



Investigaciones Marinas

ISSN: 0716-1069

spalma@ucv.cl

Pontificia Universidad Católica de Valparaíso  
Chile

Gatica, Claudio; Hernández, Aldo

Tasas de captura estandarizadas como índice de abundancia relativa en pesquerías: enfoque por  
Modelos Lineales Generalizados

Investigaciones Marinas, vol. 31, núm. 2, 2003, pp. 107-115  
Pontificia Universidad Católica de Valparaíso  
Valparaíso, Chile

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=45631211>

- ▶ Cómo citar el artículo
- ▶ Número completo
- ▶ Más información del artículo
- ▶ Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica

Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal  
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

**Nota Científica****Tasas de captura estandarizadas como índice de abundancia relativa en pesquerías: enfoque por Modelos Lineales Generalizados**Claudio Gatica<sup>1</sup> & Aldo Hernández<sup>2</sup><sup>1</sup>Instituto de Investigación Pesquera, Casilla 350, Talcahuano, Chile<sup>2</sup>Departamento de Oceanografía, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas

Casilla 160-C, Universidad de Concepción, Chile

E-mail: cgatica@inpresa.cl; alhernan@udec.cl

**RESUMEN.** Se revisaron los supuestos básicos asociados a la utilización de tasas de captura estandarizadas como índice de abundancia relativa en pesquerías, discutiéndose las ventajas de los Modelos Lineales Generalizados (MLG) como herramienta de estandarización, considerando las variaciones en la eficiencia de las embarcaciones producto de la incorporación de nuevas tecnologías y/o cambios en la composición de la flota. Se analizó la validez de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) como índice de abundancia relativa en pesquerías multi-específicas y en especies altamente migratorias. Además, se revisó la utilidad de incorporar la CPUE como información auxiliar en la calibración de modelos edad-estructurados.

**Palabras clave:** estandarización, CPUE, índice de abundancia relativa, Modelos Lineales Generalizados.

**Standardized catch rate as index of relative abundance in fisheries:  
approach to Generalized Lineal Models**

**ABSTRACT.** The basic suppositions associated to the use of capture rates standardized as index of relative abundance in fisheries were revised, being discussed the advantages of the Generalized Lineal Models (MLG) as tool of standardization, considering the variations in the efficiency of the vessels as the product of the incorporation of new technologies and/or changes in the composition of the fleet. The validity of the capture for unit of effort (CPUE) as index of relative abundance in multispecies fisheries and highly migratory species was analyzed; together with their utility like auxiliary information in the calibration of age-structured models.

**Key words:** standarized, CPUE, index of relative abundance, Generalized Lineal Models.

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) es ampliamente utilizada como un índice de abundancia relativa en muchas pesquerías del mundo (Shimada & Shaefer, 1956; Gulland, 1964; Large, 1992; Kimura & Zenger, 1997; Fréon & Misund, 1999). Las variaciones de este índice se asocian principalmente a cambios en las características y composición de la flota (Hilborns & Walters, 1992), así como a factores de tipo ambiental (Sunden *et al.*, 1981). La necesidad de estandarizar los índices de captura ha sido reconocida por diversos autores. Por ejem-

plo, Gulland (1955) *fide* Allen & Pusly (1984), Shimada & Schaefer (1956) y Bevertton & Holt (1957) discutieron las razones de estandarizar la CPUE y las técnicas utilizadas, reconociendo dos opciones de modelación referentes al problema de la estandarización.

La primera opción sigue el método de Schimada & Schaefer (1956) y Bevertton & Holt (1957) donde se estiman los factores de estandarización al comparar el promedio de los índices de captura de una clase particular de embarcación contra una clase

estándar. Esta técnica es limitada ya que no existe claridad con el tratamiento de la información si existe más de una forma de clasificar la flota pesquera.

La segunda opción es utilizar modelos lineales con estimaciones por mínimos cuadrados o máxima verosimilitud (Hilborn & Walters, 1992). El precursor de este enfoque fue Gulland (1956), siguiéndole posteriormente Robson (1966). En la modelación de la CPUE es posible incorporar características físicas de las embarcaciones que representen cambios del poder de pesca relativo y variables oceanográficas, como la temperatura superficial del mar para caracterizar la zona de pesca y la condición de la captura (Allen & Punsly, 1984; Yáñez *et al.*, 1999).

Los Modelos Lineales Generalizados (MLG) actualmente constituyen el método más utilizado en la estandarización de la CPUE (Punt *et al.*, 2000; Simpfendorfer *et al.*, 2000). Esta técnica ha sido más popular durante las últimas dos décadas debido a las facilidades otorgadas por programas flexibles a los requerimientos del usuario y de fácil manejo en conjunto con la capacidad de los computadores modernos. Estos modelos permiten el análisis de los efectos e interacciones entre las variables de entrada en la modelación de la CPUE y facilitan el ensayo de diferentes alternativas de distribución del error mediante la utilización de la función de máxima verosimilitud en el ajuste del modelo (McCullagh & Nelder, 1989).

