

Compilación de métodos estocásticos posibles de aplicar en la evaluación de las pesquerías

Ramírez-Félix, Evlin¹ y Héctor Guillermo Manzo-Monroy²

¹ Centro Regional de Investigación Pesquera de Mazatlán. INP. Av. Cerritos s/n. Estero El Yugo. Mazatlán, Sin., México. E-mail: cripmaz@red2000.com.mx.

² Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California. Km. 103 carretera Tijuana-Ensenada. Ensenada, BC., México.

RAMÍREZ-FÉLIX, E. y H. G. Manzo-Monroy. 2000. Compilación de métodos estocásticos posibles de aplicar en la evaluación de las pesquerías. INP. SAGARPA. México. Ciencia Pesquera No. 15.

Introducción

Los investigadores pesqueros y, en general, los de recursos naturales, comúnmente tienen que tomar decisiones en presencia de incertidumbre, gran parte de la cual se debe a que no se conocen por completo las tasas de sobrevivencia, crecimiento, fecundidad y mortalidad natural de los recursos; a que la información de los registros pesqueros de captura es incompleta, así como de la flota, número de pescadores y el tipo y número de redes. Aunado a lo anterior, algunos organismos se encuentran en aguas con diferente jurisdicción, lo cual hace que difieran las bitácoras pesqueras de país a país. Consecuentemente, no siempre se puede obtener información completa y homogénea.

Es posible cuantificar la incertidumbre e interpretarla como una situación de riesgo, empleando la información de eventos pasados relacionados entre sí y pronosticar el posible desempeño del sistema observado. El objetivo es tratar de predecir y evitar que algo indeseable suceda; esto es, conocer a tiempo el riesgo implicado.

Algo fundamental para lograr los objetivos de la ordenación pesquera son los puntos de referencia, los cuales deberán calcularse sobre la base de las características biológicas o económicas de la pesquería (por ejemplo, incrementar el rendimiento al máximo). Tales puntos de referencia representan el estado de la pesquería o de la población y sus características pueden ser útiles para la ordenación de la población (Caddy y Mahon, 1995).

Los diferentes puntos de referencia propuestos para la explotación racional de los recursos pesqueros pueden, en términos de su uso, colocarse en dos categorías: puntos de referencia objetivos y puntos de referencia límite (*ibidem.*). Los puntos de referencia objetivos tradicionalmente han sido considerados como indicadores del estado de la población. Los puntos de referencia límite, que indican el momento en que se va a entrar a una situación de peligro, pueden ser referidos también como puntos de referencia umbrales (Quinn *et al.*, 1990).

Lo adecuado es que, como los investigadores pesqueros generalmente carecen de suficiente información para determinar con precisión el estado biológico de los recursos, presentan a los administradores pesqueros un conjunto de escenarios derivados de un modelo en el cual se han incluido explícitamente los factores de riesgo pertinentes, y como éstos últimos difícilmente realizan trabajo científico, deben

tener muy presente que existe algún riesgo en las decisiones que suelen tomar.

No obstante, pudiera desarrollarse un modelo que se ajuste a los datos con una precisión razonable que represente de forma realista varias fuentes de variación. Pero hay que tener presente que el ajuste de un buen modelo no necesariamente implica una buena predicción (Ludwig y Walters, 1989).

Hasta la fecha no existe un procedimiento general para comunicar las advertencias a los administradores con respecto a la incertidumbre y el riesgo de los modelos (Rosenberg y Restrepo, 1994). Por eso, el presente trabajo pretende realizar una compilación de los métodos estocásticos que se pueden aplicar a la evaluación de las pesquerías y proporcionar los elementos necesarios para expresar el riesgo pesquero.

Incertidumbre y riesgo

Al tratar de pronosticar se pueden presentar tres situaciones: certidumbre, riesgo e incertidumbre.

Se habla de certidumbre cuando es posible prever con exactitud el resultado posible.

