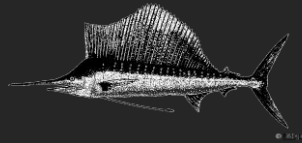




El Stock de Pez Vela: Sin Evidencia Científica de Sobreexplotación



Informe Técnico

Dr. Helven Naranjo-Madrigal
Científico pesquero
Investigador interdisciplinario
Consultor



Resumen

El presente informe ofrece un diagnóstico del estado de explotación del Pez Vela en el Pacífico Oriental Tropical (POT) en base a revisión de datos e información analizada por entes competentes (p.ej. CIAT).

Además, se ofrece una reseña de la teoría y los enfoques metodológicos que se usan en ciencias pesqueras para estimar tamaño y condición de stocks pesqueros, así como tendencias de Abundancia Relativa. Esta revisión derivó en fundamentos para valorar científicamente investigaciones que han estimado tendencias de Abundancia Relativa de pez vela en Centroamérica y Costa Rica.

Se lograron identificar serias inconsistencias en datos utilizados para estimar abundancia relativa de Pez Vela en Centroamérica y Costa Rica, así como debilidades metodológicas que repercuten transversalmente en resultados y conclusiones de investigaciones científicas. Se exponen resultados espurios y limitados alcances para aportar al conocimiento de la dinámica de explotación y crear políticas para proteger o aprovechar racionalmente el Pez Vela en la región. Por lo cual, las iniciativas que buscan prohibir la comercialización del Pez Vela en la región carecen de fundamento científico-técnico.

Se proponen opciones para solventar la problemática estructural que enfrenta Costa Rica en temas de evaluación y gestión de pesquerías, así como recomendaciones para mejorar el desempeño de las pesquerías de Pez Vela y demás picudos en el POT y en Costa Rica.

 <https://www.linkedin.com/in/helven-naranjo-madrigal-dr-35307551/>

 helvenn@hotmail.com

 https://www.researchgate.net/profile/Helven_Naranjo

 <https://wiseintro.co/helvennaranjo-madrigalphpd>

INFORME TÉCNICO DERIVADO DE VIDEO-PRESENTACIÓN



Naranjo-Madrigal, H.

<https://youtu.be/SdfDuygyOzk>

Índice

1. Introducción	3
1.1 Flotas involucradas en la captura de pez vela en el POT.	3
1.2 Valor Económico Potencial: Pesca Recreativa vs Pesca Comercial.	4
2. Medidas y Regulaciones Vigentes	5
3. Estimación de Tamaño y Condición de Stock	5
3.1. Condición del Stock de Pez Vela.	6
4. Probabilidad de Captura de Pez Vela en el POT	7
5. Uso e Interpretación del Índice de Abundancia Relativa en Pesquerías	9
5.1 Cambios en las Tendencias de la CPUE con Respecto a Variaciones en Unidades de Esfuerzo por Aspectos de Eficiencia Pesquera.	11
6. Tasas de Captura Libre de Sesgo	12
7. Tendencias de Abundancia Relativa de Pez Vela en el POT: CIAT	13
8. Estimaciones de Abundancia Relativa de Pez Vela: Inconsistencias en Estudios Científicos ..	14
8.1 El Estudio de Caso de Ehrhardt & Fitchett (2006).	14
8.2 Consideraciones en Estimaciones de Abundancia Relativa (CPUE) en Especies Pelágicas.	16
8.3 El Estudio de Caso Costarricense: Marrari <i>et al.</i> , 2023.	17
8.3.1. El Efecto “Bola de Nieve”	19
8.3.2. Confunden Interacciones Competitivas entre Flotas con Disminución de “Abundancia”.	20
8.3.3. La “Abundancia” es Disponibilidad de Captura Estacional.	20
8.3.4. Inconsistencias en la Cuantificación del Esfuerzo Pesquero.	21
8.3.5 Inconclusiones del Estudio de Caso Marrari <i>et al.</i> , 2023.	21
8.3.6. ¿Porque se Publica Manuscrito con Tantas Inconsistencias?	22
9. Escenario Ficticio de Agotamiento de Pez Vela	22
9.1. El Descabellado Proyecto de Ley (Expediente 23643).	24
10. Problemática Estructural	24
10.1. ONGs no son Centros de Investigación Científicos.	25
10.1.2. Estudio Independiente versus Estudio con Filiación ONG.	26
11. Solución a Problemática Estructural	27
12. Recomendaciones	28
12.1. Herramientas de Manejo de Pesquerías de Pez Vela y otros Pelágicos.	28
12.2. Proceso de Mejoramiento de las Pesquerías de Picudos.	29
13. Referencias	30

1. Introducción.

Los peces picudos, presentan una distribución muy amplia en aguas tropicales y subtropicales. Son consideradas especies epipelágicas y altamente migratorias (Nakamura, 1985). Estos grandes depredadores pelágicos poseen amplia dieta, crecimiento rápido y alta fecundidad (Kitchell *et al.*, 2006).

El pez vela (*Istiophorus platypterus*, Shaw, 1792) es capturado para flotas artesanales, recreativas y flotas de mediana escala e industrial a lo largo del Pacífico Oriental Tropical (POT, ver figura 1). El stock del pez vela del POT se considera como un stock aparte al que se distribuye en Pacífico Occidental dadas diferencias genéticas (Nakamura, 1985). La captura de pez vela por parte de las flotas que operan en el POT es proporcional al tipo de arte de pesca usada por cada flota. Por ejemplo, la pesca recreativa comprende entre 13.5% y 17.6% de mortalidad post-captura (Musyl *et al.*, 2015). En contraste, las flotas industriales de cerco registran un valor entre 20% y 22% dentro de la composición de la captura incidental sobre lances totales (Crespo-Neto *et al.*, 2021).



Figura 1. Pacífico Oriental Tropical. Fuente: <https://biogeodb.stri.si.edu/sfstep/es/pages/generalinfo>

1.1 Flotas involucradas en la captura de pez vela en el POT.

Son tres tipos de flotas y grupos sociales que hacen uso del recurso pez vela en el pacífico oriental tropical:

- 1) La flota de cerco: Como parte de la pesca incidental son capturados cierto porcentaje de picudos entre ellos el pez vela. Según funcionarios del Instituto Costarricense de Pesca y Acuicultura (INCOPECA) la proporción de captura de pez vela en Costa Rica por parte de barcos cerqueros puede variar en el POT en función de las regulaciones de cada país. Por ejemplo, en Costa Rica se les prohíbe a los barcos cerqueros hacer lances sobre plantados lo que minimizaría la captura de picudos, incluido el pez vela (INCOPECA, comunicación personal, 4 de julio 2023).

- 2) La flota de palangre: Compuesta por flotas de pequeña y mediana escala que capturan pez vela en todo el POT, incluyendo flotas de países como México, países centroamericanos y algunos de América del Sur. Además, flotas industriales de países asiáticos como la flota japonesa de palangre.
- 3) Los operadores turísticos asociados a la pesca turística deportiva o recreativa (Charters) que capturan pez vela junto con marlín y peces espada, entre otros. Esta flota turística también presenta ciertas diferencias en cuanto a su funcionamiento que no se detallarán en este informe.

Todas estas flotas exhiben efectos diferenciados en la mortalidad por pesca en función del tipo de arte de pesca, capacidad de la flota, y asignación espacio-temporal del esfuerzo pesquero a lo largo del POT. Por ejemplo, en teoría la flota de cerco tendría mayor incidencia de captura en especímenes de tallas pequeñas en contraste a los operadores turísticos los cuales capturan tallas de torneo o sea especímenes relativamente adultos. Aunque no existen estudios que ayuden a esclarecer cuál flota tiene mayor impacto sobre tallas pequeñas.

Así, ninguna flota es inofensiva para la especie. Por ejemplo, la flota que menos impacto podría generar sería la pesca turística, la cual no está exenta de provocar mortalidad por pesca en el proceso de liberación de los individuos. Hay estudios científicos que han registrado una probabilidad entre 13.5% y 17.6% de mortalidad una vez liberado (Musyl *et al.*, 2015). Las variables que median en la probabilidad de sobrevivencia de un pez vela, luego de ser enganchado con el anzuelo, están relacionadas con el tiempo de pelea. Entre mayor tiempo de pelea, menor probabilidad de sobrevivencia. También el tipo de anzuelo (circular o no) incide en la probabilidad de sobrevivencia (Logan *et al.*, 2021).

La presión ejercida por estas tres flotas se hace a través de todo el rango de distribución del stock de pez vela el cual es sumamente amplio en todo el POT. El stock del POT se considera como un stock aparte al que se distribuye en Pacífico Occidental dadas diferencias genéticas (Nakamura, 1985).

1.2 Valor Económico Potencial: Pesca Recreativa vs Pesca Comercial.

Según estudios económicos, un pez vela puede generar entre US\$2 mil y US\$3 mil en la pesca deportiva dado que el espécimen puede ser capturado y liberado más de una vez. Dentro de este estimado se contabiliza el dinero que los turistas invierten en obtener la experiencia de pesca recreativa. En contraste, el valor de captura comercial, el mismo espécimen desembarcado sería de aproximadamente US\$12.50 (Soto-Jiménez *et al.*, 2010).

Sin embargo, a pesar de que a grandes rasgos se puede constatar que vale más un [“pez vela vivo que muerto”](#) y que el aporte económico para cada industria sería proporcional a ese valor de captura y al valor de otros ingresos percibidos por la industria turística; la realidad es que no existen estudios actualizados que cuantifiquen apropiadamente la acumulación de beneficio económico que ha representado la captura y comercialización del pez vela por parte de las flotas de mediana y pequeña escala en Costa Rica y en el POT, que permita esclarecer el aporte socio-económico de la actividad para las familias que dependen de este

recurso en el proceso de captura y post-captura (p.ej. la cadena de valor) y el beneficio que representa para el consumidor final tener opciones de consumo de pescado a un precio razonable.

La realidad es más compleja que afirmar que “vale más un pez vela vivo que muerto”. Con este lema simplista se ha intentado justificar decisiones¹ que podrían perjudicar al sector que menos ingresos percibiría, como es el sector de pesca comercial de mediana y pequeña escala. Se ha demostrado que particularmente el grupo social involucrado en la pesca de pequeña escala es socio-económicamente más vulnerable (Bené, 2009).

Además, dar prioridad a consideraciones económicas que benefician a un sector para limitar el acceso y uso del pez vela a otros grupos que dependen directa o indirectamente de su captura y comercialización, no tiene sentido dentro de las buenas prácticas en el manejo de pesquerías (Smith *et al.*, 1999; Hilborn *et al.*, 2020). Más aún, ante la inexistente evidencia científica de sobreexplotación o sobrepesca en la condición del stock pez vela ([ver sección 3.1](#)), no se justifica que algunas iniciativas ([ver sección 9](#)) busquen restringir el acceso y uso a grupos de usuarios cuando no se han intentado aplicar alternativas de análisis y herramientas de manejo proporcionadas por la ciencia pesquera (p.ej. cuotas de captura) para mejorar el rendimiento de las flotas que operan en todo POT y particularmente en el pacífico de Costa Rica.

2. Medidas y Regulaciones Vigentes

Se describen algunas medidas y regulaciones que se aplican a las flotas que operan en Costa Rica. Estas medidas tienen como objetivo minimizar el impacto de la pesca sobre la captura de pez vela y otros picudos:

1. Las capturas no podrán exceder el 10% (peso eviscerado) de la captura total de la embarcación utilizada por cada viaje de pesca comercial no turística. Esto sin mediar el uso de carnada viva.
2. Está prohibida la exportación de carne de pez vela desde el 2014.
3. Se han establecido restricciones en el tamaño de la línea de pesca para el caso de la pesca con palangre.
4. Uso de anzuelo circular que disminuye la mortalidad de los peces durante y después del proceso de liberación.
5. Zonas de exclusión pesquera (p.ej. áreas marinas protegidas).

3. Estimación de Tamaño y Condición de Stock.

Antes de evaluar los artículos científicos que han intentado estimar tendencias de abundancia de pez vela en Centroamérica y Costa Rica, es necesario aclarar algunos conceptos y procedimientos analíticos básicos de las ciencias pesqueras que ayudan a estimar el tamaño y condición del stock y la abundancia relativa de especies objetivo de

¹ Ver iniciativa que intenta prohibir comercialización de pez vela en Costa Rica: <https://es.fishcostarica.org/costa-rican-sport-fishing-group-asks-for-ban-on-sale-of-sailfish/>

pesca. Esto con el fin de facilitar al lector hacer valoraciones enfocadas en identificar inconsistencias en los manuscritos sobre pez vela que se discutirán en las próximas secciones.