En el caso particular de peces migratorios, la estandarización de las tasas de captura y su interpretación puede resultar compleja a causa de la extensa distribución geográfica de estos recursos (Large, 1992), y al efecto de las posibles migraciones hacia y desde el área analizada.

En el presente trabajo se revisan los principales supuestos asociados a la estandarización de la CPUE y su utilización como índice de abundancia relativa. Se enfatiza el enfoque de estandarización por medio de un MLG, en relación con el estudio de las fluctuaciones en la abundancia de recursos pesqueros de importancia comercial, donde los datos de captura y esfuerzo constituyen la fuente de información más completa y accesible.

#### **Supuestos asociados a la CPUE como índice de abundancia relativa**

La utilización de la CPUE como índice de abundancia relativa se origina en el supuesto de proporcionalidad entre la CPUE obtenida por una embar-

cación o clase de embarcaciones y la abundancia promedio anual  $\bar{N}_i$  del recurso. Esta relación de proporcionalidad se expresa mediante la ecuación:

$$C_{i,j} = q \cdot f_{i,j} \cdot \bar{N}_i \quad (1)$$

donde  $C_{i,j}$  representa la captura realizada por la embarcación o estrato de embarcaciones  $i$  en el año  $j$ ;  $f_{i,j}$  corresponde al esfuerzo de pesca, generalmente representado por el tiempo de búsqueda y es el coeficiente de capturabilidad. Al generalizar la relación entre la CPUE y  $\bar{N}_i$  en todo el período de tiempo analizado a través de la razón entre  $C_{i,j}$  y  $f_{i,j}$ , se tiene que  $U_i$  es equivalente a la CPUE según:

$$CPUE_i = U_i = \frac{\sum_j C_{i,j}}{\sum_j f_{i,j}} \approx q \cdot \bar{N}_i \quad (2)$$

Luego, debido a que las embarcaciones pueden experimentar cambios en su eficiencia, definida como el poder de pesca relativo a una embarcación estándar (Hilborn & Walters, 1992), se define la eficiencia relativa de una embarcación  $j$  en el año  $i$  con respecto a la embarcación estándar por:

$$e(i, j / s) = \frac{q_{i,j}}{q_s} \quad (3)$$

Ahora, reconociendo las posibles variaciones en la eficiencia relativa de las embarcaciones, se debe modificar la ecuación (2) para considerar los cambios de eficiencia. De esta forma, la CPUE estandarizada  $U_i^s$  queda representada por la siguiente expresión:

$$U_i^s = \frac{\sum_j C_{i,j}}{\left[ \sum_j f_{i,j} \cdot e(i, j / s) \right]} \approx q_s \cdot \bar{N}_i \quad (4)$$

Esta expresión de  $U_i^s$  es más consistente, debido a que considera los cambios en la eficiencia de cada embarcación. Luego, como el objetivo es estimar la

CPUE estandarizada, es necesario modelar  $\bar{N}_i$  y  $q_s$  para obtener una estimación del parámetro  $U_i^s$  que entrega información de la tendencia natural en la abundancia del recurso.

La abundancia promedio anual  $\bar{N}_i$  puede ser expresada como:  $\bar{N}_i = \bar{N} \exp(\alpha_i)$ , donde  $\bar{N}_i$  corresponde a algún nivel de abundancia y  $\alpha_i$  es un parámetro a estimar (Kimura, 1981). Posteriormente de acuerdo a la ecuación (4), se tiene que  $U_i^s$  como un índice de abundancia relativa del recurso en el mar, es función de variables categóricas y cuantitativas referidas a las unidades de pesca (embarcaciones) contenidas en  $q_s$ . De esta manera, es posible incorporar todas las variables que afectan la CPUE en el coeficiente de capturabilidad. Por lo tanto  $q_{ij}$  queda representado por:

$$q_{ij} = q_0 \prod_{k=1}^m x_{i,j,k}^{\beta_k} \prod_{h=1}^n \exp[g(i,j,h)\gamma_h] \quad (5)$$

donde  $q_0 > 0$  es constante;  $x_{i,j,k} > 0$  con  $k=1, \dots, m$  representa las características físicas de las embarcaciones que pueden afectar la eficiencia y que corresponden a variables continuas; en  $g(i,j,h) h=1, \dots, n$  representa funciones indicadoras de características que pueden afectar la eficiencia y que sólo pueden tomar valores asociados a la presencia o ausencia y  $\beta_1, \dots, \beta_m, \gamma_1, \dots, \gamma_n$  son coeficientes del modelo lineal a ser estimado. De esta forma, es posible generar un modelo que exprese la relación entre la abundancia promedio anual y la CPUE. En primer lugar, reemplazando en la ecuación (2) el modelo para la abundancia promedio anual  $\bar{N}_i$ , que corresponde a  $\bar{N} \exp(\alpha_i)$  se obtiene la siguiente expresión:

$$\frac{\sum_j C_{i,j}}{\sum_j f_{i,j}} \approx q \cdot \bar{N} \exp(\alpha_i) \quad (6)$$

