

 <p>Universitat d'Alacant Universidad de Alicante</p>	 <p>GOBIERNO DE ESPAÑA</p>	 <p>MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN</p>	 <p>CIHEAM Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza</p>
<p>MASTER EN GESTIÓN PESQUERA SOSTENIBLE (8ª edición: 2019-2021)</p>			

Aplicación de modelos de producción de biomasa conocida para la evaluación de recursos de interés para España en aguas atlánticas

MOHAMED YOSRI ZANNI

**TESIS PRESENTADA Y PUBLICAMENTE
DEFENDIDA PARA LA OBTENCION
DEL TÍTULO DE
MASTER OF SCIENCE EN GESTIÓN
PESQUERA SOSTENIBLE**

Alicante
a 11 de Julio de 2021

Aplicación de modelos de producción de biomasa conocida para la evaluación de recursos de interés para España en aguas atlánticas

MOHAMED YOSRI ZANNI

Trabajo realizado en el Centro Oceanográfico de Vigo, bajo la dirección de Dra. Maria Grazia Pennino y Dr. Santiago Cerviño

Y presentado como requisito parcial para la obtención del Diploma Master of Science en Gestión Pesquera Sostenible otorgado por la Universidad de Alicante a través de Facultad de Ciencias y el Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos Mediterráneos (CIHEAM) a través del Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (IAMZ).

Vº Bº Tutor/a

Vº Bº Tutor/a

Autor/a

Fdo: D. Maria Grazia Pennino Fdo: D. Santiago Cerviño Fdo: D. Mohamed Yosri Zanni

. Alicante, a 11 de Julio 2021

Agradecimientos

La realización del presente trabajo final del Máster fue bajo la supervisión de Dr Maria Grazia Pennino, Dr. Santiago Cerviño, a quienes me gustaría expresar mis agradecimientos, por hacer posible la realización de este estudio. También, querría agradecer a Marta Cousido Rocha por brindarme la ayuda, la inestimable orientación y su importante aporte durante la realización del Máster y a todo el grupo del proyecto IMPRESS.

También quisiera dar mi gratitud a todas aquellas personas responsables del Máster: la Universidad de Alicante, el Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (IAMZ), del Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos del Mediterráneo (CIHEAM), y a la Secretaría General de Pesca Marítima (SGPM), del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, y de manera especial, al Dr. José Luis Sánchez Lizaso y Dr. Bernardo Basurco.

También quiero agradecer a mi familia y a todos mis amigos que me han apoyado y siempre han creído en mí.

Resumen

Con el fin de comprender la dinámica poblacional de los recursos marinos se pueden emplear diferentes modelos de evaluación. En este trabajo nos centramos en los modelos de producción excedentaria los cuales incluyen todos los aspectos de la producción en una sola función. En concreto en los modelos de producción de biomasa conocida que son una alternativa a los modelos de producción tradicionales, y emplean una serie temporal de biomasa conocida en lugar de una serie de capturas. En particular analizamos las especies gallo (*Lepidorhombus whiffagonis*), rape blanco (*Lophius piscatorius*), merluza europea (*Merluccius merluccius*), y sardina (*Sardina pilchardus*) en el área de ICES “International Council for the Exploration of the Sea”. Los pasos del estudio han sido: (1) ajuste de los modelos de producción excedente monoespecíficos (a cada stock individual); (2) análisis retrospectivo para identificar posibles cambios de regímenes; (3) ajuste de los modelos de producción excedente multiespecíficos (stocks agregados en sur y norte); y (4) estimación de los efectos de la variabilidad ambiental.

Los resultados del estudio permiten concluir que: (1) la productividad estimada es comparable entre los stocks, siendo el stock de la sardina sur el de menor valor, (2) en la población de merluza del norte ha habido un cambio de régimen alrededor de 2007 y en la sardina sur un cambio de régimen gradual. La merluza y el rape en toda la zona de estudio (norte y sur) tienen una alta productividad. Finalmente se han detectado relaciones entre la productividad y las variables ambientales (la Oscilación Multidecadal del Atlántico y la temperatura superficial del mar).

Palabras llaves: Modelos de producción de biomasa conocida, Productividad, Análisis Multistock, Factores ambientales

Abstract

To understand the population dynamics of marine resources, different assessment models can be used. In this thesis we focus on surplus production models which include all aspects of production in a single function. Known biomass production models are an alternative to traditional production models and use a time series of known biomass instead of a catch series. In particular, we analyzed the species megrim (*Lepidorhombus whiffiagonis*), white anglerfish (*Lophius piscatorius*), European hake (*Merluccius merluccius*), and European sardine (*Sardina pilchardus*) in the ICES divisions. The steps of the study have been: (1) fitting of monospecific surplus production models (to each individual stock); (2) retrospective analysis to identify regime shifts; (3) fitting of multispecific surplus production models (aggregated stocks in south and north); and (4) estimation of the effects of environmental variability.

The results of the study lead to the conclusion that: (1) the estimated productivity is comparable between stocks, with southern sardine stock having the lowest value, (2) in the northern hake stock there has been a regime shift in 2007 and in southern sardine a gradual regime shift. Hake and monkfish throughout the study area (north and south) have high productivity. Finally, relationships between productivity and environmental variables (Atlantic Multidecadal Oscillation and sea surface temperature) have been detected.

Key words: Known biomass production models, Productivity, Multistock analysis, Environmental factors.

Lista de acrónimos

AMO: Oscilación Multidecadal del Atlántico

B_0 : Biomasa virgen

B_{msy} : Biomasa que da el máximo rendimiento sostenible

CPUE: Catch Per Unit Effort

F_{msy} : la presión pesquera que da el máximo rendimiento sostenible a largo plazo

F_{pa} : Mortalidad precautoria

MSY: Máximo Rendimiento Sostenible, del inglés Maximum Sustainable Yield

MMSP: Maximum multi-species surplus production

NAO: Oscilación del Atlántico Norte

PRB: Puntos de referencia biológicos

SSB: Biomasa reproductora, del inglés Spawning Stock Biomass

SP: Producción excedentaria

SPE: Producción excedentaria estimada

SPR: Residuos de la producción Excedentaria

SST: Temperatura superficial del mar, del inglés Sea Surface Temperature

Índice

1.	Introducción	1
1.1.	Antecedentes	1
1.1.1.	Puntos de referencia biológicos.....	1
1.1.2.	Modelos de producción con biomasa conocida.....	3
1.1.3.	Relación entre la Producción Excedentaria y la biomasa	6
1.2.	Objetivos del estudio.....	6
1.3.	Introducción de las Especies	7
1.3.1.	Merluza.....	7
1.3.2.	Gallo	7
1.3.3.	Sardina.....	8
1.3.4.	Rape.....	8
2.	Materiales y métodos	9
2.1.	Área de trabajo	9
2.2.	Datos.....	11
2.2.1.	Datos de biomasa y captura.....	11
2.2.2.	Datos Ambientales	12
2.3.	Modelo	13
2.3.1.	Ajuste de Modelo	14
2.4.	Factores ambientales	14
2.5.	Uso de SSB en lugar de biomasa total	16
2.6.	Análisis retrospectivo	16
2.7.	Análisis multi-stocks y multi-especies.....	17
2.8.	Análisis de correlación con variables ambientales.....	17
3	Resultados	18
3.1	Análisis preliminar de las tendencias de los stocks según ICES:	18
3.2	Resultados de la estimación del modelo	20
3.2.1.	Caso de la merluza del norte	24
3.2.2.	Caso de la sardina sur.....	25
3.3.	Análisis multi-stocks y multi-especies.....	27
3.4.	Factores ambientales. Análisis de correlación	31
4	Discusión	41

4.1	Explotación de los datos.....	41
4.2	Estudios similares.....	41
4.3	Límites del estudio	44
5	Conclusión.....	45
	Bibliografía	47
	Anexos 52	
	Anexo 1: Datos de captura, mortalidad por pesca, biomasa reproductora y reclutamiento de las distintas especies analizadas tal como los reporta ICES en sus informes anuales	52
	Anexo 2: Figuras de los análisis de correlación NAO	56
	Anexo 3: Figuras de los análisis de correlación AMO	58

Figuras

Figura 1: Relaciones alternativas de excedente-producción-biomasa basadas en el modelo Graham-Schaefer (GS, línea gruesa), y en los modelos Pella-Tomlinson (PT) para dos valores del parámetro v. Los parámetros de interés para la gestión son la producción máxima excedente (MMSP), la biomasa a la que se produce la máxima producción excedente (B_m) y la biomasa no pescada (B_∞)(Mueter y Megrey, 2006)	5
Figura 2: Mapa de las divisiones ICES (International Council for the Exploration of the Sea) (ICES 2019)	11
Figura 3: Datos Ambientales de NAO y AMO	12
Figura 4: Datos ambientales de SST en la zona (8c9a)	13
Figura 5: Tendencias observadas del SP y de la SSB	20
Figura 6: Ajuste de los modelos de Schaefer a los stocks.	22
Figura 7: Análisis retrospectivo del modelo del stock de la merluza del norte	25
Figura 8: Análisis retrospectivo del stock de la sardina del sur 1991-2019	25
Figura 9: Análisis retrospectivo del stock de la sardina del sur 2007-2019	26
Figura 10: Tendencias observadas del SP y de la SSB (stock norte y sur).....	28
Figura 11: Ajuste de los modelos de Schaefer a los stocks (stock norte y sur)	28
Figura 12: Tendencias observadas del SP y de la SSB para los Stocks norte y sur (comunidad demersal norte y comunidad demersal sur)	30
Figura 13: Ajuste del modelo de Schaefer a los dos Stocks norte y sur (comunidad demersal norte y comunidad demersal sur)	30
Figura 14: Análisis de correlación entre AMO y SP-SSB-SPE.....	32
Figura 15: Análisis de correlación entre NAO y SP-SSB-SPE. (stock norte)	33
Figura 16: Comparación de la predicción de la producción excedentaria en cada modelo para la sardina stock sur.....	34
Figura 17: Comparación de la predicción de la producción excedentaria en cada modelo para sardina stock sur.....	35
Figura 18: Comparación de la predicción de la producción excedentaria en cada modelo para la merluza stock norte	35
Figura 19: Comparación de la predicción de la producción excedentaria en cada modelo para el rape stock norte	36
Figura 20: Comparación de la predicción de la producción excedentaria en cada modelo para el stock merluza (sur y norte).....	37
Figura 21: Comparación de la predicción de la producción excedentaria en cada modelo para el stock rape (sur y norte).....	38
Figura 22: Comparación de la predicción de la producción excedentaria en cada modelo para el stock sardina (sur y norte)	39
Figura 23: Comparación de la predicción de la producción excedentaria en cada modelo para el stock gallo (sur y norte)	40
Figura 24: Comparación de la predicción de la producción excedentaria en cada modelo para el stock norte	41

Tablas

Tabla 1: Puntos de referencias (Collie and Gislason, 2001)	2
Tabla 2: Especies Estudiadas	9
Tabla 3: Puntos de referencia biológicos de cada población	23
Tabla 4: Puntos de referencia biológicos de cada periodo del análisis retrospectivo.....	26
Tabla 5: Puntos de referencia biológicos de cada Especie (dos stocks juntos)	29
Tabla 6: Puntos de referencia biológicos de cada Comunidad (norte y sur)	31
Tabla 7: Medidas de Error asociada a cada modelo (sardina sur y merluza norte)	36
Tabla 8: Medidas de Error asociados a cada modelo para el rape norte.....	36
Tabla 9: Medidas de Error asociados a cada modelo para la merluza (norte y sur)	37
Tabla 10: Medidas de Error asociados a cada modelo para el rape(norte y sur)	38
Tabla 11: Medidas de Error asociados a cada modelo para la sardina (sur y norte).....	39
Tabla 12: Medidas de Error asociados a cada modelo para el gallo (norte y sur)	40
Tabla 13: Medidas de Error asociada a cada modelo para el stock norte	41

1. Introducción

Las poblaciones de recursos marinos sufren muchos cambios en su tamaño, abundancia, biomasa y distribuciones espaciales. Con el fin de comprender la dinámica de población de estos recursos, la ciencia tenía que llegar a la utilización de modelos estadísticos y matemáticos. El uso de estos modelos permite analizar la dinámica de las poblaciones y ver cómo se ve influenciada por cualquier perturbación (Haddon, 2001).

1.1. Antecedentes

Los modelos de producción excedentaria son los modelos analíticos más simples para la evaluación de poblaciones, incluyen todos los aspectos de la producción en una sola función, mientras que la estructura de edad y tamaño, y otras diferencias, son ignoradas (Haddon, 2001). Los datos mínimos necesarios para estimar los parámetros de esos modelos son series históricas de un índice de abundancia relativa (derivado de una campaña científica o una Catch Per Unit Effort - CPUE) y de los datos de captura asociados (Haddon, 2001).

1.1.1. Puntos de referencia biológicos

Los puntos de referencia biológicos (PRB) son puntos de referencia con los que se puede medir el estado actual de una población de peces (Collie y Gislason, 2001). Los PRB utilizados habitualmente se definen como tasas de mortalidad por pesca máximas u objetivos o niveles mínimos de biomasa de la población (Tabla 1) (Collie y Gislason, 2001).

Estas referencias se basan en (1) un modelo de producción de stocks, (2) un análisis de rendimiento por recluta, o (3) la biomasa reproductora por recluta combinada con datos de reclutamiento de la población (Collie y Gislason, 2001). Los puntos de referencia basados en la biomasa son menos numerosos y, hasta hace poco, se han utilizado menos en la gestión pesquera (Collie y Gislason, 2001).

La mayoría de los PBR utilizados habitualmente son límites o umbrales, no objetivos (Collie, 2001). Últimamente, la gestión de las pesquerías ha pasado de la optimización del rendimiento a la conservación de las poblaciones evitando la sobrepesca (Caddy y Mahon, 1995; Collie y Gislason, 2001).

Los PRB han sido ampliamente utilizados y beneficiosos para la gestión de la pesca en Europa, y los PRB basados en la mortalidad por pesca y la biomasa pueden combinarse como una "ley de control" para especificar las tasas de mortalidad por pesca en función de la biomasa de las poblaciones (Collie y Gislason, 2001). En las aguas Atlánticas, el ICES utiliza los PRB como elementos clave en la gestión (Collie y Gislason, 2001).

Los puntos de referencia biológicos se calculan a partir de parámetros demográficos y datos históricos de abundancia de una población de peces (Collie y Gislason, 2001).

Tabla 1: Puntos de referencias (Collie and Gislason, 2001)

Reference point	Theoretical basis	Data needs	Target or limit?
<u>Reference points based on production models:</u>			
F_{MSY}	Fishing mortality(F)For maximum sustainable yield	Surplus-production model or dynamic-pool model	Limit
F_{crash}	Fishing mortality for stock extinction		Limit
Z_{MBP}	Total mortality rate for maximum biological production	Catch per unit effort and total mortality	Target
<u>Reference points based on yield per recruit:</u>			
F_{max}	Maximum yield per recruit (YPR)	Natural mortality and growth data	Limit
$F_{0.1}$	Slope of YPR curve is 0.1 slope of YPR at the origin	Natural mortality and growth data	Target
<u>Reference points based on spawning stock biomass per recruit:</u>			
$F_{40\%}$	F for 40% of spawning biomass per recruit (SPR) when $F=0$	Natural mortality and growth data	Limit
F_{low}	Fishing mortality giving 90% of years with stock replacement	Stock-recruitment data and SPR	Target
F_{med}	Fishing mortality giving 50% of years with stock replacement	Stock-recruitment data and SPR	Limit
F_{high}	Fishing mortality giving 10% of years with stock replacement	Stock-recruitment data and SPR	Limit
F_{loss}	Fishing mortality for replacement of lowest observed stock size	Stock-recruitment model and SPR	Limit
<u>Biomass based reference points</u>			
B_{los}	Lowest observed stock size	Spawning stock biomass	Limit
B_{pa}	B below which probability of reduced recruitment is increased	Stock -recruitment data	limit
$B_{90\%R,90\%R/S}$	B corresponding to intersection of 90% of R/S and 90% f R	Stock -recruitment data	Limit
B_{MSY}	Biomass for maximum sustainable yield	Surplus-production model or dynamic-pool-model	Limit
$B_{50\%R}$	Biomass at which R is one half of its maximum level	Stock-recruitment model	Limit
$B_{20\%}$	Biomass corresponding to 20% of biomass when $F=0$	Surplus-production model or dynamic-pool-model	Limit

En el caso de las poblaciones con pocos datos, los PRB pueden basarse en una analogía con una especie similar con datos más completos (Rosenberg et al., 1994; Collie y Gislason, 2001). El enfoque multiespecífico de la gestión de la explotación pesquera en ecosistemas

complejos ha adquirido recientemente una base sustantiva en la literatura (Ralston y Polovina, 1982).

Las estimaciones del rendimiento máximo sostenible (RMS) multiespecífico o multistock pueden realizarse bien mediante la suma del RMS monoespecífico, bien mediante la estimación multiespecífica utilizando modelos multiespecíficos o modelos ecosistémicos(Mueter y Megrey, 2006)

En algunos trabajos históricos, la estimación del RMS agregado se ha basado en aproximaciones, como para la estimación del RMS del Golfo de Alaska y del Mar de Bering, donde se han usados las capturas biológicas permitidas derivadas de los modelos de evaluación de poblaciones realizados a mediados de la década de los ochenta y sumadas en todas las poblaciones gestionadas (NPFMC, 2005a, b; (Mueter y Megrey, 2006). Aun así, debido a las interacciones ecológicas y a los impactos de la pesca, los modelos multiespecíficos (Collie y Gislason, 2001; Mueter y Megrey, 2006),los modelos de multistocks (Mueter y Megrey, 2006; Walters, Hilborn y Christensen, 2008) y los fundamentos generales de los ecosistemas sugieren que la suma de los RMS de un stock monoespecífico puede ser un mal indicador del RMS de un stock multiespecífico.

Existen muchos modelos multiespecíficos y ecosistémicos que permiten realizar análisis exploratorios y puntos de referencia multiespecíficos (Hollowed *et al.*, 2000) Sin embargo, estos modelos no estiman el MSY de un ecosistema porque este término es difícil de definir y porque existen muchas incertidumbres.

1.1.2. Modelos de producción con biomasa conocida

Los modelos de producción de biomasa conocida (Jacobson, Cadrin y Weinberg, 2002; MacCall, 2002) son una alternativa a los modelos de producción tradicionales (Schaefer, 1957; Prager, 1993) utilizan una serie temporal de biomasa conocida en lugar de una serie de capturas y así evitan la imprecisión asociada a los modelos de producción que se deriva del proceso de estimación de parámetros. Las fluctuaciones o tendencias en la biomasa conocida son tan informativas como la captura (que se utiliza en modelos de producción convencionales) para estimar la producción excedentaria y la biomasa a la cual se produce la máxima producción, es decir, el rendimiento máximo sostenible (MSY). Su principal problema es que requieren un ajuste de modelo previo que proporcione una serie histórica de biomasa. Esto plantea una primera duda sobre su utilidad qué es la siguiente: ¿Si ya tenemos un modelo que define el estado del stock, que es lo que aporta esta alternativa? Lo vemos a continuación:

- (1) Los modelos de producción de biomasa conocida son modelos empíricos que relacionan las medidas agregadas de producción excedente anual (la cantidad de producción disponible para ser pescada en un año determinado sin cambiar la biomasa de la población) con la biomasa total actual y proporcionan estimaciones empíricas del rendimiento máximo sin depender de la relación stock-reclutamiento(Haddon, 2001) Los científicos y los gestores pueden ignorar las relaciones de reclutamiento de las poblaciones a menos que haya pruebas claras de que el reclutamiento no es independiente del tamaño de la población. La noción de que no existe una relación de

reclutamiento de la población deriva de que los datos sobre dichas relaciones parecen estar muy dispersos, sin un patrón evidente(Haddon, 2001).

Estos modelos se utilizan para estimar los puntos de referencias biológicos como el rendimiento máximo sostenible (RMS o MSY, desde el inglés “*Maximum Sustainable Yield*”), la presión pesquera que da el máximo rendimiento sostenible a largo plazo (F_{msy}), la biomasa que da el máximo rendimiento sostenible (B_{msy}) (Jacobson et al., 2002), o también índices como MSY/B_0 o MSY/B_{msy} .

Entre las poblaciones de peces, el objetivo de gestión multiespecies no es la simple suma de los MSY de cada población (Brown et al., 1976; Walters et al., 2005; Mueter y Megrey, 2006; Tyrrell, Link y Moustahfid, 2011) Por lo tanto, una cuota media o agregada puede ser a veces más apropiada, especialmente cuando se gestionan conjuntos de poblaciones (May, 1975; Pope, 1976, 1979; Mayo, Fogarty y Serchuk, 1992; Mueter y Megrey, 2006; Fu et al., 2012), y proporciona una precaución adicional (además de las cuotas específicas de las poblaciones) cuando se utiliza para limitar las capturas totales de un sistema (Witherell, Pautzke y Fluharty, 2000; Mueter y Megrey, 2006).

- (2) El método también permite agregar poblaciones para estudios ecosistémicos. Por ejemplo, se aplicó en el estudio de (Mueter y Megrey, 2006) para dos conjuntos de especies de peces demersales con la idea de que la agregación de datos entre poblaciones reduce la variabilidad extrema que se observa a menudo en los estudios de una sola población (Ralston y Polovina, 1982).

Fundamentalmente, la energía disponible para todos los peces e invertebrados se origina en los niveles tróficos inferiores y es limitada y compartida por toda la comunidad marina (Pauly et al., 2002; Bundy et al., 2012). En el estudio de Mueter y Megrey, (2006), se refiere a la máxima producción multiespecífica (MMSP del inglés “*maximum multi-species surplus production*”) como un estimador del MSY a nivel de ecosistema. El punto de referencia biológico (MMSP) se estimó mediante los modelos Schaefer y Pella-Tomlinson (Figura 1):

$$\text{Graham-Schaefer : } ASPt = \alpha \times B^- t + \beta \times B^-^2 t + \varepsilon t \quad (1)$$

$$\text{Pella-Tomlinson : } ASPt = \alpha \times B^- t + \beta \times B^-^v t + \varepsilon t \quad (2)$$

La biomasa total agregada virgen (B_∞), la máxima producción excedente multiespecífica (MMSP), la correspondiente biomasa agregada a la que se alcanza la MMSP (B_m), y la incertidumbre en estas cantidades se estimaron a partir de estos modelos.

También la ecuación de Schaefer y la agregación de poblaciones fue retomada y utilizada por Bundy y coautores (2012) para analizar 12 ecosistemas del hemisferio norte.

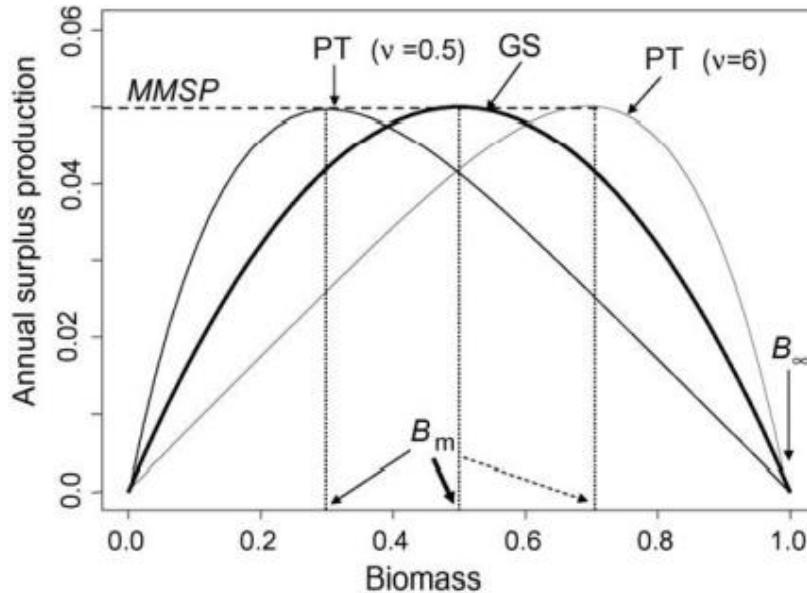


Figura 1: Relaciones alternativas de excedente-producción-biomasa basadas en el modelo Graham-Schaefer (GS, línea gruesa), y en los modelos Pella-Tomlinson (PT) para dos valores del parámetro v . Los parámetros de interés para la gestión son la producción máxima excedente (MMSP), la biomasa a la que se produce la máxima producción excedente (B_m) y la biomasa no pescada (B_∞) (Mueter y Megrey, 2006)

En la literatura se han utilizado otros métodos de agregación como en el caso de (Ralston y Polovina, 1982) que consiste en utilizar un procedimiento estadístico multivariante para evaluar el grado de colinealidad entre especies y definir grupos de especies en función de la fuerza de las asociaciones interespecíficas en la captura (Pope, 1979; Ralston y Polovina, 1982). Este tipo de análisis pone las especies objetivo como variables a agrupar y la captura de un día de pesca como un caso. Las asociaciones se calcularon a partir del peso desembarcado de cada especie. La relación media entre los grupos definió el criterio para la amalgama de grupos y los coeficientes de correlación se utilizaron como medidas de similitud (Ralston y Polovina, 1982).

- (3) Además del análisis de la producción y la biomasa, la función de Schaefer también se utilizó para analizar el impacto de las variables medioambientales en la producción.(Mueter y Megrey, 2006)

Desde un punto de vista ecosistémico, los modelos de producción excedentaria también se pueden complementar con factores ambientales para explicar variaciones de producción al margen de la biomasa (Bundy et al., 2012) y comparar ecosistemas y su respuesta a la explotación (Mueter y Megrey, 2006; Bundy et al., 2012; Thorson et al., 2012). Estas ecuaciones pueden contemplar los efectos ambientales de dos maneras (1) un efecto aditivo, es decir, añadiendo a la ecuación (1) el parámetro δX_{t-1} que representa el efecto ambiental con δ un parámetro estimado y X_{t-1} que es el índice ambiental en el momento $t-1$; la alternativa es incluir en el modelo efectos multiplicadores en el parámetro de crecimiento r .