Una situación de riesgo se presenta cuando son posibles varios resultados diferentes y se conocen todos sus valores, así como la probabilidad de cada uno de ellos (Delgado *et al.*, 1992).

Una situación de incertidumbre implica el conocimiento incompleto de un estado o proceso natural. La incertidumbre estadística es el "error de varias fuentes o la estocasticidad descrita con método estadístico" (Caddy y Mahon, 1995, *op. cit.*).

Si se intenta pronosticar de acuerdo con los registros de información disponibles se está transformando una situación de incertidumbre en una que puede implicar riesgo. En tal sentido, se puede emplear la información de observaciones pasadas de un evento cualquiera para pronosticar su resultado con cierto grado de probabilidad.

Determinismo contra estocástica

Cualquier dato observado puede clasificarse como determinístico o no determinístico (estocástico). Los datos determinísticos son aquellos que pueden describirse con una relación matemática explícita. En otras palabras, si un experimento que produce ciertos datos espe-

cíficos de interés puede repetirse muchas veces con idénticos resultados, dentro de los límites del error experimental, entonces los datos se consideran determinísticos.

Si un experimento no puede diseñarse de modo que al repetirse produzca resultados idénticos, entonces los datos que producen se consideran de naturaleza estocástica. Esto es, los datos que representan un fenómeno estocástico no pueden describirse con una relación matemática explícita, porque cada observación del fenómeno es única y cualquier observación dada representará solamente uno de muchos posibles resultados.

Modelos pesqueros y el riesgo asociado

Los modelos biológicos tienen en común parámetros desconocidos, los cuales tienen que calcularse a partir de los datos. En la teoría estadística, un estimador es una función de las observaciones necesarias para calcular una magnitud desconocida (Richter y Söndgerath, 1990).

En la estadística frecuentista, un parámetro es una magnitud propia de un sistema que se supone permanece constante en un período definido. Entre los parámetros típicos de las poblaciones pesqueras que comúnmente se manejan se incluyen la tasa natural de sobrevivencia, la tasa de crecimiento y la fecundidad a una edad determinada (Hilborn y Walters, 1992).

El análisis de riesgo se define como la evaluación de la probabilidad de que se realice un evento dado tal como ha ocurrido en situaciones anteriores, o la evaluación del beneficio corriente bajo incertidumbre producida con una determinación del riesgo utilizando una pérdida específica o una función de utilidad (Rosenberg y Restrepo, 1994), esto es, formalizar las preferencias subjetivas en las que cada individuo puede tener diferente inclinación con respecto a otro (Keeney, 1977).

La evaluación del riesgo pesquero puede ser para los investigadores una herramienta útil para cuantificar las advertencias a los que tomarán decisiones de manera más entendible (Linder y Patil, 1987).

Fuentes de incertidumbre

Las fuentes de incertidumbre en los objetivos de la administración pesquera incluyen errores estadísticos en la evaluación del estado de la población y del medio ambiente. Hay cinco tipos de incertidumbre que pueden incrementarse con el conocimiento incompleto del ambiente (Rosenberg y Restrepo, 1993):

- a) Error en la medición de las magnitudes observadas, como la captura o la talla media a determinada edad;
- b) La incertidumbre del proceso (o error de procesamiento), que recae en lo estocástico de la dinámica de la población, como la variabilidad en el reclutamiento;
- c) Errores del modelo, al no especificar los parámetros del modelo (como la tasa natural de mortalidad);
- d) Cálculo de incertidumbre (o de error), que puede resultar de cualquiera de las anteriores y es la imprecisión e inexactitud en los parámetros del modelo, como la abundancia de las existencias pesqueras o la tasa de mortalidad por pesca; y
- e) Error de implementación (incertidumbre); que resulta de una política administrativa incapaz de alcanzar exactamente el objetivo de la estrategia pesquera.

Comunicación entre investigadores y quienes toman decisiones

El proceso de comunicación de los investigadores pesqueros con quienes toman las decisiones presenta ciertos retos. Uno de ellos es que deben realizar una evaluación objetiva de los costos potenciales de eventos indeseables y definir niveles aceptables de riesgo.