Las estimaciones de tamaño y condición de stock de especies pelágicas se basan en técnicas de evaluación de stocks (Dichmont *et al.*, 2016). A partir de técnicas de modelación matemática es posible establecer niveles de biomasa disponibles y niveles óptimos de explotación (ver figura 2). Estos últimos se pueden relacionar con niveles de esfuerzo y prácticas de pesca en general. Estas técnicas cuantitativas utilizan información de historia de vida de las especies, entre los cuales se destacan los datos sobre mortalidad por pesca que están representados por las capturas.

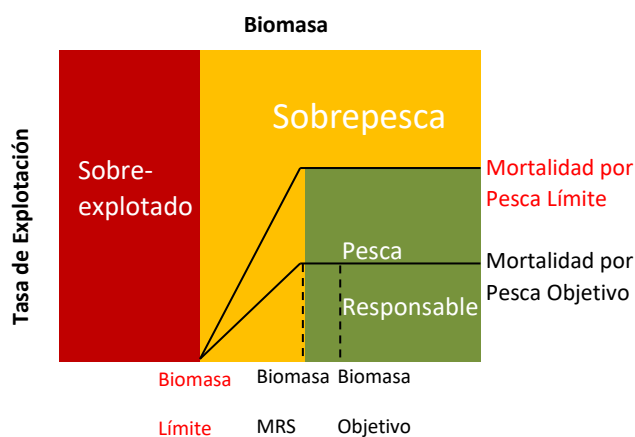


Figura 2. Punto de Referencia utilizados para controlar los niveles óptimos de biomasa en un stock pesquero. Los niveles de referencia objetivo son a los que aspiran los manejadores pesqueros. Los puntos de referencia límite se refieren a la capacidad del stock para reproducirse lo suficiente como para mantener una pesquería viable. Adaptado de Lassen *et al.*, 2014.

3.1. Condición del Stock de Pez Vela.

La [Comisión Interamericana del Atún Tropical](#) (CIAT) es el órgano de mayor competencia en la evaluación de recursos pelágicos de la región. El equipo que integra el departamento de investigación de la CIAT este compuesto por profesionales con conocimiento profundo de las ciencias pesqueras y por ende técnicas de modelación cuantitativas.

La CIAT emitió un reporte en el 2014 (Hilton & Maunder, 2014), en el cual intentó realizar una evaluación de stock robusta, como comúnmente se hace con las especies de atún y otros pelágicos. Se encontraron grandes vacíos de información en datos de captura, por lo cual no se pudo establecer la condición y tendencias de la población de pez vela en el POT.

Sin embargo, esta evaluación inicial puede ser un primer paso para realizar una reconstrucción del ciclo de vida del pez vela (ver Sharma *et al.*, 2020). Mediante la estimación de parámetros de stock y la aplicación de técnicas de evaluación para pesquerías con datos pobres (Carruthers & Hordyk, 2018), se podría construir un modelo operativo para simular

estrategias de manejo (Punt *et al.*, 2016). Este procedimiento puede ser elaborado por científicos pesqueros² de carrera.

Además, la CIAT reconoce que hacen falta datos fiables de captura de pez vela para hacer una correcta evaluación. Con esto quieren decir que hacen falta datos representativos de descargas para las distintas flotas involucradas en la captura directa o incidental del pez vela.

Cuando se habla de representatividad en los datos de captura y descarga, lo que se quiere decir es que debe haber un porcentaje alto de registros de desembarques por flota para poder tener una muestra fiable. La CIAT reitera que: “*es poco probable que se pueda hacer una evaluación fiable del pez vela en el POT sin estimaciones fiables de captura*”. En resumen, hasta el momento no se ha podido saber si el stock de pez vela es saludable, hay sobrepesca o esta sobre-explotado.

4. Probabilidad de Captura de Pez Vela en el POT.

Otro análisis que ayuda a esclarecer la dinámica espacio-temporal del esfuerzo pesquero e indirectamente aspectos de la distribución potencial del pez vela en el POT, es el análisis de probabilidad de captura de las flotas pesqueras.

La alta intensidad de esfuerzo que ejerce la flota de cerco sobre la captura de atún en el POT brindaría datos relevantes en la pesca incidental de pez vela si se pudiera obtener una muestra representativa de los barcos que operan a lo largo del rango del hábitat de la especie. Por ejemplo, una evaluación sobre la probabilidad de captura, o sea donde es más probable capturar esta especie, no solo en frecuencia de lances sino en magnitud de captura en la escala espacio-temporal, podría dar información importante sobre la existencia de alguna zona caliente, o área de mayor ocurrencia, densidad o agregación de esta especie en el POT³.

Con respecto a estimaciones de probabilidad de captura, existen artículos científicos que usan datos que abarcan parte de la amplia distribución geográfica del stock de pez vela, los cuales analizan la probabilidad de captura relacionada con condiciones ambientales, localización geográfica y temporalidad. Aunque estos estudios dejan por fuera aspectos de eficiencia, número de lances por viaje o días pesca, entre otros (ver Martínez-Rincón *et al.*, 2015), son válidos para conocer si hay estratificación espacio-temporal de la captura en el POT y por ende hacer deducciones a groso modo de patrones de distribución de pez vela.

² <https://www.researchgate.net/publication/325746834> La Ciencia Pesquera en el Antropoceno

³ Lo ideal es hacer estudios de preferencia de hábitat con modelos de distribución de especies, pero no hay estudios específicos para el POT.

El estudio de Martínez-Rincón y otros autores (2015) arrojó resultados interesantes. Con datos de lances de redes de cerco desde 1998 al 2007, pudieron identificar un área de alta probabilidad de captura en el área central del POT, precisamente entre el sur de México y Nicaragua. Esta área coincide con las principales áreas de desove de pez vela (Hernández-Herrera *et al.*, 2000) en la región (ver figura 3).

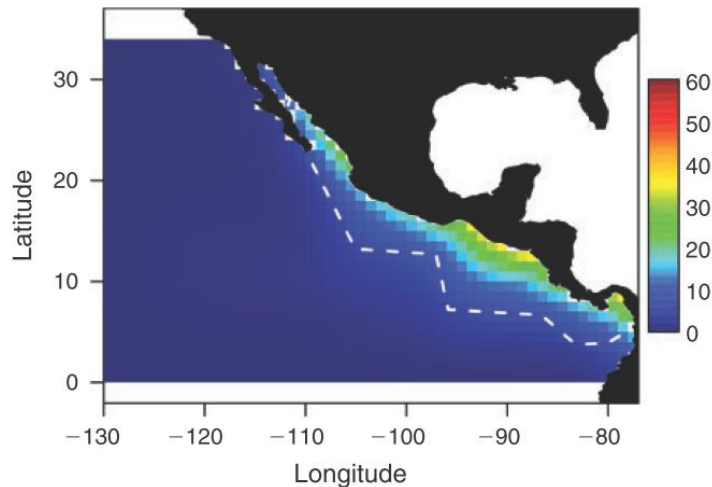


Figura 3. Distribución espacial de la probabilidad de captura de pez vela en el POT. Fuente: Martínez-Rincón *et al.*, 2015.

Una de las variables que mayor peso tuvo en los modelos aditivos generalizados fue la clorofila. Los autores observaron que a bajos valores de clorofila es mayor la probabilidad de captura. La concentración clorofila se correlaciona con áreas de mayor productividad. Y precisamente las áreas de mayor probabilidad de captura coincidieron con áreas de baja productividad primaria, lo cual tiene sentido con respecto a los sitios de preferencia de hábitat de especies de picudos. Estas especies prefieren hábitats donde la columna de agua es clara lo que les permite visualizar mejor a sus presas⁴.

A esto también hay que añadir el efecto de ciclos climáticos de largo plazo como el fenómeno del Niño y la Niña, que hace que la captura incremente o disminuya según la presencia de este fenómeno, al igual que en períodos de lluvias y época seca. Los autores demostraron que la probabilidad de captura tendió a aumentar en época seca debido a una contracción del hábitat lo que aumenta la vulnerabilidad de pez vela a ser capturado (ver figura 4).

⁴ Las aguas con concentraciones de fitoplacton tienden a ser aguas turbias.

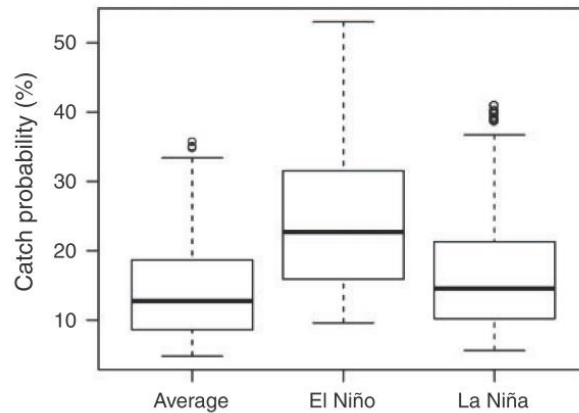


Figura 4. Efecto de los fenómenos de la Niña y el Niño en la probabilidad de captura de pez vela en el POT. Fuente: Martínez-Rincón *et al.*, 2015.

Lo más importante de señalar para el propósito de este informe técnico, es que, según esta serie temporal de datos, la mayor probabilidad de captura de pez vela no está en Costa Rica. Lo cual quiere decir que cualquier estudio que pretenda utilizar datos de captura fragmentados a la costa pacífica de Costa Rica con el fin hacer estimaciones de abundancia o biomasa, no estaría representando fielmente el tamaño y condición de la abundancia o biomasa global. Por lo tanto, tendría muy poco sentido hacer estudios de biomasa y abundancia solo con datos de la costa pacífica de Costa Rica para fines de alimentar políticas de gestión, ya que se sabe que el rango de distribución de esta especie es sumamente amplio. Por lo cual se necesitarían (tal como lo indicó la CIAT, ver [sección 3.1](#)) muestras confiables de todas flotas que hacen uso de recurso en todo el POT.

En especies pelágicas de alta movilidad es indispensable un manejo regional y dinámico (Lewison *et al.*, 2015) que responda a los patrones de movimiento de estas especies dadas las condiciones oceanográficas y climáticas y ecológicas (como agregaciones por motivos alimenticios). No tiene sentido intentar hacer estimaciones locales de abundancia y biomasa para manejar un recurso transzonal altamente migratorio. Esto es un aspecto importante a subrayar por lo que vamos a explicar más adelante.

5. Uso e Interpretación del Índice de Abundancia Relativa en Pesquerías.

Uno de los índices pesqueros más utilizados en la evaluación de pesquerías es el Índice de Abundancia Relativa. A continuación, se ofrece una breve reseña que describe fundamentos teóricos y de interpretación del Índice de Abundancia Relativa con el propósito dilucidar las inconsistencias encontradas en los artículos científicos que se describen en la [sección 8](#).

Desde el punto de vista de las ciencias pesqueras es posible deducir la condición de la biomasa anual de un stock mediante el Índice de Abundancia Relativa o Captura por Unidad de Esfuerzo (Harley *et al.*, 2001). En términos generales y simplistas la estimación se consigue dividiendo la captura entre la unidad o unidades de esfuerzo que mejor

representen la eficiencia de captura de la flota. En su forma matemática más simple, expresa el número o peso de organismos capturados, entre una unidad de esfuerzo pesquero, aplicado en un área y tiempo determinado (ver ecuación 1).

$$\text{Ecuación 1: } \frac{\text{Captura}}{\text{Esfuerzo}}$$

No obstante, la expresión matemática que fundamenta teóricamente la abundancia relativa es un poco más compleja y es la que se debe tener presente en el proceso de estimación de la misma. Esta expresión matemática indica que la captura (C) en un tiempo determinado es igual al producto de la magnitud del esfuerzo pesquero ejercido (E) por la abundancia de la especie objetivo de pesca (N), multiplicado por el coeficiente de capturabilidad (q) que es la proporción del stock capturado por unidad de esfuerzo (ver ecuación 2).

$$\text{Ecuación 2: } C_t = qN_tE_t$$

Reacomodando esta ecuación se obtiene proporcionalidad entre la captura por unidad de esfuerzo y la abundancia siempre y cuando se asuma que el coeficiente de capturabilidad permanece constante, o sea que q no varíe (ver ecuación 3).

$$\text{Ecuación 3: } \frac{C_t}{E_t} = CPUE_t = qN_t$$

Sin embargo, asumir constante q no es realístico, ya que supone que todos los peces de una población tienen un comportamiento idéntico, que están distribuidos uniformemente en una zona determinada y que las flotas tienen acceso completo a toda el área de distribución del recurso.

