciones de las cuales fueron seleccionados aquellos modelos con valores de AIC (Criterio de Información de Akaike) menores. Seguidamente, para realizar una comparación entre modelos ya seleccionados (GLM y GAM) se utilizó sus correspondientes valores de Error Cuadrático Medio (MSE, *Mean Squared Error* por sus siglas en inglés) debido a que cada modelo seleccionado provino de bases de datos con diferente cantidad de información. Así mismo, se calcularon los coeficientes de correlación de Spearman entre los valores observados y estimados en cada modelo así como análisis de residuales.

Las simulaciones con GLM fueron llevadas a cabo de manera automatizada con el paquete `glmulti` [32] el cual toma un conjunto de variables predictoras y genera modelos con todas las combinaciones posibles usando un tipo fijo de distribución y función de enlace (*Stepwise Selection*). Por otra parte, para las simulaciones con GAM se utilizó el paquete `mgcv`, pues incluye las herramientas de suavizamiento de *splines* y productos tensoriales, así como versiones optimizadas para el trabajo con bases de datos grandes. Para evaluar la fiabilidad y evitar el sobre ajuste de los modelos probados, la información total fue dividida en dos secciones: 70% para la calibración y 30% para la validación. En cuanto a los GAM, se limitó la utilización de productos tensoriales entre muchas variables con el fin de evitar sobre ajustes.

Cabe indicar que en los procesos de calibración de los modelos para ambas especies, se obtuvieron los rangos de predicción para cada variable. Es decir, en las estimaciones

posteriores de densidad de biomasa, únicamente se considerarían como válidos aquellos valores que se hallaban dentro de los dominios en los que cada modelo fue calibrado. De este modo, todas aquellas filas en las que alguno de los valores de las variables explicatorias saliese del rango obtenido en el modelo correspondiente eran eliminadas ya que, de otro modo, podrían originar valores extremos. Esto es especialmente importante en los GAM donde los métodos de suavizamiento generan información poco o nada confiables fuera del rango de valores que originan dichos suavizamientos.

A continuación, se detallará los procedimientos para cada una de las dos especies evaluadas: Anchoveta y jurel.

3.4.1 Anchoveta

Para esta especie, se dispuso de información de tallas y pesos medios de capturas industriales del Programa de Seguimiento de Pesquerías del IMARPE. La descripción de las variables utilizadas en los siete principales modelos de anchoveta se muestra en la tabla 3-4.

Cuadro 3-4.: Tabla de simulaciones para la especie anchoveta. *NASC* (ecoabundancia), *masas* (masas de agua), *mW* (peso medio del programa de seguimiento de desembarques), *mL* (talla media del programa de seguimiento de desembarques), *sst* (SST), *sss* (SSS), *shelf* (distancia a la plataforma continental). Las expresiones *s* y *te* hacen referencia a las funciones de suavizamiento *spline* y producto tensorial, respectivamente.

Sim.	Tipo	Fórmula
mod_1	GLM	$densityB \sim \log(NASC)$
mod_2	GLM	$densityB \sim \log(NASC) + masas + sst + sss + oxiP + shelf$
mod_3	GLM	$densityB \sim \log(NASC) + masas + mW + mL$
mod_4	GLM	$densityB \sim \log(NASC) + masas + sst + sss + oxiP + shelf + mW + mL$
mod_5	GAM	$densityB \sim \log(NASC) + masas + s(shelf) + s(sss) + s(sst)$
mod_6	GAM	$densityB \sim \log(NASC) + masas + te(mW, mL)$
mod_7	GAM	$densityB \sim \log(NASC) + masas + s(shelf) + s(sss) + s(sst) + te(mW, mL)$

Se probaron siete modelos en los que, como se mencionó anteriormente, se empleó un

3. Metodología

tipo de distribución gaussiana con función de enlace logarítmica. Los modelos calibrados puede describirse como:

- Modelo 1: $dBiomasa \sim \log(NASC)$. En esta relación se probó realizar un modelo lineal entre los valores de Biomasa por UBM y el logaritmo de la ecoabundancia a modo de modelo control: Solo ecoabundancia.
- Modelo 2: $dBiomasa \sim \log(NASC) + ambiente$. Mejor GLM de densidad de Biomasa, logaritmo de la ecoabundancia y variables ambientales.
- Modelo 3: $dBiomasa \sim \log(NASC) + pesqueria$. Mejor GLM de densidad de Biomasa, logaritmo de la ecoabundancia y variables de talla y peso medio provenientes de seguimiento de pesquería.
- Modelo 4: $dBiomasa \sim \log(NASC) + ambiente + pesqueria$. Mejor GLM de densidad de Biomasa, logaritmo de la ecoabundancia, variables ambientales y variables de talla y peso medio provenientes de seguimiento de pesquería.
- Modelo 5: $dBiomasa \sim \log(NASC) + ambiente$. Mejor GAM de densidad de Biomasa, logaritmo de la ecoabundancia y variables ambientales. Los suavizamientos utilizados para las variables ambientales fueron únicamente *splines*.
- Modelo 6: $dBiomasa \sim \log(NASC) + pesqueria$. Mejor GAM de densidad de Biomasa, logaritmo de la ecoabundancia y variables de talla y peso medio provenientes de seguimiento de pesquería. Las variables de seguimiento fueron agrupadas en suavizamientos con productos tensoriales.
- Modelo 7: $dBiomasa \sim \log(NASC) + ambiente + pesqueria$. Mejor GAM de densidad de Biomasa, logaritmo de la ecoabundancia, variables ambientales y variables de talla y peso medio provenientes de seguimiento de pesquería. Los suavizamientos utilizados para las variables ambientales fueron únicamente *splines* mientras que

3. Metodología

las variables de seguimiento fueron agrupadas en suavizamientos con productos tensoriales.

Cabe resaltar que, inicialmente, se utilizaron dos fuentes de información adicional: Clorofila *a* (en $mg.m^{-3}$) y tallas y pesos medios provenientes del Programa Bitácoras de Pesca (PBP). Sin embargo, análisis exploratorios mostraron que, si bien su contribución incrementaba el ajuste de los modelos, la gran cantidad de valores no disponibles (NA) originaba pérdidas de información importantes.

Luego de obtener los resultados de biomasa estimada por el mejor modelo calibrado para anchoveta, se realizaron comparaciones respecto a las estimaciones del método tradicional (calculado en PATH [27]), el trabajo de Gutiérrez, 2014 [33] y los valores publicados por Simmonds et al., 2009 ([6]). Para analizar las diferencias halladas, se generaron gráficas de dispersión de densidad observada y estimada por UBM y agrupadas por crucero con el fin de identificar si existieron patrones de distribución en los valores extremos. Posteriormente, se extrajeron los valores residuales y a continuación se calculó los límites del intervalo de confianza de dichos valores con un nivel de confianza del 99%. Una vez calibrado el mejor modelo, se procedió a obtener los valores estimados para los puntos de muestreo acústico. Se observó que, para valores altos de NASC, los estimados presentaban valores extremos que elevaban las biomásas finales por crucero. Ante esto, se decidió utilizar únicamente aquellos valores estimados cuya información de NASC se encontrara dentro de los percentiles 5 y 95; esto es, solo las filas cuyo valor de NASC estuviese entre el 5% y 95% de su distribución total.

Finalmente, se agrupó la información de biomasa observada y estimada en gráficos de tipo Hovmöller con el fin de visualizar patrones en la distribución de dicha variable a nivel de grados de latitud y distancia a la costa. Los valores de latitud se convirtieron a enteros mientras que la distancia a la costa se obtuvo a partir de la información grillada por AIP.

3.4.2 Jurel

Para la especie jurel se realizó un procedimiento de similares características, sin embargo, no se contó con información del Programa de Seguimiento de Pesquería pues dicho recurso no es usualmente capturado por la flota industrial ya que se trata de un recurso destinado al Consumo Humano Directo y la información de Seguimiento de Pesquería Pelágica de IMARPE se enfoca en las embarcaciones industriales, cuyas capturas se destinan al Consumo Humano Indirecto (anchoveta). Por este motivo, los modelos sometidos a comparación fueron los cuatro indicados en la tabla 3-5, los cuales contaron únicamente con información de variables ambientales.

Cuadro 3-5.: Tabla de simulaciones para la especie jurel. *NASC* (ecoabundancia), *masas* (información de masas de agua), *sst* (SST), *sss* (SSS), *shelf* (distancia a la plataforma continental). Las expresiones *s* y *te* hacen referencia a las funciones de suavizamiento *spline* y producto tensorial, respectivamente.

Sim.	Tipo	Fórmula
mod_1	GLM	$densityB \sim \log(NASC)$
mod_2	GLM	$densityB \sim \log(NASC) + sst + sss + oxiP + shelf$
mod_3	GAM	$densityB \sim \log(NASC) + masas + s(shelf) + s(sss) + s(sst)$
mod_4	GAM	$densityB \sim \log(NASC) + masas + s(shelf) + te(sss, sst)$

Los cuatro modelos calibrados puede describirse como:

- Modelo 1: $dBiomasa \sim \log(NASC)$. En esta relación se probó realizar un modelo lineal entre los valores de Biomasa por UBM y el logaritmo de la ecoabundancia a modo de modelo control: Solo ecoabundancia.
- Modelo 2: $dBiomasa \sim \log(NASC) + ambiente$. Mejor GLM de densidad de Biomasa, logaritmo de la ecoabundancia y variables ambientales.
- Modelo 3: $dBiomasa \sim \log(NASC) + ambiente$. Mejor GAM de densidad de Biomasa, logaritmo de la ecoabundancia y variables ambientales. Los suavizamientos

3. Metodología

utilizados para las variables ambientales fueron únicamente *splines*.

- Modelo 4: $dBiomasa \sim \log(NASC) + pesqueria$. Mejor GAM de densidad de Biomasa, logaritmo de la ecoabundancia y variables ambientales. Los suavizamientos utilizados incluyeron productos tensoriales entre las variables temperatura y salinidad.

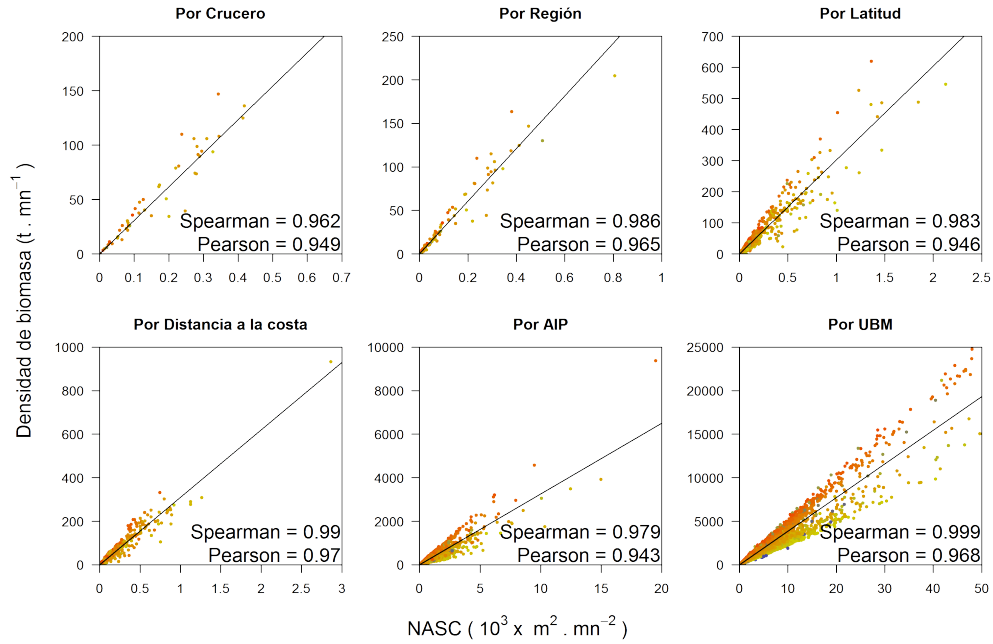


4 Resultados

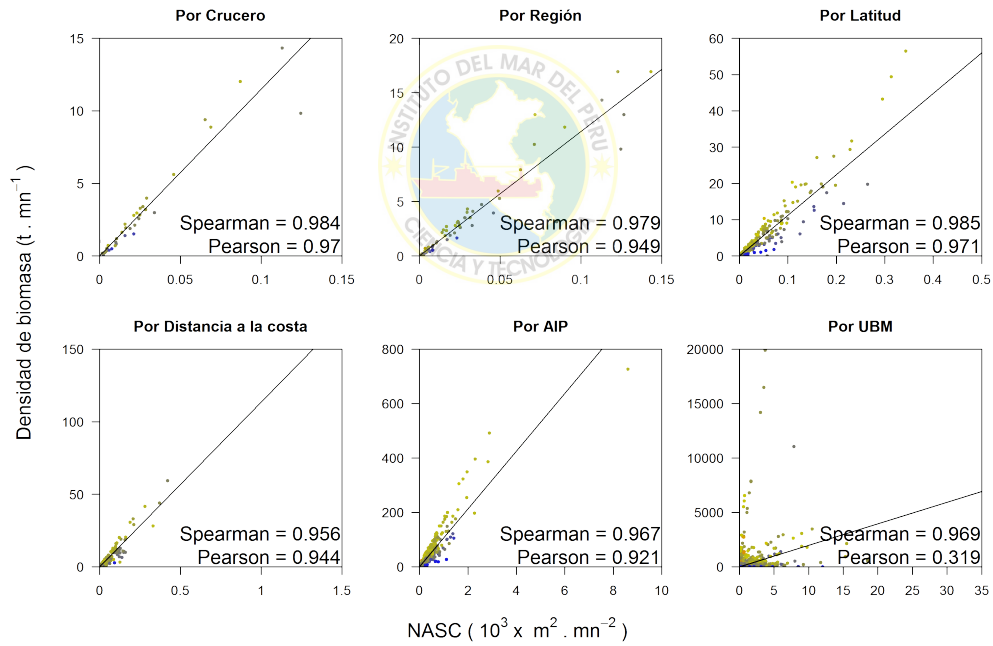
4.1 Lances de comprobación y biomasa

Una de los alcances del presente trabajo fue destacar la importancia de la integración de muestreos acústicos y biométricos en la estimación de biomasa. La importancia de los lances de comprobación puede notarse en las relaciones entre valores de NASC y densidad de Biomasa (en toneladas por milla náutica cuadrada) a distintas escalas (figura 4-1), en donde se observa que, tanto para anchoveta como para jurel, la dispersión de los datos incrementó a medida que la escala fue disminuyendo. Los resultados de la figura muestran una alta relación entre los valores agrupados a nivel de crucero, lo que colocaría al NASC como un buen indicador de biomasa a esta escala; sin embargo, a nivel de UBM (sin agrupación), la información de NASC mostró una alta dispersión. El gradiente de colores de tallas permitió observar que la alta dispersión en las escalas menores se debió a que un mismo valor de NASC tenía asignados distintas tallas, provenientes de los lances de comprobación.

4. Resultados



(a) Anchoveta



(b) Jurel

Figura 4-1.: Influencia de la escala en la relación Ecoabundancia - Biomasa para los datos de anchoveta y jurel. Los colores representan las tallas medias de los individuos en cada punto: De azul (individuos pequeños) a rojo (individuos grandes). La línea sólida representa la regresión lineal entre los puntos.

4.2 Cobertura de muestreos

Para la especie anchoveta, las proporciones entre el área cubierta por el muestreo biométrico respecto al acústico fueron altas, a diferencia de jurel en donde se registraron valores bajos (Tabla 4-1). Estas diferencias, como se aprecia en la Figura 4-2, no han sido constantes sino que han variado: No fue sino hasta 1996 es que el recurso anchoveta cobró mayor representatividad para la industria, por lo que los esfuerzos en su muestreo (en términos de área cubierta) incrementaron, respecto a años anteriores en los que la prioridad fue compartida con otras especies (sardina y jurel, entre ellas).