Además, estos modelos son un método útil para comparar las comunidades de peces entre los ecosistemas y los covariables ambientales porque:

- (1) los requisitos de datos son relativamente sencillos y los datos son fáciles de conseguir(Hilborn, 2001);
- (2) son robustos a varios supuestos (Ludwig y Walters, 1989; Bundy et al., 2012);
- (3) a veces pueden ofrecer resultados complementares o incluso más interesante de otros modelos más complicados(Hilborn, 2001)
- (4) producen resultados estándar que son fácilmente comparables(Bundy *et al.*, 2012)

A lo largo del tiempo se han utilizado modelos de producción excedentaria de biomasa conocida con diferentes propósitos científicos. Por ejemplo, estos modelos se han utilizados para explicar la disminución de las poblaciones de ciertas especies y su incapacidad para recuperarse, como por ejemplo en la población del bacalao del Atlántico (*Gadus morhua*) (Hilborn y Litzinger, 2009).

Además, estos modelos se han utilizado para identificar la validez de las asunciones de los modelos estructurados (Jacobson, Cadrin y Weinberg, 2002); identificar periodos de tiempo donde la producción excedentaria no se ajusta a la producción esperada en función de la biomasa del stock (Hilborn, 2001; Walters, Hilborn y Christensen, 2008) y para hacer una comprobación cruzada de los puntos de referencia como el RMS (MacCall, 2002; Sparholt *et al.*, 2021)

Finalmente, estos modelos se han utilizado para hacer evaluaciones multiespecies, agregando la producción de grupos de especies en un único un modelo ecosistémico simple que permita valorar el estado del ecosistema en su conjunto (Mueter y Megrey, 2006; Gaichas et al., 2012; Thorson et al., 2012)

1.1.3. Relación entre la Producción Excedentaria y la biomasa

El análisis de la relación entre la producción excedentaria y la biomasa no sigue un camino fijo, es decir los resultados esperados no son siempre los mismos para cada población. Por eso, según algunos estudios, se pueden observar 3 resultados potenciales: (1) estacionario, con una producción que varía aleatoriamente en torno a una curva de producción media; (2) ciclos en el sentido de las agujas del reloj, es decir, un aumento de la producción seguido de un aumento de la biomasa y, a continuación, una disminución de la producción que da lugar a una disminución de la biomasa (Walters, Hilborn y Christensen, 2008); y (3) ciclos en sentido contrario a las agujas del reloj, la producción es mayor cuando la población está en disminución que cuando está siendo recuperada(Walters, Hilborn y Christensen, 2008).

1.2. Objetivos del estudio

El objetivo principal de este estudio es el análisis espacial y temporal de las especies comerciales en el Atlántico desde el punto de vista ecológico. En primer lugar, será necesario recopilar y analizar los resultados obtenidos de modelos de evaluación en estas áreas y ver el estado de cada población, luego a través de los modelos de producción con biomasa conocida estimaremos los parámetros de referencias biológicas que nos darán una visión más clara de

la situación de cada stock. Además, tenemos como objetivos específicos el análisis de la influencia de las variables ambientales en las dinámicas de los stocks, y el desarrollo de modelos multiespecies para valorar la situación del ecosistema en conjunto. Los parámetros ecológicos nos permitirán ver si la disminución o el aumento de la productividad se debe a razones ambientales o de pesca.

1.3. Introducción de las Especies

1.3.1. Merluza

La merluza europea *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) es una especie demersal y pelágica que vive principalmente entre las profundidades de 70 y 370 m, aunque se encuentra tanto en aguas más profundas como más superficiales, desde las aguas costeras (30 m) hasta las profundidades de 1000 m (Lloris y Matallanas, 2003; Meiners Mandujano, 2010; Korta et al., 2015); está ampliamente distribuida en el Atlántico. Su área de distribución se extiende desde Mauritania hasta la costa occidental de Noruega (entre 21°N y 62°N) y las aguas del sur de Islandia (Casey y Pereiro, 1995; Korta et al., 2015), siendo más abundante desde las Islas Británicas hasta el sur de España (Korta et al., 2015). También se encuentra en el Mediterráneo y el Mar Negro (Casey y Pereiro, 1995; Korta et al., 2015)

El comportamiento espacial de *M. merluccius* está fuertemente relacionado con su biología. Los individuos maduros se agrupan durante la temporada de desove (Casey y Pereiro, 1995; Poulard, 2001; Korta et al., 2015) en el talud de la plataforma continental desde Portugal hasta Escocia. A medida que avanza la temporada, se produce un desplazamiento hacia el norte de los peces maduros, seguido de un desplazamiento hacia la costa del pico de desove, a lo largo de las aguas francesas (Álvarez et al., 2001; Korta et al., 2015)

Los individuos parecen estar dispersos durante la temporada de no desove (Drouineau et al., 2010) el área alrededor del borde de la plataforma parece ser una región preferida para el desove, la ruptura de la plataforma es una barrera natural para el desove de esta especie.

La abundancia de pequeños individuos es mayor en otoño y principios de primavera en las aguas continentales portuguesas, las principales concentraciones de *M. merluccius* se producen a 200-300 m de profundidad en la zona suroeste, mientras que en el sur se distribuyen principalmente en aguas costeras. En el norte de Portugal, los juveniles son más abundantes entre 100 y 200 m de profundidad los juveniles del norte se concentran en dos zonas principales de cría: la Grande Vasière en el Golfo de Vizcaya y la plataforma continental del Mar Céltico (Álvarez et al., 2001; Kacher y Amara, 2005; Korta et al., 2015)

1.3.2. Gallo

Existen dos especies de gallo de importancia comercial: *Lepidorhombus whiffiagonis* (Walbaum, 1792) y *L. boscii* (Risso, 1810). Su distribución se limita al Atlántico nororiental,

desde Islandia hasta el mar Mediterráneo (Nielsen, 1989; (Macdonald et al., 2013)). Ambas especies se capturan junto con la merluza, la cigala, el rape y el bacalao en las pesquerías de arrastre multi específicas de las subzonas 6 a 9 del ICES (Consejo Internacional para la Exploración del Mar, del inglés “International Council for the Exploration of the Sea”) por parte de los países miembros del CIEM (Comisión Internacional para la Exploración del Mar). España captura alrededor del 50% del total de los desembarcos de ambas especies en la subzona 7, y es la principal nación pesquera en las divisiones 8c y 9(Trujillo et al., 1993; Landa, Piñeiro y Pérez, 1996). Las dos especies se sustituyen mutuamente a lo largo de su área de distribución, siendo *L. boscii* más frecuente en las aguas del sur y *L. whiffiagonis* en las del norte (Macdonald et al., 2013).

El gallo es un pez de aguas profundas, que se encuentra en profundidades de 100-700 m (Macdonald et al., 2013) y es un reproductor asíncrono por lotes, que desova de marzo a abril (Gordon, 2001; Macdonald et al., 2013)

Sin embargo, el gallo es una especie de datos pobres, es decir, una que no dispone de los datos biológicos y haliéuticos básicos necesarios para una gestión ilustrada, esto se debe a la ausencia de puntos de referencia como, por ejemplo, la F_{msy} , la B_{msy} , etc.

1.3.3. Sardina

La sardina europea (*Sardina pilchardus*, Walb 1792) es una especie de hábitos costeros, extendiéndose desde el borde norte del Dogger-Bank, frente a las costas danesas (Furnestin, 1939), en donde son capturadas junto a otras especies pelágicas, hasta la costa sahariana de Cabo Blanco y bahía del Galgo, en Mauritania (Andreu, 1969), la mayor población se concentra en las costas atlánticas del norte de África y Europa (RH Parrish, 1989; Stratoudakis et al., 2007). La sardina es una de las especies más importantes para las pesquerías en el Atlántico nororiental, que se limita esencialmente a la Península Ibérica y las costas marroquíes. La disminución de la abundancia de esta especie podría causar graves problemas socioeconómicos para los países de la región (Santos et al., 2006). Además, la sardina desempeña un papel fundamental en la red trófica como pez forrajero dominante (Abdelouahab et al., 2016) por lo que su disminución podría afectar el funcionamiento del ecosistema.

1.3.4. Rape

Existen dos especies muy similares de rape, el rape negro (*Lophius budegassa*, Spinola, 1807) y el rape blanco (*Lophius piscatorius*, Linnaeus, 1758), que son especies importantes en la pesca europea y se distinguen por el color del peritoneo (*L. budegassa*, negro y *L. piscatorius*, blanco) o por el número de radios de la segunda aleta dorsal *L. budegassa*, 9-10 y *L. piscatorius*, 11-12(Caruso, 1986). Tanto el rape negro como el blanco son especies típicas del fondo, el primero tiene un rango de profundidad entre 70 y 800 m y el segundo se extiende hasta profundidades >1000 m (Dardignac, 1988; Azevedo y Pereda, 1994; Duarte et al., 2001). El rape blanco se distribuye en el Mediterráneo, Mar Negro y Atlántico Norte oriental desde el Mar de Barents hasta el Estrecho de Gibraltar) en comparación con el rape negro que tiene una distribución más meridional (Mediterráneo y Atlántico Norte oriental desde las Islas Británicas hasta Senegal) (Duarte et al., 2001).

2. Materiales y métodos

2.1. Área de trabajo

El área de estudio incluye toda la costa Atlántica Ibérica (España y Portugal) y también parte de Francia. Se trata de las divisiones ICES 8c9a y 7, 8abd (Figura 2).

Las especies objetivo-estudiadas son las dos especies de gallo (*Lepidorhombus whiffiagonis*), el rape blanco (*Lophius piscatorius*) la merluza (*Merluccius merluccius*) y la sardina (*Sardina pilchardus*) (Tabla 2). Al principio del estudio, otras especies fueron objetivo del estudio como el gallo (*Lepidorhombus boscii*) y el rape negro (*Lophius budegassa*) pero debido a la falta de datos de algunas regiones para estas especies, no se pudo aplicar todo el análisis analítico y por lo tanto no se encuentran en la siguiente Tabla.

Tabla 2: Especies Estudiadas

Código de stock	Nombre del stock	Grupo de pesca
meg.27.8c9a (denominada gallo sur)	gallo (<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i>) in divisions 8.c and 9.a (Cantabrian Sea and Atlantic Iberian waters)	Bentónico
meg.27.7b-k8abd (denominada gallo norte)	gallo (<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i>) en las divisiones 7.b-k, 8.a-b y 8.d (oeste y suroeste de Irlanda, Golfo de Vizcaya)	Bentónico
mon.27.78abd (denominada rape norte)	rape blanco (<i>Lophius piscatorius</i>) en la subzona 7 y en las divisiones 8.a-b y 8.d (Mares Celtas, Golfo de Vizcaya)	Bentónico
mon.27.8c9a (denominada rape sur)	rape blanco (<i>Lophius piscatorius</i>) en las divisiones 8.c y 9.a (Mar Cantábrico y aguas ibéricas del Atlántico)	Bentónico
hke.27.3a46-8abd (denominada merluza norte)	merluza (<i>Merluccius merluccius</i>) en las subzonas 4, 6 y 7 y en las divisiones 3.a, 8.a-b y 8.d, población del norte (Gran Mar del Norte, Mares Celtas y norte del Golfo de Vizcaya)	Demersal
hke.27.8c9a (denominada merluza sur)	merluza (<i>Merluccius merluccius</i>) en las divisiones 8.c y 9.a, población sur (Mar Cantábrico y aguas ibéricas del Atlántico)	Demersal
pil.27.8abd (denominada sardina norte)	sardina (<i>Sardina pilchardus</i>) en las divisiones 8.a-b y 8.d (Golfo de Vizcaya)	Pelágico
pil.27.8c9a (denominada sardina sur)	sardina (<i>Sardina pilchardus</i>) en las divisiones 8.c y 9.a (Mar Cantábrico y aguas atlánticas ibéricas Atlántico)	Pelágico

La ecorregión del Golfo de Vizcaya y la Costa Ibérica del ICES está constituida por 4 zonas:

- el Golfo de Vizcaya, caracterizado por una amplia plataforma que se extiende al oeste de Francia. Los fenómenos de afloramiento se producen al final del verano. El sur de Bretaña y las lentes de agua de baja salinidad están asociadas a las salidas de los ríos de la costa de las Landas (ICES, 2018);
- la plataforma ibérica septentrional, caracterizada por una plataforma estrecha con afloramientos estivales frente a Galicia (ICES, 2018);
- la plataforma Ibérica occidental, caracterizada por una plataforma estrecha al oeste de Portugal con eventos de afloramiento estival (ICES, 2018);
- el Golfo de Cádiz, caracterizado por una plataforma más amplia y fuertemente influenciada por los aportes fluviales, las fuertes corrientes zonales, los patrones de viento y la afluencia de agua del Mediterráneo (ICES, 2018).

El patrón general de la ecorregión de marcada mezcla y estratificación estacional se ve modificado en la plataforma por procesos de afloramiento impulsados por el viento, la salida de los ríos y los procesos relacionados con las mareas que aumentan la productividad del sistema con una gran variación en toda la región (ICES, 2019). En esta región existen unas diferencias de presión meteorológica a gran escala sobre el Atlántico Norte que provocan eventos de afloramiento anómalos en invierno (velocidad y dirección del viento), que a su vez pueden influir en el reclutamiento de especies de importancia comercial como la anchoa (*Engraulis encrasicolus*) y la sardina (*Sardina pilchardus*), la merluza del sur (*Merluccius merluccius*), la cigala (*Nephrops norvegicus*), y el jurel (*Trachurus trachurus*) (ICES 2019).

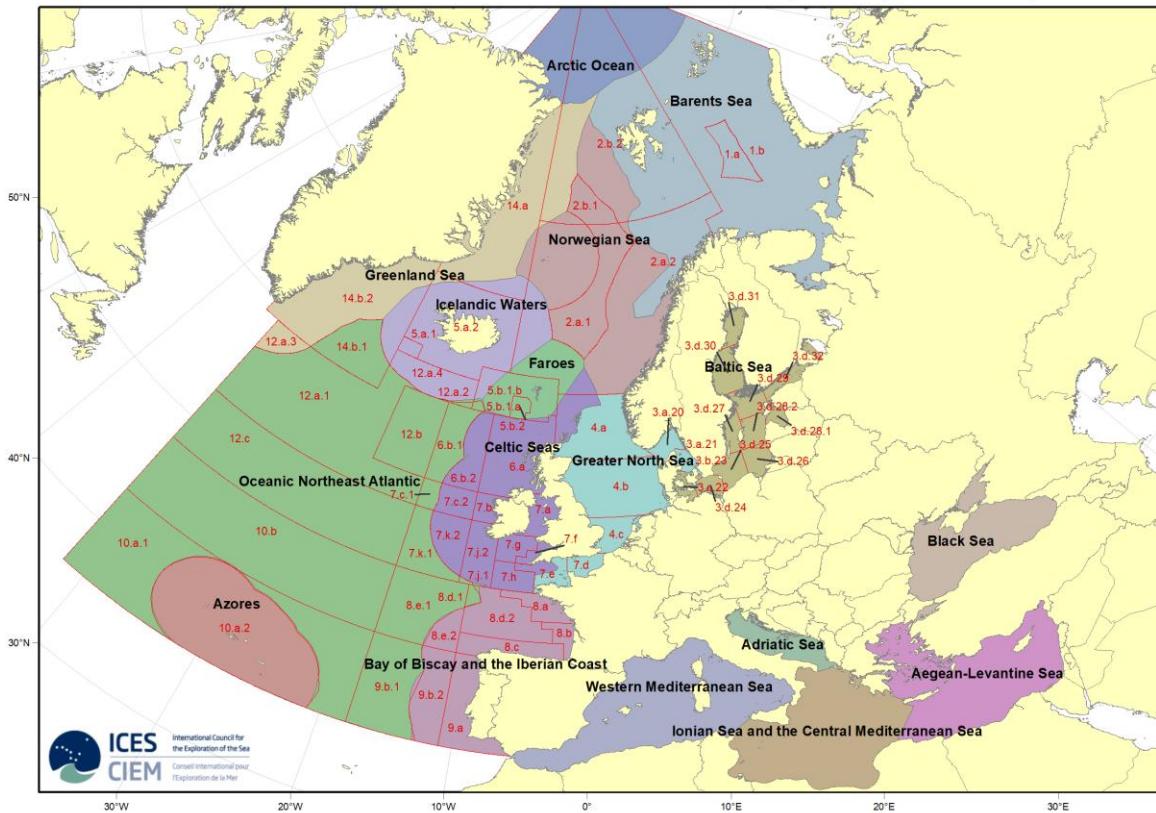


Figura 2: Mapa de las divisiones ICES (International Council for the Exploration of the Sea) (ICES 2019)

2.2. Datos

2.2.1. Datos de biomasa y captura

Los datos requeridos para el modelo de producción excedentaria con biomasa conocida son una serie histórica de biomasa y de capturas de cada stock. Sin embargo, en este estudio, la biomasa será sustituida por la biomasa reproductiva. Los datos utilizados han sido extraídos de la base de datos del ICES hasta el 2020. Datos y gráficos están disponibles en la base de datos de evaluación de poblaciones del ICES (véase <https://standardgraphs.ices.dk/stockList.aspx>). Se puede observar que el año de inicio de la serie histórica es diferente para cada stock y depende de su disponibilidad.

Los datos se han obtenido de la base de datos del ICES a través de un paquete del software que se llama ICESSAG (Colin et al., 2019). En efecto, este paquete nos permite acceder a los servicios web de la base de datos del ICES y descargar los datos requeridos. La base de datos de información sobre los stocks de ICES contiene información anual sobre todas las poblaciones y nos proporciona información muy importante, como el modelo utilizado, la edad de la especie, la unidad del tamaño del stock, etc.

Para este estudio se recogió la biomasa total, la biomasa reproductora y las capturas anuales para cada especie. Con estos datos se construyó una base de datos sobre la que aplicar los modelos.

2.2.2. Datos Ambientales

Para los datos ambientales se han utilizado dos índices: la Oscilación Multidecadal del Atlántico (AMO, del inglés “Atlantic Multidecadal Oscillation”) y la Oscilación del Atlántico Norte (NAO, del inglés “North Atlantic Oscillation”). La AMO es una serie continua de cambios de larga duración en la temperatura de la superficie del mar del Océano Atlántico Norte, con fases frías y cálidas que pueden durar entre 20 y 40 años y una diferencia de aproximadamente 1°F entre los extremos. Este índice representa la variabilidad teórica de la temperatura de la superficie del mar (TSM) en la escala de tiempo de varias décadas. Las series temporales se han calculado a partir del conjunto de datos de la TSM de Kaplan, que se actualiza mensualmente.

La NAO es una fluctuación de la presión atmosférica sobre el Océano Atlántico Norte que tiene un fuerte efecto sobre el clima invernal en Europa, Groenlandia, el noreste de América del Norte, el norte de África y el norte de Asia. La NAO puede producirse anualmente, o las fluctuaciones pueden tener lugar con décadas de diferencia.

Los datos medioambientales se han descargado de dos enlaces:

- AMO: <https://www.psl.noaa.gov/data/timeseries/AMO/>
- NAO: <https://crudata.uea.ac.uk/cru/data/nao/>

Los rangos de la AMO y la NAO son diferentes. La AMO oscila entre 0,4 y -0,4 a lo largo de los años, el valor más bajo se alcanza en 1974 y el más alto en 1998, la NAO oscila entre dos rangos más altos entre el 1,3 alcanzado en 1990 y el -2,4 en 2010 (Figura 3).

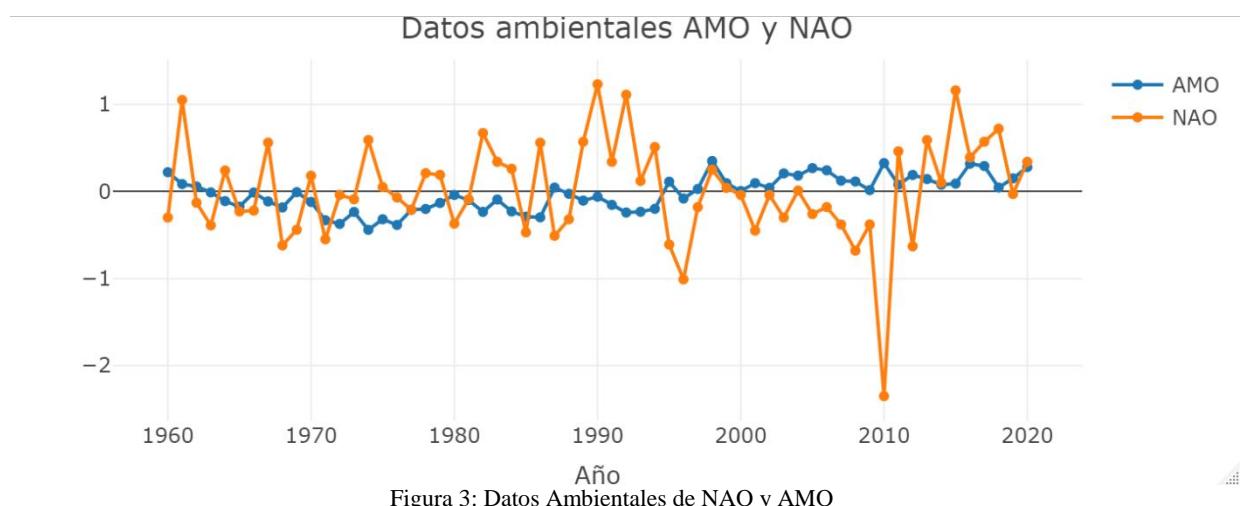


Figura 3: Datos Ambientales de NAO y AMO

Los datos de temperatura están disponibles desde el año 1982 (Figura 4) hasta el 2020 para la zona 8c9a. Los datos no están disponibles directamente y se han descargado según un tutorial en este enlace:

- https://cran.rstudio.com/web/packages/heatwaveR/vignettes/OISST_preparation.html

Los valores de la temperatura superficial del mar (SST del inglés *Sea Surface Temperature*) varían entre 15,5 y 16,8 a lo largo de los años y muestran una tendencia creciente.

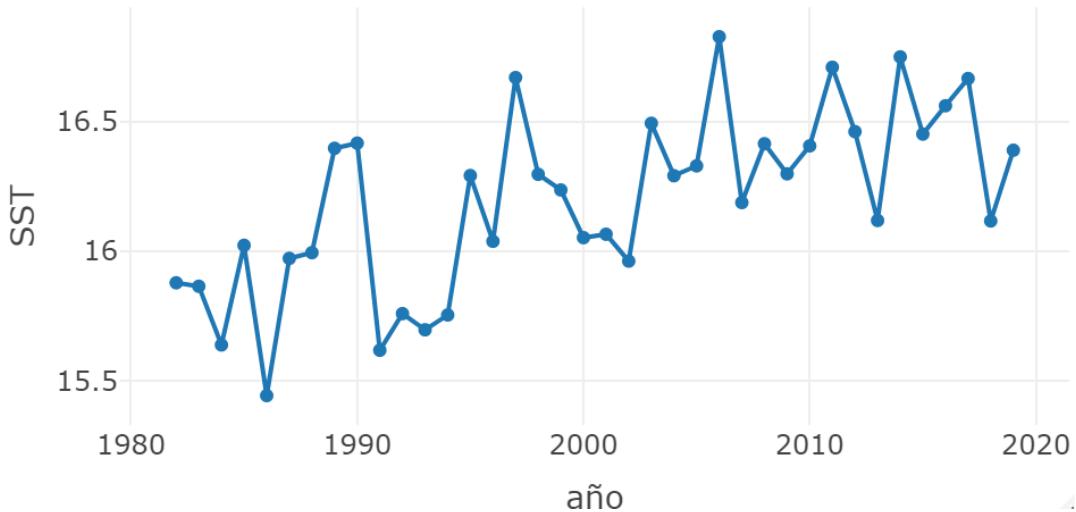


Figura 4: Datos ambientales de SST en la zona (8c9a)

2.3. Modelo

La biomasa reproductora (SSB) se utiliza como índice de biomasa en el modelo, calculamos el excedente de producción "observado" cómo el cambio en la biomasa entre dos años más las capturas de cada año (ecuación 3).

Los gráficos de producción excedentaria (SP) frente a la biomasa reproductora (B) proporcionan información de si la producción ha dependido del tamaño de la población y cómo lo ha hecho; y si el tamaño de la población ha sido un factor limitante importante para SP (Walters, Hilborn y Christensen, 2008):

$$SP_{i,t} = B_{i,t+1} - B_{i,t} + C_{i,t} \quad (3)$$

$B_{i,t}$ es la biomasa reproductora de la población i al principio del año t , $C_{i,t}$ la captura de la población i durante el año t . la suma $B_{i,t+1} + C_{i,t}$ es la biomasa que habría existido en el año $t+1$ si no hubiera habido pesca durante el año t .