Se ha demostrado variaciones importantes en el Coeficiente de Capturabilidad (q), no solo debido a la dinámica del recurso, sino también por efectos de la dinámica de las flotas, como cambios en la eficiencia de las embarcaciones, asignación espacio-temporal del esfuerzo entre otros (Arreguín-Sánchez. 1996). Entonces es común que la proporcionalidad entre las tasas de captura o la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) estimada a nivel anual y la biomasa anual del recurso se viole o no se cumpla.

Errores en la interpretación de la captura por unidad de esfuerzo también se da por la utilización de series de descargas incompletas, sobre o subestimadas; o ausencia de exploración de datos para determinar fuentes de variación de la captura; o falta de medición apropiada de alguna unidad de esfuerzo⁵. En la [sección 8](#) se dan ejemplos de estudios científicos en los cuales se incurren en errores de este tipo.

Estos errores conllevarían una estimación errónea en las tendencias de las tasas de captura y por ende lecturas erróneas de las mismas. Por ejemplo, podríamos observar tendencias de estabilidad en series temporales de CPUE en un stock cuya abundancia va disminuyendo, o por el contrario ver tendencias de CPUE que disminuyen abruptamente mientras que la abundancia real del recurso es estable. En otras palabras, es posible que se den falsos

⁵ Por ejemplo, supongamos que para el caso de pesca con palangre no se tenga el tiempo de remojo de la línea y se tenga que utilizar una unidad de esfuerzo de mayor resolución como viajes de pesca.

positivos y negativos en la lectura de las tendencias de la CPUE con respecto a la abundancia real del recurso (ver figura 5)

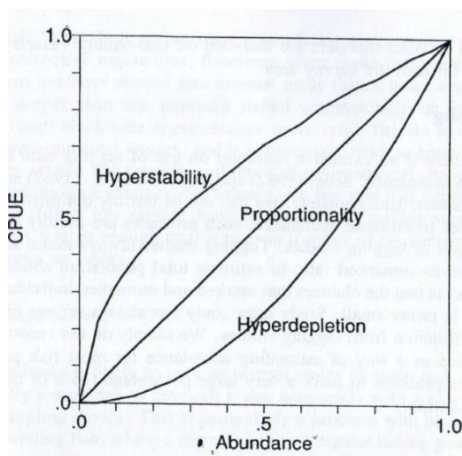


Figura 5. Tendencias en la relación entre CPUE y la abundancia real del recurso. Muchas veces el Índice de abundancia relativa no es proporcional a la abundancia como tal de un determinado recurso debido al comportamiento de la especie objetivo y a las características del arte o el método de pesca o las variaciones en la asignación espacio-temporal del esfuerzo. De esta manera este índice puede tomar tres tendencias con respecto a la abundancia real del recurso. La primera se le conoce como hiperestabilidad y se representa en la curva superior, en este caso la CPUE registra altos valores mientras que la abundancia disminuye. La relación proporcional se da cuando los tiempos de búsqueda son cortos y la distribución espacial del esfuerzo es al azar. La tercera curva se le conoce como hiperagotamiento, es la tendencia opuesta a la hiperestabilidad y se da cuando la CPUE registra bajos valores, pero la abundancia aumenta. Fuente: Hilborn y Walters, 1992.

5.1 Cambios en las Tendencias de la CPUE con Respecto a Variaciones en Unidades de Esfuerzo por Aspectos de Eficiencia Pesquera.

Se ofrece un estudio de caso que ilustra como cambia la tendencia en la CPUE cuando varia la unidad de esfuerzo como producto de un aumento en la eficiencia. Se utiliza el ejemplo de pescadores que utilizan el buceo para pesca de pez loro (*Scarus ghobban*, *S. perrico*) en una serie temporal acotada de tres años, la cual permitirá visualizar mejor la dinámica entre las descargas y las estimaciones de abundancia relativa (ver figura 6).

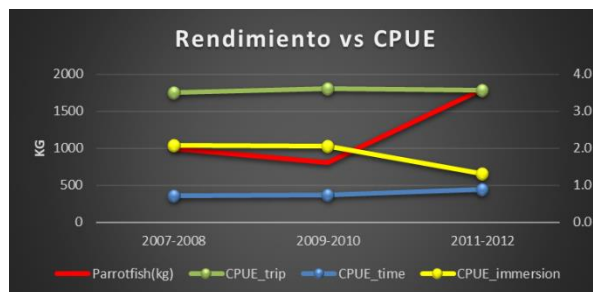


Figura 6. Tendencias en la CPUE construida con distintas unidades de esfuerzo en la captura de pez loro y tendencia en rendimiento de captura (kg). Pacífico Norte. Costa Rica. Fuente: elaboración propia.

En el caso de esta pesquería por buceo se pudieron registrar 3 tipos de unidades de esfuerzo (Naranjo & Salas, 2014):

- Número de viajes por mes y año.
- Tiempo efectivo de pesca por viaje.
- Número de inmersiones por viaje.

Pudimos comprobar que surge en la última temporada de pesca 2011-2012 el buceo nocturno como táctica de pesca para mejorar la eficiencia de pesca en la captura del pez loro. Esto hizo que aumentaran las inmersiones, los buzos visitaran mayor cantidad de sitios (porque nunca se realizan inmersiones en un mismo sitio dentro de un viaje) y el esfuerzo se centrara en aquellos sitios donde los peces loro suele pernoctar (durante la noche). Como resultado de un análisis, que no se describe en este informe, sobre fuentes de variación de la captura, fue posible constatar que la mejor unidad de esfuerzo para la captura de pez loro fue el número de inmersiones por viaje para la última temporada de pesca estudiada (esto puede variar en la escala temporal).

Esto quiere decir que el número de inmersiones por viaje es la unidad de esfuerzo que acerca más la relación con la captura. Esta unidad de esfuerzo es la que se debe utilizar para construir la CPUE, integrar el efecto de eficiencia pesquera en la estandarización de las tasas de captura (Maunder & Punt, 2004) y calibrar modelos de evaluación de stocks (Van Putten *et al.*, 2012; Campbell, 2016).

En la figura 6 vemos una tendencia inversamente proporcional entre los rendimientos de captura de pez loro con respecto a la abundancia relativa construida con el número de inmersiones por viaje. Lo que demuestra que con la aplicación de esta táctica de pesca, los buzos aumentaron los rendimientos a costa de la disminución de la abundancia relativa. También se observa una tendencia estable de la abundancia relativa cuando se construye la CPUE con el tiempo efectivo de pesca, lo que indica que esta unidad de esfuerzo no estaría representando fielmente la tendencia de la abundancia relativa.

Aquí hay dos puntos importantes a subrayar:

1. Tendencias positivas y negativas en los desembarques no permiten hacer deducciones confiables sobre la variabilidad de la abundancia relativa o CPUE en escalas temporales anuales.
2. Se debe elegir la unidad de esfuerzo apropiada, considerando la dinámica del esfuerzo (tácticas y estrategias de pesca, ver Bisewau, 1998; Hamon, 2009) para obtener estimaciones confiables y precisas de CPUE.

6. Tasas de Captura Libre de Sesgo.

Un procedimiento analítico realizado por científicos pesqueros para obtener valores confiables de las tendencias del Índice de Abundancia Relativa o tasas de captura es la estandarización de la CPUE (ver figura 7). El objetivo de la estandarización de la abundancia relativa es minimizar el sesgo de la abundancia relativa debido a factores distintos de la abundancia para obtener índices de abundancia más precisos y poder así hacer una mejor lectura de las tendencias de las tasas de captura y hacer inferencias plausibles sobre las potenciales tendencias de la biomasa anual.

En este informe técnico no se va a ahondar en los métodos existentes para realizar el proceso de estandarización de la CPUE. Se menciona este procedimiento debido a que los estudios científicos analizados en la [sección 8](#) no aplicaron una estandarización apropiada de las estimaciones de abundancia relativa.

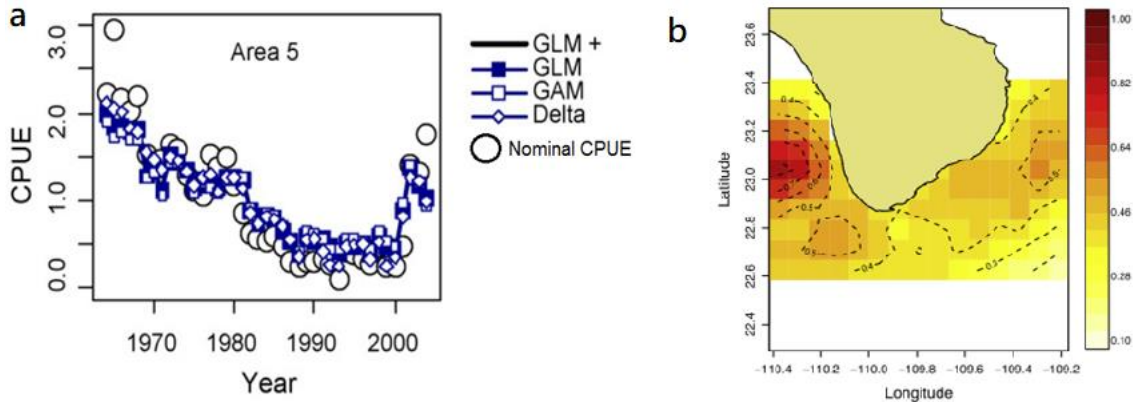


Figura 7. Comúnmente se pueden visualizar las tendencias de las tasas de captura estandarizadas en la escala temporal (a) y espacial (b). Fuente: Su *et al.*, 2008; Ortega-García *et al.*, 2014.

7. Tendencias de Abundancia Relativa de Pez Vela en el POT: CIAT.

Ahora veamos los resultados arrojados por las estimaciones de las tendencias temporales de abundancia relativa del pez vela estimadas a groso modo (sin estandarizar) en la mayor parte del POT. La CIAT estimó la abundancia relativa de pez vela en el 2013 utilizando datos de la flota japonesa de palangre y datos de la pesca recreativa en México. Se encontró una disminución en la abundancia relativa entre 1990 y 2005. Después de este último año, se observa cierta estabilidad en la tasa de captura y luego un ligero incremento hasta el 2013 (ver figura 8).

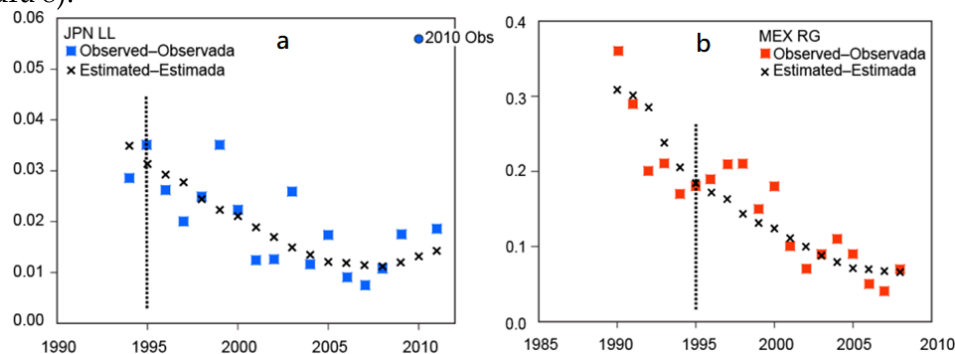


Figura 8. Tasas de captura para la flota japonesa de palangre (a). Tasas de captura de la flota recreativa en México. Fuente: Hilton & Maunder, 2014.

A partir de estos resultados, la CIAT hace una serie de recomendaciones que se limitan a fortalecer los monitoreos y registros históricos de descargas dados los vacíos de información existentes. Además, la CIAT recomienda desagregar las descargas de picudos por especie, entre otras medidas con el fin de generar datos fiables para eventualmente obtener tasas de

captura libre de sesgo y también obtener parámetros para evaluar el stock de pez vela en la región.

La CIAT reconoce que, a partir de estimaciones sesgadas de abundancia relativa, no es posible extralimitarse en las recomendaciones, como proponer cierres de pesquerías o áreas de pesca, etc. Los resultados no tienen suficiente robustez como para hacer recomendaciones de esa índole.