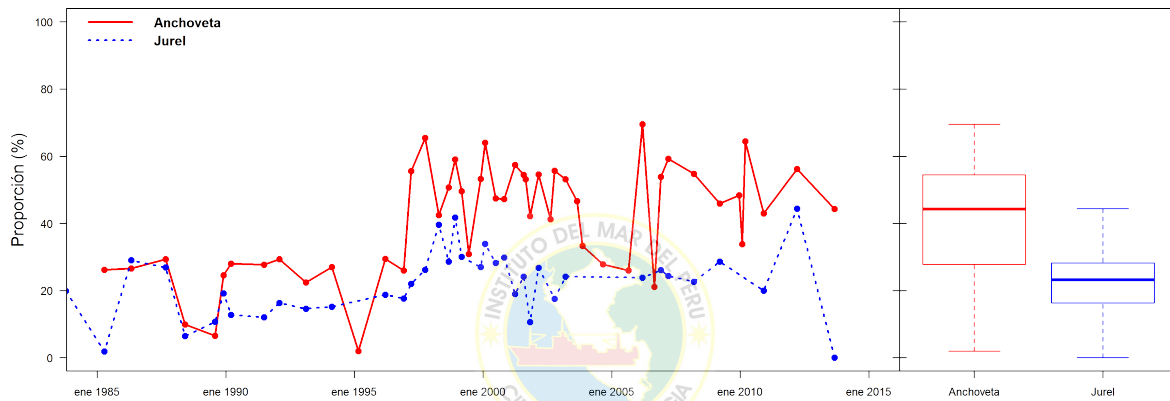


Figura 4-2.: Proporción de cobertura de muestreo acústico entre muestreo biométrico para cruceros entre 1985 y 2013 para las especies anchoveta y jurel.

4.3 Biomasa estimada por modelos empíricos

4.3.1 Anchoveta

Los resultados de los diferentes modelos empíricos que fueron calibrados con la finalidad de hallar una metodología que solucione la ausencia de información de lances de com-

4. Resultados

Cuadro 4-1.: Proporción de cobertura de muestreo acústico entre muestreo biométrico para cruceros entre 1985 y 2013.

Nombre de crucero	Anchoveta	Jurel	Nombre de crucero	Anchoveta	Jurel
cr_850305	30.1 %	5.5 %	cr_000102	70.5 %	40.9 %
cr_860405	32.4 %	34.4 %	cr_000607	58.4 %	30.8 %
cr_870809	37.9 %	29.2 %	cr_001011	60.0 %	31.6 %
cr_880506	11.2 %	6.6 %	cr_010304	63.0 %	19.8 %
cr_890708	7.5 %	11.2 %	cr_010708	60.3 %	27.6 %
cr_891112	24.5 %	19.1 %	cr_010809	56.6 %	16.7 %
cr_900204	36.6 %	13.8 %	cr_011011	48.7 %	10.6 %
cr_910607	32.1 %	12.6 %	cr_020203	63.9 %	30.4 %
cr_920102	30.9 %	17.4 %	cr_020911	59.7 %	17.5 %
cr_930103	24.3 %	14.6 %	cr_030204	59.4 %	24.1 %
cr_940103	29.1 %	15.2 %	cr_030809	47.3 %	33.3 %
cr_960204	30.5 %	19.4 %	cr_031012	36.1 %	4.0 %
cr_961112	28.7 %	19.8 %	cr_050809	26.5 %	5.0 %
cr_970204	100.0 %	51.6 %	cr_060204	75.0 %	31.0 %
cr_970910	68.3 %	28.6 %	cr_061112	57.0 %	38.6 %
cr_980305	45.9 %	41.5 %	cr_070204	60.7 %	35.1 %
cr_980809	62.3 %	28.6 %	cr_080204	60.0 %	38.7 %
cr_981112	66.7 %	54.2 %	cr_090204	52.3 %	28.6 %
cr_990203	60.6 %	35.0 %	cr_101112	43.0 %	26.7 %
cr_990606	40.3 %	28.6 %	cr_120204	57.3 %	44.4 %
cr_991112	63.3 %	31.7 %	cr_130809	52.6 %	50.0 %

probación se muestran en la tabla 4-2, en donde se aprecia que el modelo con menor MSE fue el **mod7**, el cual combinó variables ambientales y de tallas y pesos medios de la pesquería mediante un GAM. Se muestra adicionalmente la cantidad de datos (n) para la calibración de cada modelo, en todos los casos se apreció un n mayor a 5000.

Seguidamente, se evaluó la relación entre los valores observados, los obtenidos por el mejor modelo y el NASC, con la finalidad de comparar el uso de este último como indicador relativo frente a lo estimado por el modelo. En la figura 4-3 se muestran las tendencias comparadas de NASC y Biomasa Estimada respecto a la Biomasa Observada por crucero entre 1985 y 2013. Se observó que la tendencia de biomasa observada por cruceros se relaciona mejor con la de biomasa total estimada por el mejor modelo (**mod7**)

4. Resultados

Cuadro 4-2.: Valores de MSE y coeficiente de correlación de Spearman para los modelos evaluados en la especie anchoveta. El detalle de las variables consideradas en cada modelo se especifican en la tabla 3-4.

Modelo	Descripción	MSE	Spearman	<i>n</i>
mod1	Control	170552	0.994	11895
mod2	Mejor GLM, vars. Ambientales	74312	0.994	7140
mod3	Mejor GLM, vars. pesquería	192522	0.993	7915
mod4	Mejor GLM, vars. Ambientales + pesquería	56633	0.993	5139
mod5	Mejor GAM, vars. Ambientales	52429	0.991	7140
mod6	Mejor GAM, vars. pesquería	139255	0.994	7915
mod7	Mejor GAM, vars. Ambientales + pesquería	27045	0.992	5139

que con la del NASC. Esta figura, aunada a los resultados de correlación entre valores observados y estimados de la tabla 4-3, permitió concluir que, para anchoveta, el modelo calibrado funciona como un buen indicador relativo y absoluto de biomasa a nivel de crucero. Es importante recalcar que en la figura 4-3 se muestran valores de biomasa estimada a partir de 1996 debido a que solo desde este año se obtuvo información de tallas y pesos medios del Programa de Seguimiento de la Pesquería Pelágica de IMARPE, requeridos por el **mod7**.



4. Resultados

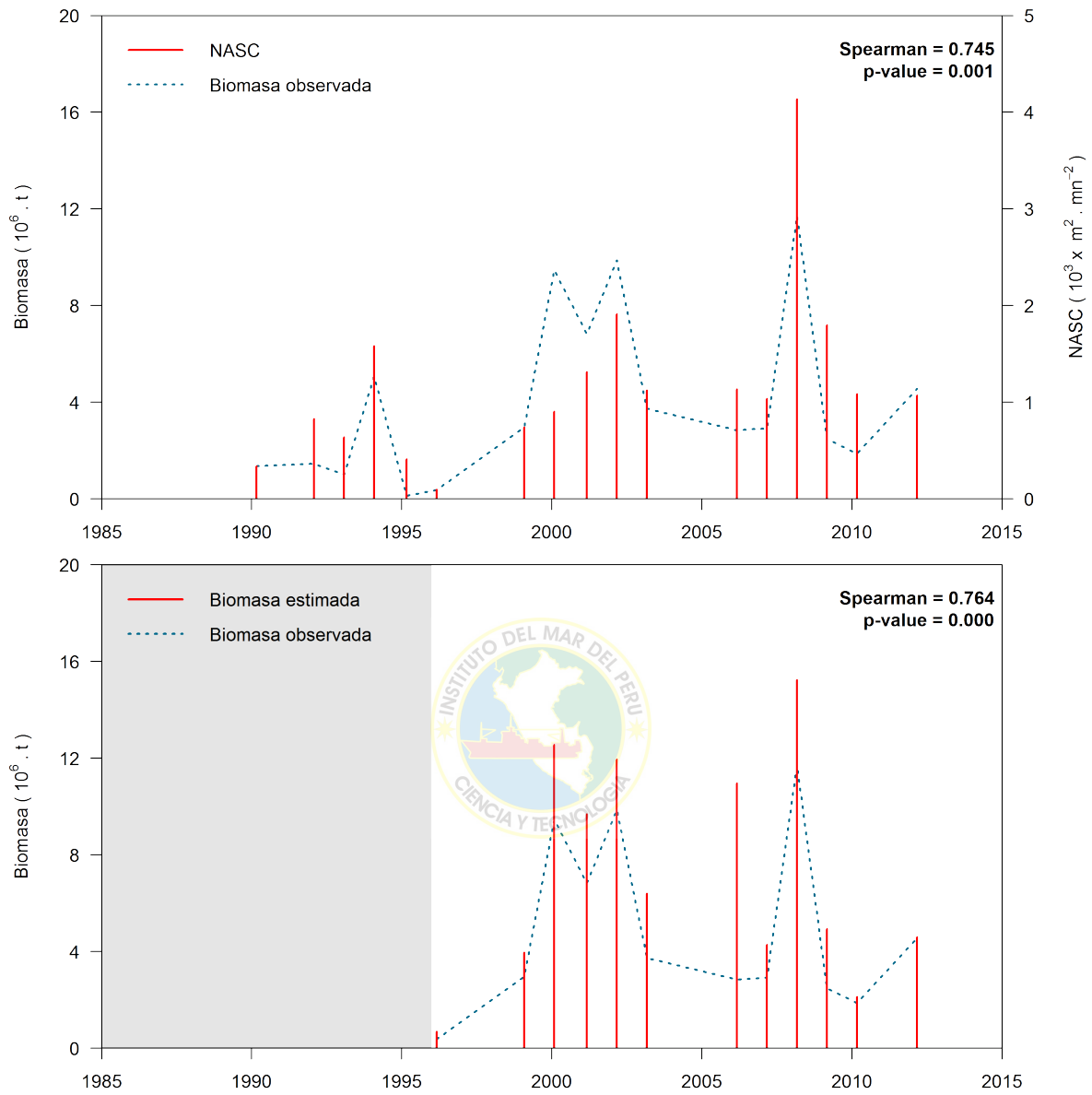


Figura 4-3.: Comparación de tendencias entre biomasa total observada, estimada y NASC para anchoveta. Los valores de biomasa estimada se obtuvieron a partir del mejor modelo (**mod7**). El área sombreada corresponde a los años en los que no se pudo obtener información de desembarques por lo que no hubo valores estimados de biomasa.

4. Resultados

En la figura 4-4, se aprecian las relaciones entre densidades de biomasa observadas y estimadas por el modelo calibrado para anchoveta. A partir de esta figura, es posible observar la utilidad del modelo calibrado (**mod7**) como buen indicador absoluto y relativo de densidad de biomasa (y, por tanto, de abundancia) sobre todo a escala de UBM, a diferencia de la información de NASC en donde su utilidad como indicador relativo era menor a medida que el nivel de agrupación disminuía.

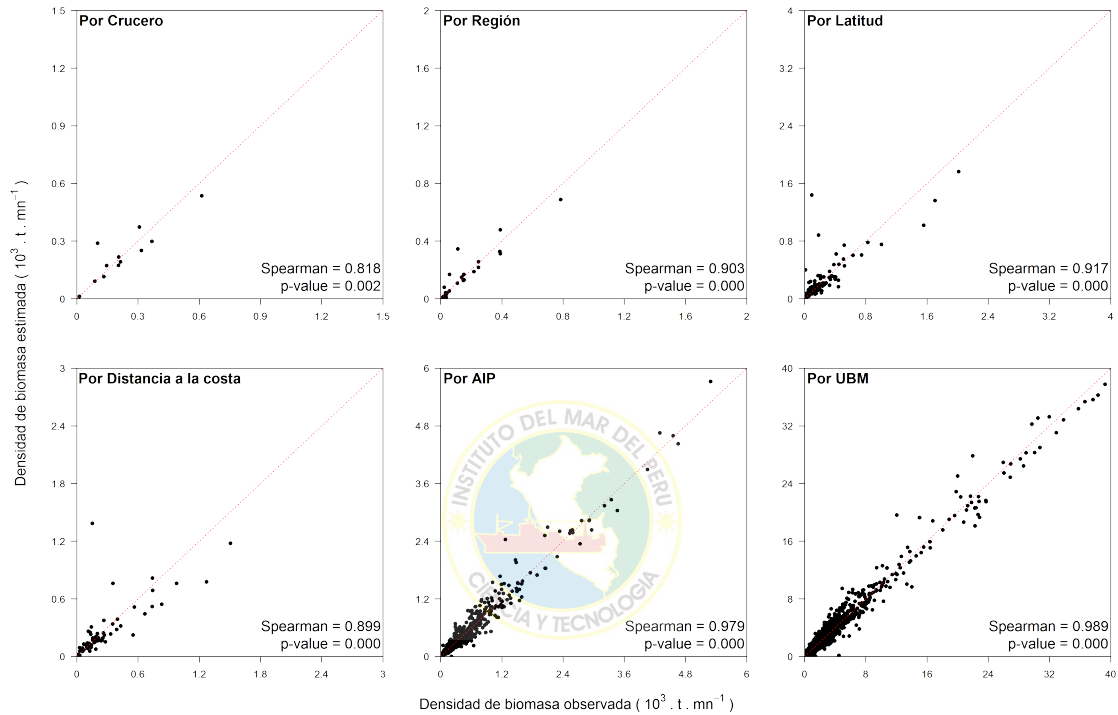


Figura 4-4.: Dispersión entre Biomasa observada y estimada para anchoveta. Los valores corresponden a las estimaciones proporcionadas por el mejor modelo calibrado (**mod7**), especificado en la Sección de Metodología.

Los valores de correlación de Spearman fueron significativos para la especie anchoveta, lo que muestra que la integración de variables ambientales y de seguimiento de pesquería pueden reemplazar el aporte de tallas de los lances de comprobación para la reconstrucción de biomasa en cruceros de verano. Es importante recalcar también la mejora en la dispersión de los puntos a escala de UBM: Mientras que el uso de NASC por sí solo representaba un buen indicador relativo a escala global (crucero), su idoneidad como tal

4. Resultados

disminuía mientras la escala decrecía, debido a la necesidad de información de tallas. No obstante, el modelo calibrado para anchoveta (**mod7**) -que integraba información de ecoabundancia con variables oceanográficas y de pesquería- mostró ajustarse mejor a los datos, sobre todo a escala de UBM. Estos resultados, combinados con la información expresada en la figura **4-3** sugirieron que el modelo de anchoveta se comportó como un índice relativo confiable y más eficiente que la ecoabundancia sola también en las otras escalas para cruceros de verano del período 1996-2013.

Cuadro **4-3**.: Correlaciones de Pearson y Spearman de las relaciones entre densidad de biomasa observada y estimada por escalas (figura **4-4**) para anchoveta. Los asteriscos indican el nivel de significancia al 0,1*; 0,05** y 0,01***.

Escala	Spearman	Pearson
Por crucero	0,839***	0,955***
Por región	0,910***	0,967***
Por latitud	0,950***	0,942***
Por distancia al límite de la plataforma	0,863***	0,827***
Por AIP	0,979***	0,987***
Por UBM	0,989***	0,989***

En la figura **4-5**, se observa con mayor claridad que el **mod7** dio lugar también a un mejor índice absoluto para los valores de densidad de biomasa respecto a la ecoabundancia. Es útil señalar que, en la mencionada figura, los puntos de ambos gráficos provienen de las mismas filas de muestreo acústico; es decir, que poseen igual número de puntos.

Los diagramas de Hovmöller mostraron que, latitudinalmente, los mayores volúmenes de biomasa de anchoveta estuvieron concentrados entre los 5°0'S y 13°0'S; mientras que, a nivel de Distancia a la costa, se observó que la biomasa de anchoveta estuvo concentrada hasta las 50 mn. En términos generales, se observó patrones similares de distribución espacial y temporal para anchoveta con los modelos calibrados entre 1996 y 2013. En la figura **4-6** estas similaridades se ven reflejadas en valores de error relativo absolutos cercanos a cero, con la presencia de algunos valores extremos.

En el gráfico de dispersión entre biomasa observada y estimada por crucero (figura **4-**

4. Resultados

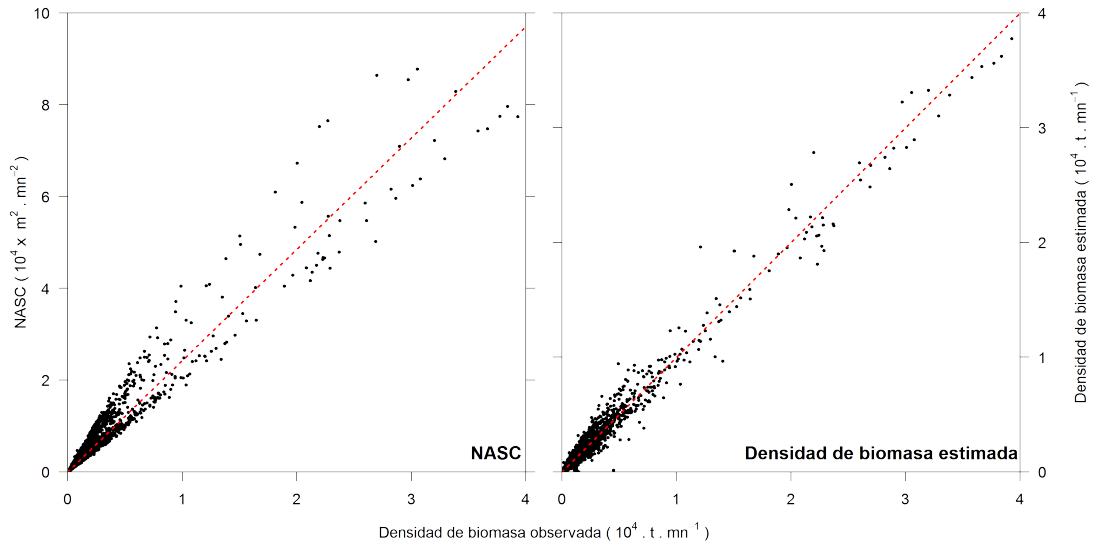


Figura 4-5.: Gráficos de dispersión de densidad de biomasa observada vs NASC y densidad de biomasa estimada para anchoveta.