La estimación de la producción excedente empleando la biomasa puede representarse mediante varios modelos como el modelo cuadrático de producción excedente de (Schaefer, 1957)

$$SP_{i,t} = a \times B_{i,t} + b \times B_{i,t}^2 + \varepsilon_t \quad (4)$$

La ecuación (4) se basa en el crecimiento logístico de la población donde SP, la producción excedente estimada se relaciona con la biomasa de la población. Es una reparametrización de la ecuación de Schaefer. En los modelos de Schaefer con dos parámetros a y b tenemos $B_0 = -a/b$ (donde B_0 es el valor máximo de B cuando $SP = 0$ que es la biomasa máxima de equilibrio sin pesca), $B_{msy} = B_0/2$ (donde B_{msy} es el valor de B cuando $SP=MSY$), MSY

$=aB_{msy}+bB_{msy}^2$, y $FMSY = a/2$. El parámetro a es algebraicamente equivalente a la tasa intrínseca de crecimiento de la población, en el modelo de crecimiento logístico de la población (Prager, 1993; Jacobson, Cadrin y Weinberg, 2002).

2.3.1. Ajuste de Modelo

Los modelos fueron ajustados usando el software R (R Core Team, 2020). Para ajustar los modelos no lineales de Schaefer, ecuación (4), usamos la función *nls* (Nonlinear Least Square). Esta función permite realizar las estimaciones no lineales (ponderadas) por mínimos cuadrados de los parámetros de un modelo. Establecemos un modelo de regresión en el que se minimiza la suma de las distancias verticales al cuadrado de los distintos puntos de la curva de regresión. Por lo general, se parte de un modelo de referencia y se asumen determinados valores iniciales para los parámetros. A continuación, aplicamos la función *nls* de R para estimar de forma precisa sus parámetros y calcular intervalos de confianza. La sintaxis básica para crear una prueba de mínimos cuadrados no lineales en R es *nls* (fórmula, datos, inicio). En este estudio se utilizó una fórmula del modelo de Schaefer no lineal. Se comenzó el ajuste de los modelos usando como valores iniciales de los parámetros $a = 1.4$ y $b = -0.0000226$ para todas las especies y todos los stocks. Estos valores iniciales se decidieron para obtener una curva cuadrática. Para eso es necesario tener el parámetro a positivo y mayor que 1 y el b parámetro negativo y muy pequeño.

2.4. Factores ambientales

Las relaciones entre la producción y los índices ambientales regionales fueron examinadas para comprobar si la productividad varía en respuesta a las fluctuaciones ambientales. La metodología para integrar factores ambientales en los modelos de biomasa conocida se basa en los estudios de (Mueter y Megrey, 2006), metodología desarrollada posteriormente por (Bundy *et al.*, 2012) y (Gaichas *et al.*, 2012)

Sin embargo, el impacto medioambiental no se produce necesariamente en el mismo año y podría tener un desfase temporal. Si la variable medioambiental tiene un impacto en el reclutamiento, habrá un desfase de algunos años dependiendo de la especie ya que el reclutamiento se incorpora rápidamente a la SP en especies de vida corta como la sardina, mientras que tarda más en especies de vida larga como la merluza o el rape. Por esta razón, hemos probado distintos valores de desfase, de 0 a 5 años para las variables medioambientales AMO y NAO.

Para verificar la existencia de una relación entre estas variables ambientales y las diferentes especies, se aplicó un análisis de correlación utilizando el SP y los residuos de los modelos de Schaefer (ε_t). Este análisis se hizo con las variables observadas y a las variables ambientales con distintos retardos (lags temporales de 0 a -5 años). Además, se aplicó un test de correlación con el método de Pearson empleando la función *cor.test* del software de R para verificar si las variables se correlacionan significativamente o no a la SP. Las variables con una correlación significativa se han incorporado en los modelos de Schaefer generalizados. Estos modelos incorporan las covariables ambientales de manera aditiva:

$$SP_{i,t} = aB_{i,t} + bB_{i,t}^2 + cX_{t-1} + \varepsilon_t \quad (5)$$

Aquí hay otro parámetro a estimar, el parámetro c , que representa la magnitud y el signo del efecto de la covariable biológica o ambiental (X_{t-1}) sobre la SP_t y puede compararse directamente entre diferentes variables estandarizadas (Bundy *et al.*, 2012) X_{t-1} es una covariable ambiental mientras que a y b parámetros de regresión.

Como alternativa, los efectos del medio ambiente se modelaron como efectos multiplicativos sobre el parámetro de crecimiento logístico o sobre la capacidad de carga B_0 en la conocida formulación logística del modelo Graham-Schaefer (Cook y Hollingworth, 2001):

$$SP = a \times B \times (1 - B / B_0) \quad (6)$$

También se analizó la otra alternativa, los efectos de las variables ambientales sobre el parámetro de crecimiento a . Por lo tanto, se propuso la siguiente fórmula:

$$SP_t = a \times e^{c \cdot X_t} \times B_t \times (1 - B_t / B_0) + \varepsilon_t \quad (7)$$

donde a es directamente proporcional a la producción máxima excedente (MSY), y B_0 es la biomasa virgen. X_t representa un índice medioambiental estandarizado para tener una media de 0 y una desviación estándar de 1 y $e^{c \cdot X_t}$ es el efecto multiplicativo sobre el parámetro de crecimiento a .

Para comparar los modelos con y sin covariables hemos utilizado el criterio de información de Akaike (Hurvich y Tsai, 1989). El criterio de información de Akaike (AIC) es una medida de la calidad relativa de un modelo estadístico, para un conjunto dado de datos. Como tal, el AIC proporciona un medio para la selección del modelo.

El Criterio de Información Bayesiano (BIC) o criterio Schwarz (SIC) es una medida de bondad de ajuste de un modelo estadístico, y es a menudo utilizado como un criterio para para la selección de modelos entre un conjunto finito de modelos.

El AIC se define como:

$$AIC = -2 \times \log Lik + k \times n_{par} \quad (8)$$

donde $\log Lik$ es el máximo valor de la función de verosimilitud para el modelo estimado, k es un valor de penalización por el exceso de parámetros por defecto, 2 y n_{par} corresponde al número de parámetros del modelo(Hurvich and Tsai, 1989)

Cuando el valor de penalización es $k=\log(n)$ entonces el AIC se llama BIC o SBC (Schwarz's Bayesian criterion). Dado un conjunto de modelos candidatos para los datos, el modelo final seleccionado será el que tiene el valor mínimo en el AIC o BIC.

Además, para valorar el impacto de la incorporación de las variables ambientales hemos utilizado el error porcentual absoluto medio (MAPE) y el error cuadrático medio (RMSE). En particular, el MAPE es la media o el promedio de los errores porcentuales absolutos de las previsiones. El error se define como el valor real u observado menos el valor previsto. Los errores porcentuales se suman sin tener en cuenta el signo para calcular el MAPE. Esta medida es fácil de entender porque proporciona el error en términos de porcentajes. Además, como se utilizan errores porcentuales absolutos, se evita el problema de que los errores positivos y negativos se anulen entre sí. En consecuencia, el MAPE es una medida que se utiliza habitualmente en las previsiones. Cuanto menor sea el MAPE, mejor será la previsión.

La RMSE se define como la raíz cuadrada del error cuadrático medio y mide la cantidad de error que hay entre dos conjuntos de datos. En otras palabras, compara un valor predicho y un valor observado o conocido.

2.5. Uso de SSB en lugar de biomasa total

Los modelos de producción excedentaria clásicos estiman la biomasa como “biomasa pescable”, es decir, como la fracción de la biomasa accesible a las artes de pesca en función de su selectividad. Para los modelos de producción con biomasa conocida no se dispone de estimaciones de biomasa pescable, sino de biomasa total o de biomasa reproductora (SSB). Para propósitos comparativos consideramos que la biomasa reproductora (SSB) es más adecuada ya que los puntos de referencia existentes se basan en esta. Sin embargo, se realizará un análisis comparativo para asegurarnos que el impacto de usar una u otra no afecta a nuestras conclusiones.

El uso de la SSB nos permite comparar la biomasa reproductiva con los modelos con datos ricos, sin embargo, en estos modelos la biomasa utilizada es la biomasa explotable, es decir, la biomasa accesible a la actividad pesquera. Si la actividad pesquera captura peces grandes, los peces pequeños no se incluirán en la biomasa y viceversa. Esto afecta a la estimación del MSY, en este estudio el MSY se calculó a partir de una diferencia de biomasa que no es realmente real con el uso de la biomasa reproductora SSB que no es ni la biomasa total ni la biomasa explotable. El MSY calculado en este estudio no es exactamente el MSY real, sino ligeramente inferior y se considera como un índice de MSY.

2.6. Análisis retrospectivo

Algunas poblaciones han sufrido, según el análisis, cambios en su régimen de producción. Para ello hemos aplicado un análisis retrospectivo para entender mejor los cambios. En realidad, se trata de hacer un análisis inverso, es decir, se elimina cada año de la serie histórica de la población para verificar si las tendencias y el ajuste del modelo varían con relación a los parámetros del modelo de producción a y b (ecuación 4). El objetivo principal es ver cuándo y hasta qué punto la población tendrá un cambio en su curva de producción.

Tras un análisis preliminar, se decidió que el análisis retrospectivo se aplicará a dos especies: la sardina sur (población del sur 8c9a) y la merluza norte (población del norte 7-8abd) porque estas especies han sufrido un cambio de régimen.

En este análisis se ha ajustado el modelo quitando 3 años cada vez para ver con más precisión cuándo se producirá el cambio (2019-2015-2011-2007-1997-1994-1991).

2.7. Análisis multi-stocks y multi-especies

Uno de los métodos utilizados para este tipo de análisis es la suma de la biomasa por año para todas las especies seleccionadas con el fin de obtener series temporales de biomasa agregada para cada ecosistema y definir su productividad. Asimismo, las capturas se sumaron por año para todas las especies seleccionadas (Bundy *et al.*, 2012). Por eso se ajustará el modelo con los stocks en conjunto (norte y sur). Sumamos las variables (biomasas conocidas y capturas) y repetimos el ajuste del modelo. En este análisis se usaron todos los stocks mencionados en la Tabla 1 excepto la sardina que es la única especie pelágica. Esta exclusión ha sido debida al hecho que el objetivo final de este análisis es estudiar el comportamiento de la comunidad demersal en las dos diferentes áreas. En otras palabras, consideraremos la comunidad de especies demersales como una única unidad de producción.

2.8. Análisis de correlación con variables ambientales

En este estudio, tras el análisis de las tendencias de producción excedentaria, el análisis retrospectivo y los stocks agregados de las diferentes especies, se realizó un análisis de correlación para ver la posible relación entre las variables ambientales, AMO, NAO, SST sobre la dinámica de las especies. Para este análisis, se realizó un análisis entre estas variables ambientales y la SP observada, SSB y los residuos de la SP que llamamos SPR. La SPR se define como:

$$\text{SPR} = \text{SP}-\text{SPE} \quad (9)$$

La SP es la producción excedentaria observada y la SPE es la producción excedentaria estimada del modelo que se calcula según esta fórmula:

$$\text{SPE} = a_e B_t + b_e B_t^2 + \delta X_{t-1} + \varepsilon_t \quad (10)$$

Donde a_e y b_e son los parámetros estimados en el modelo, cada especie tiene valores de a y b distintos.

Todos los scripts utilizados en este trabajo están disponibles en un repositorio en Github:

- <https://github.com/ZanniMedYosri/TFMYosri>

3 Resultados

3.1 Análisis preliminar de las tendencias de los stocks según ICES:

Los análisis preliminares nos enseñan las tendencias temporales de SSB y biomasa de las diferentes especies (Figura 5), además las curvas del ICES de cada especie (Anexo 1), que incluyen Capturas, SSB, reclutamiento y F nos permiten entender bien la tendencia del SP y de la biomasa.

Para la merluza del norte si vemos los datos de capturas (Anexo 1), históricamente son alrededor de 50 mil t, hubo una caída en el año 2000, pero después un aumento muy grande que alcanza 100 mil t. En cuanto al reclutamiento, ha sido más o menos estable con varios picos esporádicos, por ejemplo, en 1985 y 2008. La mortalidad por pesca ha sido muy alta históricamente, ya que podemos ver que el stock ha sido sobre explotado hasta 2005. A partir de 2005 la intensidad de pesca ha bajado hasta que la mortalidad se estableció en los niveles que producen el rendimiento máximo sostenible de la biomasa. Históricamente estaba a niveles sostenibles luego cayó por debajo de estos niveles, y en 2008 aumentó significativamente.

La figura de SP (Figura 5) nos muestra una tendencia histórica que fluctúa alrededor de 50.000 t y una biomasa relativamente pequeña, cuando la mortalidad por pesca empezó a disminuir el SP y la biomasa aumentaron significativamente, debido al aumento de las capturas cuando la mortalidad por pesca disminuyó. Esto nos lleva a preguntarnos del origen de este aumento considerable de la captura que normalmente debería disminuir. Una de las hipótesis es que hubo un cambio ambiental importante.

En el caso de la merluza del sur (Figura 5), desde los años históricos hasta 1990, la biomasa fue disminuyendo y la producción excedentaria también disminuyó y luego ambos se estabilizaron en torno a las 10 mil t hasta 2005, cuando el excedente aumentó y alcanzó un pico en 2009. Esto se explicaría viendo la serie de capturas (Anexo 1), que muestra que las tendencias de las capturas se mantuvieron estables entre 10 y 15 mil t con una caída en 1997 hasta 2005 que aumentaron bruscamente y llegaron a 20 mil t antes de restaurar la estabilidad en 2012.

Para el rape del norte (Figura 5) vemos que las tendencias históricas de las capturas (Anexo 1) muestran valores entre 20 y 25 toneladas con dos caídas la primera en 1992 y luego en 2000. Después de esta última las capturas aumentaron mucho más hasta llegar a las 30 mil t, se estabilizan en torno a las 25-30 mil luego caen en 2009 y luego en 2018. La mortalidad por pesca tuvo valores que fluctuaron entre 0,4 y F_{MSY} luego a partir de 1996 aumentó drásticamente hasta alcanzar la mortalidad precautoria F_{pa} en 1999 (Anexo 1). En el 2003 superó la F_{pa} y luego disminuyó en 2005 hasta alcanzar la F_{msy} en los últimos años. A sí podemos ver que la mortalidad tuvo un comportamiento inestable con dos picos que superaron la F_{pa} . Esto llevó a una disminución de la SSB según los años hasta 2005, luego a partir de este año la biomasa comenzó a aumentar (Figura 5).

Para el rape del sur (Figura 5) la SSB disminuyó hasta los años 1990 y luego tuvo un rápido aumento. Las tendencias de las capturas nos explican lo que pasó (Anexo 1). Al principio las capturas rondaban las 6000 t, pero a partir de 1990 disminuyeron bruscamente hasta llegar a las 2 mil t en 1994 y a 1mil t en 2001. A partir del 2002 las capturas se estabilizan unos años entre las 2 y las 4 toneladas y después disminuyen por debajo de los 2 mil en los últimos 10 años. Esto se explica por el gran aumento de la mortalidad por pesca que incrementa desde el principio de la serie histórica hasta alcanzar valores muy elevados (Anexo 1). Durante estos años hubo una sobreexplotación del stock, pero a partir de 1990 la mortalidad ha ido disminuyendo hasta alcanzar el F_{msy} . Aun, así como las capturas siguen disminuyendo, la producción excedentaria sigue una trayectoria estable. Los valores son negativos en los años cuando la biomasa está disminuyendo y las capturas también.

Para la sardina del norte (Figura 5), la SSB estaba en valores óptimos al principio de la serie histórica, pero en 2010 ha tenido una caída considerable, aunque el stock sigue estando en buenas condiciones. Este descenso se explica por el aumento de la mortalidad por pesca, que se encontraba en condiciones sostenibles por debajo del F_{msy} (Anexo 1). A partir del 2010 la mortalidad por pesca empezó a aumentar hasta superar el límite del F_{MSY} y se estabilizó antes de volver a disminuir en 2019, lo que ha provocado un aumento de las capturas (Anexo 1). La tendencia negativa de la producción excedentaria es debida a que las capturas han sido muy bajas durante varios años.

La biomasa de la sardina del sur tiene un comportamiento diferente. De hecho, en la Figura 4 podemos ver que la biomasa fluctúa entre los primeros años hasta tomar una tendencia decreciente. Si vemos las capturas (Anexo 1) podemos ver que al principio de la serie histórica estaba en valores de 200 t y luego a partir de 1986 empezó a disminuir. Por otro lado, la mortalidad por pesca fluctúa entre 0,4 y 0,2, que son valores por encima de la F_{pa} con dos picos importantes en 1998 y en 2010 (Anexo 1).

Para el gallo del norte, la biomasa disminuye con los años hasta 2006 y luego aumenta (Figura 5). Esto se explica por el hecho de que la mortalidad por pesca ha aumentado con el tiempo hasta alcanzar un pico por encima de la F_{pa} en 2006 (Anexo 1), a partir del cual vuelve a disminuir. Por otra parte, las capturas disminuyeron en 2007, cuando la mortalidad por pesca alcanzó su pico, lo que no es lógico (Anexo 1). En cuanto al gallo del sur, vemos en el Anexo 1 que las capturas son muy altas a los principios de la serie temporal y luego se estabilizan. La mortalidad por pesca tiene en general una tendencia decreciente. En los últimos años los reclutamientos se han incrementado, 2015 en adelante (Anexo 1), lo que explica el aumento de la biomasa.

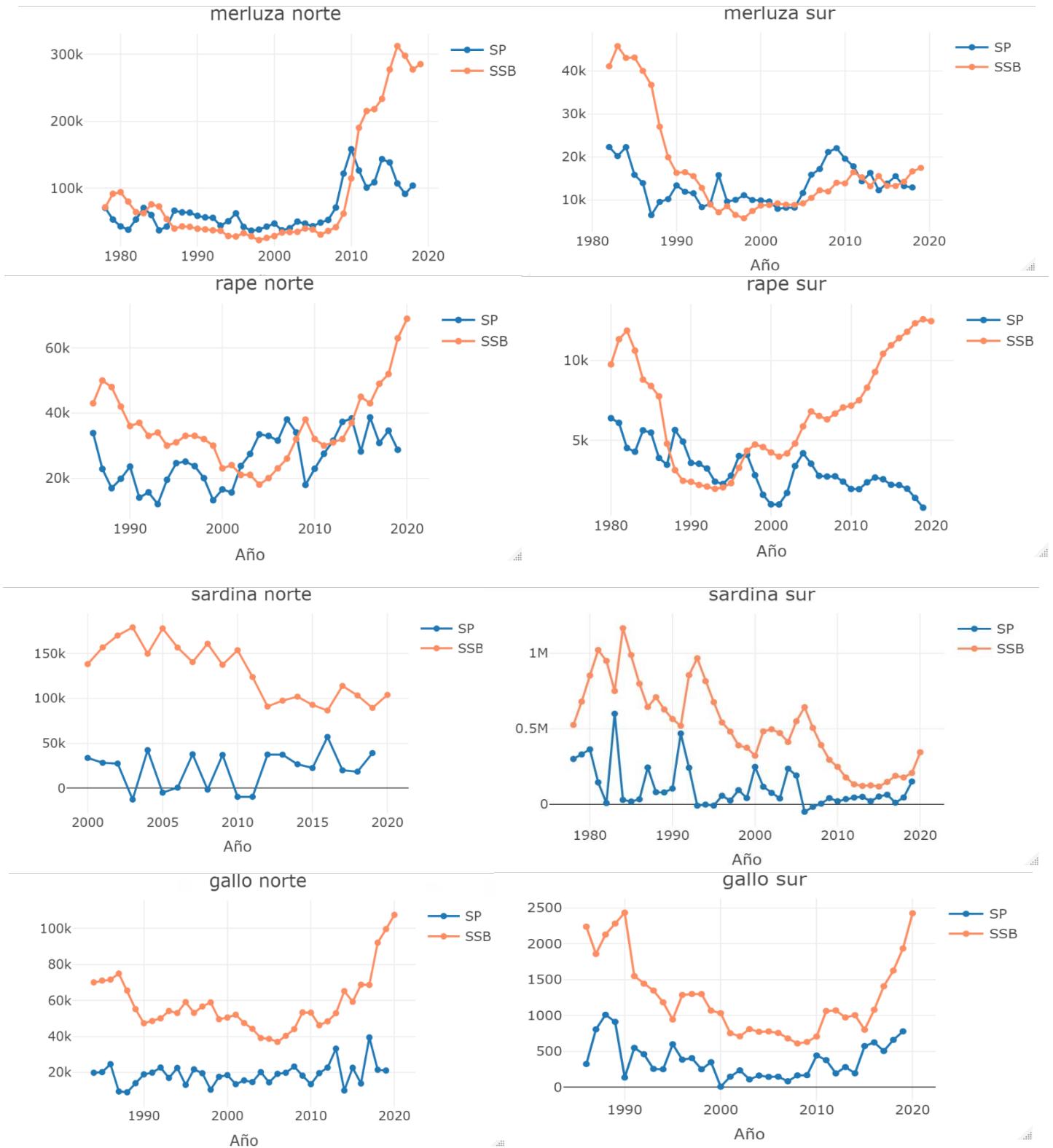


Figura 5: Tendencias observadas del SP y de la SSB

3.2 Resultados de la estimación del modelo

La Figura (6) muestra la relación entre la biomasa y los excedentes de producción para las 8 poblaciones de especies de interés. Los valores anuales calculados están representados por puntos y unidos por una línea desde el primer año al último. El modelo ajustado está representado por la línea parabólica naranja. Los resultados muestran que hay poblaciones que fluctúan aleatoriamente en torno a los valores medios, otras que siguen una trayectoria en el sentido de las agujas del reloj. Algunas se mueven hacia una mayor biomasa y producción excedentaria, otras hacia la situación contraria. Estos resultados muestran fluctuaciones muy diferentes para cada población. El cambio en las capturas y las diferencias en la biomasa explicarían la complejidad de estas trayectorias, pero también pueden explicarse por factores externos, que provocan cambios en los regímenes, por ejemplo.

La SP del stock de merluza norte fluctuaba históricamente en torno a las 50 mil toneladas e inferior a 100 toneladas para la SSB, pero en los últimos 10 años se ha producido un cambio drástico que ha provocado un enorme aumento de la biomasa y de la producción, lo que podría ser causado por un cambio de régimen, cuyo origen se desconoce. Para el stock sur, sólo la biomasa ha cambiado disminuyendo cada año hasta alcanzar valores considerablemente bajos.

Notamos que la tendencia del rape del norte (Figura 6) es en el sentido de las agujas del reloj a principios de 1986 vemos que la producción y la biomasa ha empezado a disminuir a lo largo de los años, mientras el stock rape sur tiene una tendencia histórica hacia valores más bajos de biomasa reproductora y últimamente un aumento de la SSB y disminución de la producción durante los últimos años. Para las dos poblaciones de la sardina vemos dos tendencias totalmente diferentes de la producción excedentaria, para el stock norte vemos que al principio de la serie histórica la biomasa era muy grande, y que el stock estaba en su tamaño máximo mientras que la producción excedentaria fluctuaba entre valores altos y valores muy bajos o negativos. Sin embargo durante los últimos siete años la SSB ha disminuido y la producción ha aumentado con valores entre 60 mil t y 20 mil t. El stock de sardina sur tiene una tendencia en el sentido de las agujas del reloj y vemos que tanto la SP como la SSB empezaron de valores bastante altos y al final han llegado a valores muy bajos. Podemos ver que en un momento hubo un cambio de régimen por eso es importante entender que sucedió.

Para los stocks de gallo, el stock norte tiene una tendencia también en el sentido de las agujas del reloj, pero fluctúa entre valores entre 10 mil t y 21 mil t casi toda la serie histórica. la producción es máxima con un pico en 2018. El stock sur tiene una tendencia en la que la producción y la SSB disminuyen desde el primer año hasta un punto luego aumentan.

La tendencia del stock de Gallo tiene una tendencia poco común, vemos que desde el principio tenemos una tendencia decreciente hasta valores muy bajos de SSB y SP, luego una fluctuación alrededor de un valor medio y durante los últimos años un aumento de la producción y la biomasa reproductiva.

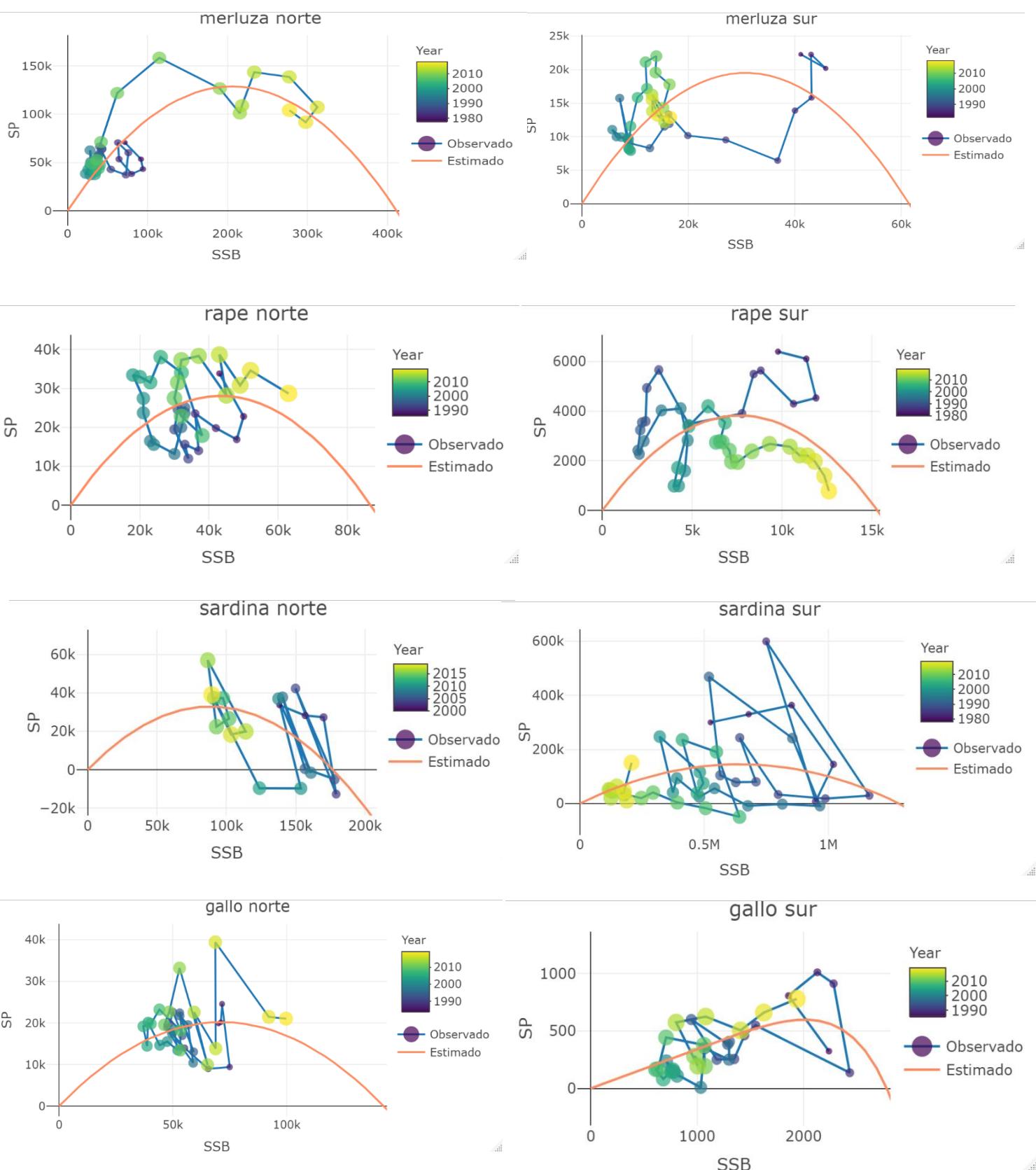


Figura 6: Ajuste de los modelos de Schaefer a los stocks.