Posteriormente, incorporando la definición del coeficiente de capturabilidad en la ecuación (6), se encuentra que la CPUE es equivalente a:

$$\frac{C_{i,j}}{f_{i,j}} = q_0 \cdot \bar{N} \cdot \exp(\alpha_i) \prod_{k=1}^m x_{i,j,k}^{\beta_k} \prod_{h=1}^n \exp[g(i,j,h)\gamma_h] \quad (7)$$

Este modelo multiplicativo con error aleatorio de distribución log-normal, cambia de uno aditivo a la forma de un MLG (Mc Cullagh & Nelder, 1989) por medio de transformación logarítmica. Mediante este procedimiento los residuales del modelo tienden a adoptar una distribución normal y el modelo adopta una forma aditiva:

$$\log\left(\frac{C_{i,j}}{f_{i,j}}\right) = \mu + \alpha_i + \sum_{k=1}^m \beta_k \cdot \log(x_{i,j,k}) + \sum_{h=1}^n g(i,j,h)\gamma_h \quad (8)$$

En este modelo  $\mu, \alpha_1, \beta_1, \dots, \beta_m, \gamma_1, \dots, \gamma_n$ , corresponden a coeficientes que pueden ser obtenidos mediante la implementación de un ANOVA (Kimura, 1981). Una característica importante del MLG es que asume independencia de las observaciones. Este supuesto de independencia permite el análisis de los efectos mediante un modelo aditivo para las variables. De esta forma, es posible estimar la variable de interés correspondiente a la abundancia relativa del recurso en la naturaleza representada por  $\alpha_i$ . Además, esto hace posible analizar las interacciones entre los factores incorporados.

Con respecto a la información obtenida desde la pesquería, es necesario señalar que generalmente los datos de captura y esfuerzo no son independientes. Por este motivo en la incorporación de cada variable al modelo debe incorporarse el nivel de significancia de cada variable y su contribución a la varianza para evitar un modelo sobre-parametrizado, en conjunto con análisis de los residuales una vez ajustado el modelo para realizar las transformaciones necesarias sobre las variables para permitir que las pruebas de significancia sean válidas.

La estimación de los parámetros se basa en el principio de máxima verosimilitud dependiente de la distribución del error (Mc Cullagh & Nelder, 1989; Chambers & Hastie, 1993). En la actualidad el desarrollo de programas estadísticos como S-plus y Statistica entre otros, ha facilitado el análisis de las tasas de capturas mediante los MLG, haciendo que esta técnica sea más difundida y fácil de aplicar.

### Consecuencias de la estandarización de la CPUE por medio de un MLG

Generalmente se asume que la CPUE transformada mediante logaritmos se encuentra normalmente distribuida, siendo posible obtener intervalos de confianza para los parámetros estimados (Kimura,

1981). Numerosas investigaciones dan evidencia que la transformación logarítmica normaliza la CPUE y estabiliza la varianza (Allen & Punsly, 1984). No obstante, Punsly & Nakano (1992) demuestran que la transformación logarítmica no siempre logra que la CPUE se distribuya normalmente. En su investigación indican que la transformación logarítmica no logró normalizar la CPUE del atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*), pero si la CPUE del atún patudo (*Thunnus obesus*). La falta de normalidad en los datos de CPUE transformados, implica que las pruebas de significancia sobre las variables que afectan las capturas de atún aleta amarilla podrían no ser acertadas. Estos investigadores indican que uno de los principales motivos que provoca la falta de ajuste entre la CPUE logaritmizada y la distribución normal es la alta frecuencia de capturas nulas. Otro problema del empleo de la transformación logarítmica, es que las estimaciones que se requieren están en escala antilogarítmica. Esto produce que la estimación de los parámetros sea sesgada. No obstante, si la varianza es pequeña el sesgo producido por la transformación logarítmica puede ser ignorado (Kimura, 1981; Kimura & Zenger, 1997).

En la construcción del MLG, la incorporación de los distintos factores y covariables es realizada hasta que no se obtiene un mejoramiento significativo en el modelo. En cada etapa, la variable agregada es la que tiene una mayor probabilidad asociada con el estadístico F. El criterio de incorporación de variables debe ser estricto, ingresándose sólo aquellas variables cuyos estadísticos F se encuentren asociadas con una probabilidad menor o igual a 0,001 (Allen & Punsly, 1984). Las variables no significativas deben ser excluidas del modelo para evitar una parametrización excesiva capaz de diluir otros efectos (Punsly & Deriso, 1991). Otra manera de construir un MLG, es agregar todas las variables e interacciones posibles eliminándose aquellas que presenten una leve disminución de la suma de cuadrados residuales y un estadístico F menor a su probabilidad.