7) se observó que seis cruceros («090204», «030204», «060204», «010304», «000102» y «080204») mostraron valores fuera del intervalo de confianza del 99%. Al analizar los valores por UBM de cuatro de estos se vio que todos presentaban valores altos de biomasa estimada (respecto a los cruceros cuyos puntos se mantuvieron dentro del intervalo de confianza).

Al observar únicamente la figura 4-8, que muestra la relación de los valores agrupados por AIP para cuatro cruceros con biomasa fuera del intervalo de confianza, no se aprecia que existan valores extremos estimados de ecoabundancia; sin embargo, esto se debe a que muchos de los valores estimados extremos se dieron en puntos para los que no hubo un cálculo de biomasa observada, debido sobre todo a la falta de asignación de lances de comprobación.

4. Resultados

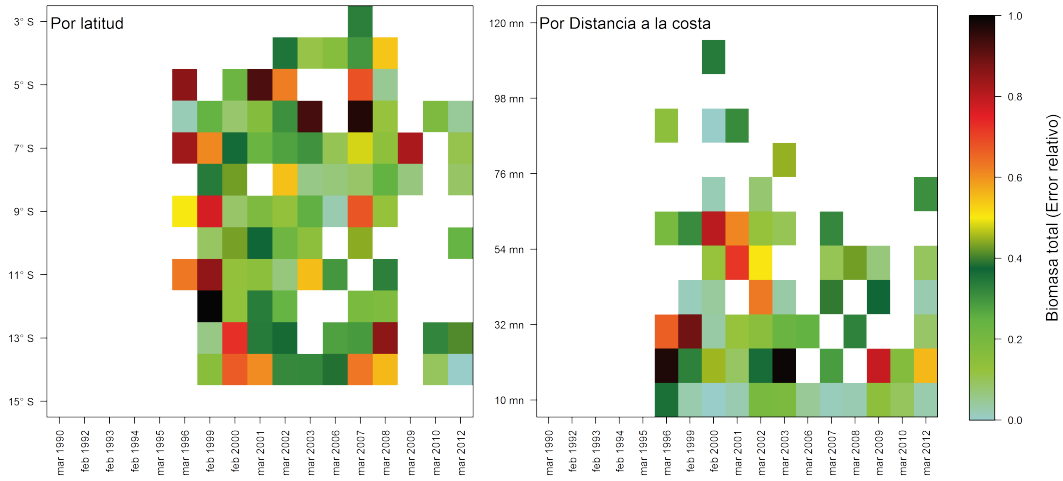


Figura 4-6.: Error relativo de Biomasa total entre los valores observados y estimados por el modelo calibrado para anchoveta.

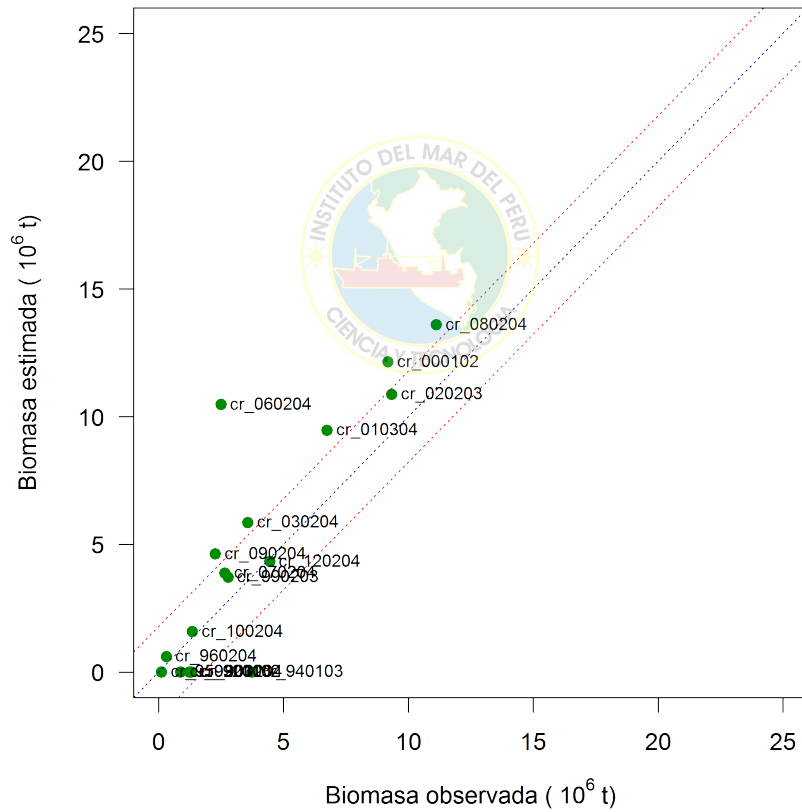


Figura 4-7.: Gráfico de dispersión entre los valores observados y estimados de biomasa (en millones de toneladas) para la especie anchoveta. Cada punto representa un valor de biomasa total de crucero. Las líneas punteadas delimitan el intervalo de confianza del 99%.

4. Resultados

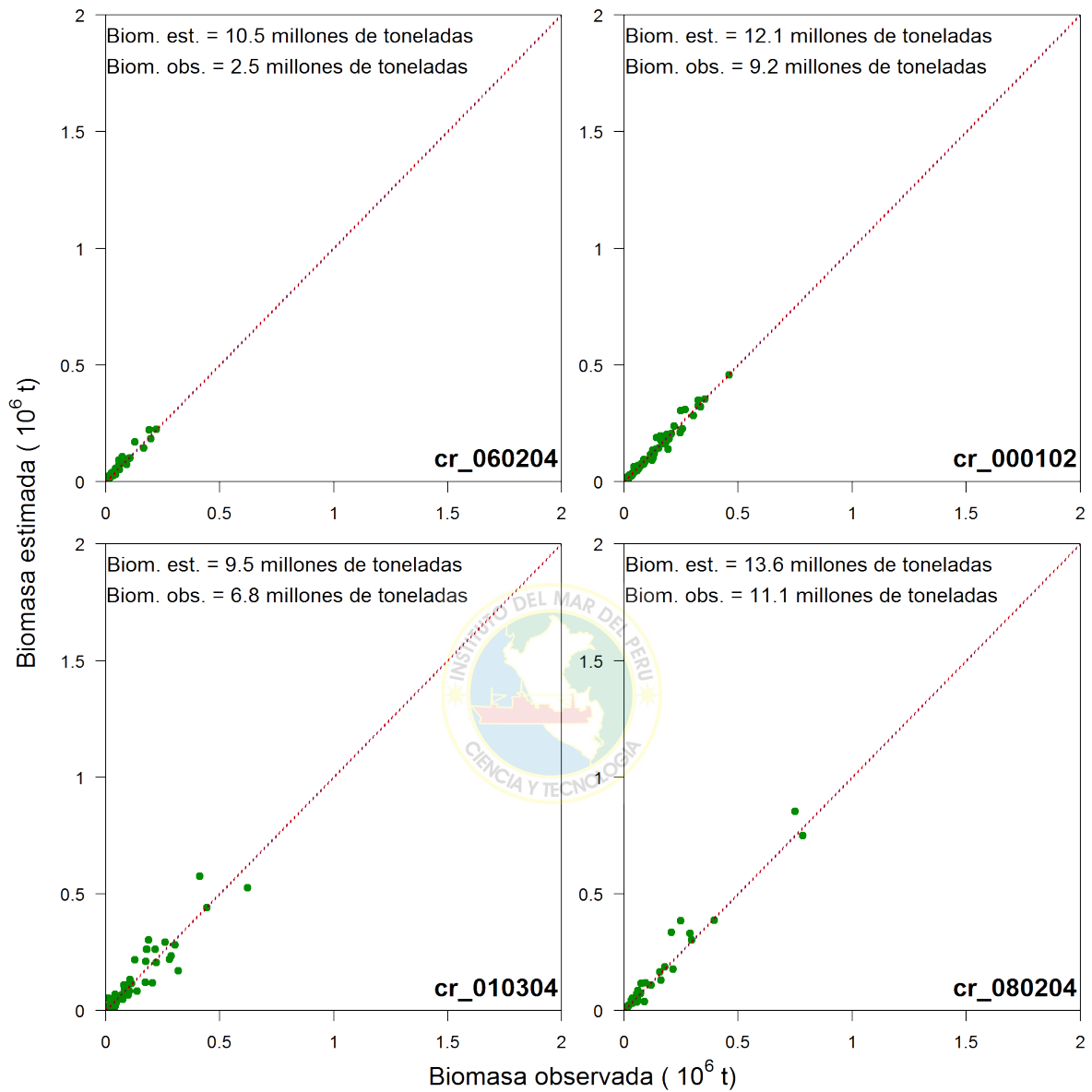


Figura 4-8.: Gráfico de dispersión entre los valores observados y estimados de biomasa (en millones de toneladas) para la especie anchoveta. Los cruceros fueron seleccionados por presentar valores extremos (figura 4-7).

4. Resultados

La presencia de puntos con información de densidad estimada muy alta puede notarse en la figura 4-9, que muestra -para el crucero 060204- el mapa de AIP utilizando como escala de colores los valores de densidad de biomasa observada y estimada por el **mod7**. Se puede apreciar, en general, las mismas tendencias entre ambos conjuntos de valores; situación que se observó en varios otros cruceros, cuyos gráficos respectivos se hallan en el Anexo A.

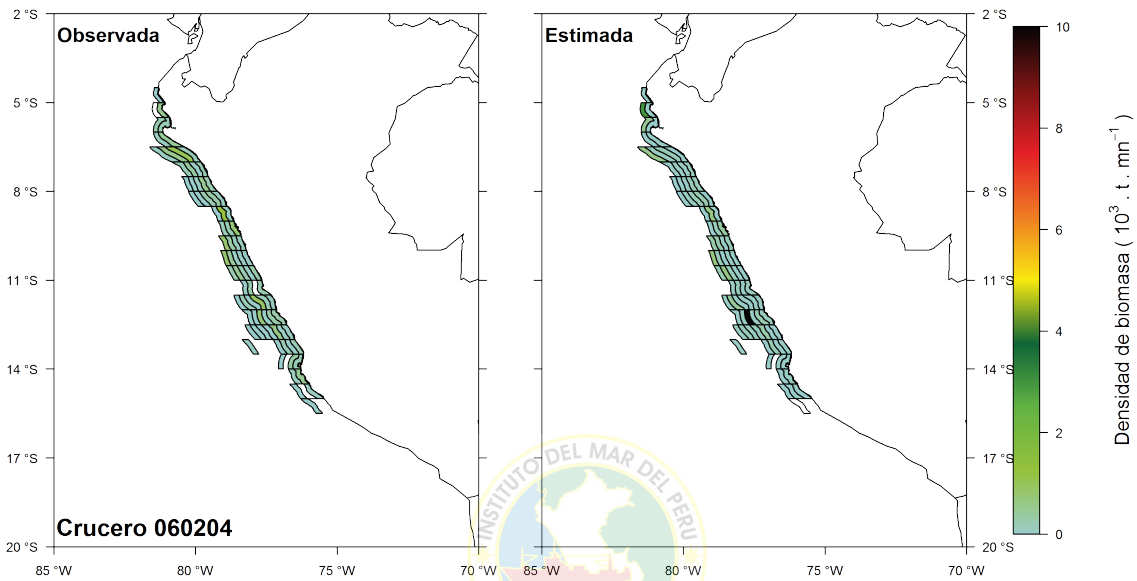
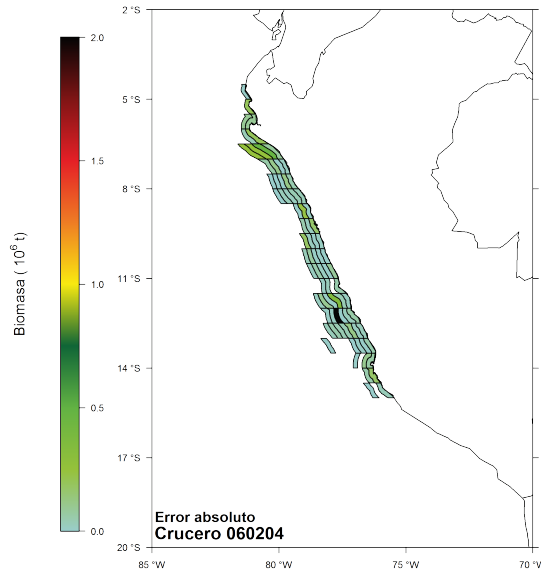


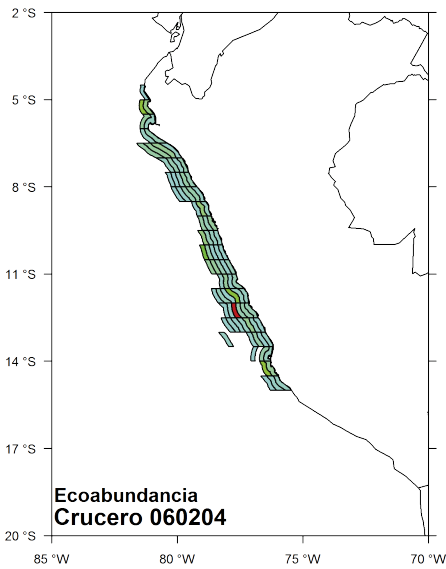
Figura 4-9.: Distribución de densidad de biomasa por AIP para datos observados (izquierda) y estimados por el **mod7** (derecha) para el crucero 060204.

Se observó áreas con valores muy altos de densidad de biomasa estimada, los que luego dieron lugar a biomazas estimadas altas también. Al analizar las distribuciones de errores absolutos de biomasa, ecoabundancia y de número de lances de comprobación positivos por AIP para el crucero antes mencionado (figura 4-10), se observó que las AIP con valores extremos de biomasa estimada presentaban, a su vez, valores extremos de NASC (figura 4-10b) y baja o nula cantidad de lances de comprobación (figura 4-10c). Estos resultados refuerzan la hipótesis de que ante la ausencia de puntos de muestreo biométrico cercanos, los valores altos de ecoabundancia obtenidos pueden derivar en cantidades de biomasa estimada muy altas y poco confiables.

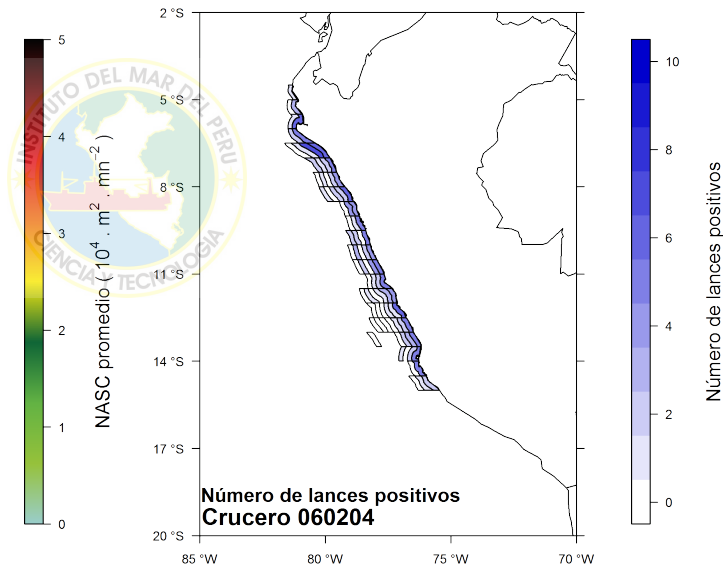
4. Resultados



(a) Error absoluto



(b) Ecoabundancia



(c) Número de lances

Figura 4-10.: Resultados por AIP para el crucero 060204. (a) Errores absolutos de densidad de biomasa observada y estimada de la figura 4-9, (b) distribución de la ecoabundancia media por AIP y (c) cantidad de lances positivos para anchoveta.