En el caso de la merluza del norte (Tabla 3) es evidente que el límite de biomasa B_0 es de 412 mil t mientras que el stock del sur es 6 veces menor. Esto es lógico porque el stock del norte es mayor y está en mejores condiciones. El B_{msy} es de 206 mil t para el stock del norte y sólo 30 mil t para el stock del sur. Para el rape también vemos una diferencia entre B_{msy} en el stock del norte y el del sur que es 6 veces menos. Sin embargo, si observamos la sardina podemos ver que el B_0 de la población del sur es más de 7 veces mayor que el de la población del norte.

MSY/B_0 es un indicador del rendimiento máximo esperable en función de la capacidad de carga o biomasa virgen (B_0) y vemos que los valores son comparables entre las merluzas y el rape y entre la sardina y el gallo. Este indicador nos da una visión sobre la productividad de los stocks cuanto mayor sea esta ratio, más productivo será el stock y la curva será más pronunciada. Esta ratio para la merluza es casi idéntica para los dos stocks con un valor de 0,31. deducimos que las dos poblaciones tienen una productividad relativa similar a pesar de la diferencia de tamaño de las mismas.

Las poblaciones menos productivas por unidad de biomasa son la sardina del sur con un índice de 0,11, a pesar de que el tamaño de la población es mucho mayor que el del norte. Por lo tanto, la productividad de la población de sardinas del norte es mayor con un valor de 0,18. En cuanto a la rape, la población del norte tiene el índice más alto, $0,32 > 0,25$, y por lo tanto es más productiva que la población del sur.

En el caso del stock de gallo, el modelo no pudo ajustarse correctamente a los datos disponibles, por lo que al intentar encontrar el ajuste adecuado para este stock tuvimos que buscar otra lista de inicio. sin embargo, esto no funcionó. la única forma de ajustar el modelo fue cambiar la potencia de 2 a 7 de la ecuación de Schaefer (4). así se obtuvo la curva. el cálculo de estos parámetros es diferente y no se pueden comparar los dos modelos de gallo al norte y al sur, ya se ve que tanto el MSY como el calculado MSY/B_0 son negativos.

Tabla 3: Puntos de referencia biológicos de cada población

Stock	B_0	B_{msy}	MSY	MSY/B_0
merluza norte	411977	205988	128948	0,31
merluza sur	61460	30730	19529	0,31
rape norte	86787	43393	28075	0,32
rape sur	15288	7644	3822	0,25
sardina norte	176806	88403	32987	0,18
sardina sur	1284657	642328	144941	0,11
gallo norte	142580	71290	20207	0,14

gallo sur	4,649451e+20	3,719561e+20	-7,361986e+122	-1,58341e+102
-----------	--------------	--------------	----------------	---------------

3.2. Análisis retrospectivo

Analizando las tendencias de la producción, se ha visto que el comportamiento de la producción de la merluza y de la sardina muestra que a partir de un determinado año ha cambiado bruscamente debido a un factor externo. Por eso para dichas poblaciones, merluza norte y sardina sur, es importante realizar un análisis retrospectivo. Para cada una de ellas presentamos el gráfico con las diferentes curvas de ajuste y los indicadores biológicos en las siguientes secciones.

3.2.1. Caso de la merluza del norte

En la Figura 7 vemos cómo efectivamente los resultados del modelo varían considerablemente al ir reduciendo la serie temporal. Para las series temporales 1978-2019 y 1978-2015 vemos que las curvas son muy similares, además los puntos de referencia biológicos son similares y la ratio MSY/B₀ es de 0,31 (Tabla 4). Sin embargo, para el período 1978-2011 los valores cambian un poco, tenemos un B₀ más bajo (Tabla 4). Durante este periodo el stock fue un poco más productivo (MSY/B₀=0,33), pero es una diferencia no significativa. El período 1978-2007 es el periodo donde podemos ver claramente los principios del cambio de régimen ya que los valores de los puntos de referencia biológicos son muy diferentes a los obtenidos posteriormente. El B₀ es mucho menor, pasamos de 354376 t (1978-2011) a 119538 t, el tamaño de la población ha aumentado muchísimo desde 2007 a 2011 pero MSY/B₀ es más grande con un valor de 0,5>0,33, por eso la productividad es mucho más alta que los otros periodos. Se concluye que a partir de 2007 la capacidad de carga aumenta y la productividad relativa disminuye cada vez más a pesar de que la biomasa aumenta. Esa caída de productividad relativa podría explicarse por fenómenos denso-dependientes al saturarse la capacidad de carga.

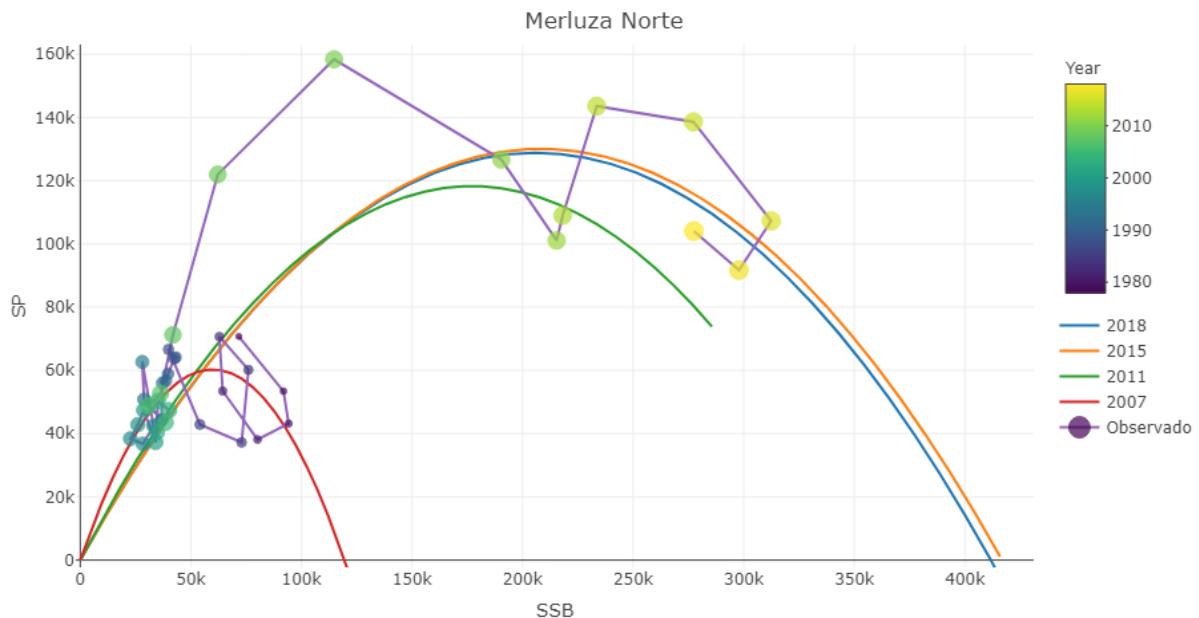


Figura 7: Análisis retrospectivo del modelo del stock de la merluza del norte

3.2.2. Caso de la sardina sur

Ahora bien, para la sardina del sur (Figuras 8 y 9, Tabla 4) podemos ver que la B_0 y la B_{msy} disminuyen mientras que el MSY y el MSY/B_0 aumentan a medida que la serie temporal de datos se ve reducida. Cada vez que extraemos 3 años de la serie temporal, el modelo nos da valores del índice de productividad ligeramente más altos y una curva más pronunciada, lo que nos lleva a concluir que cada periodo es más productivo que el anterior.

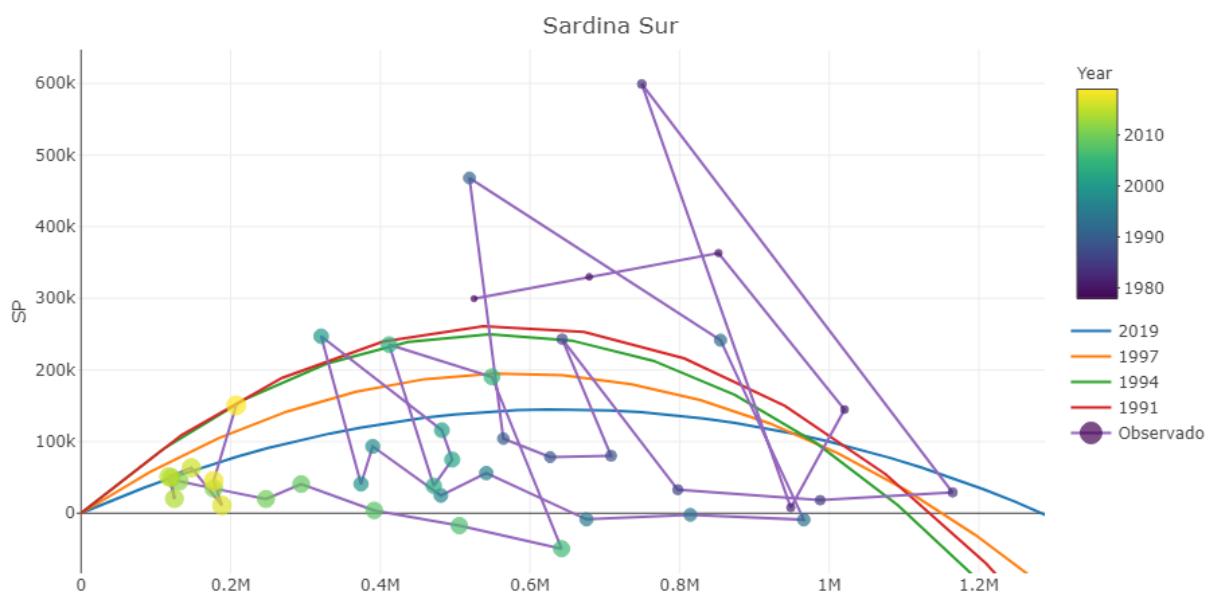


Figura 8: Análisis retrospectivo del stock de la sardina del sur 1991-2019

Observando la Figura 8, podemos ver que para los períodos 1978-2015 y 1978-2011 el modelo se ajusta de la misma manera que en 1978-2019 con un índice MSY/ B_0 igual a 0,11. Pero si nos fijamos en el período 1978-2007, vemos que el modelo inicia su cambio.

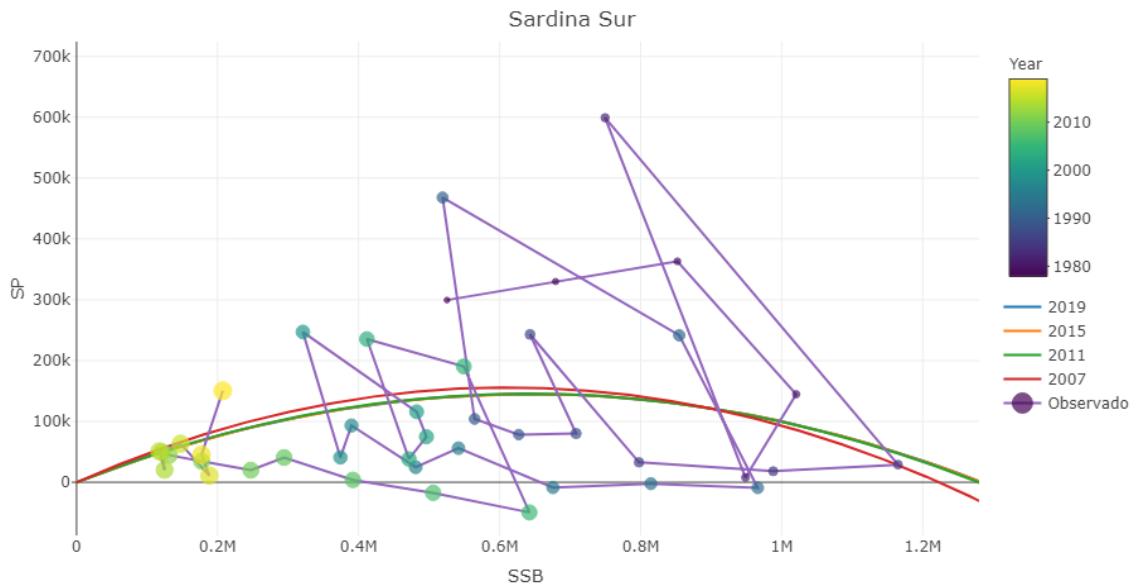


Figura 9: Análisis retrospectivo del stock de la sardina del sur 2007-2019

Tabla 4: Puntos de referencia biológicos de cada periodo del análisis retrospectivo

Año	Stock	B_0	B_{msy}	MSY	MSY/ B_0
1978-2019	merluza norte	411977	205988	128948	0,31
1978-2015	merluza norte	417028	208514	130217	0,31
1978-2011	merluza norte	354376	177188	118361	0,33
1978-2007	merluza norte	119538	59769	60336	0,50
1978-2019	sardina sur	1284657	642328	144941	0,11
1978-2015	sardina sur	1283887	641943	145015	0,11
1978-2011	sardina sur	1279292	639646	145615	0,11
1978-2007	sardina sur	1223129	611564	155887	0,12
1978-1997	sardina sur	1151963	575981	195171	0,16
1978-1994	sardina sur	1104159	552079	249898	0,22
1978-1991	sardina sur	1137701	568850	261785	0,23

En general observamos procesos similares, pero de signo contrario en la merluza norte y la sardina sur. Al aumentar la capacidad de carga se reduce la productividad relativa y viceversa. Este comportamiento no puede explicarse con las observaciones de capturas por lo que se podría estar causado por factores ambientales.

3.3. Análisis multi-stocks y multi-especies

Todos los stocks analizados tienen presencia en ambas zonas, norte y sur. La Figura 10 nos muestra las tendencias de producción excedentaria y la SSB de cada especie (combinando los stocks). Al sumar los dos stocks, tenemos la probabilidad de observar una dominancia de un stock sobre el otro. Para la merluza, podemos ver que el stock del norte, que es mucho más grande, dominó las tendencias. Podemos ver que las tendencias de la producción y la biomasa son similares al stock merluza norte (Figura 5). Para el rape, observamos una disminución continua de SSB hasta el año 2004 y luego un aumento, mientras que la producción ha tenido fluctuaciones a lo largo de los años. La curva de SSB está casi por encima de la de SP. El aumento y disminución de la producción depende de las capturas, cuando aumenta la SP también aumenta la captura y viceversa. Observamos una situación opuesta a la del rape en el stock de gallo, donde la producción fluctúa, pero ligeramente por debajo de la curva SSB. Por último, la biomasa reproductiva de la sardina ha tenido una tendencia creciente hasta 2006 y ha disminuido desde entonces.

Para el gallo, se nota que la curva de SSB está por encima de la de la producción excedentaria, la SSB alcanza un valor máximo de 100 mil en el último año, pero durante los primeros años de la serie tiene valores más bajos entre 50 mil y 100 mil t, durante el 2002 y el 2008 la SSB ha tenido los valores más bajos ligeramente inferior a los 50 mil.

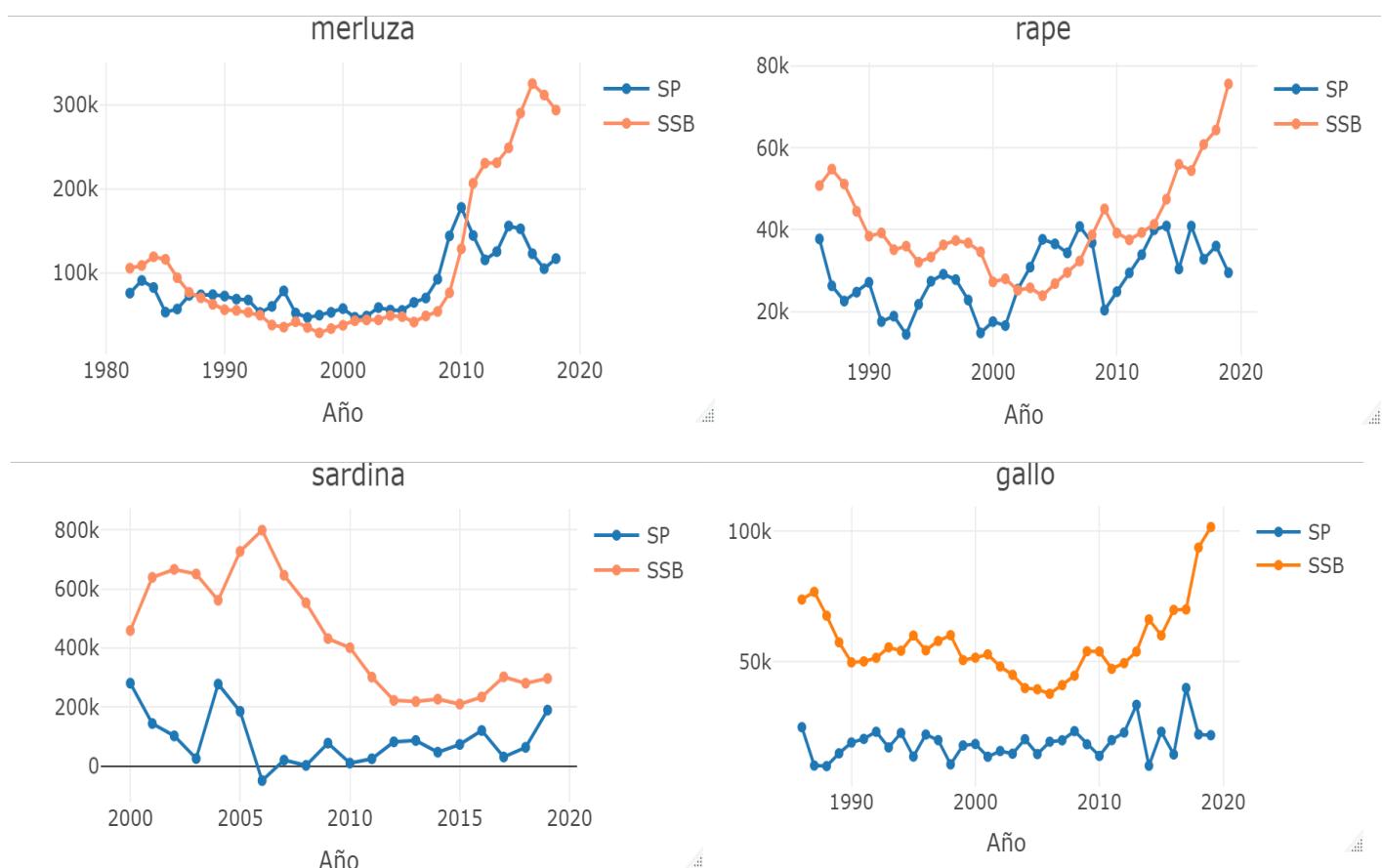


Figura 10: Tendencias observadas del SP y de la SSB (stock norte y sur)

Los indicadores nos ayudan a comparar las especies y ver cuál es la más productiva en su conjunto (Tabla 5). La sardina tiene los valores más altos de B_0 y B_{msy} . La población de sardinas es mucho mayor, lo cual es lógico, pero su respectivo MSY es el más pequeño, por lo que la sardina es la especie menos productiva, seguida del gallo. La merluza y el rape tienen un índice muy similar y son más grandes que las otras poblaciones y entonces más productivos.

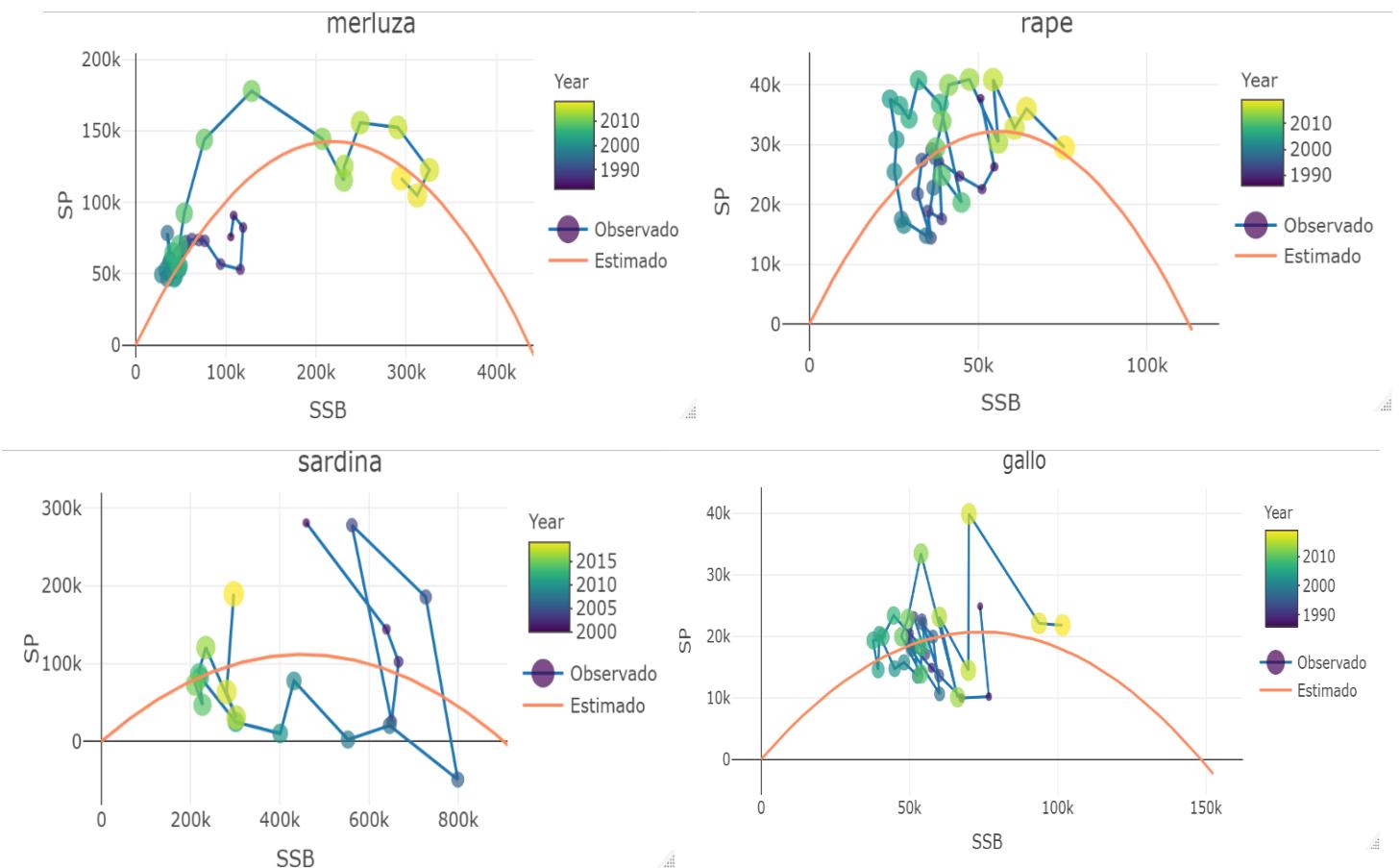


Figura 11: Ajuste de los modelos de Schaefer a los stocks (stock norte y sur)

El índice MSY/ B_0 de la población de rape del norte es mayor que el de las dos poblaciones juntas, lo que sugiere que la suma de las dos especies ha tenido un efecto negativo en la productividad. La sardina nos muestra que el stock del sur tiene un índice más bajo, está claro que el stock es mucho mayor que el del norte, pero, relativamente menos productivo, sumando las dos especies tenemos un índice idéntico al del sur que ha dominado. Esto se explicaría por las grandes diferencias de tamaño entre los dos stocks.