La utilización de MLG ha permitido la incorporación exitosa de variables de tipo ambiental en la estandarización de las tasas de captura para especies altamente migratorias (Allen & Punsly, 1984; Punt *et al.*, 2000). La incorporación de efectos geográficos y otros de carácter estacional ha permitido mejorar las estimaciones de abundancia relativa en este tipo de recursos (Punsly, 1987; Punsly & Deriso, 1991; Hinton & Nakano, 1996). En este contexto, Punsly & Nakano (1992) distinguen posibles situa-

ciones en las cuales las tasas de captura estandarizadas podrían no estar estrechamente relacionadas con la abundancia, ya que factores como variaciones en la estructura térmica vertical de la concentración de oxígeno disuelto o de la disponibilidad de alimento, pueden ocasionar variaciones en la CPUE que no sean un cambio real en la abundancia al no ser incorporados en la modelación.

Una característica importante de los MLG es su capacidad para incorporar interacciones entre los efectos. En algunas pesquerías, ciertas clases particulares de embarcación son más eficientes en determinadas áreas. Por ejemplo, las embarcaciones de menor tamaño pueden ser más eficientes en zonas cerradas, existiendo una interacción entre la clase de embarcación y el área, indicando que la eficiencia por embarcación difiere por área. El investigador entonces, debe ser extremadamente cuidadoso en la identificación e interpretación de las interacciones significativas, en especial si la cantidad de información disponible para cada combinación de área, estación, grupo de embarcación y año no es equivalente (Large, 1992). En caso que la información presente un gran número de celdas nulas, la estimación de los efectos de cada factor y el poder de los test de significancia puede ser influenciado por una distribución no balanceada de los datos. Bajo este punto de vista, se ha demostrado que mientras mayor es la complejidad del modelo propuesto, teóricamente es menos probable encontrar un buen ajuste para el modelo debido a la mayor cantidad de observaciones nulas (Kimura & Zenger, 1997). En consecuencia, debe existir un compromiso entre el nivel de agregación de la información en la escala espacio-temporal, desde meses a semestres y desde unos pocos kilómetros a áreas de gran cobertura. Es decir, debe existir una parsimonia entre la complejidad del modelo y la disponibilidad de información, para no generar un esquema de análisis desbalanceado que dificulte la estimación de parámetros y pueda generar modelos sobreparametrizados.

El empleo de MLG permite diferentes alternativas de manejo de la información de capturas y esfuerzo. Dentro de la familia de MLG se tiene como caso particular al Modelo Lineal General que se caracteriza por presentar una distribución de probabilidad del error de tipo normal, siendo las pruebas de significancia y validez del modelo dependientes de esta distribución. La ventaja de aplicar MLG está en la posibilidad de ensayar diferentes opciones de distribución del error, situación que mejora las po-

sibilidades de ajuste, pero tiene la desventaja de ser más susceptible en los estadísticos de significancia.

En este contexto, la selección de un determinado tratamiento de datos se relaciona directamente con la dinámica de la pesquería analizada. Por ejemplo, en pesquerías multi-específicas se registra un alto número de capturas nulas debido a que el esfuerzo de pesca se dirige a más de una especie objetivo (Goñi *et al.*, 1999). El análisis de esta información puede ser realizado eliminando las capturas nulas obteniéndose estimadores más eficientes de la abundancia, mejorando el ajuste y estimación de los parámetros del modelo (Pennington, 1983; Punt *et al.*, 2000). En este tipo de pesquerías la CPUE es afectada por la disponibilidad de otras especies y principalmente por la decisión de los pescadores en dirigir su esfuerzo sobre una especie en particular. Sin embargo, las capturas nulas pueden constituir una importante fuente de información sobre la condición del stock, a la vez de ser un posible indicador de menor abundancia (Stefánsson, 1996). En este tipo de pesquerías habitualmente se capture más de una especie objetivo en cada lance de pesca, de esta forma la posible obtención de capturas nulas de alguna de las especies puede ser un indicador de menor abundancia para una determinada zona de pesca y/o temporada. Este tipo de situación puede ser interpretada incorrectamente si son eliminadas las capturas nulas debido a que el análisis sobre los registros positivos puede mostrar una tendencia positiva de la CPUE.

Otra forma de realizar el análisis es ensayar diferentes alternativas de manejo de la información. Así, Punt *et al.* (2000) exploraron varias formas de distribución del error para estimar el ajuste más apropiado para su modelo. En su investigación el modelo para el error que proporcionó el mejor ajuste fue el log-normal, uno de los más utilizados en la modelación de la CPUE (Kimura, 1981; Goñi *et al.*, 1999).