4.3.2 Jurel

De manera similar, se obtuvieron los mejores ajustes en GLM y GAM para el recurso jurel. Es importante recordar que para esta especie no se obtuvo información de pesquería, debido a que no se trata de un recurso objetivo de la flota industrial. Para esta especie, se obtuvo cuatro modelos (indicados en la tabla 3-5) cuyos valores de MSE se muestran en la tabla 4-4.

Cuadro 4-4.: Valores de MSE y coeficiente de correlación de Spearman para los modelos evaluados en la especie jurel. El detalle de las variables consideradas en cada modelo se especifican en la tabla 3-5.

Modelo	Descripción	MSE	Spearman	<i>n</i>
mod1	Control	91444	0.795	1776
mod2	Mejor GLM, vars. Ambientales	61540	-0.008	1736
mod3	GAM, solo splines	18242	0.434	1736
mod4	GAM, <i>splines</i> y productos tensoriales	15890	0.471	1736

Los resultados obtenidos para jurel indicaron que el mejor ajuste se obtuvo con un GAM en donde se incluyeron *splines* y productos tensoriales: El modelo 4 (**mod4**), que mostró un mejor ajuste respecto a los otros tres calibrados (tabla 4-4). La cantidad de datos del modelo de jurel fue mucho menor que con anchoveta (menos de 2000 en todos los casos).

En la figura 4-11, se aprecian las relaciones entre densidades de biomasa observadas y estimadas por el modelo. Los ajustes entre ambas variables (observada-estimada) fueron, sin embargo, menos claros que con anchoveta. Aun cuando los valores de correlación de Spearman y Pearson resultaron significativos para la mayoría de las escalas de agrupación (tabla 4-5), se pudo observar en la figura 4-11 una dispersión muy alta a todas las escalas, debido a baja cantidad y calidad de lances de comprobación disponibles para cada punto de muestreo acústico. Estos resultados se ven corroborados por lo mostrado en la serie de tiempo comparativa de NASC, biomasa observada y estimada de la figura

4. Resultados

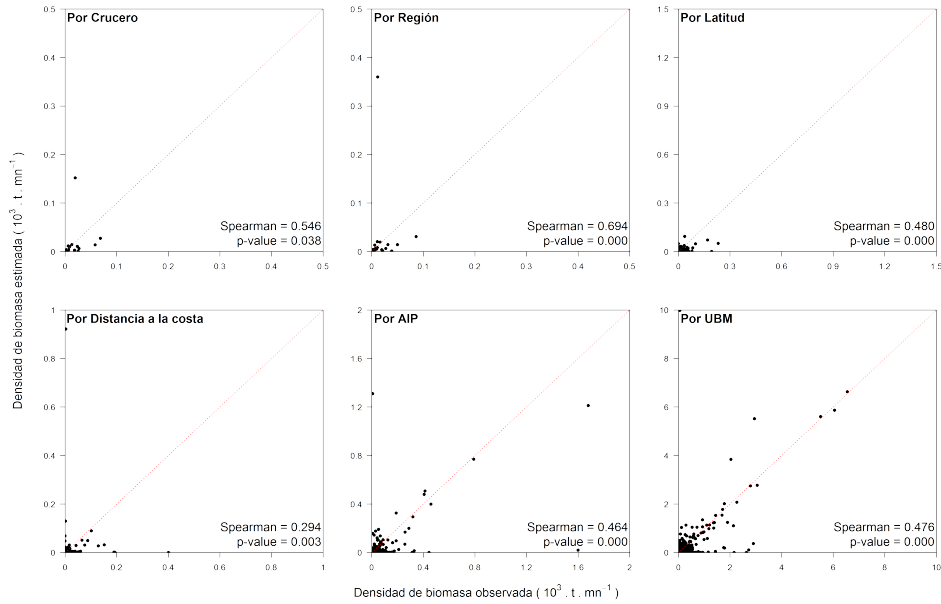


Figura 4-11.: Dispersión entre Biomasa observada y estimada para jurel. Los valores corresponden a las estimaciones proporcionadas por el mejor modelo calibrado (**mod4**), especificado en la Sección de Metodología.

4-12 en donde la ecoabundancia no mostró utilidad como índice relativo a nivel de crucero; no obstante, las estimaciones del **mod4** sí lograron captar la tendencia global por lo que sí fueron útiles como índice relativo (tendencia), al menos a nivel de crucero.

Cuadro 4-5.: Correlaciones de Pearson y Spearman de las relaciones entre densidad de biomasa observada y estimada por escalas para jurel (figura 4-11). Los asteriscos indican el nivel de significancia al 0,1*; 0,05** y 0,01***.

Escala	Spearman	Pearson
Por crucero	0,600**	0,693***
Por región	0,712***	0,291
Por latitud	0,539***	0,120
Por distancia a la costa	0,373***	0,003
Por AIP	0,464***	0,310***
Por UBM	0,476***	0,400***

4. Resultados

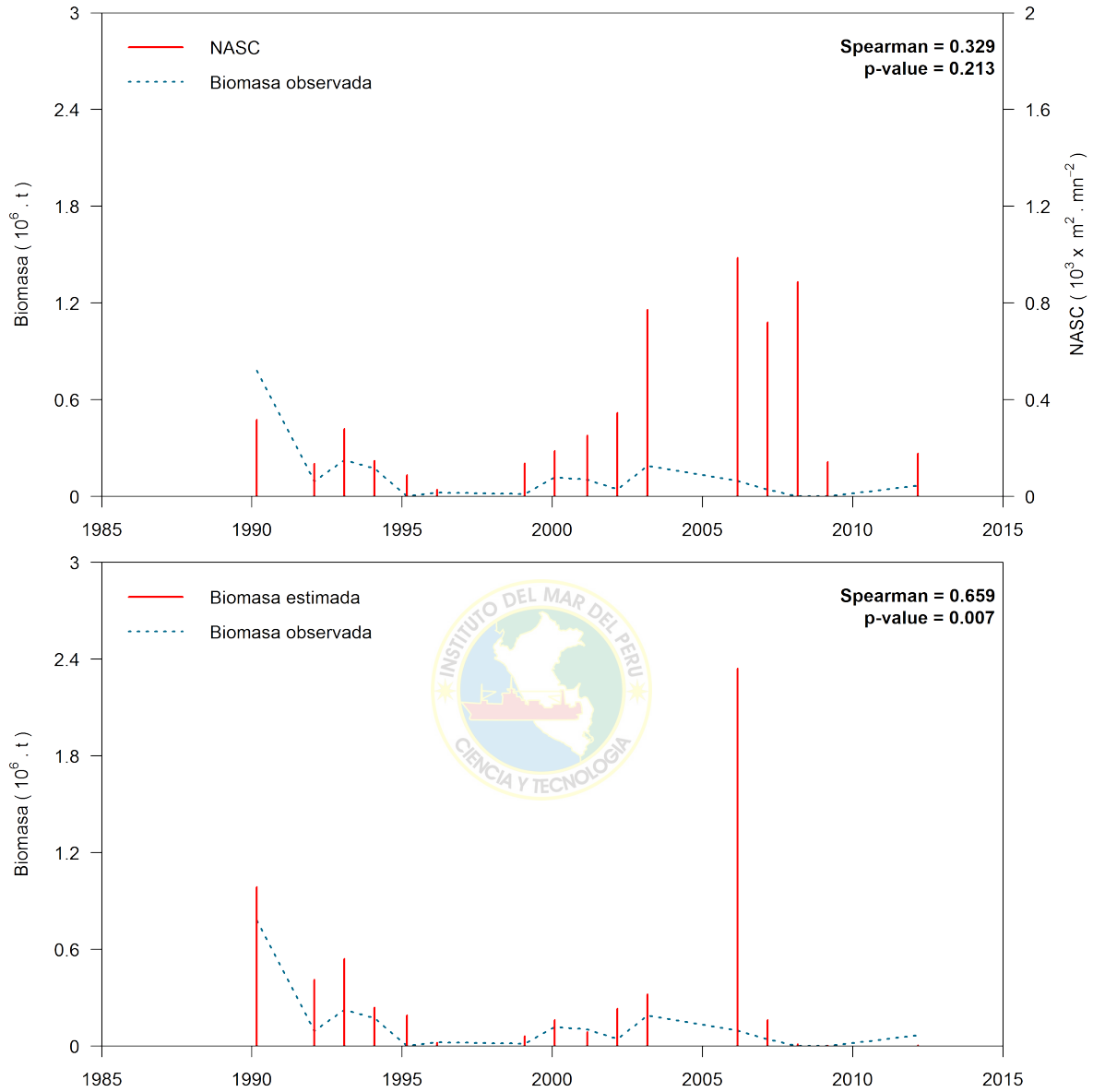


Figura 4-12.: Comparación de tendencias entre biomasa total observada, estimada y NASC para jurel. Los valores de biomasa estimada se obtuvieron a partir del mejor modelo (**mod4**).

4. Resultados

Así mismo, en la figura 4-13 (densidades de biomasa a nivel de UBM) se pudo observar un resultado similar a lo obtenido con anchoveta, en el sentido que el **mod4** parece ajustarse y funcionar mejor como indicador relativo de densidad de biomasa respecto a la ecoabundancia sola.

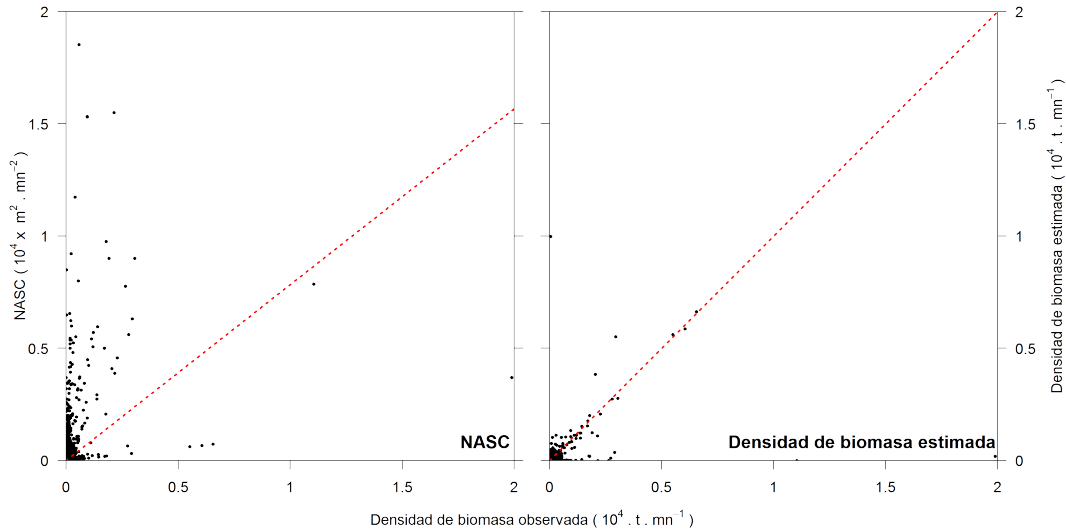


Figura 4-13.: Gráficos de dispersión de densidad de biomasa observada vs NASC y densidad de biomasa estimada para jurel a nivel de UBM.

Al igual que con anchoveta, los mapas comparativos a nivel de AIP mostraron las tendencias entre las estimaciones de densidad de biomasa de los datos observados y los estimados por el **mod4**. La figura 4-14 muestra estas diferencias para el crucero 900204, en el que se evidencia una buena tendencia general de los valores agrupados, lo que expone su utilidad como índice relativo también a nivel de AIP. Las figuras para el resto de cruceros se hallan en el Anexo B. Por otro lado, al analizar los mapas de error absoluto, ecoabundancia y número de lances por AIP (figura 4-16), se observó áreas con valores muy altos de densidad de biomasa estimada, los que luego dieron lugar también a altas biomazas estimadas. Para el caso del crucero ejemplo de jurel, se observó que las áreas que poseían muy pocos lances de comprobación positivos y altos valores de NASC dieron lugar a biomazas altas.

4. Resultados

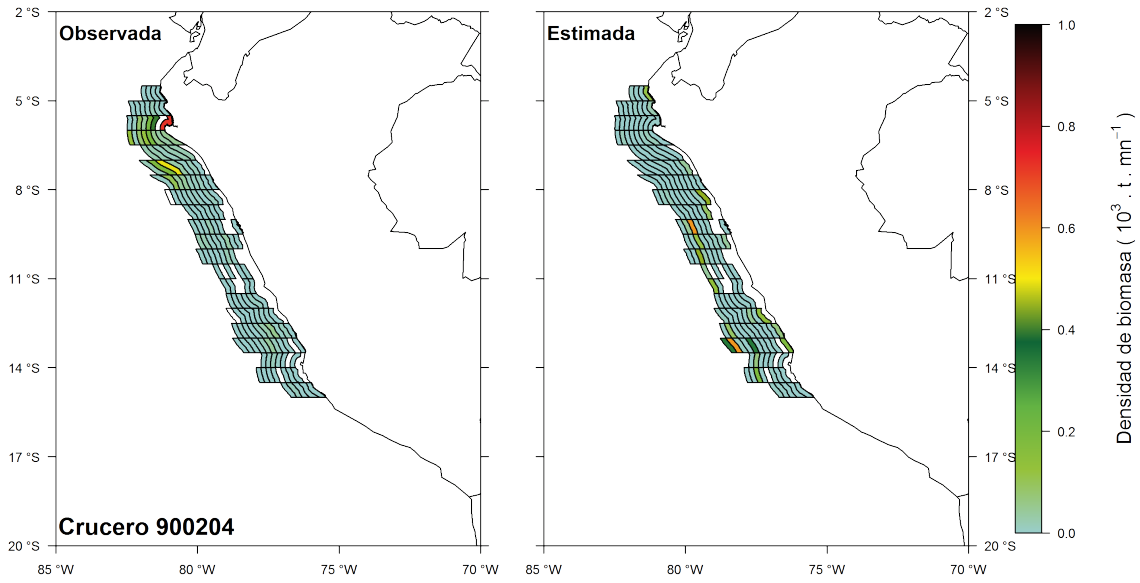


Figura 4-14.: Distribución de densidad de biomasa por AIP para datos observados (izquierda) y estimados por el **mod4** (derecha).