Tabla 5: Puntos de referencia biológicos de cada Especie (dos stocks juntos)

Stock	B_0	B_{msy}	MSY	MSY/ B_0
merluza	437081	218540	142707	0,32
merluza norte	411977	205988	128948	0,31
merluza sur	61460	30730	19529	0,31
rape	112463	56231	32220	0,28
rape norte	86787	43393	28075	0,32
rape sur	15288	7644	3822	0,25
sardina	902732	451366	111848	0,12
sardina norte	176806	88403	32987	0,18
sardina sur	1284657	642328	144941	0,11
gallo	148329	74164.9	20747	0,13
gallo norte	142580	71290	20207	0,14
gallo sur	4,649451e+20	3,719561e+20	-7,361986e+122	-1,58341e+102

El conjunto de las especies que constituyen la comunidad demersal norte (Figura 12) nos enseña que la SSB ha tendido a disminuir ligeramente hasta 2005 y luego aumenta considerablemente. La tendencia para la SP es parecida, disminuyendo por debajo de 100 mil t hasta el 2002 para luego sufrir un aumento. A partir del 2010, la biomasa reproductora ha aumentado fuertemente hasta alcanzar valores de 400.000 t. Este aumento bruto se explicaría por la disminución de las capturas en los últimos 10 años mientras que la producción

excedentaria se mantiene estable entre valores de 150,000 t y 200,000 t. La especie del norte con mayor biomasa es la merluza, que es la que tiene un mayor impacto en este análisis.

En cuanto al stock del sur, la SSB ha sufrido un fuerte descenso en los años históricos y ha pasado de 50.000 t a 10.000 t en 10 años. A partir de 1995, la SSB comenzó a aumentar de nuevo a lo largo de los años y finalmente alcanzó los 30mil t. La producción ha tenido una tendencia que fluctúa a lo largo de los años con un pico en los años 1995 y 2009.

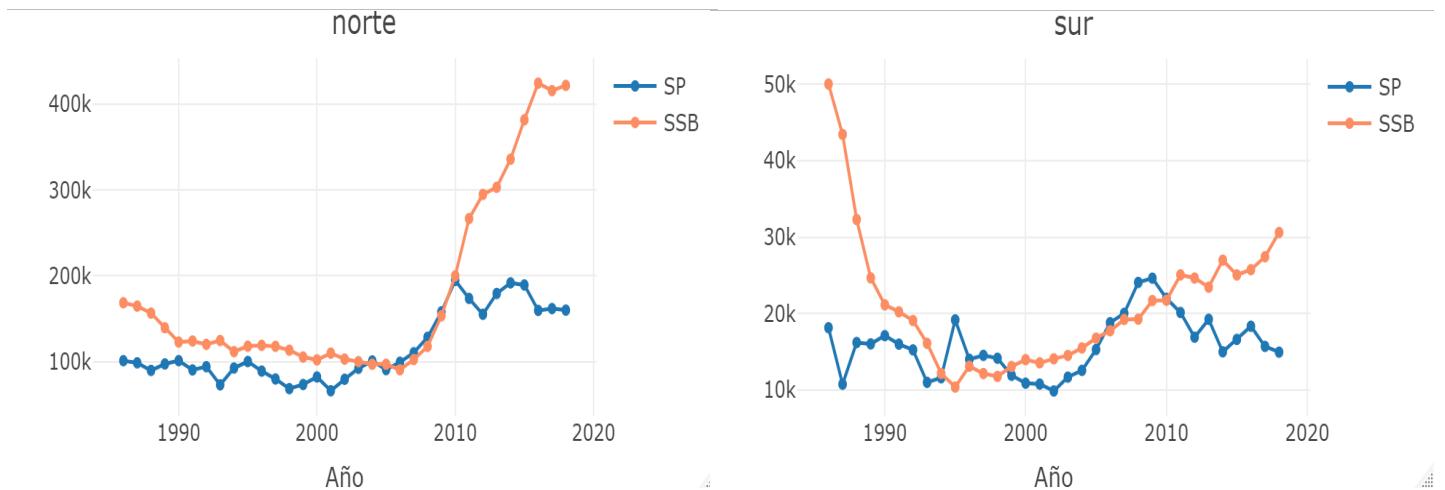


Figura 12: Tendencias observadas del SP y de la SSB para los Stocks norte y sur (comunidad demersal norte y comunidad demersal sur)

La tendencia observada de la producción excedentaria y de la estimación del modelo es diferente según el stock (Figura 13). Observamos que para la población del norte la tendencia durante los primeros años de la serie histórica es decreciente tanto para la SP como para la SSB con una producción por debajo de 100 mil t y una biomasa por debajo de 200 mil t, pero durante los últimos 11 años la producción alcanza un valor entre 150 mil-200 mil t y la biomasa llega a 400 mil t. De esta curva se deduce que la biomasa ha alcanzado realmente un nivel muy alto para este conjunto de especies del stock norte.

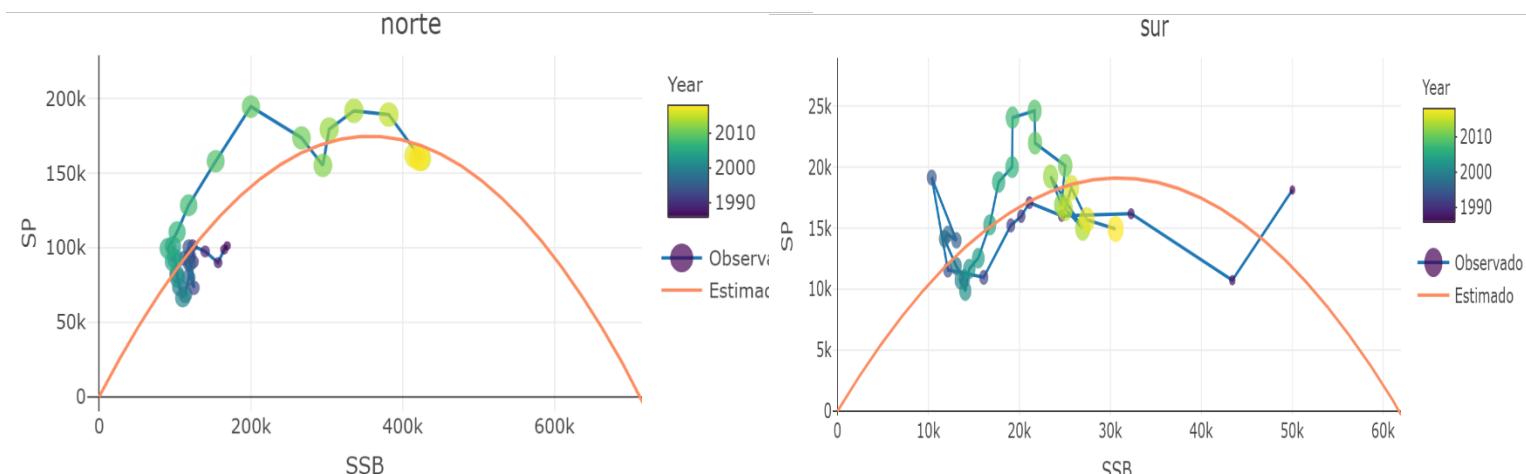


Figura 13: Ajuste del modelo de Schaefer a los dos Stocks norte y sur (comunidad demersal norte y comunidad demersal sur)

La biomasa que da el máximo rendimiento sostenible es de 174832 t (stock norte) mientras que para la comunidad del sur el B_{msy} es de 19138 t, podemos ver que el tamaño de la comunidad del norte es más grande. Sin embargo, la comunidad del sur es más productiva con un índice MSY/B_0 de $0,3 > 0,24$ (Tabla 6). Ambas comunidades se encontrarían a niveles de biomasa capaces de producir su MSY.

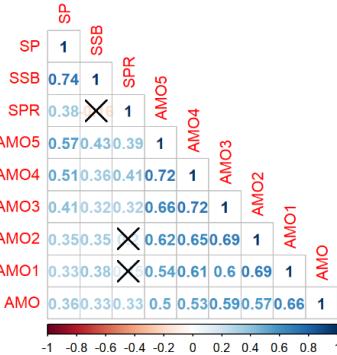
Tabla 6: Puntos de referencia biológicos de cada Comunidad (norte y sur)

Stock	B_0	B_{msy}	MSY	MSY/B_0
Norte	713163	356581	174832	0,24
Sur	61838	30919	19138	0,30

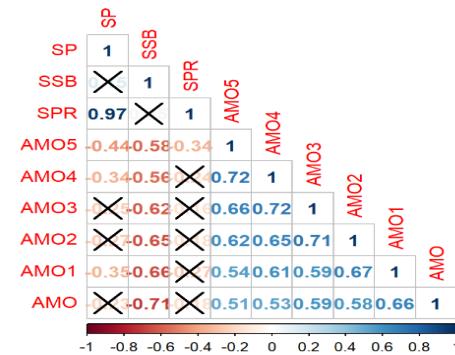
3.4. Factores ambientales. Análisis de correlación

Según los resultados del análisis de correlación realizado entre las variables ambientales AMO, NAO y el SP, SPR y SSB, hemos visto correlaciones significativas entre AMO y el SP de la sardina del sur para los lags de 4 y 5 años, y entre AMO y el SP de la merluza para todos los lags (véase Figura 14), el lag más significativo del rape es el lag0. En el caso de la merluza norte observamos el mayor grado de correlación en los lags de 4 y 5 años. Vamos a integrar los lags más significativos en los modelos.

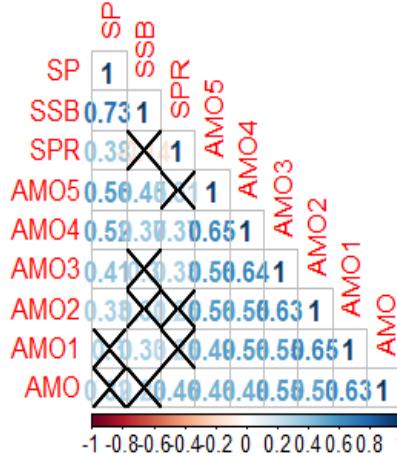
Merluza Norte



Sardina Sur



merluza



rape

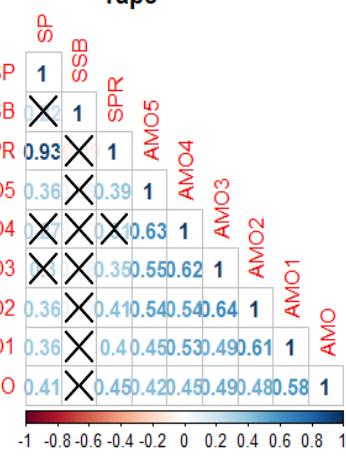
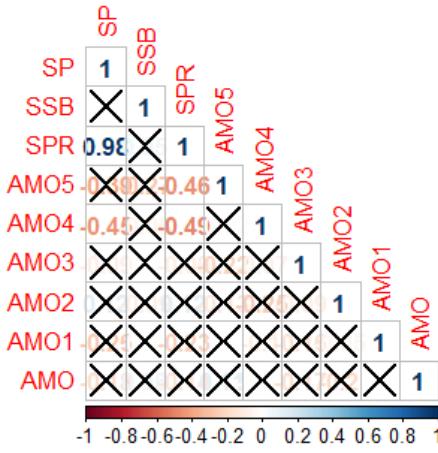


Figura 14: Análisis de correlación entre AMO y SP-SSB-SPE.

sardina



norte

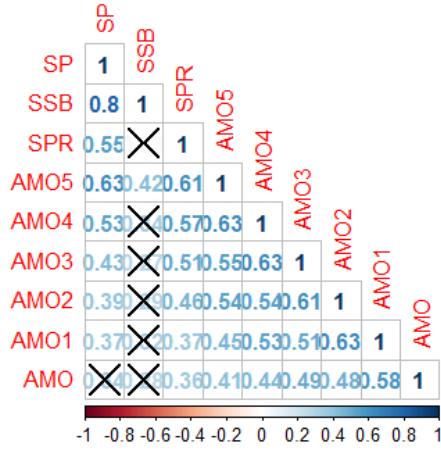


Figura 14(Continuación): Análisis de correlación entre AMO y SP-SSB-SPE.

También se puede observar que se obtienen correlaciones significativas para el stock multiespecies del norte en todos los lags temporales. Incorporaremos el lag 5 en los modelos con variables ambientales (Figura 14).

La covariante NAO fue mucho menos significativa en el análisis. Sin embargo, integraremos el lag 2 del stock de gallo en los modelos (Figura 15).

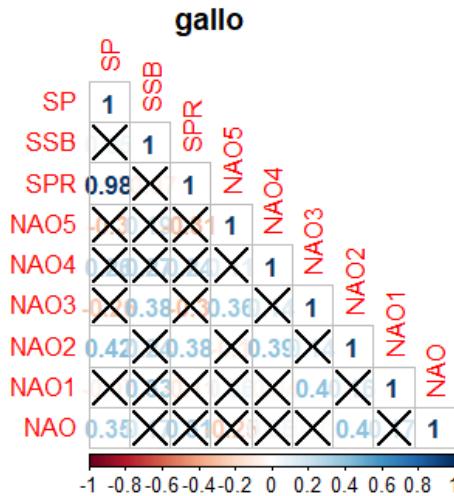


Figura 15: Análisis de correlación entre NAO y SP-SSB-SPE. (stock norte)

3.5. Análisis ambiental

En la Sección 2.4 hemos presentado dos modelos de producción que incorporan covariables ambientales, el modelo de efecto aditivo de las mismas, ecuación (3), y el modelo multiplicativo, ecuación (5). En esta sección aplicaremos ambos modelos y compararemos su comportamiento, concluyendo cuál de los modelos puede ser preferible en términos de error, definiendo el error como la diferencia entre las observaciones y los valores estimados por el modelo.

❖ sardina sur

La Figura 16 muestra el plot de la Surplus Production/año para la sardina sur (8c9a) enseñando la SP observada (calculada), la SP estimada del modelo (rojo), y luego el modelo con efecto aditivo (naranja) y efecto multiplicativo (verde).

Los principales resultados son que el modelo con efectos ambientales aditivos nos enseña una tendencia que varía y fluctúa más a lo largo de los años en comparación con el modelo sin AMO. Lo que podemos concluir es que la variable ambiental ha afectado la SP de manera neutra, es decir que no tenía un grande impacto sobre la SP estimada, pero a partir de 2002 se ve que influyó negativamente la producción excedentaria de tal manera que haya empezado a disminuir hacia niveles muy bajos.

El modelo con efecto multiplicativo no enseña un efecto negativo de la covariante AMO, pero muy pronto. A partir del año 1985 la SP ha ido disminuyendo. Aunque antes de este año hay un efecto levemente positivo sobre la producción excedentaria.

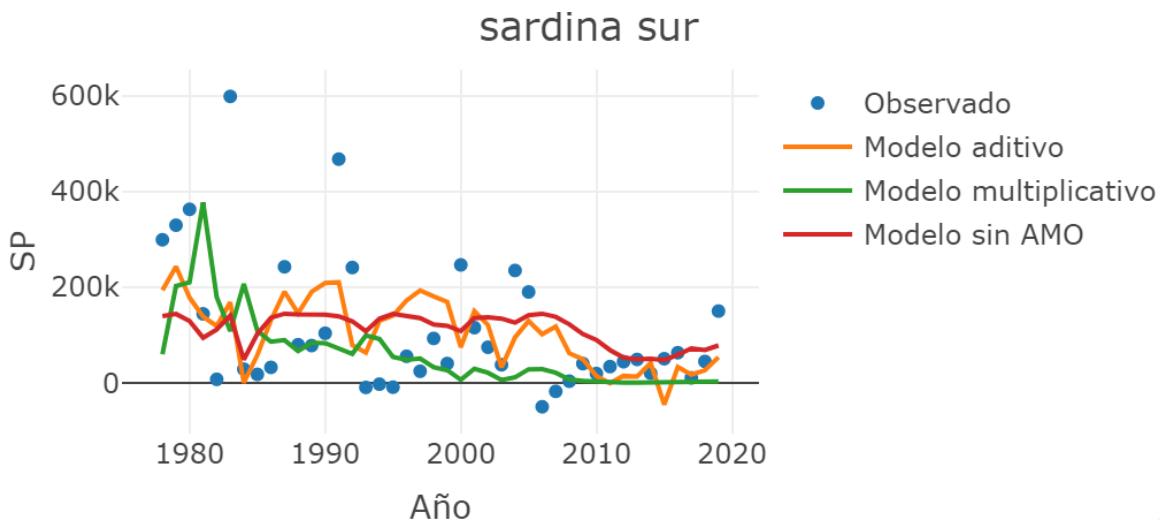


Figura 16: Comparación de la predicción de la producción excedentaria en cada modelo para la sardina stock sur

Por otra parte, hemos comparado las estimaciones realizadas por cada uno de los modelos con las observaciones empleando diferentes medidas de error. Las medidas de error son MAPE y RMSE. Los valores de ambas medidas de error junto al valor del AIC se pueden ver para cada uno de los modelos en la Tabla 7. Observando la Tabla 7, el modelo aditivo sería el seleccionado teniendo en cuenta que proporciona los menores valores de AIC, MAPE y RMSE. El modelo multiplicativo no tiene coeficientes significativos por lo que queda eliminado de la comparativa. Por último, cabe mencionar que el modelo aditivo tiene como valor el parámetro $c = -5,357e+04$, el cual indica un impacto negativo de la covariable AMO sobre la producción excedentaria. Fijándonos en la Figura 14 el impacto negativo se ve claramente a partir de los años 2000 ya que la producción excedentaria de este modelo baja a un valor negativo en 2015 igual a -45mil.

Hemos integrado al modelo aditivo la covariable SST (8c9a) (Figura 17) para ver si hay una influencia sobre el stock de sardina sur. La Figura 18 nos muestra que efectivamente este índice tiene un impacto más o menos negativo sobre la producción. Vemos en la curva que el modelo con SST fluctúa más y tiene valores más inestables, pero sobre todo más negativos a partir del año 2004. El valor estimado de c es negativo: $-6,584e+04$.

sardina sur

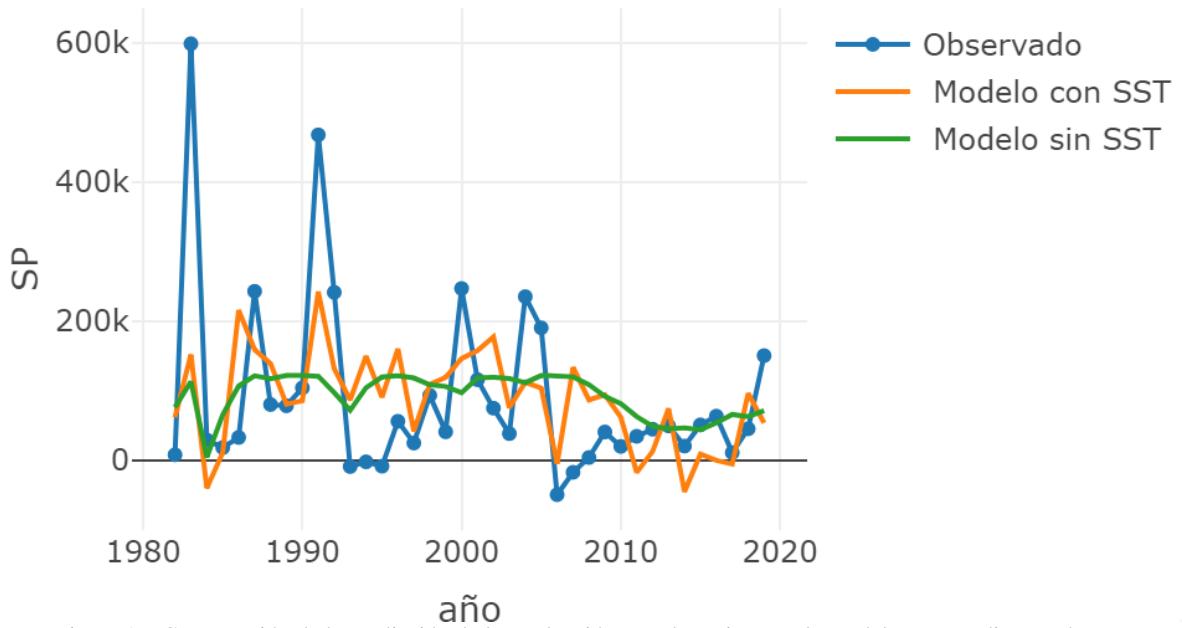


Figura 17: Comparación de la predicción de la producción excedentaria en cada modelo para sardina stock sur

❖ merluza norte

Para la merluza del stock norte (7-8abd), vemos que el modelo aditivo tiene más o menos la misma tendencia que el de la SP estimada (Figura 18). Viendo el ajuste del modelo el parámetro c es igual a $1,100e+04$, y es positivo. Este resultado indica que el efecto es positivo y se aprecia en la curva que, a partir de 2002, la curva del modelo con efecto aditivo está por encima de la curva sin AMO.

Sin embargo, el modelo multiplicativo nos enseña un efecto negativo. La curva desde el principio está por debajo de las demás curvas, disminuye mucho a lo largo de los años hacia niveles muy bajos de SP, y a partir de 2010 empieza a aumentar mucho. El parámetro c aquí es negativo $-0,49594$. La Tabla 7 nos confirma que el modelo aditivo es el mejor modelo teniendo los valores de AIC, RMSE y MAPE más bajos.

merluza norte

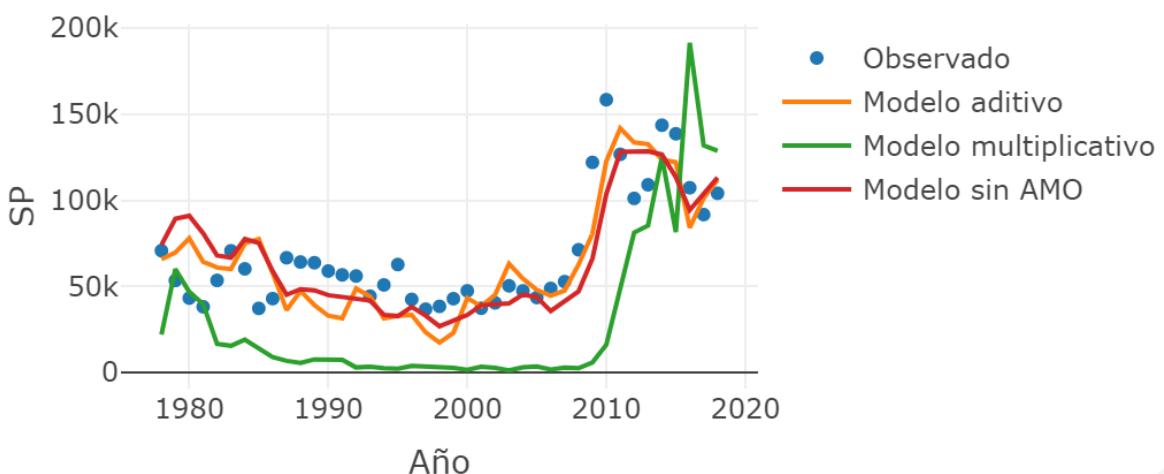


Figura 18: Comparación de la predicción de la producción excedentaria en cada modelo para la merluza stock norte

Tabla 7: Medidas de Error asociada a cada modelo (sardina sur y merluza norte)

Especie/stock	Modelo	AIC	MAPE	RMSE
sardina sur	Aditivo	1110,793	159,0607	788893,2
	Multiplicativo	Coeficientes no significativos	Coeficientes no significativos	Coeficientes no significativos
	Sin covariable ambiental	1115,079	189,132	850196,8
merluza norte	Aditivo	936,7772	11,31522	128591,8
	Multiplicativo	1014,459	29,82747	339804,8
	Sin covariable ambiental	943,4366	11,47793	142914,5

❖ rape norte

El rape del norte (Figura 19) también nos muestra que el modelo aditivo (curva naranja) tiene una tasa de fluctuación mucho mayor. La curva del modelo sin covariable (curva verde) fluctúa entre 20mil t y 30mil t a lo largo de los años. A partir de 1997 podemos ver que el modelo aditivo aumenta la producción. El parámetro $c = 4,498e+03$ es positivo. Podemos concluir que el AMO ha impactado positivamente en el SP. La Tabla 8 confirma que el modelo aditivo se ha ajustado mejor.

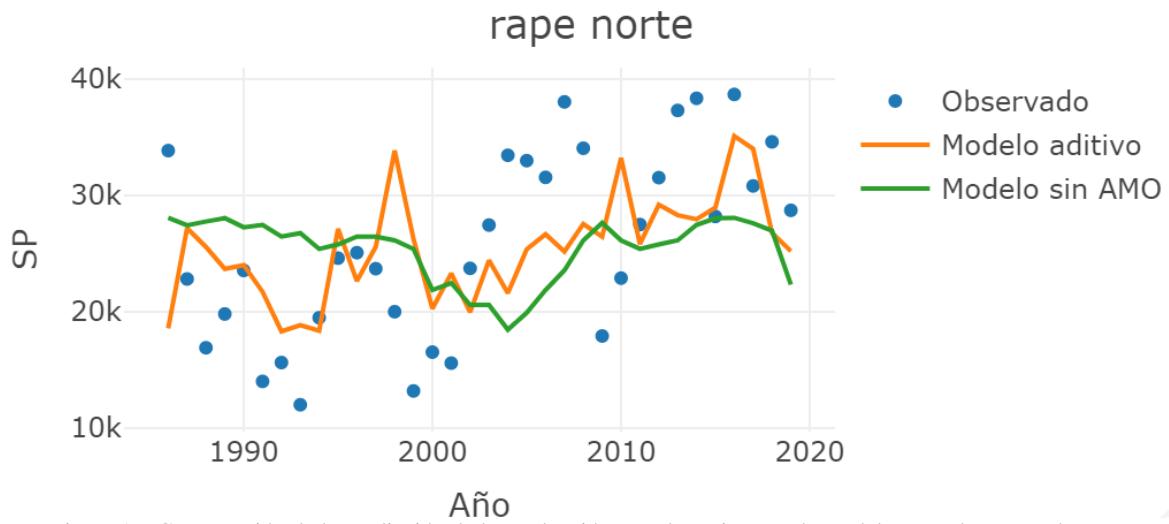


Figura 19: Comparación de la predicción de la producción excedentaria en cada modelo para el rape stock norte

Tabla 8: Medidas de Error asociados a cada modelo para el rape norte

Especie/stock	Modelo	AIC	MAPE	RMSE
Rape norte	Sin covariable ambiental	718,3648	11,4852	50020,84
	Aditivo	709,8352	9,086113	42845,13

❖ merluza (stock norte y sur)

La merluza (norte y sur) tiene la misma tendencia que la merluza del stock norte (Figura 20). Ya hemos visto que la población de la merluza del norte es dominante en relación con la del sur y esto se puede ver en esta figura que también muestra un impacto positivo de la variable AMO. El valor del parámetro c es positivo e igual a 9,079e+03. El modelo aditivo es el mejor modelo para la estimación de los parámetros (Tabla 9).