En resumen, las principales alternativas de tratamiento para los registros de capturas nulas que finalmente determinan la distribución del error en el modelo propuesto son: a) no considerar las capturas nulas, b) adicionar una constante a las capturas nulas, c) incorporar las capturas nulas en el análisis, y d) analizar las capturas nulas separadamente. La eliminación de los registros de ceros produce que los datos asuman generalmente una distribución muy cercana a la log-normal o gamma para los registros de captura positivos, mientras que la incorporación

de capturas nulas genera una distribución residual del tipo binomial negativa (Stefánsson, 1996). Sin embargo, la eliminación sistemática de las capturas nulas puede ser también una fuente importante de error, particularmente en los casos donde la serie de datos muestra una disminución del stock a evaluar producto de sobrepesca. Finalmente, la estrategia a seguir para el análisis de la información dependerá estrictamente de las características particulares de la pesquería objetivo y de la distribución del error en los datos de CPUE que puede generar información valiosa sobre el tipo de estrategia a seguir en la modelación (Gould *et al.*, 1997).

### Consideraciones sobre el uso de la CPUE como índice de abundancia relativa

Se han presentado algunas de las principales consideraciones en relación al uso de la CPUE como índice de abundancia relativa, señalándose la necesidad de estandarizar la CPUE para aislar la tendencia natural en la abundancia relativa del recurso de efectos externos tales como variaciones en el poder de pesca relativo de las embarcaciones y otros, como variables de tipo ambiental. No obstante, la necesidad de corregir la CPUE no constituye la única fuente de dificultad en su interpretación como índice de abundancia relativa. Hilborn & Walters (1992) señalan que para comprender la relación entre la CPUE y la abundancia del recurso, se debe analizar la dinámica al interior del área, las características del área de pesca y del esfuerzo. Con respecto a la dinámica del área, la búsqueda del pescador con respecto a la población debe ser aleatoria. Además, no debe existir interacción entre los pescadores y el esfuerzo debe estar distribuido en forma aleatoria sobre la población. Si estos supuestos se cumplen, la relación entre la CPUE, el esfuerzo de pesca y la abundancia queda determinada por el patrón espacial del recurso. Otros factores que pueden introducir sesgo en la utilización de la CPUE como índice de abundancia son aquellos que afectan los niveles de agregación y capturabilidad, y que se asocian a sistemas de atracción como luces artificiales (Fréon & Misund, 1999).

Para comprender en mejor forma la relación entre la CPUE estandarizada y la abundancia de un stock o población, se describen los principales tipos de relación que puede existir entre la CPUE y la abundancia (Hilborn & Walters, 1992):

1. Hiper-estabilidad: se produce cuando la CPUE presenta una tendencia creciente o estable aún

cuando la abundancia es menor. Esta relación es característica de pesquerías donde la búsqueda es altamente eficiente y el esfuerzo está concentrado en las áreas de mayor abundancia y donde los peces permanecen concentrados mientras disminuye la abundancia. Esta misma situación es probable en pequeñas escalas espaciales con períodos de lance prolongados.

2. Proporcionalidad: esta situación es probable si la búsqueda es aleatoria y el tiempo utilizado en cada lance es corto, representando la situación ideal donde la CPUE refleja correctamente las variaciones en la abundancia del recurso, pero es poco probable ya que constituye una situación ideal para interpretar la CPUE como índice de abundancia.
3. Hiper-depleción: en esta relación la tendencia decreciente de la CPUE, permanece a un nivel inferior al de la tendencia decreciente de la abundancia. Esta situación puede ser producto de diferentes vulnerabilidades al arte de pesca de un mismo stock. Específicamente si una pequeña fracción es más vulnerable.

Un aspecto importante en las estimaciones de abundancia relativa es que representan la tendencia para la totalidad de los grupos de edad presentes en la pesquería. Por esta razón es aconsejable conocer las tendencias en la CPUE por grupos de edad, lo que permite evaluar de mejor forma la situación del stock (Large, 1992). La interpretación de la abundancia relativa por grupos de edad puede ser mejorada con información de marcaje, para analizar las migraciones específicas por grupo de edad en conjunto con el análisis de variables ambientales para examinar la vulnerabilidad a la captura específica por edad. De esta forma las estimaciones permiten conocer variaciones geográficas y temporales de la disponibilidad específica por grupo de edad, facilitando la interpretación de los índices de abundancia relativa y el conocimiento sobre el stock, siendo necesaria para la estimación de los índices de abundancia relativa por grupo de edad, datos de frecuencia de talla e información de las claves talla-edad (Punsly & Deriso, 1991).