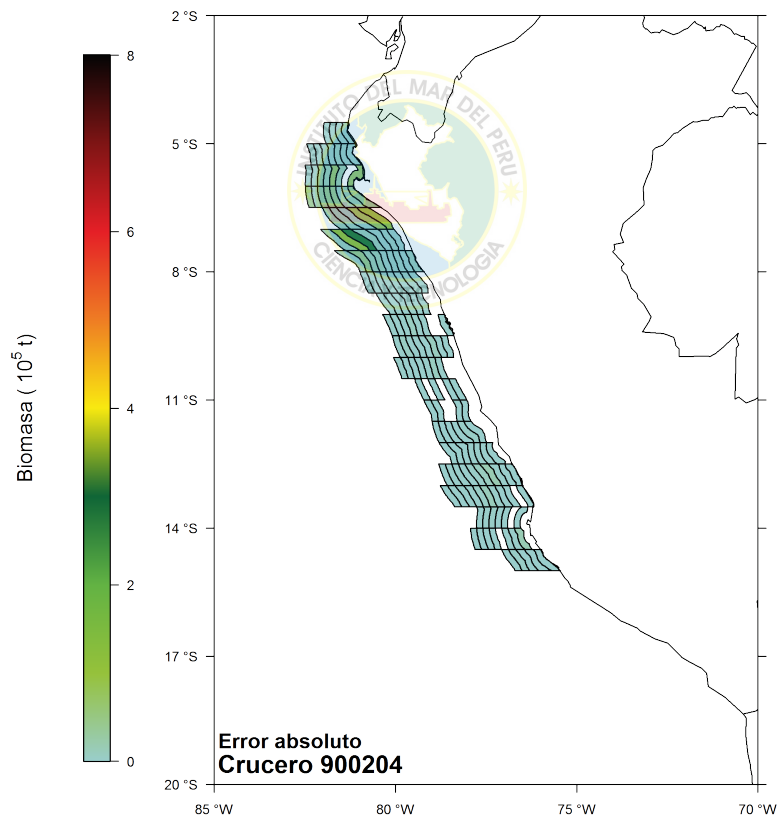


Figura 4-15.: Errores absolutos de densidad de biomasa observada y estimada de la figura 4-14

4. Resultados

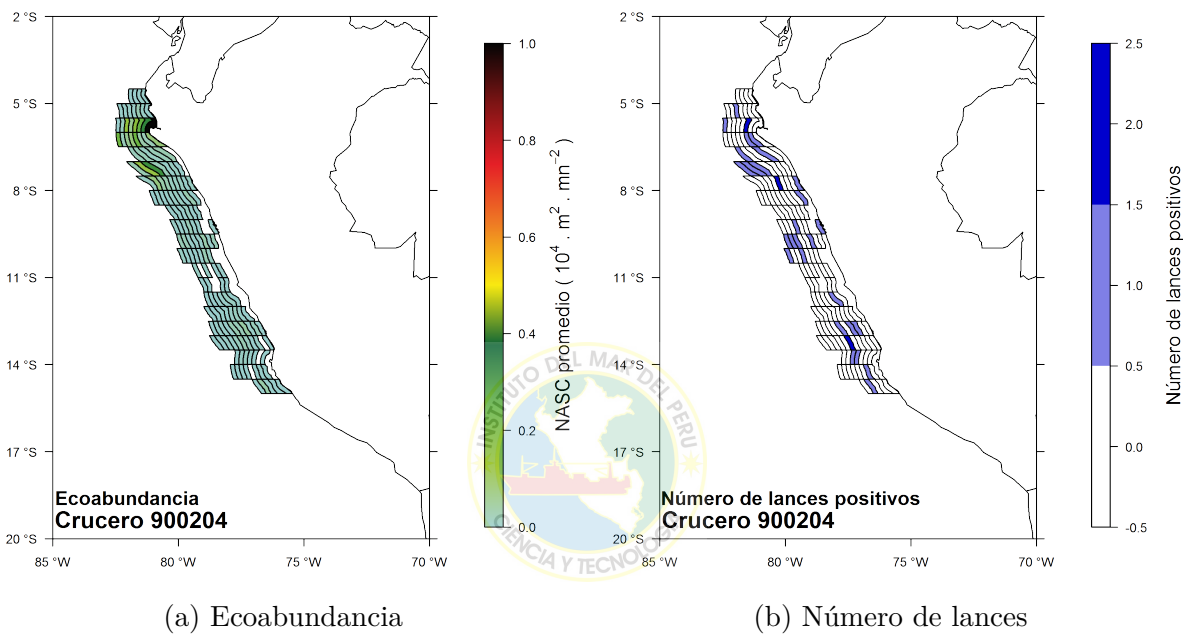


Figura 4-16.: Resultados por AIP para el crucero 900204 para jurel. (a) Distribución de la ecoabundancia y (b) cantidad de lances positivos para jurel.

5 Discusión

La importancia de las calas en la estimación de biomasa recae en la necesidad de contar con información de tallas para su integración con la ecoabundancia. Los resultados obtenidos mostraron que, sobre todo a pequeña escala, la ecoabundancia por sí sola no conforma un buen índice relativo de biomasa pues un mismo valor de NASC puede estar asociado a individuos de diferentes tamaños, lo que tiene un fuerte impacto en la biomasa estimada. Simmonds & McLennan (2005) [15] mencionan que, en un trabajo realizado por uno de estos autores, se realizó un análisis de los cambios del Coeficiente de Variación (CV) de la biomasa del arenque del Mar del Norte (*Clupea harengus*) según el número de transectos y lances de comprobación, con el que determinó un rango óptimo para el diseño de muestreo de esta especie. En Perú, Simmonds realizó un procedimiento similar [6] donde utilizó el CV del número de lances de comprobación y el de cantidad de millas náuticas recorridas en las trayectorias de varios cruceros concluyendo que estos deben utilizar, en promedio, un 68 % de sus recursos (fracción de tiempo dedicada a los lances respecto a la trayectoria) en los muestreos biométricos respecto a las trayectorias de muestreo acústico para obtener valores confiables de biomasa y abundancia. No obstante, como se muestran en los resultados de serie de tiempo de cobertura de cruceros, los bajos porcentajes de cobertura para jurel (menores a 40 % en su mayoría) indican una baja calidad en la toma de información de tallas y composición por especie, razón por la que los valores de biomasa obtenidos para esta especie por el método de Simmonds (2009) podrían no ser confiables. Es por ello que se hace necesario mejorar la ejecución

5. Discusión

de lances de comprobación, tanto en número como en posición.

Nuestros análisis mostraron que las posiciones de toma de muestras acústicas y lances biométricos para anchoveta fueron suficientes para la estimación robusta de valores de biomasa utilizando los métodos convencionales. Al respecto, Maseé & Retière (1995) [34] evaluaron la influencia del número de lances de comprobación y el de transectos en las estimaciones de biomasa de cinco especies al sur de la Bahía de Biscaya (Francia). Se concluyó que, si bien el incremento del número de transectos (muestreo acústico) no influyó significativamente en la calidad de las estimaciones de biomasa, la mayor cantidad y buena ubicación de las calas (lances de comprobación) sí lo hizo. No obstante, los resultados dependieron de la especie evaluada: para la anchoveta (*Engraulis encrasicolus*) la remoción sistemática de información de lances afectó en menor medida que al jurel (*Trachurus trachurus*), sardina (*Sardina pilchardus*) y sardineta (*Sprattus sprattus*) debido a la naturaleza en la formación de cardúmenes de estas especies así como sus reacciones de evitamiento respecto a los barcos de muestreo y las redes. En el ecosistema de afloramiento peruano, se presenta una situación similar para el jurel, en donde la dificultad en la toma de información adecuada (en cantidad y calidad) puede deberse a la naturaleza y dinámica de los cardúmenes de esta especie. Es así que, para el jurel, la cantidad de muestras biométricas no fue suficiente para una estimación apropiada de la biomasa, no siendo confiables los estimados reportados regularmente durante los cruceros de evaluación. Es por esto importante la ejecución frecuente de lances de comprobación a fin de que cada punto del muestreo acústico obtenga un valor de composición por talla lo más cercano posible con el que pueda calibrar la información recibida por la ecosonda. Mientras más alejado se encuentre un punto de lance de comprobación positivo (con información de tallas) respecto a uno de muestreo acústico, menos fiable será la estimación de densidad de biomasa pues los cardúmenes pueden tener composición de tamaños muy diferentes entre dos ubicaciones alejadas (como se mostró en la

5. *Discusión*

figura 2-2). Bertrand et al. (2008) [22], menciona que el porcentaje de cobertura de un crucero acústico sobre el área de distribución de un determinado recurso puede variar según el comportamiento de los cardúmenes, lo cual se asocia también a las condiciones ambientales predominantes. Esto es válido para ambas especies estudiadas, por lo que la ejecución de metodologías que permitan optimizar el esfuerzo de lances de comprobación antes de la ejecución de los cruceros, utilizando información oceanográfica satelital sería de mucha utilidad. Este tipo de metodologías son actualmente aplicadas a la evaluación de la sardina de California, en donde la utilización de modelos de hábitat potencial permite estimar áreas de alta probabilidad de presencia del recurso [17], de forma que la trayectoria de un crucero de evaluación puede ser mejor planificada.

Considerando las limitaciones para la estimación de biomasa para el jurel, en la segunda etapa de este trabajo se analizó la posibilidad de reemplazar la información de lances de comprobación mediante un modelo empírico que incluya variables ambientales y de seguimiento de pesquería, con la finalidad de solucionar el inconveniente de obtener valores de biomasa (en unidades de peso) a partir de ecoabundancia (decibeles). Un enfoque similar fue planteado en el trabajo de Benoit et al. (2002) [35] en donde a partir de regresiones lineales se pudo asociar la ecoabundancia a valores de biomasa de organismos mesopelágicos (camarones, calamares y mictófidos) en el ecosistema de Hawaii. Si bien fue posible establecer una conversión directa de los valores de energía acústica a valores de peso sin conocer la distribución de tallas, dicha estimación pudo hacerse para un grupo con rangos de longitudes reducidos. Además, para la aplicación de las regresiones fue necesario contar previamente con información de la composición por especies. En los casos de anchoveta y jurel en el ecosistema de afloramiento peruano, las limitaciones de dicho estudio lo convierten en un enfoque no aplicable, pues no solo la distribución de tallas es amplia en cada una de ambas especies (por ejemplo, para anchoveta, los cruceros de evaluación registran distribuciones entre 3 y 17 cm [36]; mientras que en el

5. *Discusión*

trabajo de Benoit et al., los mictófidos evaluados estuvieron entre 2 y 9 cm) sino que las proporciones en las que se hallan suelen ser distintas en los diversos puntos muestreados por cada crucero, debido a la alta variabilidad del mencionado ecosistema [37]. Fue por esta razón que se planteó el uso de modelos empíricos que puedan utilizar diversas fuentes de información junto a variables ambientales para capturar la variabilidad de la composición de tallas por especie.

Para anchoveta, los modelos empíricos desarrollados produjeron índices relativos y absolutos confiables y robustos mejores que la ecoabundancia, sobre todo en la escala de UBM (~ 1 milla náutica), aunque hubo limitaciones en la predicción de áreas con altos valores de ecoabundancia para los cuales el modelo no estaba entrenado por falta de lances de comprobación. Para jurel, sin embargo, las variables ambientales no fueron suficientes para obtener un índice absoluto, pero sí para producir un mejor índice relativo respecto a la ecoabundancia pura. Una razón importante para explicar las diferencias en la performance de los modelos para anchoveta respecto a jurel fue la disponibilidad de información de tallas y pesos medios provenientes de los programas de seguimiento de la flota industrial anchovetera.

Así mismo, un tema importante a considerar es el desarrollo tecnológico y metodológico respecto a la evaluación acústica. En la actualidad, existen ya equipos capaces de reducir los sesgos originados por la incertidumbre del método técnico tradicional de evaluación, en el que se utiliza una ecosonda con un ángulo de apertura pequeño (7°), integrando pocas frecuencias para hacer el discernimiento de especies. Existen ejemplos en Sudáfrica y Australia en donde el uso de metodologías de sonar y ecosondas multihaz ha permitido la obtención de resultados más confiables y de mejor resolución.

6 Conclusiones

- Para anchoveta, el índice calculado en base a modelos empíricos resultó un buen indicador de biomasa a escala larga (global) y corta (UBM) para aquellos puntos en los que la ecoabundancia no presente valores muy altos. Sin embargo, para jurel, la deficiencia en la ejecución de lances de comprobación, no permitió determinar este mismo grado de efectividad como índice relativo.
- Para anchoveta, la información ambiental y las tallas y pesos medios provenientes de seguimiento de pesquería ayudaron a la construcción de un modelo empírico que mostró ser eficiente para la construcción un índice relativo y absoluto de biomasa a diversas escalas.
- Para jurel, la deficiente información de tallas y pesos provenientes de lances de comprobación determinó que el reemplazo de su integración por un modelo empírico basado en información ambiental y de pesquería permitía la construcción de un índice relativo por crucero más eficaz.
- En ambas especies, los mayores problemas en el cálculo de biomasa se dieron en los valores con ecoabundancia alta para los que no había sido posible entrenar el modelo por falta de lances de comprobación suficientes.

7 Recomendaciones

- Para mejorar los cálculos de biomasa de especies no objetivo es sumamente importante el registro de composición por tallas, por lo que se recomienda mejorar el protocolo de muestreo construyendo, por ejemplo, mapas de hábitat potencial previos a la ejecución de cruceros de evaluación acústica con la finalidad de averiguar qué áreas deben cubrirse con suficientes puntos de muestreo acústico y biométrico para obtener valores confiables de biomasa y abundancia.
- Mejorar la toma de datos por parte de los distintos programas de seguimiento de pesquería tanto para la flota industrial como la artesanal, así como la toma de información de desembarques en puerto. Esto cobra especial importancia en especies no objetivo, de las que se posee menor cantidad de muestreos biométricos. Así mismo, existen fuentes de información de capturas provenientes de barcos industriales que podrían mejorar notablemente los cálculos de los modelos; ya que dichos barcos, al no estar supeditados a la ejecución de una trayectoria fija sino adaptada al movimiento del recurso, son más efectivos en la toma de información de tallas y pesos medios de especies no objetivo como el jurel.
- Respecto a la información de ecoabundancia, existen metodologías que permiten realizar estimaciones más precisas y con menos error, sobre todo en el ámbito del evitamiento. Entre estas metodologías a aplicar se halla el uso de sonares o ecosondas multihaz que permiten capturar con mayor resolución la naturaleza de

7. Recomendaciones

los cardúmenes debajo del barco.

- Se recomienda la aplicación de metodologías diferentes para la estimación de abundancia y biomasa en especies no objetivo (como Modelos de Redes Neuronales) a fin de evitar los problemas de sobreajuste originados por las técnicas de suavizamiento de los GAMs.
- La obtención y uso de información proveniente de la flota para jurel muy probablemente ayudaría a mejorar el ajuste de los modelo, lo cual ayudaría a obtener índices estimados más confiables.



Bibliografía

- [1] Ayón P, Criales-Hernandez MI, Schwamborn R, Hirche HJ. Zooplankton research off Peru: a review. *Progress in Oceanography*. 2008;79(2):238–255.
- [2] Swartzman G, Bertrand A, Gutiérrez M, Bertrand S, Vasquez L. The relationship of anchovy and sardine to water masses in the Peruvian Humboldt Current System from 1983 to 2005. *Progress in Oceanography*. 2008;79(2):228–237.
- [3] Perfiles de Pesca y Acuicultura por Países: Perú. Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO (en línea); 2010. Available from: <http://www.fao.org/fishery/facp/PER/es>.
- [4] Castillo R, Peraltilla S, Aliaga A, Flores M, Ballón M, Calderón J, et al. Protocolo técnico para la evaluación acústica de las áreas de distribución y abundancia de recursos pelágicos en el mar peruano. Versión 2009; 2009.
- [5] OROP SWG. Report from the assessment simulation task team on Chilean jack mackerel stock assessment; 2009.
- [6] Simmonds EJ, Gutiérrez M, Chipollini A, Gerlotto F, Woillez M, Bertrand A. Optimizing the design of acoustic surveys of Peruvian anchoveta. *ICES Journal of Marine Science*. 2009;66(6):1341–1348.
- [7] Tarazona J, Gutiérrez D, Paredes C, Indacochea A. Overview and challenges of marine biodiversity research in Peru. *Gayana*. 2003;67(2):206–231.

Bibliografía

- [8] De Robertis A, Handegard NO. Fish avoidance of research vessels and the efficacy of noise-reduced vessels: a review. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*. 2012;p. fss155.
- [9] Sueiro JC. La actividad pesquera peruana. Características y retos para su sostenibilidad. 2008;.
- [10] Hansen CH, Sehrndt C. Fundamentals of acoustics. *Occupational Exposure to Noise: Evaluation, Prevention and Control* World Health Organization. 2001;.
- [11] Rudstam LG, Jech JM, Parker-Stetter SL, Horne JK, Sullivan PJ, Mason DM. Fisheries acoustics. *Fisheries techniques*, 3rd edn American Fisheries Society, Bethesda. 2012;p. 597–636.
- [12] Khanem N. Donald School Textbook of Ultrasound in Obstetrics & Gynecology. *The Obstetrician & Gynaecologist*. 2007;9(2):140a–140.
- [13] Horne JK, Clay CS. Sonar systems and aquatic organisms: matching equipment and model parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1998;55(5):1296–1306.
- [14] Ito Y, Yasuma H, Masuda R, Minami K, Matsukura R, Morioka S, et al. Swimming angle and target strength of larval Japanese anchovy (*Engraulis japonicus*). *Fisheries Science*. 2011;77(2):161–167.
- [15] Simmonds EJ, MacLennan D. *Fisheries acoustics*. vol. 2; 2005. Available from: <http://www.springerlink.com/index/10.1007/BF00043522>.
- [16] Gutierrez M, MacLennan DN. Resultados preliminares de las mediciones de fuerza de blanco in situ de las principales especies pelágicas. *Crucero BIC Humboldt 9803-05 de Tumbes a Tacna*. 1998;.