Sin embargo, una de las recomendaciones de mayor relevancia que da la CIAT en términos de manejo y como medida precautoria fue *“no aumentar el esfuerzo de pesca en todo el POT hasta poder lograr una evaluación más precisa”*. No aumentar el esfuerzo pesquero, no significa disminuir el esfuerzo pesquero existente, tampoco significa cerrar la actividad de alguna flota en particular o prohibir la comercialización del pez vela.

8. Estimaciones de Abundancia Relativa de Pez Vela: Inconsistencias en Estudios Científicos.

A continuación, se ofrece un breve análisis de dos de las escasas publicaciones científicas que han tratado de estimar la Abundancia Relativa de Pez Vela en Centroamérica y en Costa Rica. Se describen las principales inconsistencias encontradas en ambos manuscritos en base a las valoraciones técnicas descritas en las secciones [5](#) y [6](#).

8.1 El Estudio de Caso de Ehrhardt & Fitchett (2006).

Ehrhardt & Fitchett (2006) trabajaron con datos de tan solo 4 embarcaciones de pesca recreativa en Guatemala para estimar la abundancia relativa de pez vela en una serie histórica que va desde 1994 a 2005. Aquí ya tenemos un problema bastante grande de tamaño de muestra. Tomar como muestra tan solo 4 embarcaciones de las cientos o miles de embarcaciones de distintas flotas que trabajan en todo el POT es algo incauto e infringe la condición de representatividad muestral que debería sustentar toda investigación científica (Ramsey & Hewitt, 2005).

Evidentemente una muestra no confiable va a incidir en que los resultados de este estudio no sean extrapolables, ni representen fielmente la dinámica de captura ni la dinámica del esfuerzo para las flotas recreativas que operan en el POT⁶.

Otro punto negro de este estudio es que no estandarizaron la CPUE o abundancia relativa, o sea obtuvieron una CPUE nominal, la cual no está libre sesgo (ver [sección 6](#)). Los autores justifican no estandarizar la captura debido a la ausencia de largas series temporales de datos que expliquen las tendencias de abundancia de pez vela y su relación con variables ambientales. En otras palabras, afirman lo dicho por la CIAT (ver [sección 3.1](#)). Además, son necesarios más estudios para entender cómo afectan variables ambientales en el ciclo de vida del pez vela, estudios de preferencia de hábitat y dinámica de flotas, integrar variables

⁶ Además, como se sabe, hace faltan datos de captura y esfuerzo de las flotas comerciales.

ambientales en el análisis de las tendencias de la abundancia relativa y mejorar las interpretaciones de los análisis.

Lo anterior demuestra que los resultados del estudio de Ehrhardt & Fitchett (2006) han de ser vistos como un ejercicio académico, más que un estudio con suficiente peso para generar políticas de gestión.

Un detalle interesante en los datos utilizados para construir la CPUE o el índice de abundancia relativa está relacionado con tres procesos en la pesca de pez vela mediante el uso de cañas de pescar (Fitchett, 2015):

- El primero es el “levantado”. Son los peces vistos en la superficie por la tripulación desde la embarcación una vez que han sido atraídos por los señuelos. Esto alerta a la tripulación a preparar la carnada para una inminente captura.
- Otro proceso se da cuando el pez muerde la carnada y comienza el tiempo de pelea.
- El último proceso es la captura final del ejemplar.

Ehrhardt & Fitchett (2006) indican que el 43% de pez vela levantado fue capturado. Por esta razón usaron el número de pez vela “levantado” para construir la CPUE. Sin embargo, esto deja una gran inconsistencia porque no se calcula cuanto de ese 57% de pez vela no capturado fue atraído más de una vez en un mismo mes. Usar el pez vela levantado para construir la CPUE podría provocar un problema de sobreestimación de las tendencias de la CPUE o tasas de captura.

Además, usaron la información de la CPUE de la flota de palangre japonesa dejando por fuera la incidencia de otras flotas en la disponibilidad del pez vela. Para ambas bases de datos la CPUE no fue estandarizada con respecto a aspectos de eficiencia de la flota, poder de pesca, variables ambientales, entre otras (ver [sección 6](#)).

Por otra parte, hay un factor ecológico relacionado con la distribución del recurso que debe ser aclarado antes de poder interpretar adecuadamente las tendencias en la CPUE. Por ejemplo, la ocurrencia de especies que son presa para el pez vela es muy variable y la densidad en especies pelágicas objetivo de pesca tiende a estar correlacionada con la abundancia de las especies que son presa del pez vela como las sardinas y calamar (Bendik *et al.*, 1987).

Con estas estimaciones sesgadas de abundancia relativa provenientes de la pesca recreativa, los autores encontraron una correlación con estimaciones de abundancia de cupleidos y calamar de la flota de cerco, lo cual es lógico de suponer. Sin embargo, dado que los datos utilizados no abarcaron todo el rango de distribución del stock, la variabilidad de estos patrones de agregación por motivos de alimentación queda supeditada a estudios más profundos que abarquen áreas más amplias dentro del POT⁷.

Además, hay que tener en cuenta que en muchas especies pelágicas los patrones de abundancia, agregación y mortalidad natural van a estar relacionados a la dinámica de reclutamiento, desove, y mortalidad natural de las presas y esto va incidir en última

⁷ Este punto es importante para guiar futuras líneas de investigación.

instancia en los patrones de abundancia y agregación de esas especies objetivo (Crespo-Neto *et al.*, 2021). Las relaciones depredador-presa deben integrarse en el proceso analítico para lograr mayor claridad en las interpretaciones sobre estratificación de la abundancia y variación en la distribución de tallas en el POT.

Aunado a lo anterior, el pez vela puede presentar otros patrones propios de su biología. Uno de estos patrones son los procesos de desove, los cuales han sido identificados en el litoral mexicano en verano y otoño y en Costa Rica en invierno o época lluviosa (Hilton & Maunder, 2014). Estos patrones de agregación por desove van a tener peso cuando se analice la variabilidad de la abundancia de pez vela en el POT. Por ejemplo, si en Costa Rica se pudiera estimar una abundancia libre de sesgo, en el proceso de estimación de las tendencias de abundancia relativa se tendría que incorporar el efecto de la migración del pez vela en ciertos meses. De lo contrario, se podría estar registrando valores bajos de abundancia debido a una migración por desove en el litoral mexicano y no por una disminución del recurso.

Con datos tan limitados como los usados por Ehrhardt & Fitchett (2006) no es posible esclarecer patrones de abundancia real de recurso, ya que se violan supuestos de proporcionalidad con las tasas de captura. Tampoco se podrían hacer deducciones acerca de la dinámica del stock.

Sin embargo, los autores de esta publicación científica se extralimitan en sus interpretaciones señalando que la causa de la supuesta disminución del recurso es exclusivamente la capacidad pesquera. Lo cual es una especulación más que una evidencia científica.

También indican que la capacidad pesquera ha disminuido el tamaño trofeo, o sea tallas grandes de pez vela en un 85%. Lo cual es una afirmación poco confiable, cuando se utiliza una muestra tan pequeña en un stock cuya distribución en la frecuencia de tallas puede presentar grandes variaciones espaciales por razones distintas a la mortalidad por pesca (Crespo-Neto *et al.*, 2021). Por ejemplo, no sabemos si hacia Guatemala se haya movido una zona de reclutamiento de pez vela que hace que la frecuencia de tallas en las capturas de la pesca recreativa haya disminuido a lo largo de los años. Y así sería posible seguir especulando tal y como Ehrhardt & Fitchett (2006) especulan al emitir sus interpretaciones. Hasta tanto no se realicen investigaciones específicas que evidencien estas dinámicas no es posible emitir aseveraciones acertadas.

8.2 Consideraciones en Estimaciones de Abundancia Relativa (CPUE) en Especies Pelágicas.

Antes de seguir con el estudio de abundancia de pez vela que se ha realizado con datos de flotas costarricenses, es importante hacer énfasis en algunas implicaciones de los análisis de series temporales en la CPUE en picudos y otros pelágicos para que los lectores tengan mayor información para contrastar los resultados del estudio descrito en la [sección 8.3](#).

- 1) Un aspecto fundamental de las estimaciones sesgadas de abundancia relativa es que al ser estimadas para un área restringida (p.ej. la zona económica exclusiva de Costa

Rica) suelen presentar fluctuaciones desproporcionadas con respecto a la abundancia global en pelágicos (Maggs *et al.*, 2015). Esto ocurre porque no se estaría estimando la abundancia real del stock en todo su rango de distribución. Por ejemplo, todas las estimaciones de la CPUE en la zona económica exclusiva y en áreas costeras de Costa Rica que no estén adecuadamente estandarizadas pueden dar lecturas erróneas de la Abundancia Relativa y conllevar a sobre o subestimaciones de la abundancia real del recurso y otras consideraciones abordadas en la [sección 5](#).

- 2) Una vez estandarizada la CPUE para obtener abundancia relativa libre de sesgo se puede explorar el supuesto de hiperestabilidad⁸ (ver [sección 5](#)) mediante muestreos independientes a la actividad pesquera que identifiquen patrones de agregación de especies migratorias.
- 3) Además, estudios sobre abundancia en picudos que han utilizado datos de pesca recreativa, deportiva o turística han demostrado que existe una condicionante en las estimaciones de tasas de captura: *“el supuesto de que CPUE es proporcional a la densidad (individuos por área) depende que la capturabilidad (q) de los peces que han sido capturados antes y los peces que nunca se han pescado sea igual, ya que se ha demostrado en varias pesquerías recreativas una disminución de q en peces previamente atrapados”* (Youngs & Hayes., 2004).

Esto explicado de una forma más sencilla quiere decir que un pez liberado va tener menor probabilidad de ser capturado, o levantado otra vez, ya sea porque se espantan, o aprenden a evadir el señuelo. Esto son factores propios de la conducta de los peces. Los pescadores conocen sobre estas dinámicas y son procesos, que en última instancia, disminuyen su eficiencia de captura. Por esta razón diversos autores y científicos han determinado valores de vulnerabilidad para peces que aprenden a evadir el tipo de señuelo.

Además, la eficiencia de pesca tiene mucho que ver si es señuelo o carnada viva. En un cardumen donde hay muchos peces invulnerables al señuelo, aunque se incremente el esfuerzo se pueden registrar valores bajos de CPUE. Este es otro factor que va sesgar las estimaciones abundancia relativa sino se cuantifica el grado de vulnerabilidad de la especie objetivo mediante experimentos y alguna técnica de modelación probabilística.

Es importante que los lectores tengan claro estos aspectos que inciden en la CPUE para someter a juicio crítico la publicación científica sobre pez vela en Costa Rica.

8.3 El Estudio de Caso Costarricense: Marrari *et al.*, 2023.

En el 2023 se publicó un artículo científico que llamó la atención por dos cosas. Primero el título del manuscrito y segundo, la filiación⁹ de la mayoría de los autores. Al leerlo por

⁸ Tasas de captura se mantienen o aumentan mientras que la abundancia global disminuye y es una tendencia muy común en especies pelágicas que hace la cpue no se proporcional a la abundancia real del recurso

⁹ <https://es.fishcostarica.org/>

completo se detectaron un gran número de inconsistencias que se irán diseccionando en esta sección a luz del contenido expuesto en anteriores secciones.

El título del artículo de Marrari *et al.* (2023) indica que estiman la tendencia y la variabilidad de la abundancia local de pez vela en el pacífico de Costa Rica. Cualquier lector podría suponer que habían estimado abundancia con datos independientes a la actividad pesquera. Quizás con la implementación de un diseño de muestreo de captura-recaptura y con la utilización de modelación matemática propia de la ecología numérica u otros enfoques. Sin embargo, como se explicará en los próximos párrafos, esto no fue así.

También, otra pregunta que surge es la siguiente: ¿cuál sería el objetivo de estimar la abundancia local si no sería representativa de la abundancia global del recurso? No tiene sentido estimar abundancia local para una especie transzonal por las razones expuestas en secciones previas.

La gran sorpresa surge al leer la sección de métodos. Efectivamente, para estimar la “abundancia” utilizaron datos de pesca recreativa con un número no especificado de botes, por lo cual a los lectores de este manuscrito no le es posible definir cuál fue número de muestra. De esta manera, se infringe uno de los principios básicos en estadística: no se reporta el tamaño de muestra y no se aplica prueba estadística que permita saber si el tamaño de muestra es lo suficientemente grande para detectar un efecto significativo en los datos (Noordzij *et al.*, 2011).