Una forma de cuantificar el grado en que la CPUE de un grupo de edad dado refleja la abundancia, es mediante la comparación de la CPUE anual promedio con las estimaciones anuales medias, provenientes de un análisis de cohortes a través de un análisis de correlación. No obstante, se debe considerar que el análisis de cohortes puede producir es-

timaciones de abundancia poco confiables si la mortalidad natural no es constante entre edades. En tales casos, no se debe esperar una coincidencia entre la CPUE estandarizada y las estimaciones obtenidas del análisis de cohortes (Punsly & Deriso, 1991). Consecuentemente, resulta evidente que la CPUE estandarizada como índice de abundancia relativa presenta limitaciones. Sin embargo, si el análisis se conduce bajo un marco conceptual adecuado, las estimaciones obtenidas pueden ser muy útiles en el estudio de la variación natural en la abundancia de los recursos y su disponibilidad. Además, en el caso particular de peces migratorios la CPUE es la principal y más completa fuente de información posible de obtener (Large, 1992).

### Algunas aplicaciones

Punsly & Nakano (1992) analizaron la CPUE del atún patudo (*Thunnus obesus*) y del atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el océano Pacífico Oriental en el período 1975-1987. Las tendencias anuales de la CPUE estandarizada fueron distintas a la observada en la CPUE no estandarizada, correspondiendo a esta última un nivel mayor. Los autores señalan que lo más probable es que la CPUE estandarizada, represente los cambios en la abundancia de los atunes en los grupos de edad más vulnerables a los palangreros. En ambas especies existieron interacciones significativas entre el año, la profundidad de pesca, el área y la temporada, demostrando que cada uno de estos efectos resulta significativo en la determinación de la abundancia relativa. Los resultados obtenidos muestran que los MLG explicaron un 55% de la variación de la CPUE del atún patudo y un 33% en el atún aleta amarilla.

Un trabajo sobre pesquerías multi-específicas fue desarrollado por Goñi *et al.* (1999) en la pesquería de *Merluccius merluccius* en el Mediterráneo occidental, entre 1991 y 1996. Las variables que resultaron significativas en la determinación de la variabilidad de la CPUE mensual fueron el tamaño de la embarcación (clasificado según el Tonelaje de Registro Grueso; TRG), el año y el mes, siendo el tamaño de la embarcación la variable que logra explicar un mayor porcentaje de varianza en el modelo (54%). Los autores discuten la utilización de este tipo de índices en pesquerías multi-específicas, debido a que las variaciones en el esfuerzo de pesca frecuentemente están correlacionadas con la demanda del mercado o las condiciones climáticas. Sin embargo, los resultados comunicados demostraron

tendencias similares a los observados desde cruceros de investigación y permiten concluir que los datos obtenidos desde estadísticas comerciales pueden proveer de una vía de determinación de índices de abundancia de bajo costo, caracterizados por una excelente cobertura espacial y temporal.

Otro ejemplo de aplicación de los MLG, es el análisis de la CPUE del tiburón escuela (*Galeorhinus galeus*) realizado por Punt *et al.* (2000) en el período 1976–1997, para la estandarización de la CPUE en cuatro regiones de la pesquería del sur de Australia. La selección de las regiones se basó en la historia de la pesquería, patrones migratorios inferidos de estudios de marcaje y recaptura, y la distribución espacial de varias clases de edad. Las variables incorporadas al MLG incluyeron: código embarcación, año, mes, tipo de arte, región y profundidad del lance. Entre las conclusiones de su trabajo, resalta el hecho que un apropiado modelo para la distribución de los residuales es altamente dependiente de los registros con altos índices de CPUE. Aunque, los MLG desarrollados por estos autores consideraron un gran número de parámetros, sólo fue posible explicar una pequeña fracción de la varianza de la CPUE (<30%), lo que se debería simplemente al impacto de las condiciones ambientales y al efecto que produce la incorporación de tecnología de punta en la navegación y detección de cardúmenes (GPS y ecosondas), no encontrándose disponible esta información para ser incorporada al análisis.

Un ejemplo que conviene destacar, es la utilización de MLG en la determinación de la efectividad del arrastre por popa en relación con el arrastre lateral para la pesquería multi-específica de arrastre en Inglaterra (Whitmarsh, 1978). El principal resultado aportado por este autor, revela la existencia de un marcado incremento en la eficiencia diferencial de pesca, a favor del arrastre en popa, mientras se incrementa el tamaño de la embarcación, confirmando de esta manera la conveniencia de adoptar innovaciones en la composición de la flota de arrastre debido a las ventajas comparativas, tanto en rendimiento de pesca como en la maniobrabilidad del arrastre por popa.

Gould & Pollock (1997), mediante datos generados para una pesquería simulada, compara los ajustes por mínimos cuadrados y por máxima verosimilitud en la modelación de la CPUE, concluyendo que el algoritmo de máxima verosimilitud constituye una herramienta más flexible, precisa y robusta

que el tradicional ajuste por mínimos cuadrados para la modelación de la abundancia relativa. Los autores señalan que pese a que el algoritmo de máxima verosimilitud requiere de un mayor apoyo logístico y computacional, el poder y velocidad de los computadores actuales permite la aplicación de esta metodología sin mayores inconvenientes.