Bibliografía

- [17] Jech JM, Zwolinski J, Fernandes PG, Marques V, Stratoudakis Y. Estimating fish abundance from acoustic surveys: calculating variance due to acoustic backscatter and length distribution error. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2009;66(12):2081–2095.
- [18] Godlewska M, Colon M, Józwik A, Guillard J. How pulse lengths impact fish stock estimations during hydroacoustic measurements at 70 kHz. *Aquatic Living Resources*. 2011;24(1):71–78.
- [19] Simmonds EJ, for the Exploration of the Sea IC. *Acoustic Survey Design and Analysis Procedure: A Comprehensive Review of Current Practice*. ICES cooperative research report. International Council for the Exploration of the Sea; 1992. Available from: <https://books.google.com.pe/books?id=q1IYAQAIAAJ>.
- [20] Gutiérrez Torero M. Mediciones in situ de TS a finales de la primavera 1998 crucero BIC José Olaya Balandra 9811-12. 1999;.
- [21] Gutiérrez M. Determinación de la Fuerza de Blanco (TS) de las principales especies del mar peruano. Tesis. Universidad Nacional Federico Villarreal; 2002.
- [22] Bertrand A, Gerlotto F, Bertrand S, Gutiérrez M, Alza L, Chipollini A, et al. Schooling behaviour and environmental forcing in relation to anchoveta distribution: An analysis across multiple spatial scales. *Progress in Oceanography*. 2008;79(2):264–277.
- [23] Clark M. *Generalized Additive Models*; 2012.
- [24] Wood S. *Generalized additive models: an introduction with R*. CRC press; 2006.
- [25] Durbán M. An introduction to smoothing with penalties: P-splines. *Boletín de Estadística e Investigación Operativa*. 2009;25(3):195–205.

Bibliografía

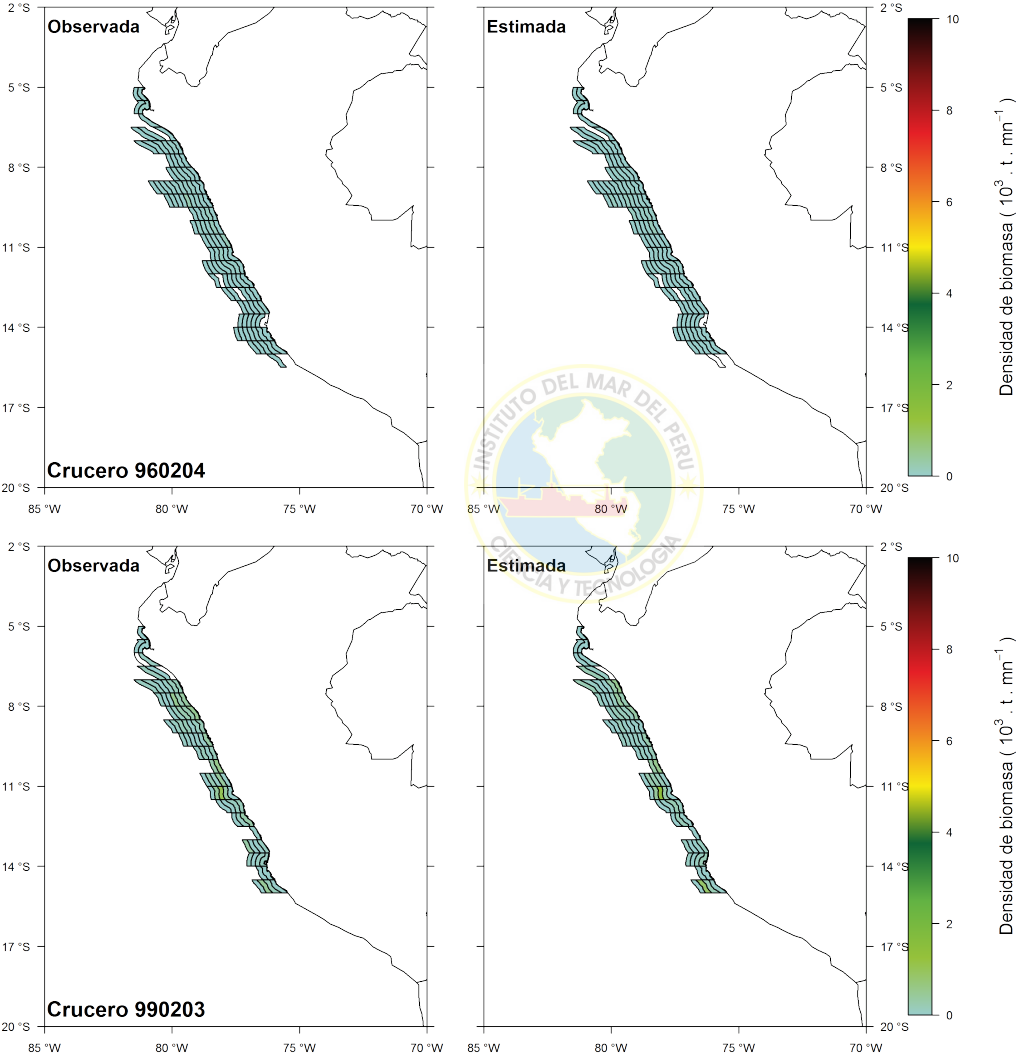
- [26] Gutiérrez M, Castillo R, Peraltilla S, Flores M, Maldonado C, Vásquez L. Distribución y abundancia de especies pelágicas y mesopelágicas peruanas. Primavera 2006. 2009;36.
- [27] Oliveros-Ramos R, Lau-Medrano W, Torrejón-Magallanes J, Diaz E. path: Pelagic Assessment Tools for Hydroacoustics; 2015. R package version 0.2.
- [28] Demarcq H, Dagorne D. Biological Response Associated With a Coastal Upwelling Event;.
- [29] Penven P, Marchesiello P, Debreu L, Lefevre J. Software tools for pre-and post-processing of oceanic regional simulations. Environmental Modelling & Software. 2008;23(5):660–662.
- [30] Behrenfeld MJ, Falkowski PG. Photosynthetic rates derived from satellite-based chlorophyll concentration. Limnology and oceanography. 1997;42(1):1–20.
- [31] Laboratory NPME; 2013. Available from: <http://ferret.pmel.noaa.gov/Ferret/home>.
- [32] Calcagno V. glmulti: Model selection and multimodel inference made easy; 2013. R package version 1.0.7. Available from: <http://CRAN.R-project.org/package=glmulti>.
- [33] Gutiérrez Torero M. "Dinámicas e interacciones entre las principales especies pelágicas costeras y oceánicas de la Región Norte del Sistema de la Corriente de Humboldt entre 1966 y 2012". Universidad Nacional Federico Villarreal; 2014.
- [34] Massé J, Retière N. Effect of number of transects and identification hauls on acoustic biomass estimates under mixed species conditions. Aquatic Living Resources. 1995;8(02):195–199.

Bibliografía

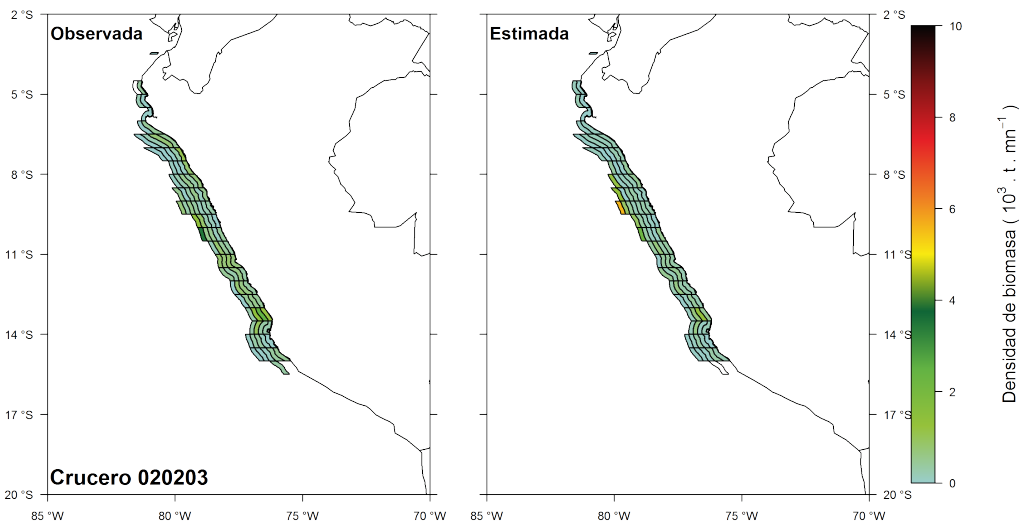
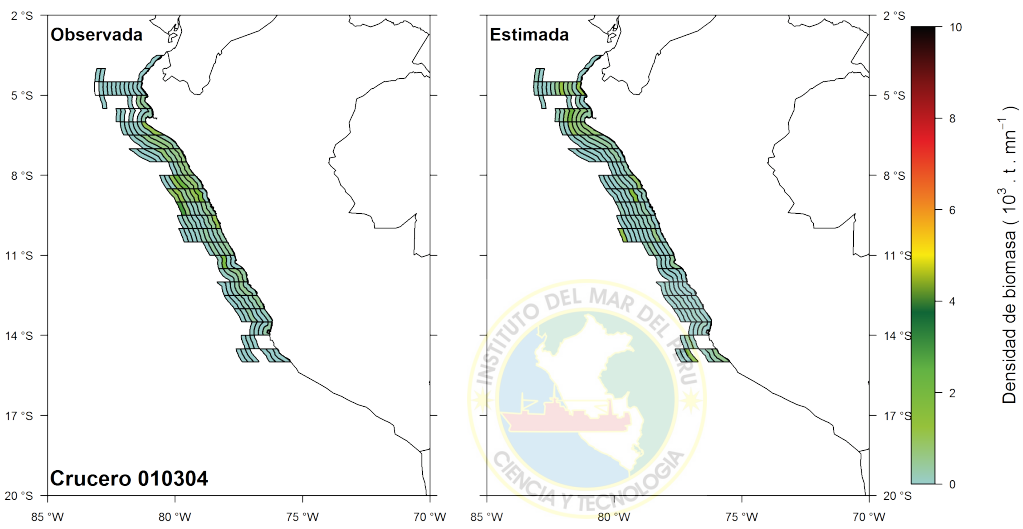
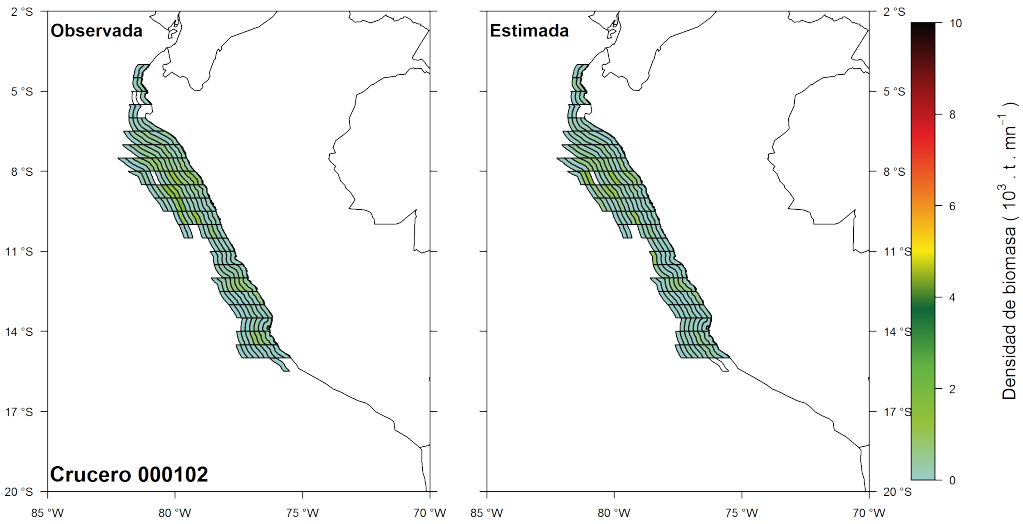
- [35] Benoit-Bird KJ, Au WW. Energy: converting from acoustic to biological resource units. *The Journal of the Acoustical Society of America*. 2002;111(5):2070–2075.
- [36] Unidad de Investigaciones en Oceanografía Biológica I. Estimación de la Biomasa desovante de la anchoveta por el Método de Producción de Huevos entre Talara y Punta Paracas (Pisco); 2010.
- [37] Espino M, Yamashiro C. La variabilidad climática y las pesquerías en el Pacífico suroriental. *Latin american journal of aquatic research*. 2012;40(SPECISSUE):705–721.



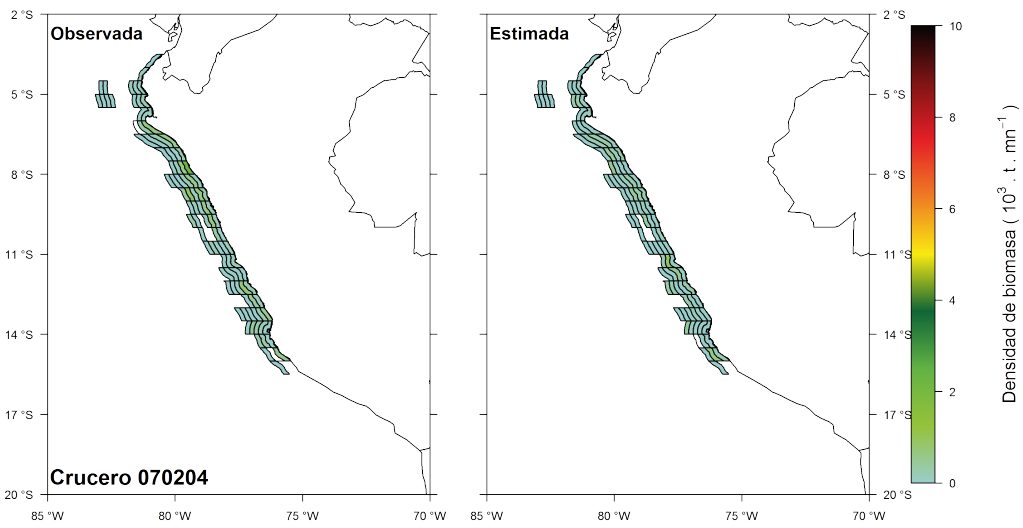
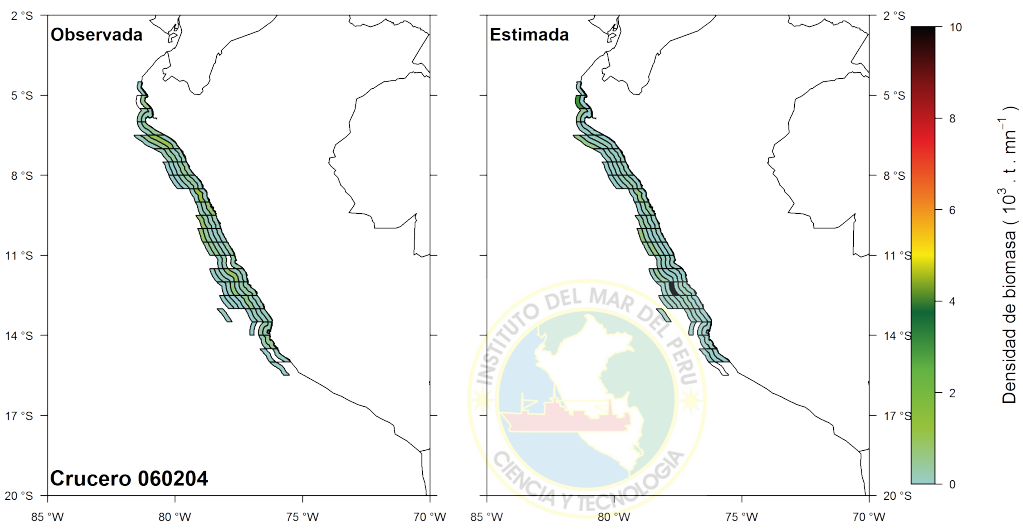
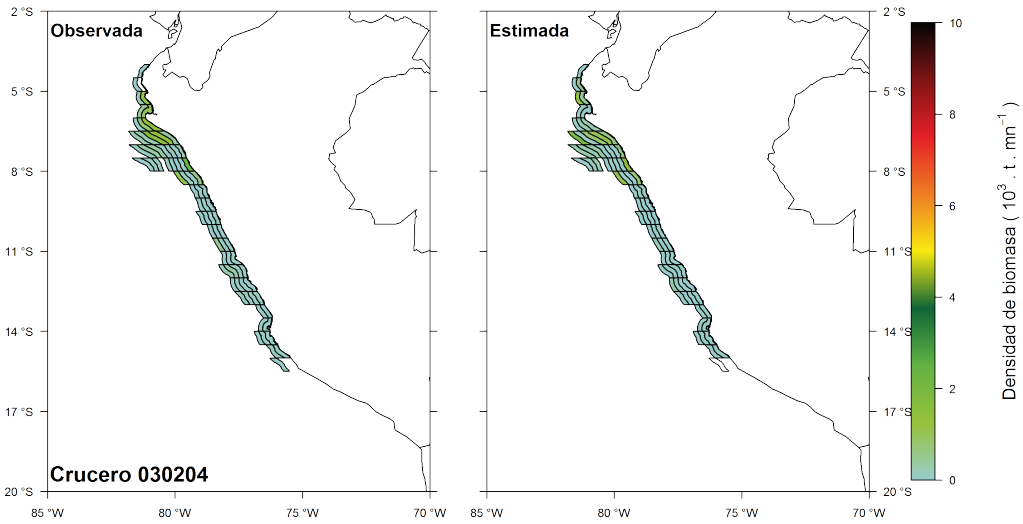
A Anexo: Anchoveta