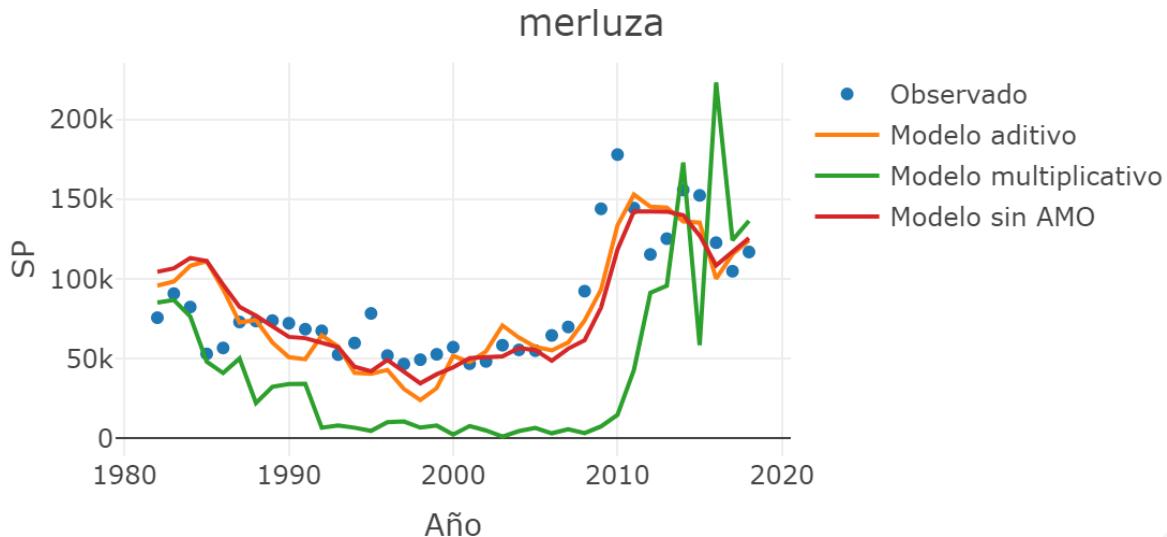


Figura 20: Comparación de la predicción de la producción excedentaria en cada modelo para el stock merluza (sur y norte)

Tabla 9: Medidas de Error asociados a cada modelo para la merluza (norte y sur)

Especie/stock	Modelo	AIC	MAPE	RMSE
merluza (norte y sur)	Sin covariable ambiental	855,939	7,744687	143226,4
	Aditivo	853,3018	8,302764	134526,7
	Multiplicativo	925,9188	23,24677	368742,9

❖ Rape (stock norte y sur)

Podemos ver en la Figura 21 que también la tendencia de la especie es similar a la del rape del norte, la curva del modelo sin covariable es la misma con un ligero desplazamiento hacia arriba, también podemos ver que la población de rape del norte ha sido dominante en el análisis. El modelo aditivo nos muestra una tendencia similar con una fase en la que podemos ver que la curva del modelo aditivo está por encima del otro modelo. El valor del parámetro c es igual a 3,739e+03. La Tabla 10 nos muestra una vez más que el modelo aditivo se ajusta mejor.

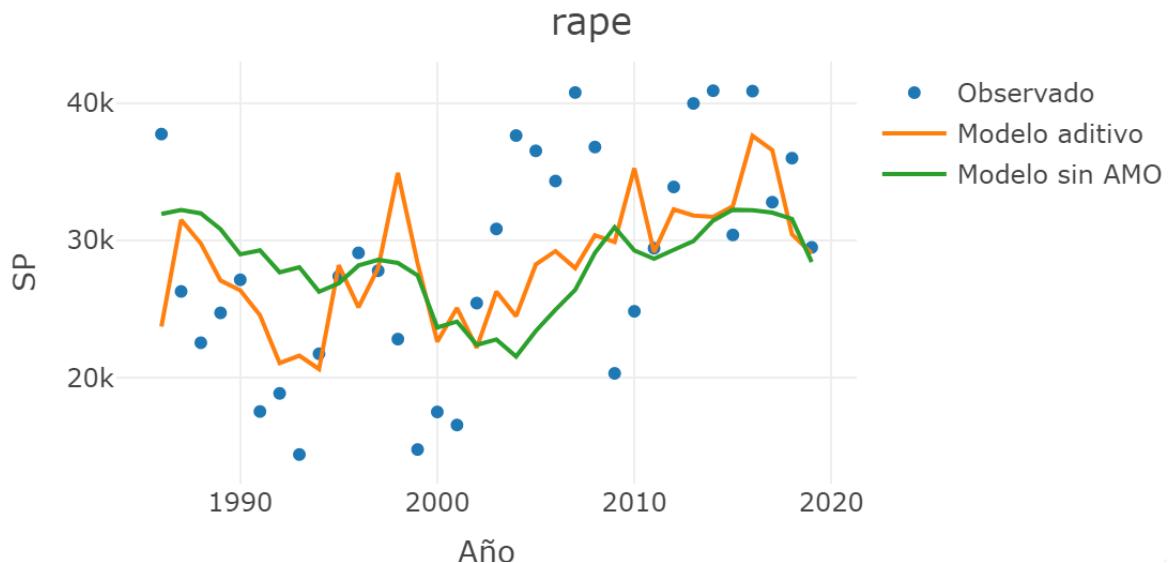


Figura 21: Comparación de la predicción de la producción excedentaria en cada modelo para el stock rape (sur y norte)

Tabla 10: Medidas de Error asociados a cada modelo para el rape(norte y sur)

Especie/stock	Modelo	AIC	MAPE	RMSE
Rape (norte y sur)	Sin covariable ambiental	714,1126	9,18171	46988,67
	Aditivo	708,223	7,799396	41841,26

❖ Sardina (stock norte y sur)

También podemos ver en la Figura 22 que el stock sur de sardina también ha sido influenciado en la estimación. Si observamos los dos modelos, podemos ver que la estimación del modelo sin covariables fluctúa en torno a los 100 millones de toneladas. La estimación del modelo aditivo con la variable AMO nos muestra una fluctuación entre 0 y 200 mil t. Vemos dos años con valores muy bajos, 2002 y 2014, y dos picos en 2002 y 2013. La Tabla 11 nos muestra que el modelo más cercano a la realidad es el modelo aditivo y podemos ver que mejora el ajuste y la estimación de los parámetros. El valor de los parámetros ambientales es igual a $c = -4,168e+04$. es un valor negativo que nos muestra que la variable ha influido negativamente en el excedente de producción.

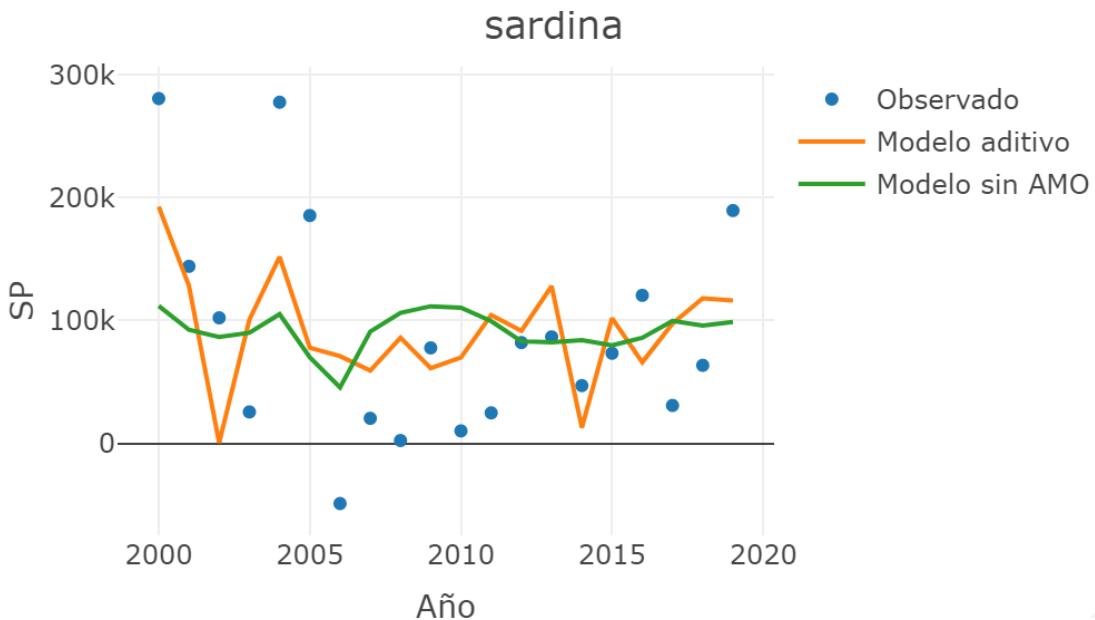


Figura 22: Comparación de la predicción de la producción excedentaria en cada modelo para el stock sardina (sur y norte)

Tabla 11: Medidas de Error asociados a cada modelo para la sardina (sur y norte)

Especie	Modelo	AIC	MAPE	RMSE
sardina (norte y sur)	Sin covariable ambiental	515,6921	73,48607	369989,7
	Aditivo	512,2101	61,2377	322603,6

❖ Gallo(stock norte y sur)

Para el stock de gallo (Figura 23) podemos ver en la figura que hasta el año 2000 el modelo con la variable NAO ha estimado valores más altos que el que no tiene variables y que tiene una tendencia bastante estable a lo largo de los años con valores ligeramente inferiores a 20mil t. En 2012 el modelo aditivo tiene un valor muy bajo igual a 10mil t. Mirando la Tabla 12 y viendo que el parámetro c es igual a $2.554e+03$, podemos ver que esta variable ha tenido un efecto positivo en el excedente de producción. Los parámetros con el modelo aditivo han sido mejorados (Tabla 12).

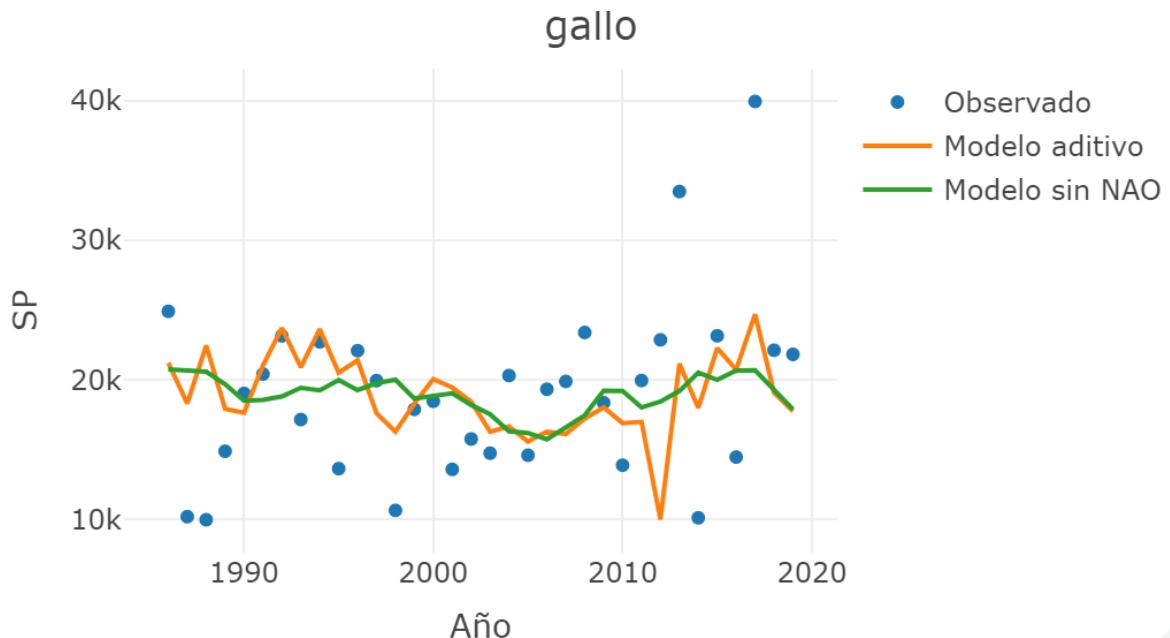


Figura 23: Comparación de la predicción de la producción excedentaria en cada modelo para el stock gallo (sur y norte)

Tabla 12: Medidas de Error asociados a cada modelo para el gallo (norte y sur)

Especie	Modelo	AIC	MAPE	RMSE
Gallo (norte y sur)	Sin covariable ambiental	697,8432	9,903384	36990,11
	Aditivo	694,3649	8,904814	34126,98

❖ Stock norte(comunidad demersal norte)

Para el stock agregado (norte) el parámetro $c = 1,490\text{e}+04$ es positivo. Podemos decir que el AMO tiene una influencia bastante positiva en este ecosistema. Vemos en el gráfico de la Figura 24 que, a partir de 2001, la curva de modelo aditivo ha sido por encima de la curva del modelo sin AMO. La Tabla 24 nos enseña que el modelo aditivo se ajusta un poco mejor que el modelo sin covariables.

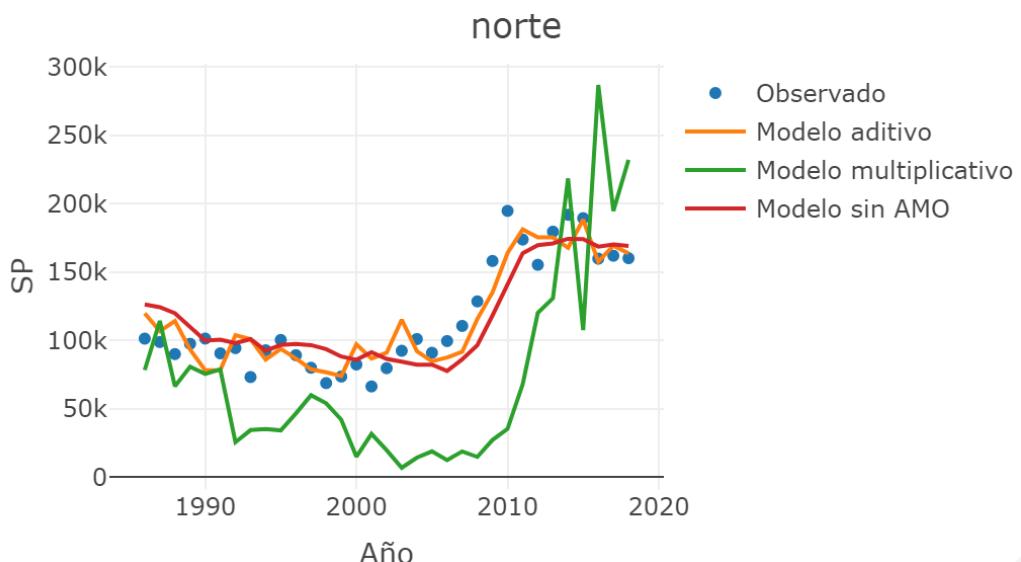


Figura 24: Comparación de la predicción de la producción excedentaria en cada modelo para el stock norte

Tabla 13: Medidas de Error asociada a cada modelo para el stock norte

Stocks	Modelo	AIC	MAPE	RMSE
Norte	Aditivo	753,3878	4,866083	111643,8
	Multiplicativo	841,1315	22,21453	434879,1
	Sin covariable ambiental	753,4713	5,026937	115224,5

En el análisis de correlaciones realizado (Anexos 2 y 3) tuvimos relaciones significativas entre AMO y SP y entre NAO y SP, sin embargo, en este último apartado solo hemos mostrado los resultados de los modelos que se ajustaron, ya que al integrar las covariables AMO y NAO, el modelo no logra estimar los parámetros y no logra converger

4 Discusión

4.1 Explotación de los datos

El objetivo clave de cualquier enfoque ecosistémico es mantener la productividad y las capturas de las poblaciones de peces dentro de un rango deseado (Mueter y Megrey, 2006) por lo cual el objetivo de este estudio ha sido ver el comportamiento de cada especie en cada una de las dos regiones estudiadas, analizando la variación de la producción y la biomasa y comparándola en las dos áreas para cada stock. Además, con el fin de obtener una visión del comportamiento y la tendencia de los stocks en las dos zonas, se ha analizado el conjunto de los stocks, lo que denominamos en este estudio como análisis multi-stock. Este análisis ha sido realizado con el fin de poder comparar la dinámica de cada stock en relación a los otros en una gran parte del Atlántico a nivel individual y de comunidad. Se calcularon para cada análisis los PRB más importante como el MSY, que nos permite tener un límite en la gestión de la pesquería de cada stock y para evitar la sobreexplotación y el B_0 , que nos permite calcular un índice de productividad, dando una visión bastante clara sobre el stock y teniendo en cuenta la diferencia de tamaño MSY/B_0 .

El objetivo de estos PRB no es tener valores y estimaciones exactas sino más bien orientarnos y ayudarnos a tener una visión más clara de cada población estudiada, por lo que facilitará más la toma de decisiones y la gestión, permitiéndonos comparar las diferentes zonas y las diferentes especies entre ellas.

La metodología utilizada para analizar la historia de la producción de las dos poblaciones, la merluza del norte y la sardina, también nos ha permitido hacernos una idea del curso de los acontecimientos, hemos podido distinguir la evolución retrógrada de la productividad de la población, así como la detección de una fecha clave que representa el inicio de un cambio. De hecho, la mayoría de los lags significativos fueron superiores a 1 en la mayoría de las poblaciones, normalmente entre 4 y 5, esto podría implicar que el medio ambiente está afectando más al reclutamiento de peces. Para el stock de merluza norte la hipótesis que pusimos en la sección de resultados preliminares se valida por el hecho de que el medio ambiente ha tenido una influencia en el aumento de las capturas, la producción y la biomasa reproductiva, sólo hemos utilizado índices, pero nos da una pista y nos permite suponer que para este stock la influencia era mixta.

La incorporación de las covariables de AMO, NAO y SST nos permitió tener una idea sobre la influencia del medio ambiente en la producción, es decir que tal vez todavía no pudimos tener conclusiones muy precisas con respecto a la influencia de las variables ambientales en la producción, pero pudimos ver que algunas de ellas han mejorado en cierto modo el ajuste del modelo. En particular, para la mayoría de los stocks los cambios de biomasa y de la producción excedentaria están influenciados por la actividad de pesca (sobreexplotación), y algunos están influenciados por el medioambiente con efectos positivos o negativos sobre la SP.

4.2 Estudios similares

Cabe señalar que hay pocos estudios que utilicen la ecuación de Schaefer con biomasa conocida y con variables ambientales. Estos modelos son una posible alternativa cuando se dispone de pocos datos sobre una especie, pero esto no significa que las estimaciones y los puntos de referencia derivados de este sencillo modelo no sean importantes y relevantes. Aun así, habría que tener cuidado en la interpretación de las estimaciones de los puntos de referencia de los modelos de producción agregada, ya que no tienen en cuenta las diferencias de productividad entre las especies.

En otros estudios este indicador se ha denominado más bien MMSP (Mueter y Megrey, 2006) y se considera un punto de referencia como hemos visto en la sección 1.1.1. de Introducción. En este estudio, a diferencia de (Mueter y Megrey, 2006; Bundy et al., 2012) utilizamos la biomasa reproductiva y no la biomasa total porque los datos de la biomasa no estaban disponibles y porque pensamos que la SSB nos daría resultados similares.

El análisis de cada población y de cada especie por separado ha mostrado similitudes con otros trabajos realizados, en particular la población de caballa atka en el trabajo de (Mueter y Megrey, 2006), donde esta población muestra una tendencia en la producción excedente que es casi idéntica a la de la población de merluza del norte, con una tendencia en el sentido de las agujas de un reloj. Sin embargo, la población de merluza del norte se distingue por una fase en la que la producción sufre un cambio de régimen bastante importante. En el trabajo de (Mueter y Megrey, 2006), la gran mayoría de las poblaciones tienen una tendencia en el sentido de las agujas del reloj, caracterizada por un periodo de biomasa relativamente baja y un exceso de producción relativamente alto o creciente desde finales de los años 70 hasta principios o mediados de los 80. Este elevado exceso de producción dio lugar a tendencias crecientes en la biomasa de la mayoría de las poblaciones, al menos hasta mediados de los años 80 o principios de los 90 (Mueter y Megrey, 2006). En este trabajo las poblaciones con tendencia en el sentido de las agujas del reloj son diferentes. Hay algunos que se caracterizan de hecho por una biomasa reproductiva muy baja al principio de los años de la serie histórica y a medida que pasa el tiempo tanto la producción como la biomasa aumentan a lo largo de los años como es el caso de la merluza del norte. Otros stocks nos muestran una tendencia similar pero con una biomasa y una producción inicial bastante estables como la rape y el stock de gallo del norte y otros que tienen una situación diferente donde de hecho el stock empieza con una producción y SSB alta y disminuye a lo largo de los años hasta valores muy pequeños. Lo que podemos ver con el ejemplo es que los stocks que sufren una degradación de la producción en el trabajo de (Mueter y Megrey, 2006) son claros, visibles y la disminución es constante, al contrario de lo que vemos en este trabajo donde incluso cuando el stock alcanza en 2020 valores muy bajos, la disminución es gradual con fluctuaciones.

El análisis de los dos complejos multistocks del Atlántico Norte y del Sur mostró claramente que la especie que domina las tendencias en ambos complejos es la merluza. De hecho, el tamaño de la población de esta especie es mayor que el de las demás. En el estudio de Mueter y Megrey (2006), la biomasa de los peces demersales estaba dominada por el abadejo de Alaska (*Theragra chalcogramma*) en el Mar de Bering y por el abadejo y la platija de dientes de flecha (*Atherestes stomias*) en el Golfo de Alaska.

También hay que tener en cuenta que la tendencia de la producción es siempre variable de una población a otra, de una especie a otra, con fases a veces negativas y a veces positivas, debido a que está muy influenciada por la actividad pesquera y por el medio ambiente.

(Mueter y Megrey, 2006) no estimó ni calculó los puntos de referencia biológicos para las poblaciones de una sola especie, como se hizo en este estudio. En el estudio de (Mueter y Megrey, 2006) era mucho más importante ver los niveles ecosistémicos de MMSP de cada región, Mar de Bering oriental/Islas Aleutianas/Golfo de Alaska. Estos autores estimaron el MMSP (equivalente al MSY) para estas dos regiones en 350.000 t en el Golfo de Alaska, y 2500.000 t en el Mar de Bering/Islas Aleutianas. Vemos que una zona tiene un MSY 7 veces menor que la otra. Si comparamos sus resultados con los de nuestro estudio, donde estimamos un valor para el norte de 174832,1 t y el sur de 19138,91 t, resulta que la zona sur tiene un MSY 9 veces menor que la zona norte.

El análisis medioambiental en la literatura se ha tratado de forma diferente en cada estudio. Tanto (Mueter y Megrey, 2006) (Bundy *et al.*, 2012) probaron la influencia de cada variable ambiental en cada complejo multi-stock para ver si tenía un impacto en los PRB y especialmente en el MSY. En este trabajo hemos hecho lo mismo, pero también hemos intentado ver su influencia en las poblaciones de una sola especie. Para ver si una variable habría tenido alguna influencia. En este trabajo también hemos utilizado los dos métodos de incorporación de índices ambientales (de forma aditiva y multiplicativa), pero antes hemos tenido que hacer un análisis de correlación entre la Producción excedentaria, los residuos SPR y los índices ambientales que teníamos (AMO, NAO y SST) para ver cuáles eran significativos para su incorporación en los modelos de Schaefer y especialmente saber que lag temporal incorporar. (Mueter y Megrey, 2006) utilizaron un nivel de confianza del 90% en el análisis de correlación mientras que nosotros utilizamos un intervalo del 95%, además los índices ambientales utilizados en su trabajo son índices específicos de la región, cuales el índice de oscilación del sur (SOI) y el índice de oscilación decenal del Pacífico PDO(Mueter and Megrey, 2006). Nosotros hemos utilizado índices que afectan a toda la zona de estudio, cuales el AMO, NAO, y un índice para la zona (8c9a), la SST. Para los índices de AMO y NAO nos fijamos según el análisis de correlación que el NAO es significativo solamente para algunas especies, mientras que el AMO es significativo en muchas especies. Los lags temporales más significativos fueron los 4 y 5. que se usaron en la modelización. Según el análisis de correlación (Bundy *et al.*, 2012), el desfase de las variables ambientales era en la mayoría de los casos inferior a 3 o 4 años. Además (Bundy *et al.*, 2012) también trató una zona del Mar Atlántico Norte, comparable a nuestra población de los stocks norte. En este caso específico Bundy y coautores encontraron en el análisis de correlación que el índice AMO era significativo para el lag 0 mientras que para nosotros fue significativo en todos los lags.