Los datos que utilizaron presentan además una limitada resolución espacial ya que la distribución de las operaciones de pesca de Charters presentes en la muestra no fue en todo el pacífico de Costa Rica. Los autores indican que utilizaron cuatro series temporales, incluida una de Golfo Dulce. Pero al final terminan usando dos series temporales de pesca recreativa en el Pacífico Central para estimar los valores que ellos llaman de “abundancia”. Algo muy extraño es que excluyen una serie de datos de pesca recreativa costera que captura otras especies, lo cual sería desacertado, si lo que pretendían era tener una muestra representativa de lo que se captura en todo el pacífico de Costa Rica y así obtener estimaciones no sesgadas de abundancia relativa.

Otro de los puntos negros metodológicos de este manuscrito es que utilizan una estimación de abundancia que si se observa con atención (ver ecuación 1) representa una CPUE no estandarizada calculada para esos barcos de pesca recreativa. Llama la atención que los autores no utilizaran la definición adoptada por las ciencias pesqueras para denominar al *Índice de Abundancia Relativa*. De esto se desprende que los autores parecen desconocer los fundamentos científico-teóricos en la construcción de la CPUE¹⁰.

$$\text{Ecuación 4: } A_{sail(i)} = L_i/n_i$$

La ecuación 4 es una descripción burda y simple de lo que debe ser la estimación de CPUE (ver [sección 5](#)). Esta ecuación divide el número total de pez vela levantado en el mes/año

¹⁰ Da la impresión de que de que los autores quieren convencer a lectores no versados en el tema de ciencias pesqueras que se cuantificará la abundancia real de la población, lo cual no es así y por lo tanto no pueden hacer deducciones sobre la tasa anual de biomasa, condición y el tamaño del stock.

entre el número total de viajes de pesca en el mes/año. Como unidad de esfuerzo, no usan el tiempo efectivo de pesca, ni el número de cañas o pescadores por viaje o alguna otra unidad de esfuerzo que pueda explicar mejor la variación de la captura y que se relacione más con la conducta del pescador en términos de eficiencia (Van Putten *et al.*, 2012; Naranjo-Madrigal, 2017). Tampoco incluyen descripciones de factores para estimar variaciones en la capturabilidad (Langseth *et al.*, 2016). Ni modelan factores ambientales y ecológicos que influyen en las tasas de captura (Folpp & Lowry, 2006). Con esta estimación a groso modo resulta imposible lograr estimar tendencias y variabilidad en la abundancia local¹¹.

Además, utilizan un modelo Arima¹²(Widowati *et al.*, 2016) para explicar la variabilidad estacional de las series temporales de esa abundancia relativa sesgada.

A partir de aquí, todos los análisis y resultados que vienen después de una estimación sesgada de abundancia relativa y que ignora supuestos fundamentales en su construcción (ver [sección 5](#)), no tienen peso, ni en la generación de conocimiento nuevo, ni en el mejoramiento de alguna metodología. Tampoco los resultados tendrían peso en políticas de gestión pesquera.

8.3.1. El Efecto “Bola de Nieve”.

En última estancia, la abundancia relativa estimada por estos autores lo que provocó en este manuscrito fue un efecto de “bola de nieve”, o sea, un efecto negativo transversal que se va maximizando desde los resultados, la discusión, hasta llegar a las conclusiones.

Cuando hacen el análisis de las series temporales para determinar patrones estacionales vienen arrastrando la falta de representatividad en los datos y la inconsistencia del estimado de abundancia relativa no estandarizada. El efecto de “bola de nieve” repercute en todos los análisis que se hacen posteriormente y que están muy enfocados a determinar anomalías estacionales o picos en la serie temporal y compararlas con las descargas, lo cual no tiene mucho sentido.

Recordemos que en la fórmula simplista de la CPUE que usaron para estimar una pseudoabundancia están usando como numerador el pez vela “levantado” de la pesca recreativa. Se equivocan al asumir que el pez vela “levantado” sea un dato que ayude a representar fielmente la abundancia de pez vela a nivel local debido a un potencial efecto de subestimación o sobreestimación de la captura al no cuantificar la probabilidad de haber “levantado” más de una vez el mismo espécimen de pez vela en un mismo viaje o mes (vulnerabilidad, ver [sección 8.2](#)).

Por lo tanto, esa estimación sesgada de “abundancia” se acerca más a los patrones de descargas debido a una potencial disponibilidad estacional del recurso en el área de pesca que a una abundancia real (ver [sección 8.3.3](#)). En términos globales, esa estimación es más bien un estimado de disponibilidad de captura asociada a los niveles de esfuerzo por flota.

¹¹ No tienen sentido estimar una abundancia local de una población que trasciende los límites del mar territorial costarricense.

¹² El modelo Arima no lo usan para reconstruir series temporales. Un prerequisite para aplicación del modelo Arima para detectar patrones estacionales es tener series temporales completas.

8.3.2. Confunden Interacciones Competitivas entre Flotas con Disminución de “Abundancia”.

Al comparar y meter en el modelo Arima las series temporales de las descargas en volumen de la flota de palangre y red de cerco por separado, es lógico que encuentren correlación. En el resultado del modelo Arima encontraron que el efecto de la pesca comercial explica en parte la variabilidad estacional de esa pseudo-abundancia estimada o mejor dicho disponibilidad de captura a partir de datos de la pesca recreativa. Lo que pasa es que la flota que tiene mayor capacidad va a disminuir la disponibilidad de captura a la flota que tiene menos capacidad debido a un efecto de competencia entre flotas (ver Rijnsdorp *et al.*, 2000; Rodhouse *et al.*, 2016). Esto explica un efecto “supuestamente negativo” encontrado de la pesca comercial sobre la pseudo-abundancia del Pez vela para la flota turística.

Basado en los datos y en las tendencias observadas en la figura 9, se observa que en algunos años se dieron tendencias de competencia entre las flotas de mayor poder de pesca y flotas de menor poder de pesca. Una flota de mayor tamaño y que abarca mayor área de pesca disminuye la disponibilidad de flotas de menor tamaño que operan en áreas reducidas (cerco versus pesca recreativa), sin significar que eso sea sobre-explotación, sobre-pesca o agotamiento. Este fenómeno se observa en las relaciones inversamente proporcionales de la figura 9. Realmente estas relaciones inversamente proporcionales son *Interacciones Competitivas* entre flotas¹³.

8.3.3. La “Abundancia” es Disponibilidad de Captura Estacional.

Por otra parte, para algunos años se observan tendencias de correlación y relaciones inversamente proporcionales entre la pseudo-abundancia, que es más bien disponibilidad de captura (ver figura 9). También una alta variabilidad entre estas tendencias. Esto sucede porque son especies pelágicas de alta movilidad cuyos cardúmenes van a entrar de forma estacional en el área de pesca de estas dos flotas y van a aumentar o disminuir la disponibilidad para todas las flotas en el caso de alta correlación.

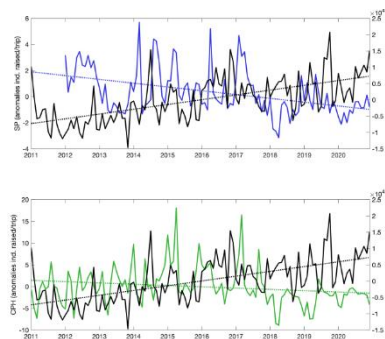


FIGURE 4
Time-series of anomalies in monthly commercial landings of sailfin for all national Pacific ports combined (black; histogram) and anomalies in the monthly mean abundance of sailfin recorded by sportfishing operators (red; raised-tri) in the southern SP, blue, upper panel) and central CPUE, green, lower panel) Pacific areas.

Figura 9. Relación entre las descargas comerciales de pez vela y las tendencias CPUE no estandarizada (disponibilidad de captura) de pez vela de un porcentaje no especificado de embarcaciones de la flota de pesca recreativa en el pacífico central de Costa Rica.

¹³ Con estos datos y resultados este manuscrito debió ser planteado para investigar tendencias de competencia entre flotas que capturan pez vela en el pacífico de costa rica.

Recordando lo expuesto en la [sección 6](#), si los autores fueran científicos pesqueros de carrera, hubieran explorado el efecto de las flotas sobre la abundancia libre de sesgo. Para esto primero debieron haber estandarizado la abundancia para cada flota y mediante técnicas de modelación apropiadas, usar la CPUE estandarizada de la pesca recreativa como variable respuesta y la CPUE estandarizada de las demás flotas como variables explicativas. Aunque como ya se mencionó, estimar abundancia local para especies tranzonales desde el punto de vista de manejo pesquero no tiene mucho sentido. Tendría algo de sentido si fueran especies sésiles o poca movilidad como pepinos de mar, ostras u otras especies en las cuales la mayor parte de su ciclo de vida queda dentro del área de explotación de la pesquería (Caddy & Seijo, 1996).

8.3.4. Inconsistencias en la Cuantificación del Esfuerzo Pesquero.

Otra inconsistencia encontrada en el manuscrito de Marrari *et al.* (2023) fue que no exploran cual unidad de esfuerzo explica mejor la variabilidad de la captura de pez vela para construir un índice de abundancia relativa más preciso (ver [sección 5](#)). La unidad de esfuerzo utilizada en la base de datos de pesca recreativa fue el número de viajes por mes o año, la cual es una unidad de esfuerzo de poca resolución para capturar apropiadamente efectos de eficiencia pesquera debido a cambios en los patrones de asignación e intensidad del esfuerzo pesquero (Béne & Tewfik, 2001; McCluskey & Lewison, 2008).

Para el caso de la base de datos de pesca comercial con palangre, usaron datos de un supuesto esfuerzo pesquero de la Global Fishing Watch¹⁴. Usualmente este tipo de datos son realmente datos de movimiento de embarcaciones en horas; no datos precisos de tiempo efectivo de pesca (Thoya *et al.*, 2021). Estos datos de movimiento de embarcaciones están totalmente desligados de conocimiento experto (p.ej. entrevistas con capitanes y tripulantes para entender el contexto de la dinámica de movimiento de las embarcaciones). En este tipo de datos satelitales, la densidad de agregación de las embarcaciones no es igual intensidad de esfuerzo efectivo pesquero. La densidad de agregación del esfuerzo podría utilizarse como proxy, o una variable indirecta del esfuerzo efectivo, pero para hacerlo se necesitaría otro estudio que permita desagregar mejor los movimientos operacionales de la flota mediante datos de observadores a bordo y conocimiento experto.

Por lo tanto, es posible que la construcción de la CPUE con datos imprecisos de esfuerzo haya resultado en una sub o sobreestimación de las tendencias de la abundancia relativa y por ende no estaría representando la abundancia real del pez vela en la región.

8.3.5 Inconclusiones del Estudio de Caso Marrari *et al.*, 2023.

Como era de esperarse bajo el efecto “bola de nieve”, las conclusiones y recomendaciones del manuscrito de Marrari y otros autores (2023) están plagadas de especulaciones basadas en

¹⁴ <https://globalfishingwatch.org/>

el supuesto de que el índice de “Abundancia” que construyeron representa la abundancia local y real del recurso, lo cual es una falacia.

Por ejemplo, recomiendan un enfoque precautorio que no aumente el esfuerzo de pesca dirigido al pez vela” a pesar de que no miden ni modelan esfuerzo con respecto a biomasa disponible. Lo que hacen es repetir lo que ya ha dicho la CIAT desde el 2013 ([ver sección 7](#)). Les faltó poner la referencia de la CIAT porque los resultados de los análisis que hicieron no fueron concluyentes como para recomendar no aumentar el esfuerzo.

En el último párrafo, el artículo asegura que la *“abundancia del pez vela ha disminuido significativamente en los últimos 10 a 15 años mientras que en los mismos años las descargas comerciales han aumentado”*. Lo cual es algo absolutamente contradictorio. Si esas estimaciones de “abundancia” estuvieran reflejando la abundancia real del recurso o una tasa de biomasa anual, lo lógico es que hubiera una disminución en las descargas comerciales proporcional a la abundancia de pez vela. Con esto se demuestra que los autores no tienen claras las implicaciones de estimar una abundancia local como lo refiere el título del artículo.

Lo que realmente se podría interpretar correctamente, una vez teniendo presente las inconsistencias en los análisis, es lo siguiente: Por motivos de competencia entre flotas la disponibilidad de pez vela para la pesca recreativa ha disminuido mientras que la disponibilidad de la pesca comercial ha aumentado.