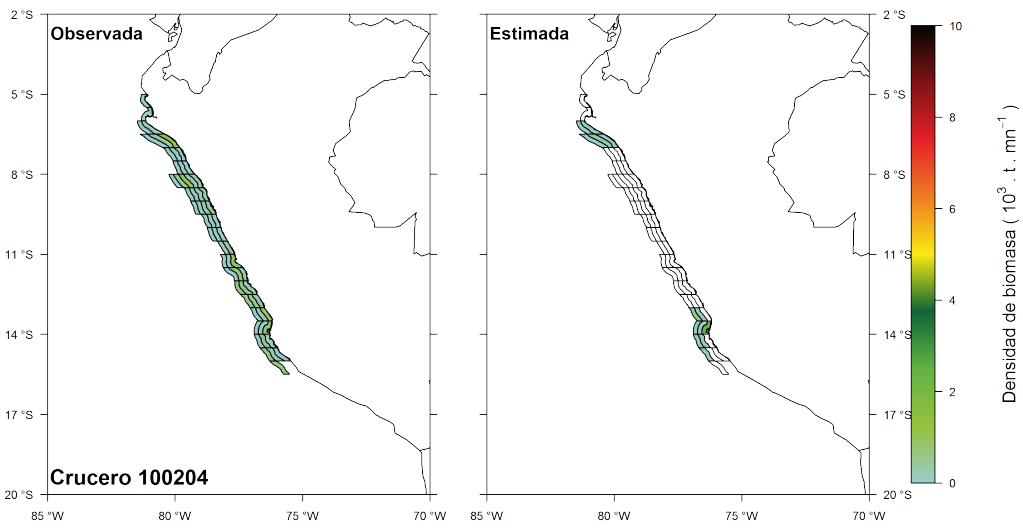
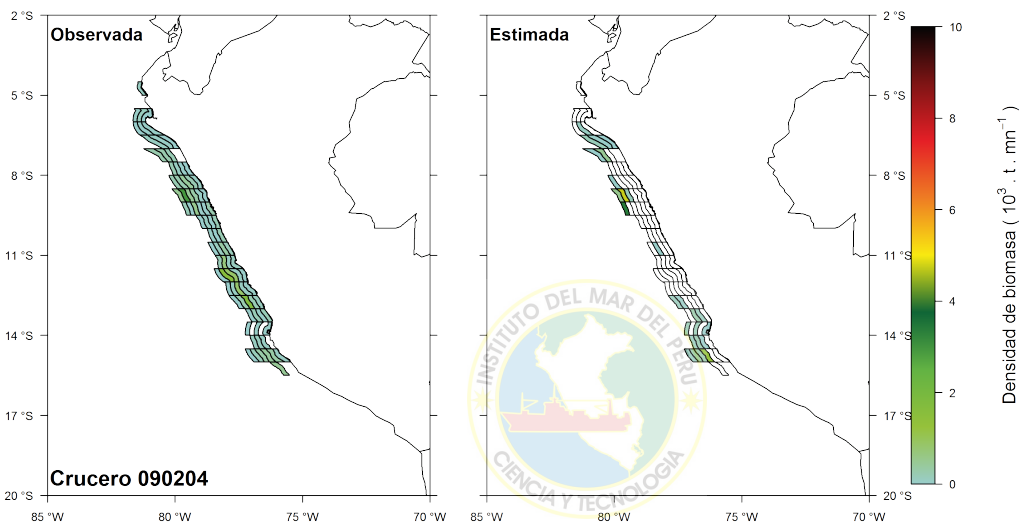
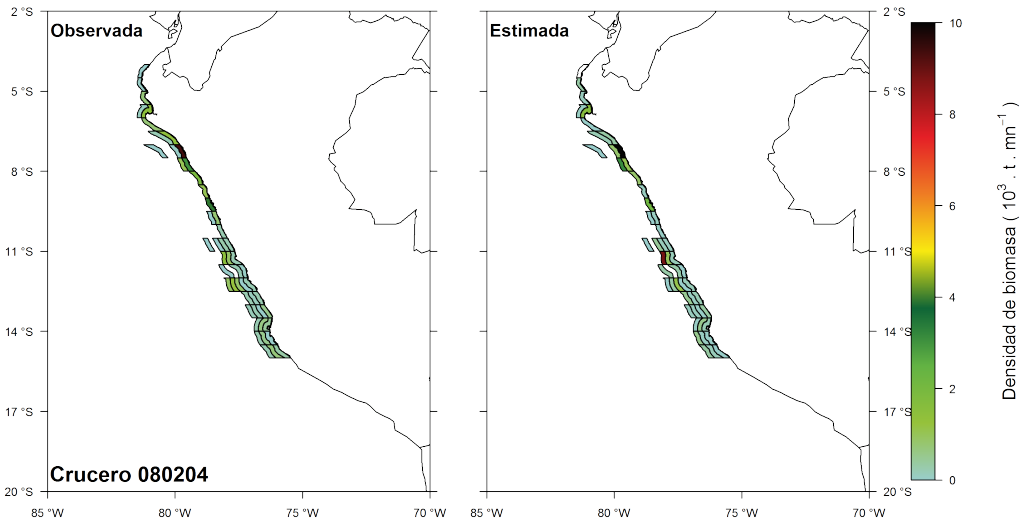
A. Anexo: Anchoveta



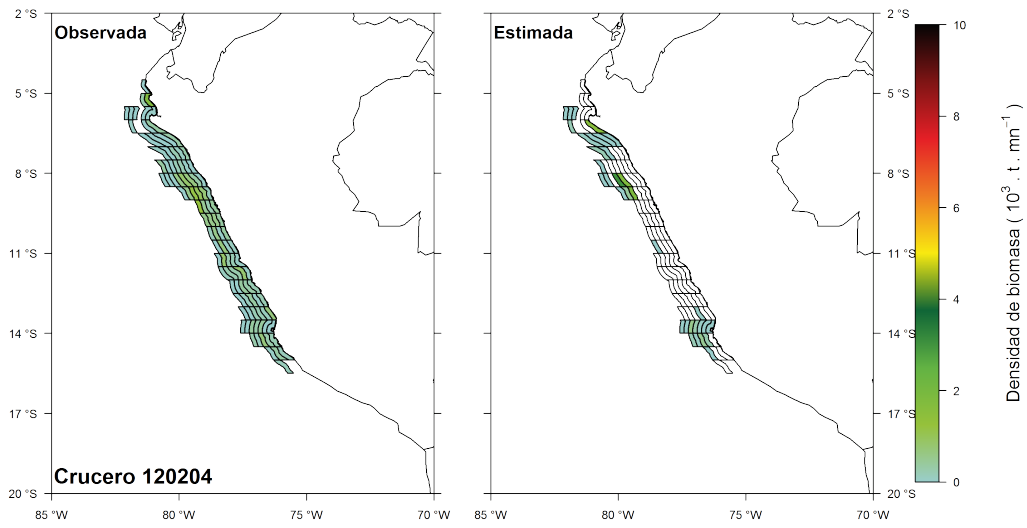
A. Anexo: Anchoveta



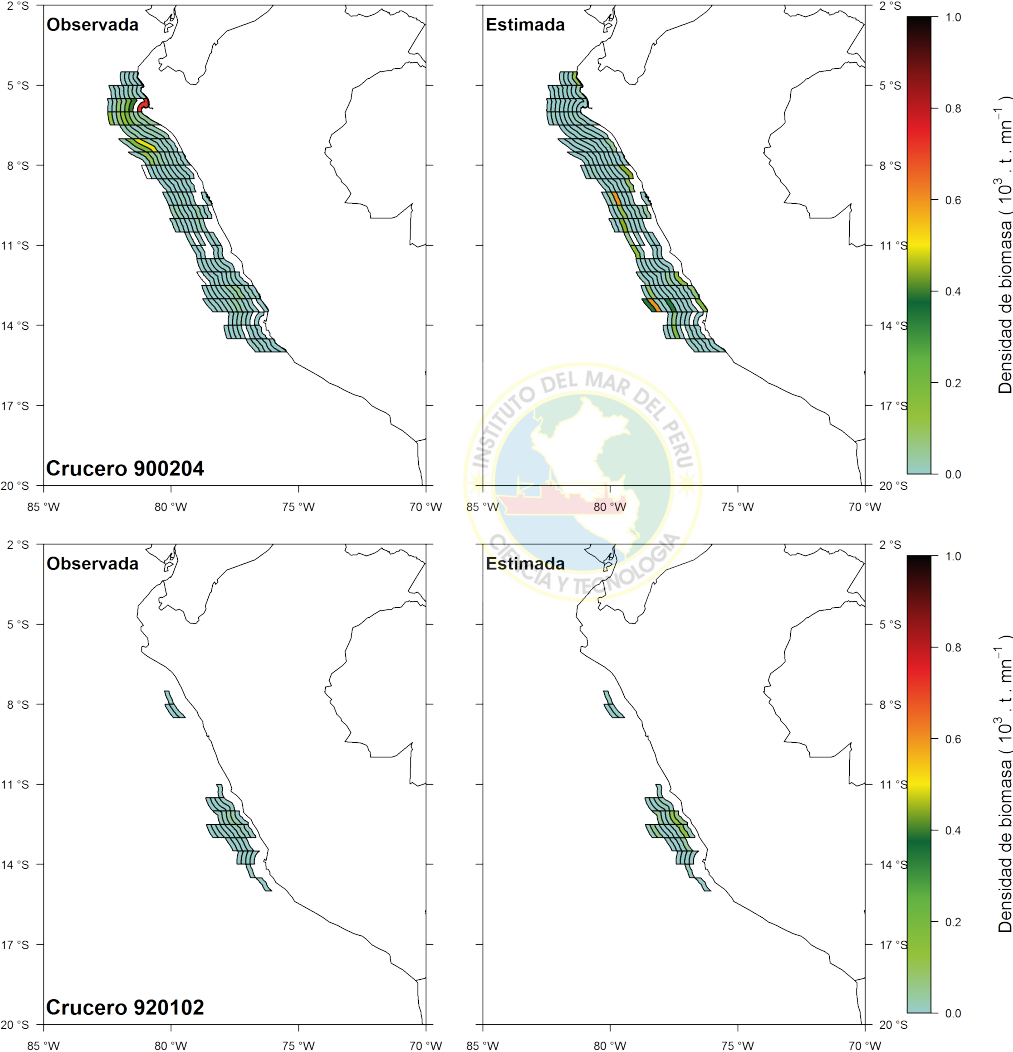
A. Anexo: Anchoveta



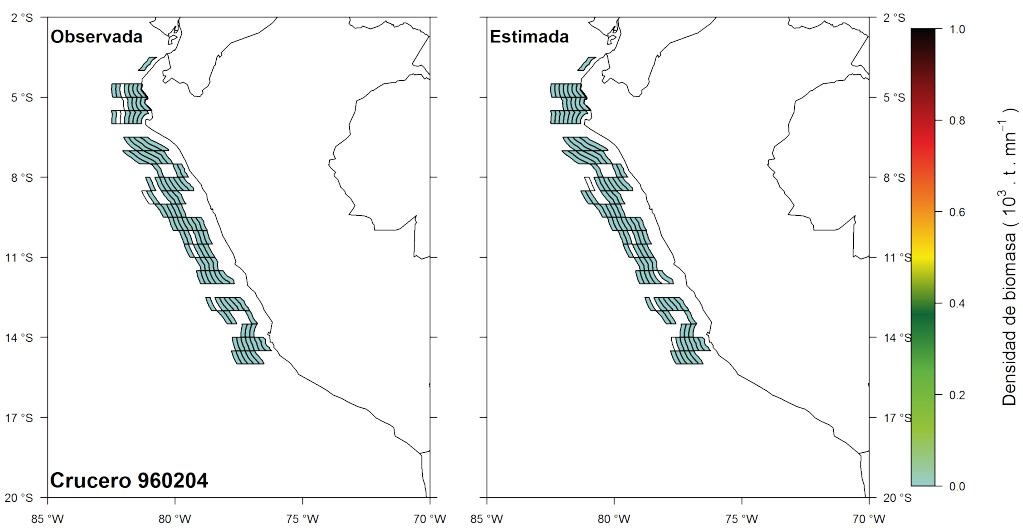
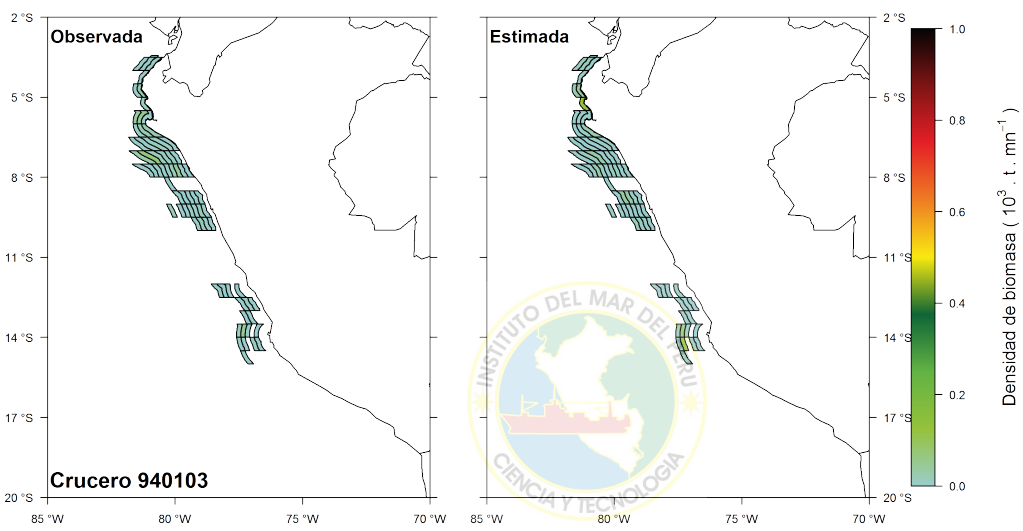
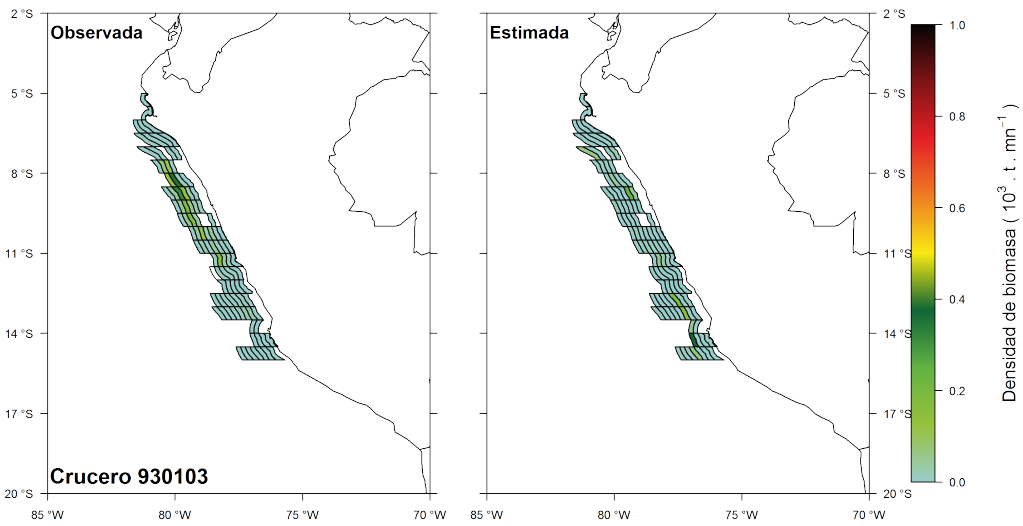
A. Anexo: Anchoveta