En Chile, los MLG han sido utilizados para el análisis y estandarización de CPUE de diversas especies. Así, Yáñez *et al.*, (1999) estandarizaron la CPUE de *Engraulis ringens* y *Sardinops sagax* en el norte de Chile entre 1987 y 1992. En el caso de *E. ringens* se consideraron las variables: categoría de embarcación, zona de pesca, estación del año y TSM, mientras que en *S. sagax* se incorpora el año y se excluye de la modelación la TSM. Los modelos propuestos explicaron el 65% y 55% de la variación total del logaritmo de la CPUE en ambas especies. Otra aplicación es el análisis de las tasas de captura de jurel (*Trachurus symmetricus*) en la zona centro-sur de Chile entre 1987 y 1999 (Gatica & Cubillos, 2002), donde se analizaron los cambios de la CPUE, utilizando dos unidades de esfuerzo de pesca para estimar las tasas de captura, resultando un índice de CPUE asociado a los días fuera de puerto y el otro a los viajes con pesca. Los modelos explicaron sobre 64% de la variabilidad de la CPUE, siendo el estrato la variable que explicó un mayor porcentaje de variabilidad 24,6% y 42,7% respectivamente.

### Comentarios generales

La utilización de los métodos para estimar el tamaño poblacional mediante la CPUE es difícilmente un procedimiento nuevo para los profesionales involucrados en la toma de decisiones para pesquerías comerciales. Sin embargo, la utilización de MLG como metodología de estimación de la relación captura-esfuerzo es relativamente reciente y merece mayor atención como una técnica que produce mejoras consistentes sobre las estimaciones clásicas por regresión (Gould & Pollock, 1997).

Numerosos autores dan cuenta de la utilidad de los MLG para el análisis de la CPUE para distintas especies, en distintas zonas y ambientes de pesca. Estos modelos permiten obtener información de la dinámica de la pesquería al interpretar las variaciones en los índices estimados, en conjunto con información complementaria. En muchos casos los modelos no siempre logran explicar la mayor parte de

la variabilidad en los datos. Sin embargo, es preciso considerar que la constante incorporación de variables que puedan dar cuenta del componente explicado, puede afectar en forma significativa las actuales estimaciones de CPUE.

Otro punto a considerar en la estandarización de la CPUE, se refiere a la disponibilidad de información de entrada que pueda determinar importantes fluctuaciones en las estimaciones resultantes de la modelación. En los MLG los efectos incorporados influyen sobre el índice de abundancia (CPUE), el cual se estandariza por un proceso de corrección al aislar el efecto de cada factor sobre el índice. En este contexto, es probable que en pesquerías costeras, algunas variables de tipo ambiental como la profundidad de la termoclima pueden ejercer un efecto significativo sobre la CPUE, que puede quedar enmascarado debido a la modelación anual (Hinton & Nakano, 1996), lo que produciría que las estimaciones anuales incorporen fluctuaciones estacionales en la modelación de la abundancia relativa del recurso, razón por la cual deben ser incorporadas en el análisis (Punsly, 1987). Otra variable que afecta de manera significativa la CPUE es la temperatura superficial del mar que ha sido incorporada con éxito en pesquerías pelágicas costeras (Yáñez *et al.*, 1999). Consecuentemente, es aconsejable generar una base de información detallada y dinámica que permita incorporar a la base de datos aquellas variables que en el desarrollo de la pesquería afecten la CPUE, considerando como un factor importante la escala de los procesos a analizar.

Por último, se sostiene que la CPUE estandarizada representa un índice adecuado de la abundancia relativa, teniendo en consideración que la información de entrada es normalmente fácil de conseguir y representa en buena medida la dinámica de fracción explotable de la población. Sin embargo, se debe considerar que la validez de los resultados generados a partir de su modelación, dependerá estrictamente de la disponibilidad de información que pueda dar cuenta de una buena proporción de la varianza asociada, considerando como fundamental el análisis objetivo de la distribución del error asociado a la estimación y de los supuestos de los algoritmos de ajuste. Luego, la interpretación de este índice debe estar acompañada de un adecuado conocimiento de la dinámica del recurso y del desarrollo de la historia de su pesquería, para evaluar si el modelo resultante da cuenta de la real situación de la pesquería analizada.