8.3.6. ¿Porque se Publica Manuscrito con Tantas Inconsistencias?

Una pregunta que los lectores de este informe técnico se podrían hacer es: ¿porque sale a la luz una publicación con tantas inconsistencias? Una de las razones se debe a la escasez de revisores con amplia experiencia en ciencias pesqueras. Algunas veces las revistas científicas tienen que echar mano de científicos que quizás no tienen la expertise suficiente en el sistema de conocimiento correspondiente, lo que hace que las revisiones sean superfluas y poco estrictas. Puede ser que los revisores de estos artículos trabajan más con temas de biología y ecología marina y no son de países que estén a la vanguardia en temas de ciencias pesqueras.

9. Escenario Ficticio de Agotamiento de Pez Vela.

La ciencia debe ser independiente, libre de interferencias de intereses contrarios a la objetividad para lograr cumplir con los estándares necesarios de rigor científico (Kruk, J. 2013). El estudio de Marrari y otros autores (2023) es un ejemplo de un mala práctica científica debido a datos limitados y la opacidad metodológica que dieron sustento a resultados espurios.

Por si no fuera poco, este estudio no queda como un simple ejercicio académico archivado en alguna biblioteca universitaria. Pareciera que los resultados espurios de esta investigación respondían a intereses particulares de la ONG liderada por los autores del

artículo. Efectivamente, estos resultados están siendo usados para impulsar una campaña de desinformación que busca prohibir la comercialización del pez vela en Costa Rica (ver figura 10).



Figura 10. Campaña que busca prohibir la comercialización del pez vela en Costa Rica. Fuente: <https://es.fishcostarica.org/>

Esta ONG pretende que Costa Rica siga el ejemplo de países como Guatemala, Nicaragua, Panamá y otros; los cuales prohibieron totalmente el desembarco y comercialización del pez vela. Esto es algo sumamente grave, porque esta ONG está proponiendo que se deben imitar las malas prácticas que han implementado países que no hacen una correcta evaluación de sus recursos pesqueros, países que desconocen la condición de explotación del pez vela en la región o que no han invertido suficientes fondos para generar conocimiento en el uso racional del recurso. Además, con la prohibición a la comercialización del pez vela lo que van a lograr es aumentar la disponibilidad de captura de este recurso a países como México, donde si existe la expertise, el interés y los fondos para manejar adecuadamente pesquerías pelágicas y no impulsan campañas que, en última instancia, cercenarían el bienestar económico de las comunidades pesqueras que dependen del pez vela y otros picudos.

Como lo veremos en las próximas secciones, la ciencia pesquera da las soluciones para hacer un uso racional del pez vela sin necesidad de violentar el derecho de acceso y uso de este recurso a un grupo en particular. Lo que pretende esta ONG con esta medida es fomentar inequidades e injusticia social, distorsionando la oportunidad de desarrollar un proceso de gobernanza transparente en la pesquería de esta especie pelágica en Costa Rica y en la región.

La campaña de esta ONG se apoya en los resultados espurios de la investigación de Marrari *et al.*, 2013 para tratar de crear un escenario alarmista de agotamiento, influenciar a la opinión pública y generar políticas pesqueras descabelladas (ver figura 11).



Figura 11. Uso de ciencia espuria para crear un escenario alarmista y ficticio de agotamiento de pez vela en Costa Rica. El objetivo es prohibir la comercialización del pez vela y por ende eliminar la competencia de las flotas pesqueras por el recurso. Fuente: <https://es.fishcostarica.org/>

9.1. El Descabellado Proyecto de Ley (Expediente 23643).

El lobby desinformativo promovido por esta ONG en la Asamblea Legislativa de Costa Rica ha estimulado la creación de un proyecto de ley que pretende declarar al pez vela como símbolo nacional (Expediente 23643)¹⁵. Este proyecto expresa explícitamente prohibir la captura del pez vela en Costa Rica en su Artículo 2, “Medidas de Protección a la Especie” [Se prohíbe a embarcaciones de pesca comercial de bandera nacional o extranjera la captura en todas sus formas, el aprovechamiento, trasiago, transporte, desembarco y la comercialización de pez vela en todo el territorio nacional. Los individuos capturados de forma dirigida o incidental, en aguas de jurisdicción nacional o aguas internacionales, no podrán ser desembarcados en puertos nacionales y deberán ser devueltos al mar.]

El Expediente 23643 también hace alusión a la importancia cultural del pez vela en Costa Rica. No obstante, no existen estudios sobre antropología marítima que cuantifiquen de forma cualitativa el valor socio-cultural del pez vela en Costa Rica (p.ej. ver Acott & Urquhart, 2014). Eso se conjunta con la incertidumbre en el estado de explotación del recurso y la falta de claridad sobre el beneficio socio-económico derivado de la comercialización del pez vela en la región. Por lo cual, el mismo proyecto carece de sustento técnico robusto y su eventual aprobación sería una sumisión del instrumento legislativo a los intereses particulares de un pequeño grupo.

10. Problemática Estructural.

Lo que está pasando con el tema de pez vela Costa Rica, en el sentido de aplicar mal métodos científicos para buscar promover políticas excluyentes y turbias, no es nuevo. Esta ONG ha sido protagonista de otros casos en los cuales ha influido para generar políticas sin sustento técnico apropiado.

No es el objetivo de este informe ahondar en estos casos, pero es importante hacer una breve reseña de los casos más relevantes:

- 1) El primer caso fue la identificación de una zona de reclutamiento de atún inexistente como parte del proceso de zonificación estática para la pesca de pelágicos en la zona económica exclusiva costarricense. En el documento técnico de Naranjo (2019) se demuestra la forma en que los autores del estudio (Mug, 2014) incurrieron en el error estadístico tipo III, al suponer incautamente que la correlación plantado-objeto flotante versus atún juvenil era evidencia de zona de reclutamiento.
- 2) En el segundo caso, usaron dicha zona de reclutamiento inexistente para posteriormente ampliar la Isla del Coco en la Área Marina de Manejo del Bicentenario¹⁶. Funcionarios de la misma ONG mediaron en la elaboración de un documento técnico¹⁷ plagado de inconsistencias y de mala ciencia. Algunas de estas inconsistencias las muestro en la infografía de la figura 12. El documento técnico

¹⁵ <https://delfino.cr/asamblea/proyecto/23643>

¹⁶ <https://www.presidencia.go.cr/comunicados/2021/12/costa-rica-amplia-parque-nacional-isla-del-coco-y-area-marina-de-manejo-del-bicentenario/>

¹⁷ Este documento técnico fue validado por el SINAC a pesar de que oportunamente se les hizo llegar el reporte sobre las inconsistencias que presentaba.

donde se desglosan estas inconsistencias lo podrán encontrar en el siguiente enlace:
<http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.27683.17444>

Es claro que dentro de ciertas ONGs existen profesionales que no son científicos pesqueros de carrera y que están trabajando sobre datos pesqueros sin tener la expertise correspondiente (ver Naranjo, 2018). Esto redundo en una invisibilización a la consulta a expertos de reconocida experiencia en el campo de las ciencias pesqueras. En el quehacer técnico, ciertos análisis realizados por profesionales sin la apropiada expertise arrojarían resultados espurios, que luego se utilizarían para generar políticas que atentan con el estilo de vida de grupos vulnerables, como la pesca de pequeña escala que depende del recurso pez vela.

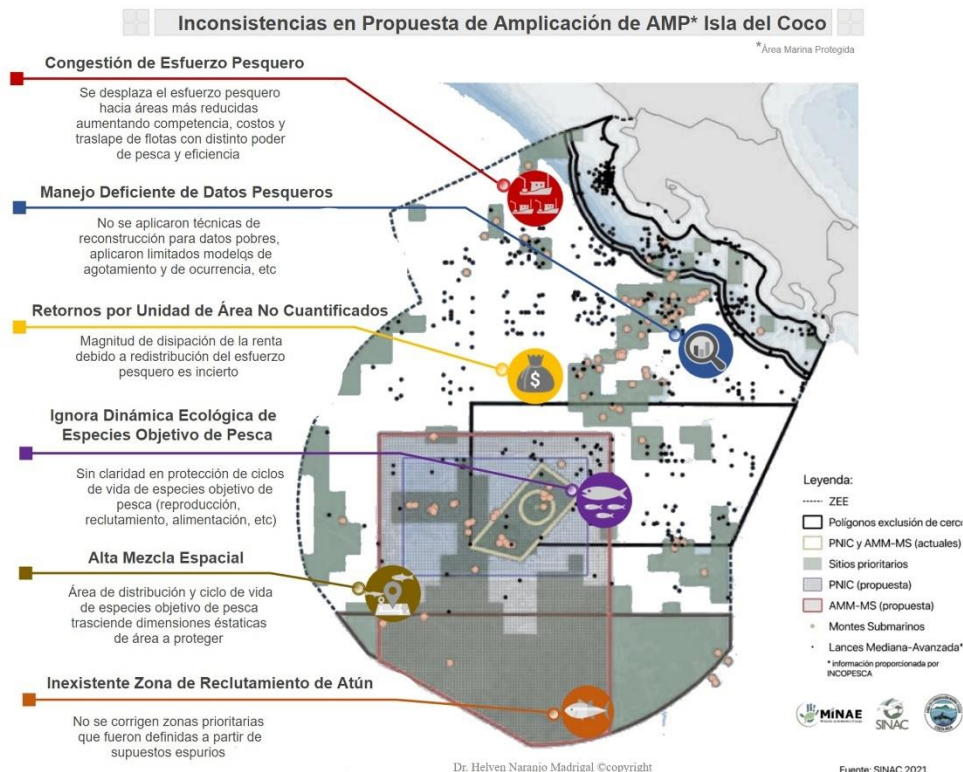


Figura 12. Infografía que resume las inconsistencias técnicas encontradas en la Propuesta de Ampliación del Área Marina Protegida Isla del Coco como producto de la nula integración de expertos en el ámbito de ciencias pesqueras y procesos distorsionados de gobernanza.

10.1. ONGs no son Centros de Investigación Científicos.

Otra de las causas asociadas a esta problemática radica en que lamentablemente en Costa Rica a algunas ONGs se les ha otorgado o han creado un protagonismo análogo a un centro de investigación científica, ya sea en pesquerías u otros temas marinos, sin tener ni el recurso humano ni los recursos materiales (p.ej., laboratorios, buques de prospección, etc) para cumplir ese rol. No pueden equiparar la capacidad científico-técnica necesaria para hacer frente a los grandes retos de investigación y generación de conocimiento que amerita evaluar y gestionar la complejidad de los ambientes marino-costeros.

En muchos casos, estas entidades promueven una agenda subyacente, la cual les imponen sus financistas, líderes empresariales o también promueven algún tipo de enfoque reduccionista que predomine en el bagaje de conocimiento de su personal de planta. Por esta razón a ciertas ONGs les es difícil generar conocimiento científico objetivo y libre de sesgo. Por lo tanto, hay muchos riesgos de que la ciencia que generan estas entidades no sea robusta o apropiada para ciertos fines; o que los datos que coleccionen o manejen no sean confiables.

10.1.2. Estudio Independiente versus Estudio con Filiación ONG.

Otro ejemplo claro de un estudio con conclusiones sesgadas es el estudio sobre concentraciones de mercurio en peces pelágicos y su consumo seguro. En el 2016 diversos autores (Salazar-Chacón *et al.*, 2016) publican un artículo científico sobre las concentraciones de mercurio en peces pelágicos, incluidos el pez vela. La filiación de los autores de este artículo era muy diversa, desde funcionarios del Ministerio de Agricultura, hasta académicos de dos universidades públicas y otra universidad en Colombia. Ellos tomaron muestras de pez vela siguiendo protocolos específicos y encontraron una concentración promedio anual de 1.3 miligramos por kilo de pez vela. Si bien la concentración está por encima de 1, que es lo recomendado por la normativa nacional e internacional para depredadores; la concentración está por debajo de 1.6 que es el nivel máximo para la especie. Ellos demuestran con una fórmula específica los kilogramos de pez vela que pueden consumir una persona de forma segura. Por ejemplo, con 1.3 Hg miligramos por kilo, una persona que pese 70 kilogramos puede consumir 215 gramos de pez vela de forma segura.