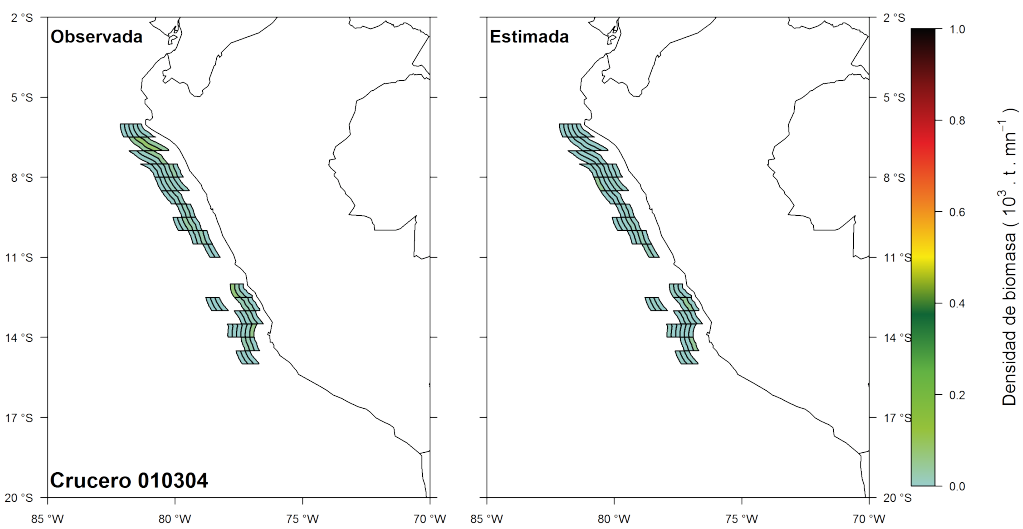
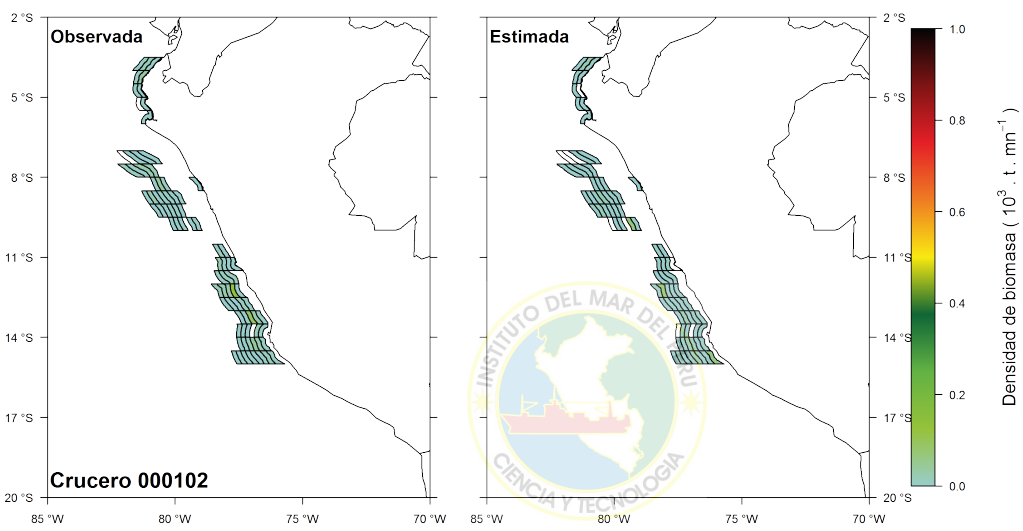
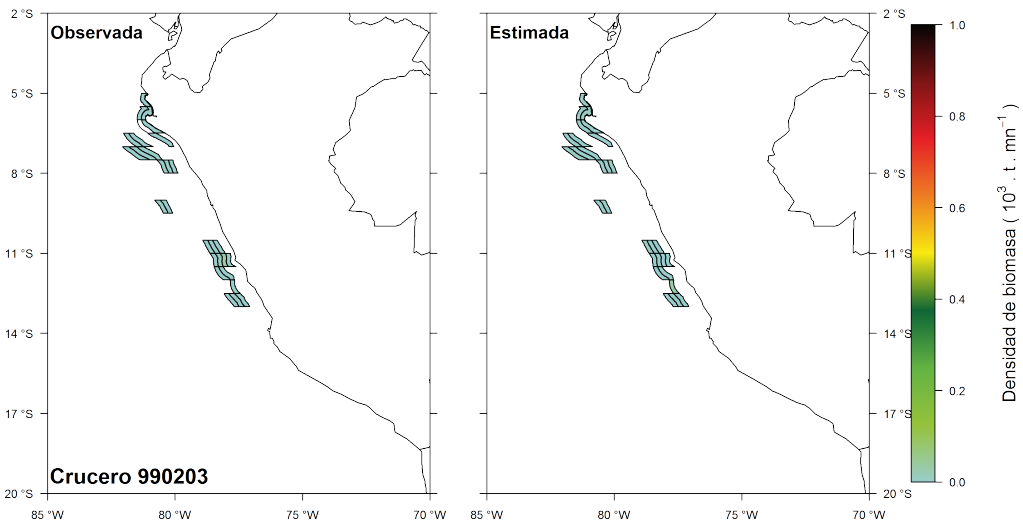
B Anexo: Jurel



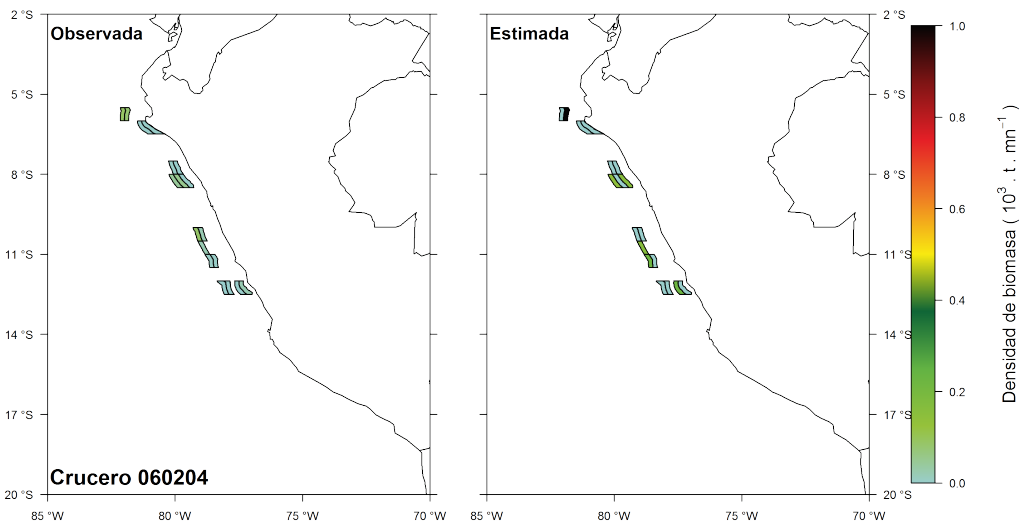
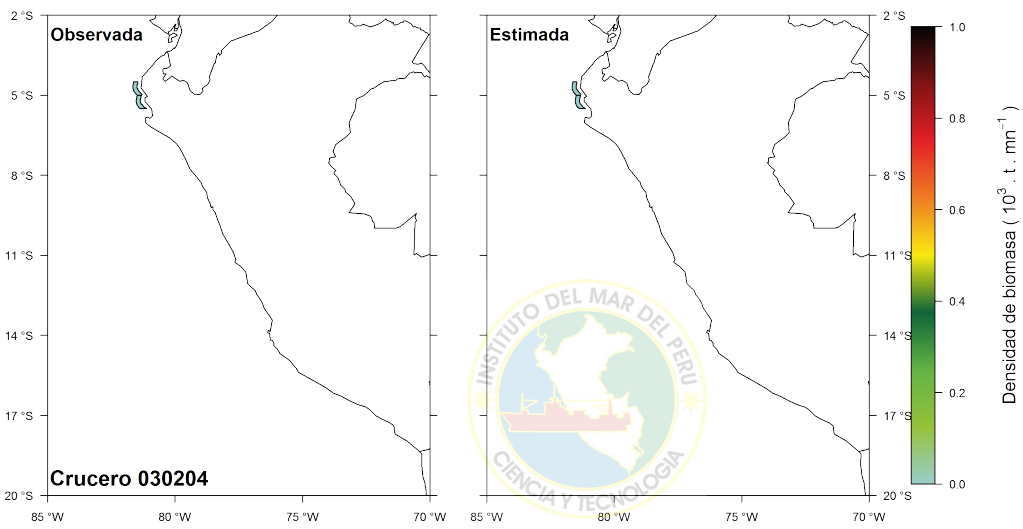
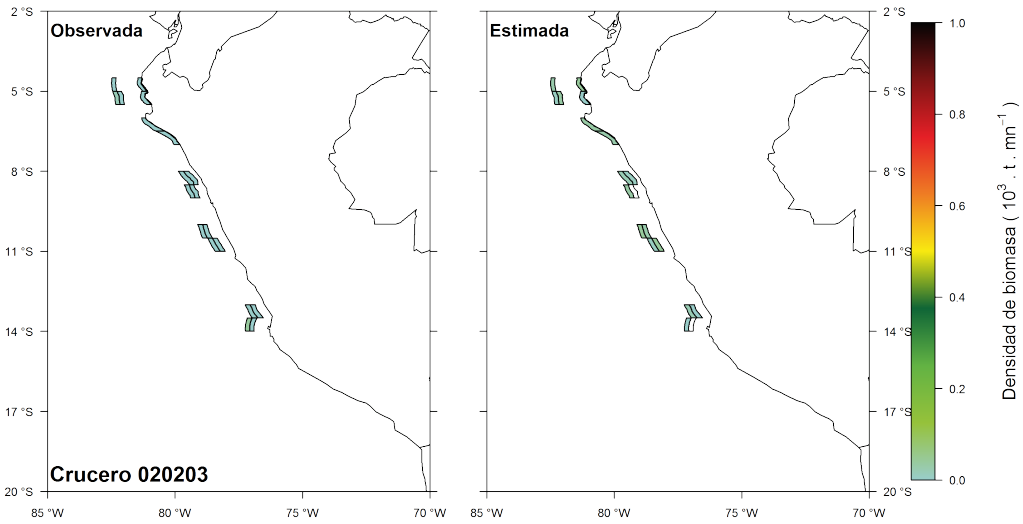
B. Anexo: Jurel



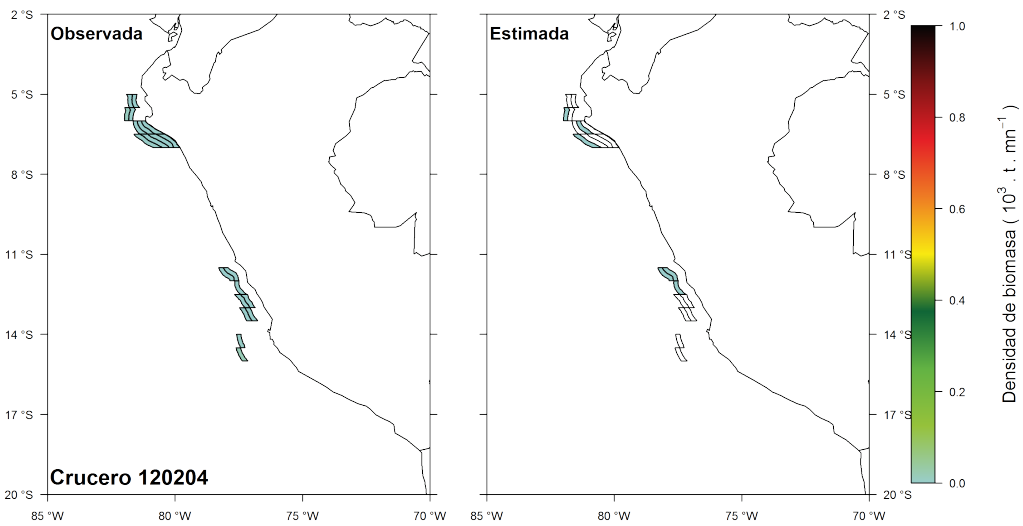
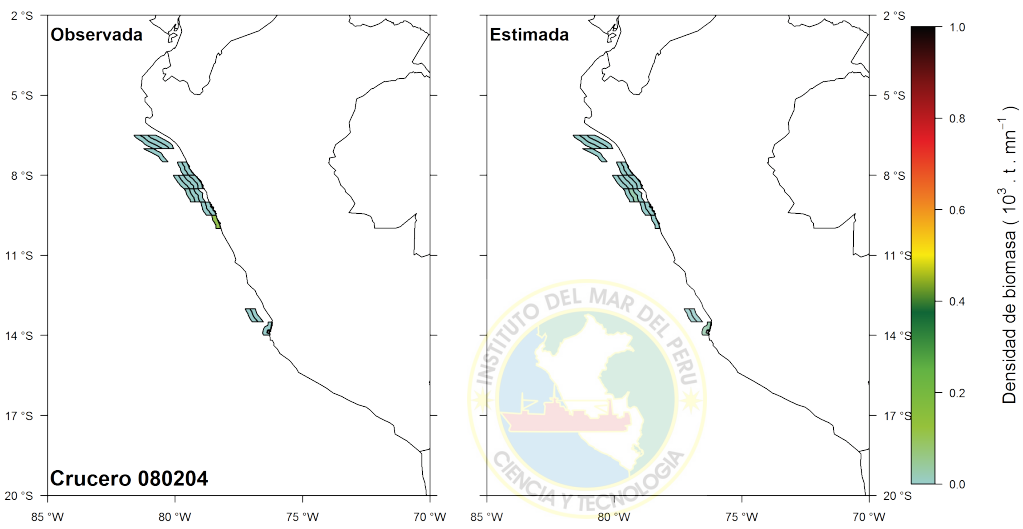
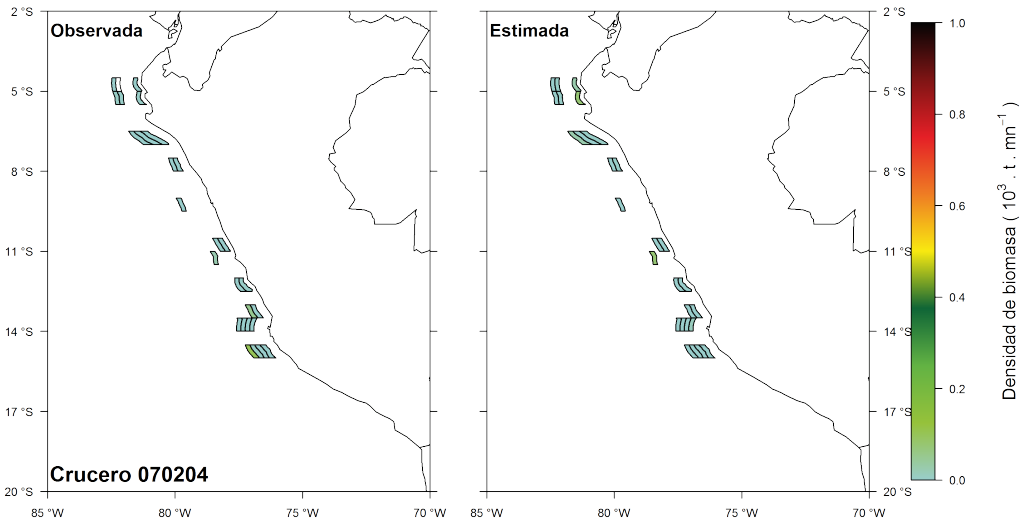
B. Anexo: Jurel



B. Anexo: Jurel



B. Anexo: Jurel





UNIVERSIDAD PERUANA
CAYETANO HEREDIA
ESCUELA DE POSGRADO VÍCTOR ALZAMORA CASTRO

Declaración de autor

La presente tesis es un trabajo original y no es el resultado de trabajo en colaboración con otros, excepto cuando así esté citado explícitamente en el texto. No ha sido enviado ni sometido a evaluación para la obtención de otro grado o diploma que no sea el presente.

Título del trabajo de investigación: Construcción de índices de biomasa para los recursos anchoveta (*Engraulis ringens*) y jurel (*Trachurus murphyi*) del Ecosistema de afloramiento peruano usando modelos empíricos basados en información acústica

Nombre del autor: Luis Wencheng Lau Medrano

Programa: Maestría en Ciencias del Mar



Luis Wencheng Lau Medrano

DNI: 70432513

Fecha: 19 de octubre de 2016

Av. Honorio Delgado N° 430 Urbanización Ingeniería San Martín de Porres (Lima 31)
Telefax N° 3190000-2252 Apartado 4314 E-mail: admission.postgrado@oficinas-upch.pe
Web: <http://www.upch.edu.pe/epgvac>