## REFERENCIAS

- Allen, R. & R. Punsly. 1984.** Catch rates as indices of abundance of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull., 18: 301-379.
- Beverton, R.J. & S.J. Holt. 1957.** On the dynamics of exploited fish populations. U.K. Fish. Inv., Ser. 2, 19: 1-533.
- Chambers, J.M. & T.J. Hastie. 1993.** Statistical models in S. Chapman and Hall, New York, 608 pp.
- Fréon, P. & O.A. Misund. 1999.** Dynamics of pelagic fish distribution and behaviour: effects on fisheries and stock assessment. Blackwell Science, Oxford, 348 pp.
- Gatica, C. & L. Cubillos. 2002.** Análisis de las tasas de captura de jurel (*Trachurus symmetricus*) en Chile centro-sur, 1987-1999. Invest. Mar., Valparaíso, 30(2): 45-56.
- Goñi, R., F. Alvarez & S. Adlerstein. 1999.** Application of generalized linear modeling to catch rate analysis of Western Mediterranean fisheries: the Castellón trawl fleet as a case a study. Fish. Res., 42: 291-302.
- Gould, W. & K. Pollock. 1997.** Catch-effort maximum likelihood estimation of important population parameters. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 54: 890-897.
- Gould, W., L. Stefanski & K. Pollock. 1997.** Effects of measurement error on catch-effort estimation. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 54: 898-906.
- Gulland, J.A. 1956.** On the fishing effort in English demersal fisheries. U.K. Fish. Invest., Ser. 2, 20(5): 1-41.
- Gulland, J.A. 1964.** Catch per unit effort as a measure of abundance. Rapp. P-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer, 155: 8-14.
- Hilborn, R. & C. Walters. 1992.** Quantitative fisheries stock assessment. Chapman and Hall, New York, 570 pp.
- Hinton, M.G. & H. Nakano. 1996.** Standardizing catch and effort statistics using physiological, ecological, or behavioral constraints and environmental data, with an application to blue marlin (*Makaira nigricans*) catch and effort data

- from Japanese long-line fisheries in the Pacific. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull., 21: 171-197.
- Kimura, D.K. 1981.** Standardized measures of relative abundance based on modelling log(c.p.u.e), and their application to Pacific ocean perch (*Sebastes alutus*). J. Cons. int. Explor. Mer, 39: 211-218.
- Kimura, D.K. & H.H. Zenger. 1997.** Standardizing sablefish (*Anoplopoma fimbria*) long-line survey abundance indices by modeling the log-ratio of paired comparative fishing cpues. ICES, J. Mar. Sci., 54: 48-59.
- Large, P.A. 1992.** Use of a multiplicative model to estimate relative abundance from commercial CPUE data. ICES. J. Mar. Sci., 49: 253-261.
- McCullagh, P. & J.A. Nelder. 1989.** Generalized linear models. Chapman and Hall, New York, 511 pp.
- Pennington, M. 1983.** Efficient estimators of abundance, for fish and plankton surveys, Biometrics, 39: 281-286.
- Punsky, R.G. 1987.** Estimation of the relative annual abundance of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean during 1970-1985. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull., 19: 265-306.
- Punsky, R.G. & R. Deriso. 1991.** Estimation of the relative abundance of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, by age groups and regions within the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull., 20: 97-131.
- Punsky, R.G. & H. Nakano. 1992.** Analysis of variance and standardization of longline hook rates of biyege (*Thunnus obesus*) and yellowfin (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean during 1975 - 1987. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull., 20: 165-184.
- Punt, A.E., T.I. Walker, B.L. Taylor & F. Pribac. 2000.** Standardization of catch and effort data in a spatially-structured shark fishery. Fish. Res., 45: 129-145.
- Robson, D.S. 1966.** Estimation of relative fishing power of individual ships. Research Bull., Inter. Comm. NW-Atl. Fish., 3: 5-14.
- Shimada B.M. & M.B. Shaefer 1956.** A study of changes in fishing effort, abundance, and yield for yellowfin and skipjack tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull., 1: 351- 421.
- Simpfendorfer, C.A., K. Donohue & G.H. Norm. 2000.** Stock assessment and risk analysis for the whitsky shark (*Furgaleus macki* (Whitly)) in southwestern Australia. Fish. Res., 47: 1-17.
- Stefánsson, G. 1996.** Analysis of groundfish survey abundance data: combining the GLM and delta approaches. ICES, J. Mar. Sci., 53: 577-588.
- Sundén, P.N., M. Blackburn & F. Williams. 1981.** Tunas and their environment in the Pacific Ocean: a review. Ocean. Mar. Biol. Ann. Rev., 19: 443-512.
- Whitmarsh, D. 1978.** Stern trawling: a case study in technological change. CEMARE Research Paper, 1: 11 pp.
- Yáñez, E., F. Espíndola, P. Fréon, M.A. Barbieri & I. Guerrero. 1999.** Estandarización de tasas de captura de pesquerías pelágicas de la zona norte de Chile durante 1987-92. Inves. Mar., Valparaíso, 27: 53-63.

Recibido: 27 diciembre 2002; Aceptado: 29 agosto 2003