En el trabajo de (Mueter y Megrey, 2006), según un estudio comparativo la ecuación de efecto multiplicativo mostraba mejor el efecto de las variables ambientales y para ello mostraba sólo los resultados con efecto multiplicativo. En este trabajo probamos ambas ecuaciones para ver cuál nos daba un mejor resultado, nos dimos cuenta, con la ayuda de los índices AIC, RMSE y MAPE, que el modelo que se ajustaba mejor entre estos dos era el aditivo, y de hecho en la mayoría de los resultados del modelo aditivo siempre tenía los valores más bajos de estas medidas de error. Es decir, un ajuste más cercano a la realidad. Estas diferencias entre estos trabajos podrían deberse a que las especies utilizadas son

diferentes, pero también al número de especies de cada población multiespecífica. En este trabajo el complejo multiespecífico tiene sólo 3 especies, mientras que en el estudio la de Mueter y Bundy eran >10 especies. Además, en estos dos últimos trabajos las poblaciones tenían un conjunto de datos más amplio, mientras que en este estudio hemos tenido que remover datos para tener una única población que representase a una población multiespecífica y por esta razón la estimación de los parámetros podría ser diferente a la de los otros trabajos. De hecho, la estimación de los parámetros a , b y c depende mucho de la calidad de los datos y del método de estimación. En este trabajo la estimación de los parámetros se realizó directamente en el software R utilizando el método de los mínimos cuadrados no lineales *nls*. Sin embargo, este método no se ha utilizado en otros trabajos como, por ejemplo, (Mueter and Megrey, 2006) que utilizó otro enfoque en el que las estimaciones se obtuvieron en un marco bayesiano utilizando los métodos de Monte Carlo de cadenas de Markov implementados en WinBUGS (Spiegelhalter *et al.*, 1996). Bundy y coautores (2012) utilizaron un enfoque de regresión por mínimos cuadrados utilizando el paquete '*nlme*' (Pinheiro y Bates, 2000) en R. Estos diferentes métodos dieron lugar a diferentes estimaciones de los parámetros, aunque el modelo era el mismo.

4.3 Límites del estudio

En este estudio se han encontrado muchas dificultades, la falta de datos ha sido una limitación en este trabajo y sobre todo respecto a los datos ambientales. De hecho, existen pocos datos ambientales disponibles de forma gratuita, la mayoría de los datos e índices ambientales requieren una solicitud formal para su obtención o están reservados para personas que tienen una licencia. También nos encontramos con muchas dificultades en relación con la estimación de los parámetros de los modelos ajustados. En algunos casos, la función *nls* utilizada en R no ha convergido, debido muy probablemente a la calidad de los datos analizados.

5 Conclusión

En base a los resultados obtenidos en este estudio, podemos concluir que:

- La aplicación de modelos de biomasa conocida a los stocks estudiados nos permite abordar cuestiones que no pueden ser abordadas con los procesos de evaluación habituales.
- Las especies con el mayor MSY fueron la merluza stock norte y la sardina stock sur.
- El índice de productividad (MSY/B_0) calculado varía entre 0,1 y 0,3 para todos los stocks estudiados.
- Distinguimos dos grupos con una productividad comparable (RMS/B_0): (1) la merluza norte/sur, rape norte/sur; (2) la sardina norte/sur, gallo norte. La sardina sur teniendo la ratio más bajo.
- El resultado del análisis retrospectivo muestra que para la población de merluza del norte ha habido un cambio de régimen muy claro que tiene lugar en 2007, y para la sardina sur el cambio de régimen se ha realizado gradualmente.
- El cambio de régimen de la merluza es debido a la influencia de factores ambientales.
- Los Covariables ambientales de AMO se incorporan mejor en los modelos que el NAO.
- El excedente de producción para la mayoría de los casos se ve afectado por la pesca y especialmente por la sobreexplotación.
- Los stocks: merluza norte, merluza (norte y sur), rape, y comunidad norte están influenciados positivamente por el AMO y la sardina sur y sardina (norte y sur) negativamente.
- El Stock gallo es el único stock influenciado por la covariable NAO
- La influencia de las variables ambientales es generalmente positiva sobre la producción excedentaria.
- La merluza y el rape en toda la zona de estudio (norte y sur) tienen una alta productividad y son superiores a la del gallo y la sardina.
- Para cada población monoespecífica y multiespecífica tenemos un valor de MSY considerado como límite de gestión.
- Los lags más significativos son los lags 4 y 5, por lo tanto, el impacto del medio ambiente en el reclutamiento es la hipótesis más adecuada.
- El índice AMO y la SST mejoran el ajuste de algunos stocks, aunque el NAO no tiene efecto.
- El modelo aditivo explica mejor la influencia de las variables ambientales.
- La estimación de los parámetros es una etapa muy importante en los modelos con biomasa conocida y con covariables ambientales.
- El stock agregado multiespecie estima mejor los PRB que la suma de los puntos de los stocks monoespecíficos.

De hecho, los modelos sencillos con biomasa conocida podrían utilizarse para el análisis y la gestión de las poblaciones cuando no hay suficientes datos sobre las especies y sus interacciones. El enfoque ecosistémico nos da una estimación cualitativa del estado de las poblaciones con sólo dos tipos de datos de entrada (capturas y biomasa).

Para mejorar este trabajo, se podría analizar aún más los efectos de las variables ambientales utilizando una variedad de factores tanto regionales como globales, también se podría intentar maximizar y mejorar la estimación de los parámetros utilizando métodos más eficientes del *nls*. Además, se podrían analizar muchas más especies en el stock multiespecífico y también comparar diferentes zonas geográficas (Pacífico, Mediterráneo etc).

Bibliografía

- Abdelouahab, H. *et al.* (2016) “Mortality of early life stages of European pilchard Sardina pilchardus along the Atlantic Coast of Northwest Africa (22°30'N-26°N),” *Revista de biología marina y oceanografía*, 51(3). doi: 10.4067/S0718-19572016000300001.
- Álvarez, P. *et al.* (2001) “Spatial and temporal distribution of European hake, Merluccius merluccius (L.), eggs and larvae in relation to hydrographical conditions in the Bay of Biscay,” *Fisheries Research*, 50, pp. 111–128.
- Andreu, B. (1969) “Las branquispinas en la caracterización de las poblaciones de Sardina pilchardus (Walb).”
- Azevedo, M. and Pereda, P. (1994) “Comparing monkfish (*Lophius piscatorius* and *L. budegassa*) abundance in ICES Division VIIIc by year and depth strata,” *ICES CM*, p. 7.
- Brown, B. E. *et al.* (1976) “The effect of fishing on the marine finfish biomass in the Northwest Atlantic from the Gulf of Maine to Cape Hatteras,” *International Commission for the Northwest Atlantic Fisheries Research Bulletin*, 12, pp. 49–68.
- Bundy, A. *et al.* (2012) “Common patterns, common drivers: Comparative analysis of aggregate surplus production across ecosystems,” *Marine Ecology Progress Series*, 459, pp. 203–218. doi: 10.3354/meps09787.
- Caddy, J. and Mahon, R. (1995) “Reference Points for Fisheries Management,” *FAO Fisheries Technical Paper No. 347*, 347, p. 83.
- Caruso, J. H. (1986) “Lophiidae,” *Fishes of the North-Eastern Atlantic and the Mediterranean*, 3, pp. 1362–1363.
- Casey, J. and Pereiro, J. (1995) “European hake (*M. merluccius*) in the North-east Atlantic,” in *Hake*. Springer Netherlands, pp. 125–147. doi: 10.1007/978-94-011-1300-7_5.
- Collie, J. S. and Gislason, H. (2001) “Biological reference points for fish stocks in a multispecies context,” *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(11). doi: 10.1139/cjfas-58-11-2167.
- Cook, R. and Hollingworth, C. (2001) “Quantitative Fish Dynamics,” *Fish and Fisheries*, 2(3), pp. 286–287. doi: 10.1046/j.1467-2960.2001.00045.x.
- Colin Millar, Scott Large, Arni Magnusson and Carlos Pinto (2019). icesSAG: Stock Assessment Graphs Database Web Services. R package version1.3.8.9000. <http://sg.ices.dk>
- Dardignac, J. (1988) “Les pêches du Golfe de Gascogne, bilan des connaissances,” *Rapp. Sci. Tech. IFREMER*, 9, pp. 111–130.
- Drouineau, H. *et al.* (2010) “A length-structured spatially explicit model for estimating hake growth and migration rates,” *ICES Journal of Marine Science*, 67(8). doi: 10.1093/icesjms/fsq042.

Duarte, R. *et al.* (2001) “Reproduction of anglerfish (*Lophius budegassa* Spinola and *Lophius piscatorius* Linnaeus) from the Atlantic Iberian coast,” *Fisheries Research*, 51(2–3). doi: 10.1016/S0165-7836(01)00259-4.

Fu, C. *et al.* (2012) “Relative importance of fisheries, trophodynamic and environmental drivers in a series of marine ecosystems,” *Marine Ecology Progress Series*, 459, pp. 169–184.

Furnestin, J. (1939) “Observations diverses sur la ponte de la plie *Pleuronectes platessa* L. de l’Equille *Ammodytes tobianus* L. au ‘Sandettie’ et sur la présence de la sardine *Clupea pilchardus* Walbaum et l’extension de son aire de ponte en Mer du Nord et en Manche,” *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions Conseil International pour l’Exploration de la Mer*, 3, pp. 41–54.

Gaichas, S. *et al.* (2012) “Assembly rules for aggregate-species production models: Simulations in support of management strategy evaluation,” *Marine Ecology Progress Series*, 459, pp. 275–292. doi: 10.3354/meps09650.

Gordon, J. D. M. (2001) “Distribution and biology of anglerfish and megrim in waters to the west of Scotland,” *Scottish Association for Marine Science, Oban: 210pp.*

Haddon, M. (2001) “Modelling and Quantitative Methods in Fisheries,” pp. 1–406.

Hilborn, R. (2001) “Calculation of biomass trend, exploitation rate, and surplus production from survey and catch data,” *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(3), pp. 579–584. doi: 10.1139/cjfas-58-3-579.

Hilborn, R. and Litzinger, E. (2009) *Causes of Decline and Potential for Recovery of Atlantic Cod Populations, The Open Fish Science Journal.*

Hollowed, A. B. *et al.* (2000) “Are multispecies models an improvement on single-species models for measuring fishing impacts on marine ecosystems?,” *ICES Journal of Marine Science*, 57(3), pp. 707–719.

Hurvich, C. M. and Tsai, C.-L. (1989) “Regression and time series model selection in small samples,” *Biometrika*, 76(2), pp. 297–307.

ICES Stock Information Database. Copenhagen, Denmark. ICES. [accessed date]. <https://sid.ices.dk>

ICES Stock Assessment Graphs database: <http://sg.ices.dk>.

ICES. (2019). Advice basis. In Report of the ICES Advisory Committee, 2019. ICES Advice 2019, section 1.2. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.5757>.

ICES. (2018). Advice basis. Bay of Biscay and the Iberian Coast Ecoregion – Ecosystem overview. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.4666>

Jacobson, L. D., Cadrin, S. X. and Weinberg, J. R. (2002) *Tools for Estimating Surplus Production and F MSY in Any Stock Assessment Model*, North American Journal of Fisheries Management. American Fisheries Society.

Kacher, M. and Amara, R. (2005) “Distribution and growth of 0-group European hake in the Bay of Biscay and Celtic Sea: a spatial and inter-annual analyses,” *Fisheries Research*, 71(3). doi: 10.1016/j.fishres.2004.08.034.

Korta, M. et al. (2015) “European hake (*Merluccius merluccius*) in the Northeast Atlantic Ocean,” in *Hakes*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd. doi: 10.1002/9781118568262.ch1.

Landa, J., Piñeiro, C. and Pérez, N. (1996) “Megrí (Lepidorhombus whiffiagonis) growth patterns in the northeast Atlantic,” *Fisheries Research*, 26(3–4). doi: 10.1016/0165-7836(95)00419-X.

Lloris, D. and Matañanas, J. (2003) “Merluzas del mundo (Familia Merlucciidae): Catálogo comentado e ilustrado de las merluzas conocidas.” Available at: https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=MAP-1GpAYosC&oi=fnd&pg=PA53&dq=Lloris+et+al.,+2003&ots=7_DHTzMvHc&sig=DvQmSAk0GTF4qriSEODmFNDQlro (Accessed: June 29, 2021).

Ludwig, D. and Walters, C. J. (1989) “A robust method for parameter estimation from catch and effort data,” *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46(1), pp. 137–144.

MacCall, A. (2002) “Fishery-Management and Stock-Rebuilding Prospects Under Conditions of Low-frequency Environmental Variability and Species Interactions,” *Bulletin of Marine Science*, 70, pp. 613–628.

Macdonald, P., Angus (née Laurenson), C. H. and Marshall, C. T. (2013) “Spatial variation in life history characteristics of common megrim (Lepidorhombus whiffiagonis) on the Northern Shelf,” *Journal of Sea Research*, 75. doi: 10.1016/j.seares.2012.05.017.
May, A. W. (1975) “Report of standing committee on research and statistics,” in *International Commission for the Northwest Atlantic Fisheries seventh special commission meeting—September*, pp. 5–19.

Mayo, R. K., Fogarty, M. J. and Serchuk, F. M. (1992) “Aggregate fish biomass and yield on Georges Bank, 1960–87,” *J. Northw. Atl. Fish. Sci.*, 14, pp. 59–78.

Meiners Mandujano, C. G. (César G. (2010) *Importancia de la variabilidad climática en las pesquerías y biología de la merluza europea Merluccius merluccius (Linnaeus, 1758) de la costa noroccidental africana*. Available at: <http://hdl.handle.net/10508/220>.

Mueter, F. J. and Megrey, B. A. (2006a) “Using multi-species surplus production models to estimate ecosystem-level maximum sustainable yields,” *Fisheries Research*, 81(2–3), pp. 189–201. doi: 10.1016/j.fishres.2006.07.010.

Mueter, F. J. and Megrey, B. A. (2006b) “Using multi-species surplus production models to estimate ecosystem-level maximum sustainable yields,” *Fisheries Research*, 81(2–3), pp. 189–201. doi: 10.1016/j.fishres.2006.07.010.

NPFMC, (2005a). Fishery Management Plan for Groundfish of the Bering Sea/Aleutian Islands management area, North Pacific Fishery Management Council, 605 W. 4th Ave., Suite 306, Anchorage, AK 99501, Anchorage.

NPFMC, (2005b). Fishery Management Plan for Groundfish of the Gulf of Alaska, North Pacific Fishery Management Council, 605 W. 4th Ave., Suite 306, Anchorage, AK 99501, Anchorage.

Pauly, D. *et al.* (2002) “Towards sustainability in world fisheries,” *Nature*, 418(6898), pp. 689–695.

Pinheiro, J. C. and Bates, D. M. (2000) “Linear mixed-effects models: basic concepts and examples,” *Mixed-effects models in S and S-Plus*, pp. 3–56.

Pope, J. (1979) *Stock assessment in multispecies fisheries, with special reference to the trawl fishery in the Gulf of Thailand*. South China Sea Fisheries Development and Coordinating Programme, Food and....

Pope, J. G. (1976) “The application of mixed fisheries theory to the cod and redfish stocks of subarea 2 and division 3K,” *ICANF Research Document*, 75.

Poulard, J.-C. (2001) “Distribution of hake (*Merluccius merluccius*, Linnaeus, 1758) in the Bay of Biscay and the Celtic sea from the analysis of French commercial data,” *Fisheries Research*, 50(1–2). doi: 10.1016/S0165-7836(00)00250-2.

Prager, M. H. (1993) *A suite of extensions to a nonequilibrium surplus-production model **, *Fishery Bulletin*. Available at: <http://www.sefsc.noaa.gov/mpager/>.

Ralston, S. and Polovina, J. J. (1982) “A multispecies analysis of the commercial deep-sea handline fishery in Hawaii,” *Fish. Bull.*, 80(3), pp. 435–448.

RH Parrish, R. S. W. G. (1989) “The monotypic sardines, *Sardina* and *Sardinops*: their taxonomy, distribution, stock structure and zoogeography.,” *Can J Fish Aquat Sci*, 41, pp. 414–422.

Rosenberg, A. *et al.* (1994) *Scientific Review of Definitions of Overfishing in u.S. Fishery Management Plans Prepared for the National Marine Fisheries Service*.

R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

Santos, A. M. P. *et al.* (2006) “Vertical distribution of the European sardine (*Sardina pilchardus*) larvae and its implications for their survival,” *Journal of Plankton Research*, 28(5). doi: 10.1093/plankt/fbi137.

Schaefer, M. B. (1957) “Some Considerations of Population Dynamics and Economics in Relation to the Management of the Commercial Marine Fisheries,” *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 14(5). doi: 10.1139/f57-025.

Sparholt, H. *et al.* (2021) “Estimating F msy from an ensemble of data sources to account for density dependence in Northeast Atlantic fish stocks ,” *ICES Journal of Marine Science*, 78(1), pp. 55–69. doi: 10.1093/icesjms/fsaa175.

Spiegelhalter, D. *et al.* (1996) “BUGS 0.5: Bayesian inference using Gibbs sampling manual (version ii),” *MRC Biostatistics Unit, Institute of Public Health, Cambridge, UK*, pp. 1–59.

Stratoudakis, Y. *et al.* (2007) “Sardine (*Sardina pilchardus*) spawning seasonality in European waters of the northeast Atlantic,” *Marine Biology*, 152(1), pp. 201–212. doi: 10.1007/s00227-007-0674-4.

Thorson, J. T. *et al.* (2012) “Spawning biomass reference points for exploited marine fishes, incorporating taxonomic and body size information,” *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(9), pp. 1556–1568. doi: 10.1139/F2012-077.

Trujillo, V. *et al.* (1993) “Cambios de malla y esfuerzo en las pesquerías multiespecíficas en aguas atlánticas de la Península Ibérica,” *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 9(1), pp. 23–40.

Tyrrell, M. C., Link, J. S. and Moustahfid, H. (2011) “The importance of including predation in fish population models: Implications for biological reference points,” *Fisheries Research*, 108(1). doi: 10.1016/j.fishres.2010.12.025.

Walters, C. J. *et al.* (2005) “Possible ecosystem impacts of applying MSY policies from single-species assessment,” *ICES Journal of Marine Science*, 62(3). doi: 10.1016/j.icesjms.2004.12.005.

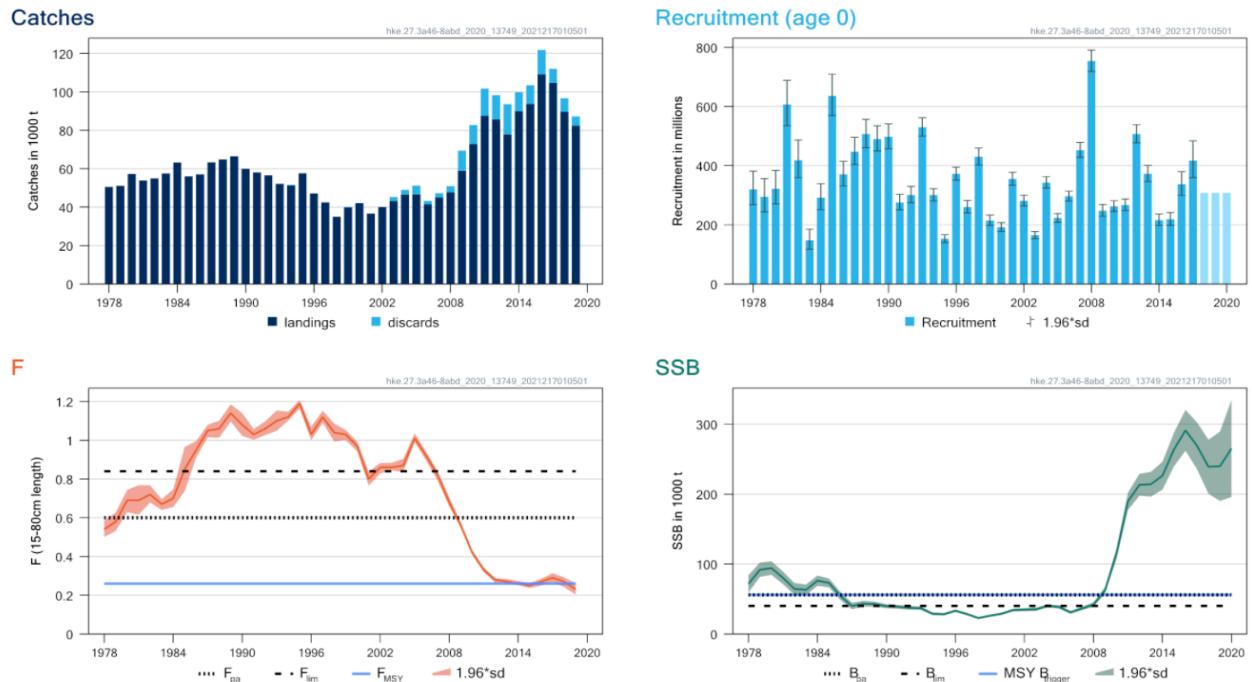
Walters, C. J., Hilborn, R. and Christensen, V. (2008) “Surplus production dynamics in declining and recovering fish populations,” *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65(11), pp. 2536–2551. doi: 10.1139/F08-170.

Witherell, D., Pautzke, C. and Fluharty, D. (2000) “An ecosystem-based approach for Alaska groundfish fisheries,” *ICES Journal of Marine Science*, 57(3), pp. 771–777.

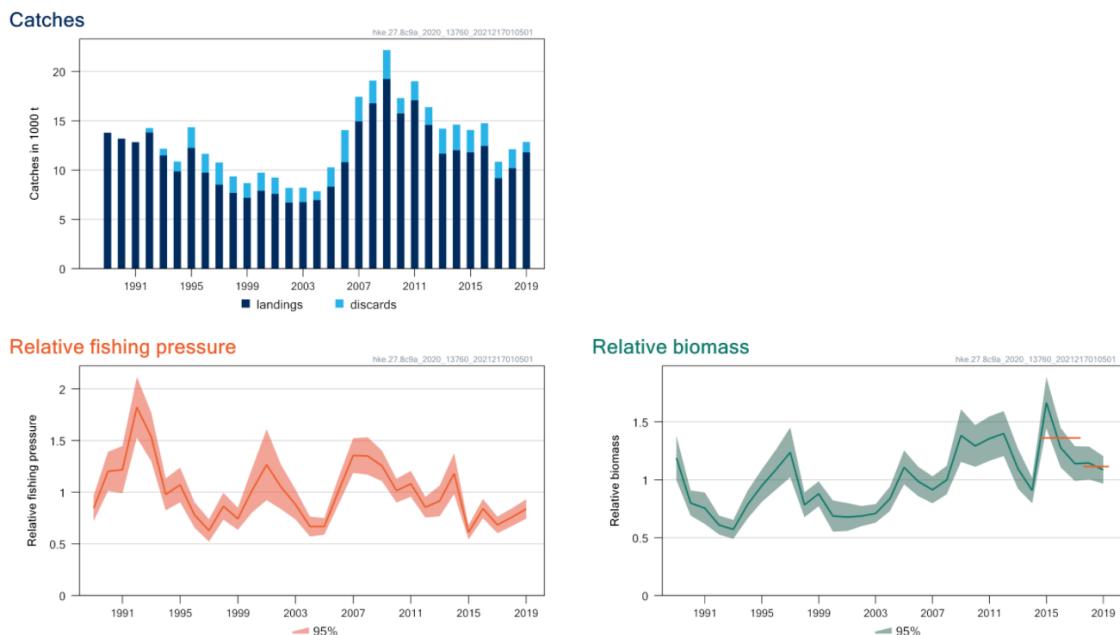
Anexos

Anexo 1: Datos de captura, mortalidad por pesca, biomasa reproductora y reclutamiento de las distintas especies analizadas tal como los reporta ICES en sus informes anuales

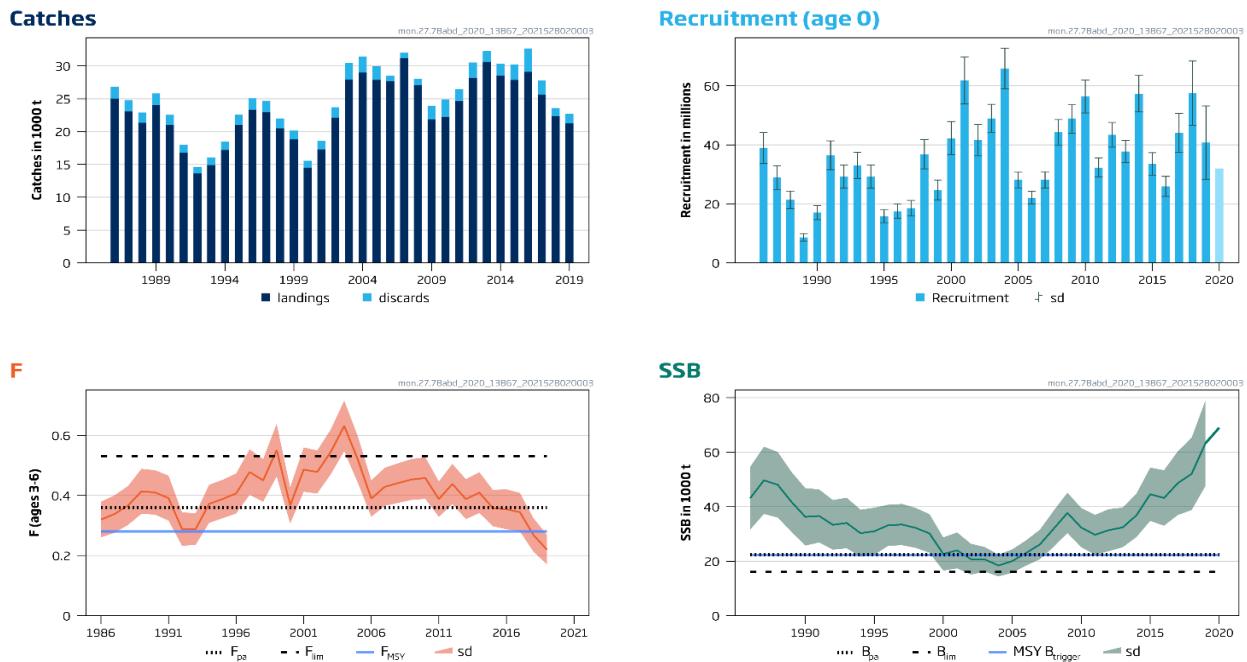
Datos de captura, mortalidad por pesca, biomasa reproductora y reclutamiento de la merluza del sur