En contraste, en el 2014 (Calleja & Ramírez, 2014) se publicó un manuscrito con datos y filiación de la misma ONG en cuestión, en el cual no especifican que protocolos siguieron para tomar las muestras de tejido y reportaron una concentración de mercurio de 0.95 miligramos por kilo. Esta concentración es un poco más baja que la reportada en el estudio de Salazar-Chacón (2016). Aun así, estos autores, en lugar de mostrar cual era la cantidad de consumo seguro para esa concentración de mercurio, deciden recomendar: “evitar el consumo de pez vela y marlín y contribuir para su preservación”.

La recomendación de Calleja & Ramírez (2014) es obviamente una posición ambientalista radical que busca impactar negativamente la comercialización de pez vela y marlín al tratar de influir en las decisiones de compra de los consumidores. Lamentablemente, este *modus operandi* es común en este tipo de ONGs: reinterpretan resultados de investigaciones según sus propios objetivos. Esto lo hacen sin considerar la importancia que tienen estas especies pelágicas desde el punto de vista socio-económico, no solo para los pescadores sino también para los consumidores que encuentran en estas especies precios accesibles y así poder suplir la rica gama de nutrientes que aportan al cuerpo.

Conviene señalar que el cuerpo humano es resiliente a ciertos tipos de contaminantes siempre y cuando no excedan los niveles de consumo por semana recomendados por normas internacionales (Ye *et al.*, 2016).

11. Solución a Problemática Estructural.

¿Cómo contrarrestar y redireccionar iniciativas de estas entidades que lo que realmente buscan es capitalizar el acceso y uso de recursos de propiedad común para beneficiar su agenda particular o a un gremio o grupo particular? Hace unos 5 o 6 años al ver un gran número de inconsistencias que se daban en consultas con científicos y la escasa capacidad técnica en temas pesqueros en entidades no gubernamentales y gubernamentales se dio la sugerencia de crear un Centro de Investigación Integrativa (Russell, 2005) en temas pesqueros (Naranjo, 2016). Esta visión se ha venido ampliando en el sentido de incluir otros temas de uso de recursos, protección y desarrollo de áreas marino costeras. Hay modelos de centros de investigación integrativa en países desarrollados¹⁸ y que cumplen una función muy importante en la creación de conocimiento científico objetivo, independiente y no contaminado con enfoques reduccionistas (Balanay & Halog, 2021), ya que aplican enfoques sistémicos de investigación y gestión (Fiksel, 2006; Støttrup *et al.*, 2019).

Una de las tareas de un Centro de Investigación Integrativa en Temas Marino-Costeros es filtrar agendas de entidades que tengan el afán de promover iniciativas en temas marino costeros. Subir el nivel en los procesos de involucramiento y colaboración, así como proveer metodologías de vanguardia que integran variables de distintos sistemas de conocimiento, entre otras funciones importantes para la creación de políticas coherentes que beneficien a la sociedad y protejan los servicios ecosistémicos.

Otras funciones que tendría un Centro de Investigación Integrativa en Temas Marino-Costeros en el contexto costarricense son:

- Desarrollo de ciencia orientada en resolver problemas multidimensionales.
- Desarrollo de conocimientos y teorías integradas entre la sociedad y las ciencias marinas.
- Cruzar límites disciplinarios y científico-académicos.
- Articular metas comunes entre entes gubernamentales y no gubernamentales, así como entre instituciones con distintos roles y responsabilidades.
- Integración de disciplinas y participantes no-académicos
- Prestación de servicios de auditorías de proyectos de empresa privada y entes gubernamentales.
- Fortalecimiento de la interfase Ciencia-Política (ver Visbeck, 2018).

Se sugiere a los diputados y diputadas de la Asamblea Legislativa de Costa Rica, que tengan la oportunidad de leer este informe técnico, trabajar en un proyecto de ley en esta dirección. De esta manera se podría arrancar de raíz esta problemática estructural que está limitando el desarrollo sostenible de nuestros mares y afectando las buenas prácticas en la gobernanza de espacios marino-costeros.

La diáspora científica costarricense, la misma que lamentablemente no ha sido involucrada activamente en la academia local debido a la ausencia de mecanismos claros de inclusión en

¹⁸ Ver <https://marinesocioecology.org/> <https://www.resalliance.org/>

universidades locales (Jarquín-Solís *et al.*, 2022), es capaz de liderar y fomentar la innovación en el marco de un centro de investigación con enfoque sistémico que articule con distintas entidades públicas y privadas proyectos marino-costeros en beneficio de la sociedad y en respeto a la integridad y función de los ecosistemas.

12. Recomendaciones.

12.1. Herramientas de Manejo de Pesquerías de Pez Vela y otros Pelágicos.

Esta sección ofrece una breve reseña de las herramientas de manejo de picudos y otros pelágicos que han tenido éxito en varios países. La implementación de éstas herramientas, han ayudado no solo a mantener las capturas estables en pesquerías de pelágicos entre ellos el pez vela, sino también recuperar stocks que presentan problemas de sobrepesca o sobreexplotación. La intención de esta reseña es clarificar ante la opinión pública que desde las ciencias pesqueras y el manejo de pesquerías hay alternativas de manejo exitoso de recursos pesqueros que presentan problemas de agotamiento, que como demostramos, no es el caso del pez vela en POT.

Estas herramientas de manejo pesquero implementadas a través de una hoja de ruta permiten mejorar el desempeño de estas pesquerías y mantener los medios de subsistencia de los grupos vulnerables que dependen del pez vela y la pesca en general (Hilborn *et al.*, 2020).

La herramienta más eficiente, según un estudio publicado en el 2016 (Pons *et al.*, 2017) por científicos pesqueros de la [Universidad de Washington](https://fish.uw.edu/)¹⁹, son las cuotas globales de captura, las cuales permiten mantener la biomasa en niveles óptimos (ver figura 13). Sin embargo, para poder estimarlas e implementarlas se deben mejorar los sistemas de registro de descargas a nivel de la región y disminuir la pesca ilegal. Lo anterior con el fin de disminuir las capturas no reportadas y tener una mejor representatividad de la variabilidad histórica de los rendimientos de la pesquería para aplicar los análisis apropiados.

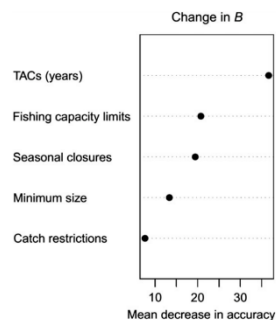


Figura 13. Puntuación del peso de las distintas medidas de gestión en la recuperación de stocks pesqueros. Las variables respuesta son la media geométrica de las tasas anuales de cambio de la biomasa (B) y las tasas de mortalidad por pesca (F) de las poblaciones declaradas con sobrepesca o que experimentan sobrepesca 10 años antes de la última evaluación. Las variables de mayor peso son las que presentan mayor disminución de la precisión. Fuente: (Pons *et al.*, 2016).

¹⁹ <https://fish.uw.edu/>

Otra de las medidas de manejo que han demostrado efectividad son los límites a la capacidad pesquera, principalmente sobre flotas industriales. Hay que tener en cuenta que los límites a la capacidad pesquera también pueden ser estimados en función de la condición del stock y disponibilidad de biomasa.

Otras medidas de importancia son los cierres estacionales, que también pueden ser espaciales si se genera el conocimiento apropiado para identificar variaciones espacio-temporales en la dinámica de agregación por fines reproductivos o áreas de reclutamiento. Otra medida con mediana efectividad de manejo son las tallas mínimas.

La medida con menor efectividad de manejo son las restricciones en la captura. Las restricciones en la captura se dan en aquellas pesquerías en que se establecen límites de captura basados en algún nivel histórico de descargas y no en una cuota formal de captura basado en técnicas de evaluación de stock como las que se mencionan en la [sección 3](#). Resulta ineficiente hacer lecturas de descargas y establecer medidas de manejo basadas en esas lecturas históricas debido a que las descargas no están representando tendencia real de la biomasa del recurso. Entonces, mucho cuidado cuando se quieran derivar escenarios ficticios a partir de la lectura de las descargas e imponer restricciones de captura ineficientes desde el punto de vista del aprovechamiento racional del recurso.

12.2. Proceso de Mejoramiento de las Pesquerías de Picudos.

Existen varias formas de iniciar un proceso de mejoramiento de la pesquería de pez vela y otros picudos en Costa Rica. Desde el punto de vista técnico, se podría explorar el uso de técnicas de reconstrucción de series temporales para llenar vacíos de información e intentar utilizar los históricos de descargas para aplicar técnicas de evaluación de stocks para datos pobres (Geromont & Butterworth, 2015; Zhou *et al.*, 2018). Se podría intentar construir un modelo operativo con algunos parámetros calculados por la CIAT y obtener escenarios de simulación (Carruthers & Hordyk, 2018) que permitan al menos iniciar un proceso de consulta y diálogo con los actores para explorar las consecuencias de potenciales medidas de manejo (ver Punt *et al.*, 2016).

13. Referencias.

- Acott, T. G., & Urquhart, J. (2014). Sense of place and socio-cultural values in fishing communities along the English Channel. *Social issues in sustainable fisheries management*, 257-277.
- Arreguín-Sanchez, F. Catchability: A key parameter for fish stock assessment. *Rev. Fish Biol. Fish.*, 6: 221-242 (1996).
- Balanay, R., & Halog, A. (2021). A Review of Reductionist versus Systems Perspectives towards 'Doing the Right Strategies Right' for Circular Economy Implementation. *Systems*, 9(2), 38.
- Bendik, A. B., R. G. Bernikov, G. P. Budylenko, Ch. M. Nigmatullin, I. V. Smirnov, N. M. Timoshenko, and G. M. Zakharov. 1987. Report on the Results of the Cooperative Soviet-Nicaraguan Investigations on the Biological Resources in the Maritime Areas of the republic of Nicaragua in 1986. Scientific Institute for Fisheries Research and Oceanography of the Atlantic Ocean (AtlantNIRO). Ministry of the Fishing Industry of the USSR. Kaliningrad. 225 p.
- Béné, C., & Tewfik, A. (2001). Fishing effort allocation and fishermen's decision making process in a multi-species small-scale fishery: Analysis of the conch and lobster fishery in Turks and Caicos Islands. *Human Ecology*, 29, 157-186.
- Bené C (2009). Are fishers poor or vulnerable? Assessing economic vulnerability in small-scale fishing communities. *The Journal of development studies* 45: 911- 933.
- Biseau, A., 1998. Definition of a directed fishing effort in a mixed species trawl fishery, and its impact on stock assessments. *Aquatic Living Resources*. 11: 119-136.
- Caddy, J. F., & Seijo, J. C. (1998). Application of a spatial model to explore rotating harvest strategies for sedentary species. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 359-366.
- Calleja, C. E., & Ramírez, E. (2014). Interpretación del contenido de mercurio en muestras nacionales de pez vela (*Istiophorus platypterus*) y marlin (*Makaira* spp. o *Tetrapturus* spp.) a partir de parámetros toxicológicos internacionales. *Revista de Ciencias Ambientales*, 47(1), 44-59.
- Campbell, R. A. (2016). A new spatial framework incorporating uncertain stock and fleet dynamics for estimating fish abundance. *Fish and Fisheries* 17, 56-77.
- Carruthers, T. R., & Hordyk, A. R. (2018). The Data-Limited Methods Toolkit (DLM tool): An R package for informing management of data-limited populations. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(12), 2388-2395.