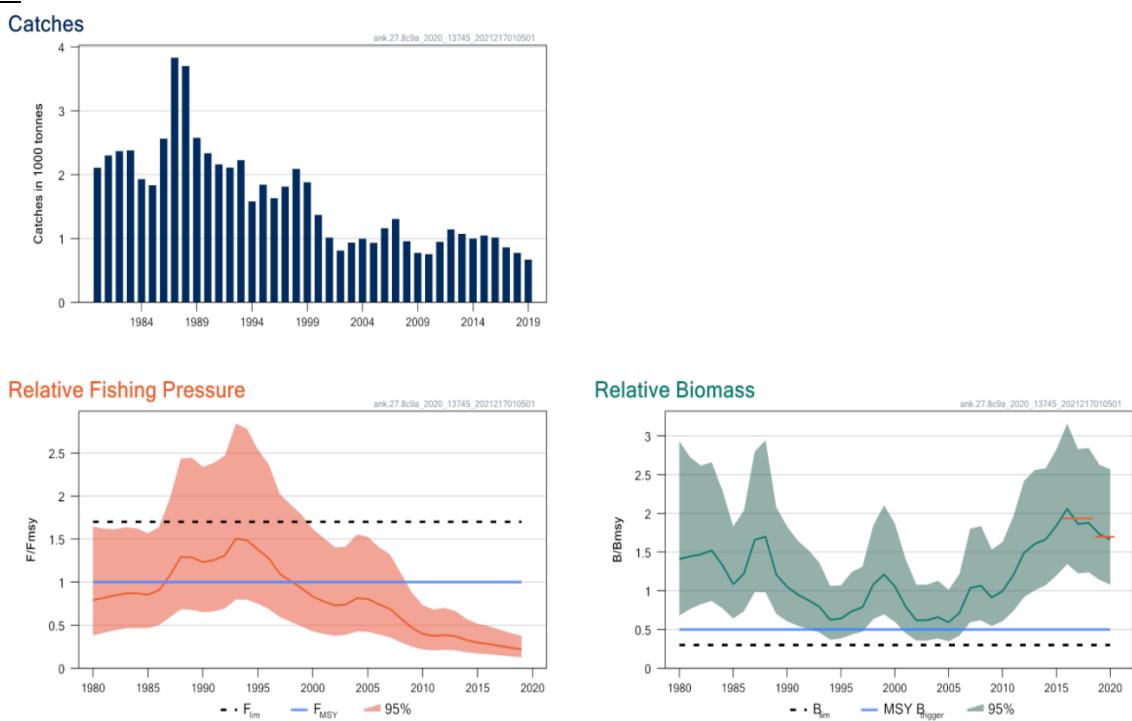
Datos de captura, mortalidad por pesca, biomasa reproductora de la merluza del Sur



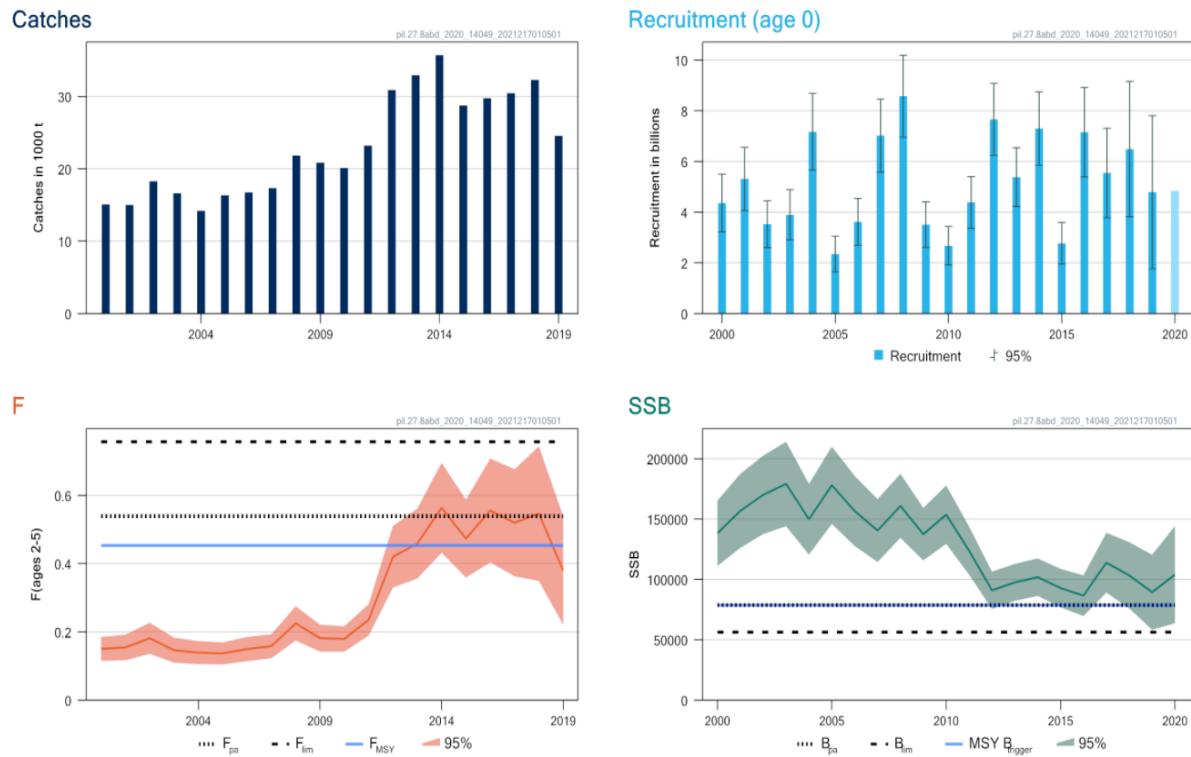
Datos de captura, mortalidad por pesca, biomasa reproductora y reclutamiento del rape del norte



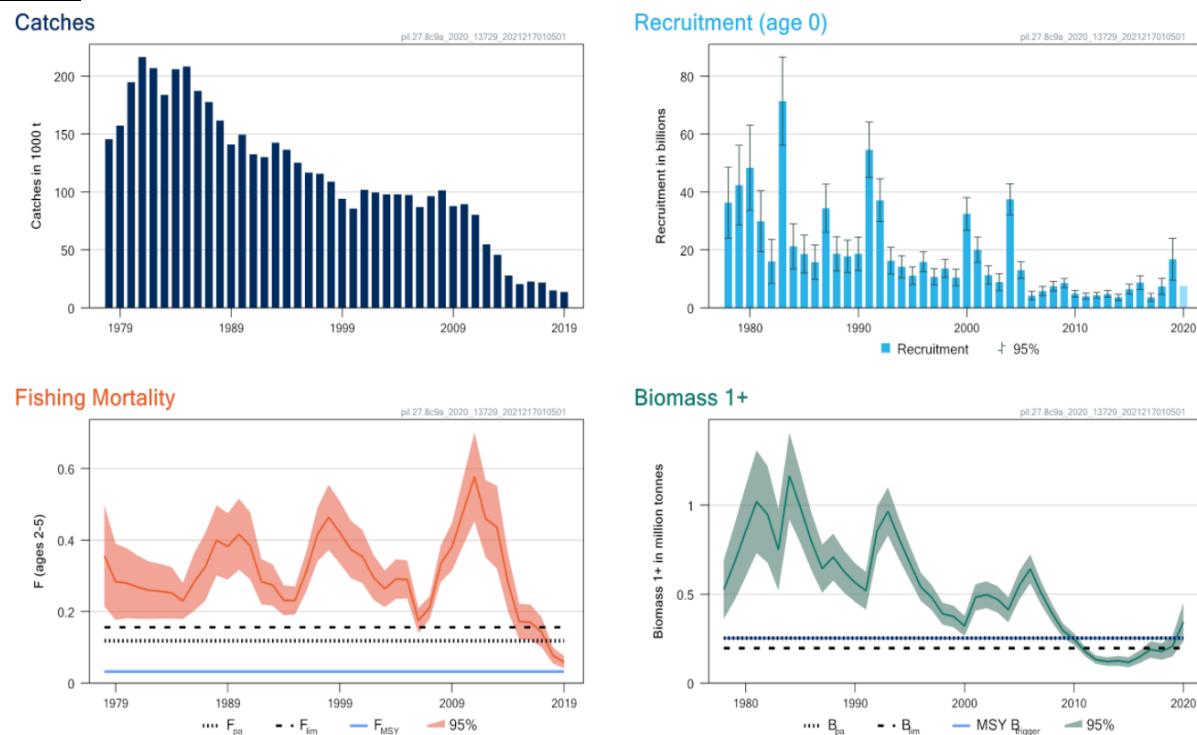
Datos de captura, mortalidad por pesca, biomasa reproductora y reclutamiento del rape del sur:



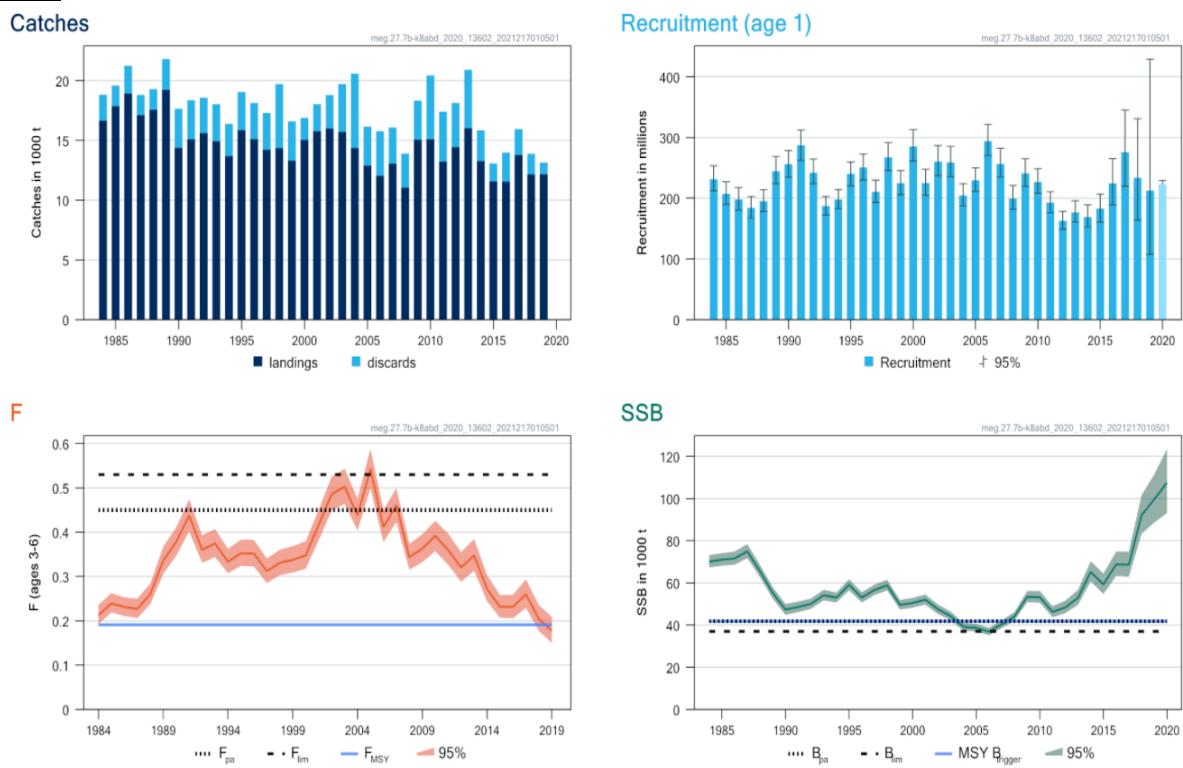
Datos de captura, mortalidad por pesca, biomasa reproductora y reclutamiento de la sardina del norte :



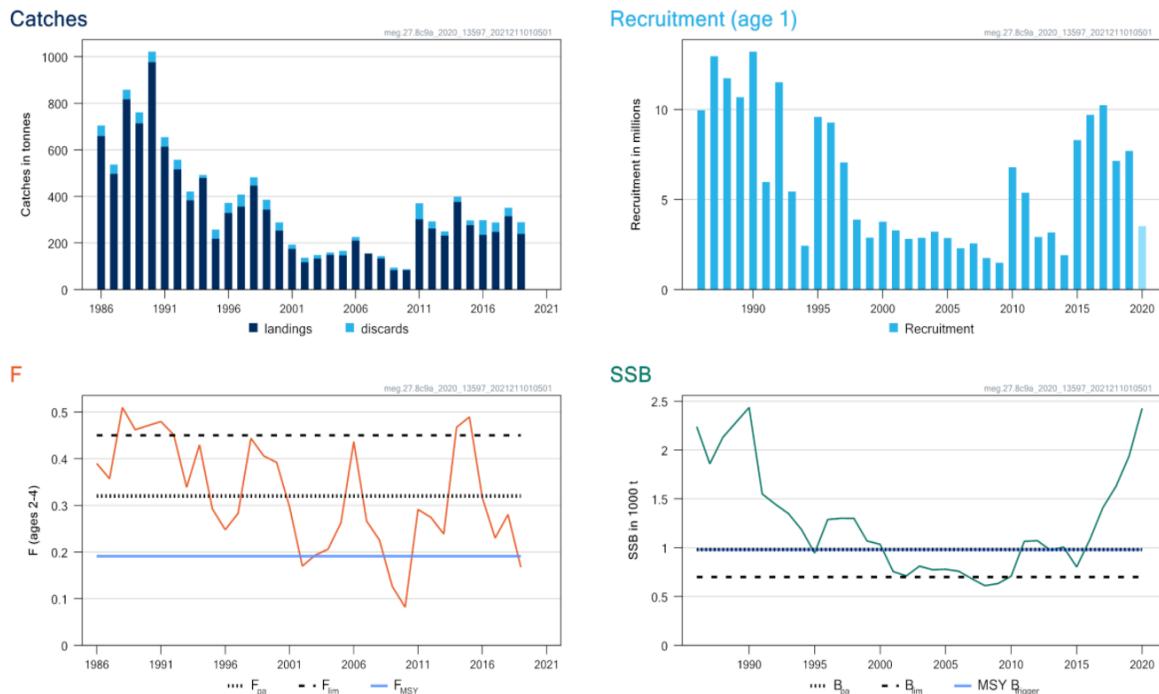
Datos de captura, mortalidad por pesca, biomasa reproductora y reclutamiento de la sardina del sur



Datos de captura, mortalidad por pesca, biomasa reproductora y reclutamiento del gallo del norte:

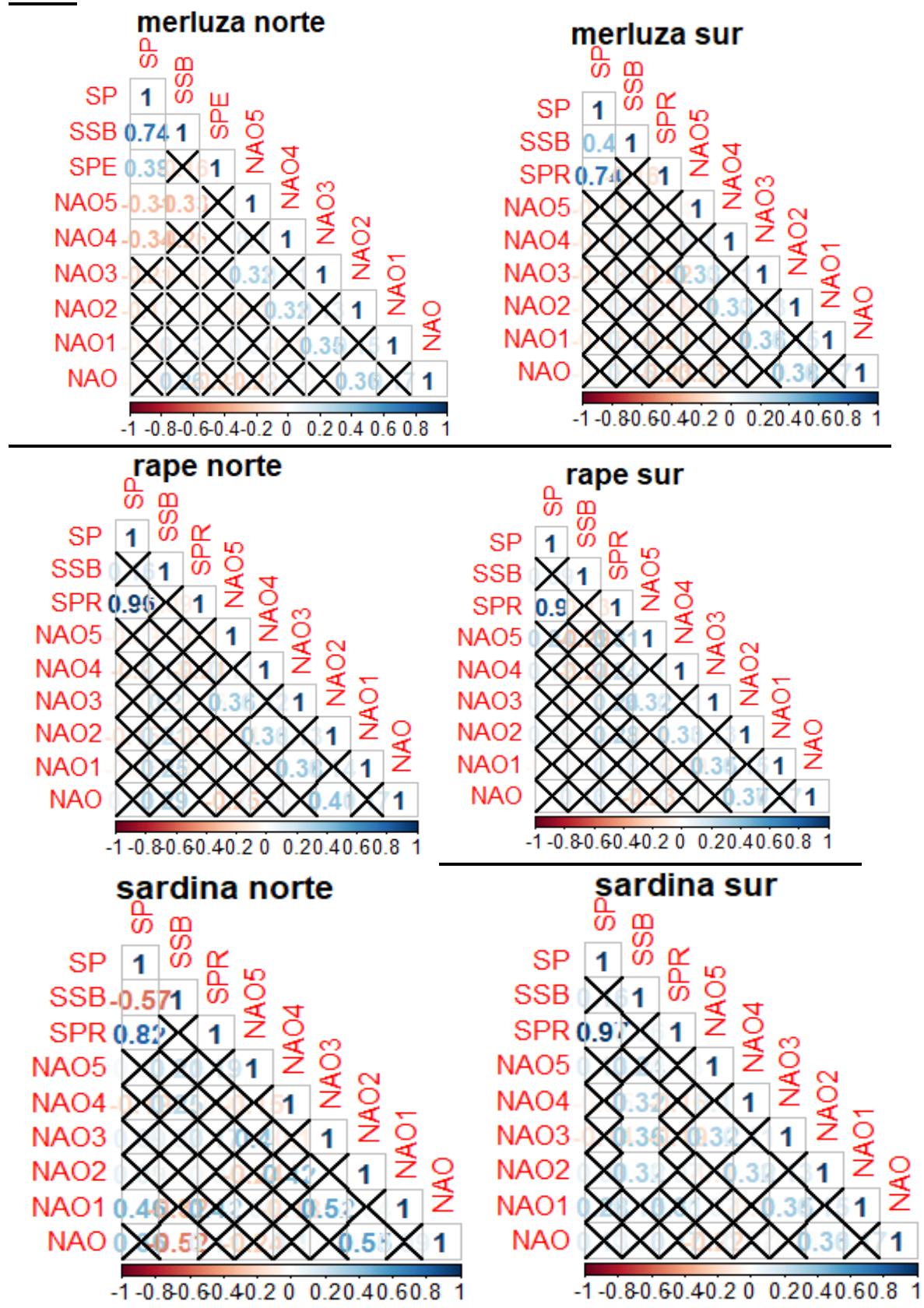


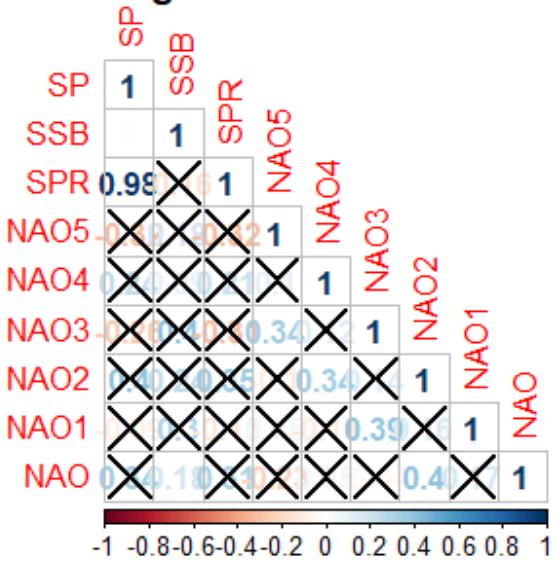
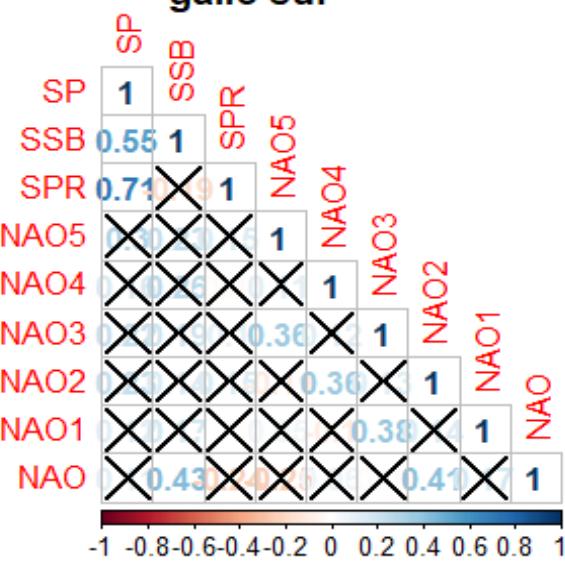
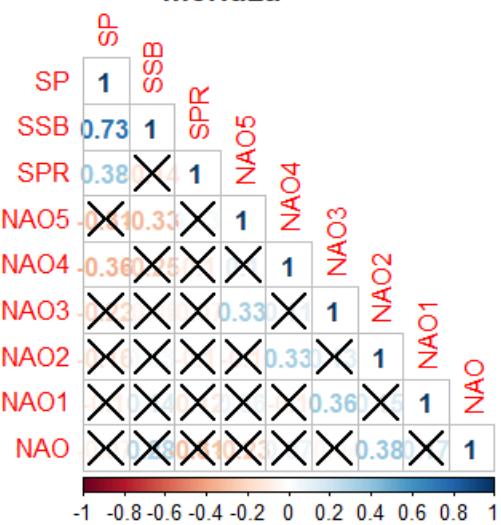
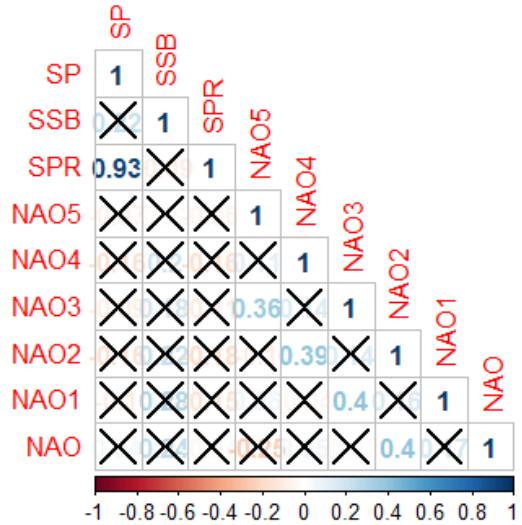
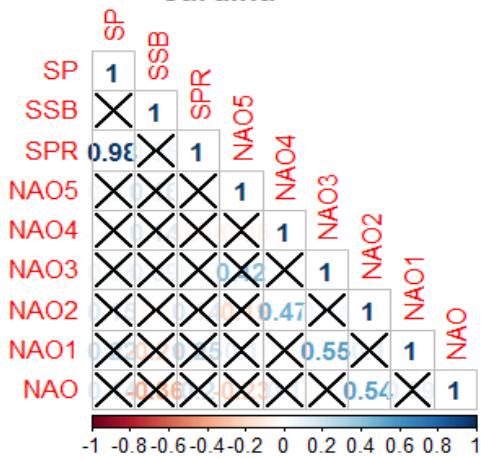
Datos de captura, mortalidad por pesca, biomasa reproductora y reclutamiento del gallo del sur:

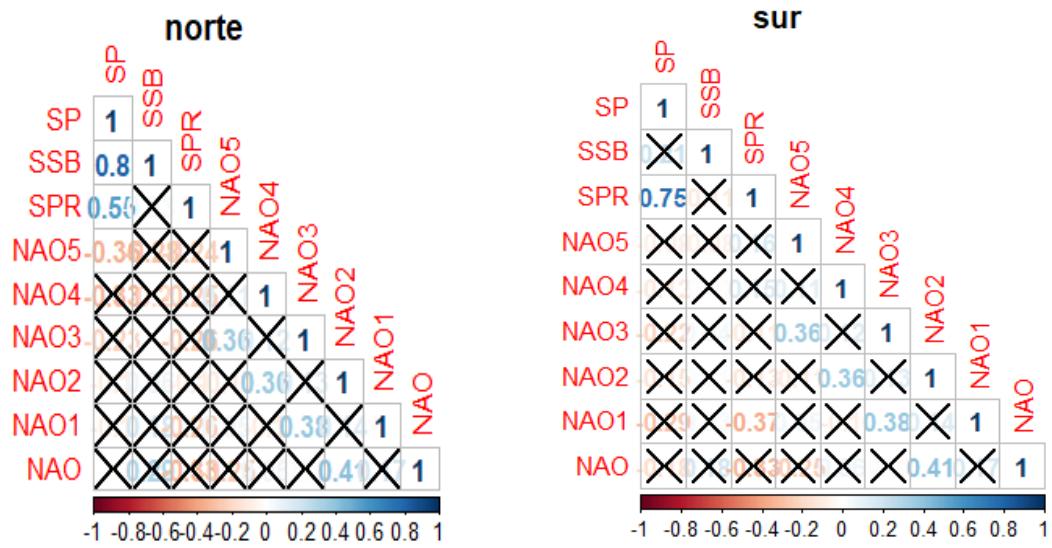


Anexo 2: Figuras de los análisis de correlación NAO

Stock:



gallo norte**gallo sur****merluza****rape****sardina**



Anexo 3: Figuras de los análisis de correlación AMO