- Crespo-Neto, O., Díaz-Delgado, E., Acosta-Pachón, T.A., Martínez-Rincón, R.O., 2021. Spatial segregation by size of billfishes bycaught by the tuna purse-seine fishery in the Eastern Pacific Ocean. *Fish. Res.* 241, 106001.
- C.M. Dichmont, R. Deng, A.E. Punt, J. Brodziak, Y.-J. Chang, J.M. Cope, J.N. Ianelli, C.M. Legault, R.D. Methot, C.E. Porch, M.H. Prager, K. Shertzer. 2016. A review of stock assessment packages in the United States. *Fish. Res.*, 183.
- Ehrhardt, N. M., & Fitchett, M. D. (2006). On the seasonal dynamic characteristics of the sailfish, *Istiophorus platypterus*, in the Eastern Pacific off Central America. *Bulletin of Marine Science*, 79(3), 18.
- Fiksel, J. (2006). Sustainability and resilience: toward a systems approach. *Sustainability: Science, Practice and Policy*, 2(2), 14-21.
- Fitchett, M. D. 2015. Growth, Mortality, and Availability of Eastern Pacific Sailfish [University of Miami]. <https://scholarship.miami.edu/esploro/outputs/doctoral/Growth-Mortality-and-Availability-of-Eastern/991031447458302976>
- Folpp, H., & Lowry, M. (2006). Factors affecting recreational catch rates associated with a fish aggregating device (FAD) off the NSW coast, Australia. *Bulletin of Marine Science*, 78(1), 185-193.
- Geromont, H. F., & Butterworth, D. S. (2015). Generic management procedures for data-poor fisheries: forecasting with few data. *ICES Journal of Marine Science*, 72(1), 251-261.
- Hamon. K. 2009. Typology and dynamics of a spatially and temporally heterogenous fishery: The Tasmanian rock lobster fishery. 18th World IMACS/MODSIM Congress, Cairns, Australia. 2122-2128.
- Harley S. J., Myers R. A., Dunn A.. Is catch-per-unit-effort proportional to abundance? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2001, vol. 58 (pg. 1760-1772)
- Hilborn, R & Walters, C.J. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment; Choice, Dynamics and Uncertainty*. Chapman and Hall, New York. 570 p.
- Hilborn, R. O. Amoroso, C. M. Anderson, J. K. Baum, T. A. Branch, C. Costello, C. L. de Moor, A. Faraj, D. Hively, O. P. Jensen, H. Kurota, L. R. Little, P. Mace, T. McClanahan, M. C. Melnychuk, C. Minto, G. C. Osio, A. M. Parma, M. Pons, S. Segurado, C. S. Szuwalski, J. R. Wilson, Y. Ye. 2020. Effective fisheries management instrumental in improving fish stock status. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **117**, 2218–2224.
- Hinton, M. G., & Maunder, M. N. (2011). Status of sailfish in the eastern Pacific Ocean in 2011 and outlook for the future. Stock assessment report. *Inter-American Tropical Tuna Commission*, **14**(2014), 224– 251.

Hernández-Herrera, A., Ramírez-Rodríguez, M. & Muhlia-Melo, A. (2000). Batch fecundity and spawning frequency of sailfish (*Istiophorus platypterus*) off the Pacific coast of Mexico. *Pacific Science* 54, 189– 194.

Jarquín-Solis, M. E., Lin-Shiao, E., Guerra, M., Calderón Zúñiga, K., Mora Solórzano, D., & Gutiérrez, J. M. (2022). Voices of the Costa Rican scientific diaspora: Policy lessons from a decade of experiences from our scientists abroad. *Frontiers in Research Metrics and Analytics*, 7, 904029.

Kitchell, J.F., Martell, S.J.D., Walters, C.J., Jensen, O.P., Kaplan, I.C., Watters, J., Essington, T.E. & Boggs, C.H. (2006) Billfishes in an ecosystem context. *Bulletin of Marine Science*, 79, 669– 682.

Kruk, J. (2013). Good scientific practice and ethical principles in scientific research and higher education. *Central European Journal of Sport Sciences and Medicine*, 1, 25-29.

Langseth, B. J., Schueller, A. M., Shertzer, K. W., Craig, J. K., & Smith, J. W. 2016. Management implications of temporally and spatially varying catchability for the Gulf of Mexico menhaden fishery. *Fisheries research*, 181, 186-197.

Lassen, H., Kelly, C., and Sissenwine, M. 2014. ICES advisory framework 1977–2012: from F_{max} to precautionary approach and beyond. – *ICES Journal of Marine Science*, 71: 166– 172.

Lewison, R., A. J. Hobday, S. Maxwell, E. Hazen, J. R. Hartog, D. C. Dunn, D. Briscoe, S. Fossette, C. E. O’Keefe, M. Barnes, M. Abecassis, S. Bograd, N. D. Bethoney, H. Bailey, D. Wiley, S. Andrews, L. Hazen, L. B. Crowder, Dynamic ocean management: Identifying the critical ingredients of dynamic approaches to ocean resource management. *BioScience* 65, 486–498 (2015).

Logan, R. K. (2023). Data from: Patrolling the border: Billfish exploit the hypoxic boundary created by the world's largest oxygen minimum zone. *Dryad Digital Repository*, <https://doi.org/10.5061/dryad.r7sqv9sj4>

McCluskey, S. M., & Lewison, R. L. (2008). Quantifying fishing effort: a synthesis of current methods and their applications. *Fish and fisheries*, 9(2), 188-200.

Maggs J.Q., Mann B.Q., Potts W.M. & Dunlop S.W. (2015) Traditional management strategies fail to arrest a decline in the CPUE of an iconic marine recreational fishery species with evidence of hyperstability. *Fisheries Management and Ecology* 23, 187– 199.

Marrari M, Chaves-Campos J, Mug Villanueva M, Martínez-Fernández D, Marín Sandoval H and Staley Meier T. 2023. Trends and variability in local abundances of sailfish *Istiophorus platypterus* in Pacific waters of Costa Rica: Controls and effects on recreational fisheries. *Front. Mar. Sci.* 10:1088006. doi: 10.3389/fmars.2023.1088006

Martinez-Rincon RO, Ortega-Garcia S, Vaca-Rodriguez JG, Griffiths SP. 2015. Development of habitat prediction models to reduce by-catch of sailfish (*Istiophorus platypterus*) within the

purse-seine fishery in the eastern Pacific Ocean. *Marine and Freshwater Research*. 2015;66(7):644-53.

Maunder M.N & A.E. Punt. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisheries Research*. 70:141-159.

Mug, M. 2014. Propuesta de Zonificación para la Pesca de Atún en la Zona Económica Exclusiva(ZEE) del Pacífico de Costa Rica, con sustento en información científica de las capturas de la flota de cerco y palangre y el comportamiento demovimientos y utilización del hábitat de los atunes aleta amarilla (*Thunnus albacares*). San José, Costa Rica

Naranjo-Madrigal, H. 2019. La Pesca De Atún No Es La Panacea Para La Crisis Pesquera Que Sufre Costa Rica. Available from: https://www.researchgate.net/publication/330293954_La_Pesca_De_Atun_No_Es_La_Panacea_Para_La_Crisis_Pesquera_Que_Sufre_Costa_Rica [accessed Jul 30 2023].

Musyl, M., Moyes, C., Brill, R., Mourato, B., West, A., McNaughton, L., Chiang, W. et al. 2015. Postrelease mortality in istiophorid billfish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72: 538-556.

Nakamura, I. . 1985. FAO species catalogue. Volume 5. Billfishes of the world. An annotated and illustrated catalogue of marlins, sailfishes, spearfishes and swordfishes known to date. United Nations Development Programme, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

Naranjo, M.H. & Salas, S.M. 2014. Dinámica espacio-temporal del esfuerzo en una pesquería de buceo artesanal multiespecífica y sus efectos en la variabilidad de las capturas: Implicaciones para el manejo sostenible. *Revista Biología Tropical*. 62(4).

Naranjo-Madrigal, H. (2016). La urgente necesidad de un Centro de Investigación Integrativa en Pesquerías. *Ambientico*, (259), 46-51.

Naranjo-Madrigal, H. (2017). Teorías y modelos aplicados al estudio de la conducta del pescador: implicaciones en procesos de gestión. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*, 9(1), 61-84.

Naranjo-Madrigal, H 2018. El Rezago de la Ciencia Pesquera en Costa Rica. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.11558.01609>

Naranjo-Madrigal, H. 2019. La Pesca De Atún No Es La Panacea Para La Crisis Pesquera Que Sufre Costa Rica. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.22344.98563>

Noordzij M, Dekker FW, Zoccali C, Jager KJ. Sample size calculations. *Nephron Clin Pract* 2011; 118: c319- 23.

Ortega-García, S., Camacho-Bareño, E. and Martínez-Rincón, R.O. (2015) Effects of environmental factors on the spatio-temporal distribution of striped marlin catch rates off Cabo San Lucas, Baja California Sur, Mexico. *Fisheries Research* 166, 47-58.

- Pons, M., Branch, T. A., Melnychuk, M. C., Jensen, O. P., Brodziak, J., Fromentin, J. M., ... & Hilborn, R. (2017). Effects of biological, economic and management factors on tuna and billfish stock status. *Fish and Fisheries*, 18(1), 1-21.
- Punt A. E., Butterworth D. S., de Moor C. L., De Oliveira J. A. A., Haddon M. 2016. Management strategy evaluation: best practices. *Fish and Fisheries*, 17: 303–334.
- Rijnsdorp, A. D., Dol, W., Hoyer, M., & Pastoors, M. A. (2000). Effects of fishing power and competitive interactions among vessels on the effort allocation on the trip level of the Dutch beam trawl fleet. *ICES Journal of Marine Science*, 57(4), 927-937.
- Rodhouse, P. G., Elvidge, C. D., & Trathan, P. N. (2001). Remote sensing of the global light-fishing fleet: an analysis of interactions with oceanography, other fisheries and predators. Academic Press.
- Russell, C. L. (2005). An overview of the integrative research review. *Progress in transplantation*, 15(1), 8-13.
- Ramsey, C. A., & Hewitt, A. D. 2005. A methodology for assessing sample representativeness. *Environmental Forensics*, 6(1), 71-75.
- Salazar Chacón, Y., Rodríguez Yáñez, J., Sierra Gómez, H., Piedra Marín, G., & Chaverri Suárez, F. (2016). Evaluación de los Niveles de Mercurio en Productos Pesqueros en Costa Rica, Durante 2003-2013, como insumo para recomendar una ingesta semanal tolerable. *Revista Costarricense de Salud Pública*, 25(1), 18-32.
- Sharma R., Levontin P., Kitakado T., Kell L., Mosqueira I., Kimoto A., Scott R. et al. 2020. Operating model design in tuna regional fishery management organizations: Current practice, issues and implications. *Fish and Fisheries*, 21: 940–961.
- Smith, A.D.M., Sainsbury, K.J. and Stevens, R.A. (1999) Implementing effective fisheries-management systems - management strategy evaluation and the Australian partnership approach. *ICES Journal of Marine Science* 56, 967- 979.
- Soto-Jiménez, M.A., Yon. Ch., Gutiérrez. L., Fernández. G., Lucke. B., Rojas. F., González. G. 2010. Un Análisis de la Contribución Económica de la Pesca Deportiva y Comercial a la Economía de Costa Rica. IICE-UCR.
- Støttrup, J. G., Dinesen, G. E., Schumacher, J., Gillgren, C., Inácio, M., & Schernewski, G. (2019). The systems approach framework for collaborative, science-based management of complex systems. *Journal of Coastal Conservation*, 23, 881-898.
- Su N J, Yeh S Z, Sun C L, Punt A E, Chen Y, Wang S P. 2008. Standardizing catch and effort data of the Taiwanese distant-water longline fishery in the western and central Pacific Ocean for bigeye tuna, *Thunnus obesus*. *Fish. Res.*, 90(2): 235–246.
- Thoya, P., Maina, J., Möllmann, C., & Schiele, K. S. (2021). AIS and VMS ensemble can address data gaps on fisheries for marine spatial planning. *Sustainability*, 13(7), 3769.

Van Putten, I. E., Kumala, S., Thébaud, O., Dowling, N., Hamon, K.G., Hutton, T., Pascoe, S. 2012. Theories and behavioural drivers underlying fleet dynamics models. *Fish and Fisheries*, 13:216-235.

Visbeck, M. (2018). Ocean science research is key for a sustainable future. *Nature communications*, 9(1), 690.

Widowati, S. Putro, V. Koshio, and V. Oktaferdian, "Implementation of ARIMA Model to Assess Seasonal Variability Macroenthic Assemblages," *Aquatic Procedia*, vol. 7, pp. 277-284, August 2016.

Ye, B. J., Kim, B. G., Jeon, M. J., Kim, S. Y., Kim, H. C., Jang, T. W., ... & Hong, Y. S. (2016). Evaluation of mercury exposure level, clinical diagnosis and treatment for mercury intoxication. *Annals of Occupational and Environmental Medicine*, 28(1), 1-8.

Youngs, R. G. and Hayes, J. W. 2004. Angling pressure and trout catchability: Behavioral observations of brown trout in two New Zealand backcountry rivers. *N. Am. J. Fish. Manage.*, 24: 1203-1213.

Zhou, S., Punt, A. E., Smith, A. D., Ye, Y., Haddon, M., Dichmont, C. M., & Smith, D. C. (2018). An optimized catch-only assessment method for data poor fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 75(3), 964-976.