Para advertir del riesgo es necesario definir claramente la probabilidad de un evento particular y cuantificar el grado en el cual es indeseable; esto es, el costo del impacto del evento. Ello implica especificar las relaciones entre los resultados esperados y la consecuente pérdida de beneficios (Caddy y Mahon, 1995, *op. cit.*).

Uno de los principales impedimentos para la evaluación del riesgo con fines administrativos ha sido la definición formal de "seguridad" (riesgo aceptable). Francis (1993) propuso una definición según la cual la captura puede considerarse segura si mantiene la biomasa de la población desovante capturable arriba del 20% del nivel de las existencias vírgenes al menos el 90% de las veces.

Existen dos tipos de errores administrativos que se pueden incrementar debido a la incertidumbre sobre el estado actual de las existencias (Rosenberg y Restrepo, 1995). El tipo I y el tipo II, nombres adoptados de la estadística común. El de tipo I ocurre cuando erróneamente los investigadores advierten al administrador que se lleva a cabo una sobrepesca y el de tipo II cuando los investigadores concluyen erróneamente que las existencias están subexplotadas. Obviamente, las consecuencias biológicas del sesgo son más serias en el tipo II que en el tipo I.

Cálculo de la incertidumbre y el riesgo

Algunas de las herramientas que se utilizan para conocer el efecto de la variabilidad de los resultados en los modelos pesqueros son: la probabilidad de Bayes (Thompson, 1992; McAllister *et al.*, 1994; Walters y Punt, 1994; Hilborn *et al.*, 1994; Walters y Ludwig, 1994), la verosimilitud (Fournier *et al.*, 1990; Haist *et al.*, 1993) y la simulación de Monte Carlo (Bergh y Butterworth, 1987; Francis, 1992; Powers y Restrepo, 1992 y Megrey *et al.*, 1994). Desde luego, puede haber una combinación de tales herramientas.

La diferencia fundamental entre la teoría estadística estándar (frecuentista) y la teoría de decisión estadística (bayesiana) radica en la interpretación del término "probabilidad" y las variables estocásticas asociadas. Para un frecuentista "probabilidad" se puede referir solamente al resultado de una serie infinita de eventos en condiciones idénticas, mientras que la interpretación bayesiana de "probabilidad" se refiere al grado de credibilidad del observador. Los "frecuentistas" consideran al parámetro como una cantidad fija, no estocástica y para determinarlo se pueden utilizar, entre otros, la máxima verosimilitud o el método de los momentos. En cambio, los bayesianos no lo consideran como fijo y suponen que proviene de alguna distribución previa con una función de distribución de probabilidad que puede ser normal, de Poisson, etcétera (Hoef, 1996).

Algunos investigadores tienen dificultad en aceptar el método bayesiano y sus interpretaciones, en vista de su aparente subjetividad y arbitrariedad. Sin embargo, nada es tan arbitrario como escoger el 5% o el 1% de nivel de significancia o la hipótesis nula. La

"subjetividad" en la inferencia bayesiana recae en la determinación de la densidad previa de un parámetro desconocido y en las diferentes variaciones de observación (Ludwig, 1996).

Quizá lo más reprochable es que el usuario escoja su distribución previa propia y después la reporte como su conclusión personal bayesiana. Determinar distribuciones previas es muy difícil, dada su subjetividad, y puede convertirse en un serio problema (Berger, 1980).

Relación stock reclutamiento

De la reconstrucción poblacional obtenida con el método de captura a una edad determinada (Deriso *et al.*, 1985) se calcula el stock y el reclutamiento. De esta forma, se analiza el error de proceso mediante la función siguiente (Ludwig y Walters, 1981):

$$R_{Obs} = \alpha S_{Obs} \exp^{-\beta S_{Obs}} \exp^{(w_t)}$$

Donde:

- α es el coeficiente de mortalidad densoindependiente,
- $\alpha \beta$ el coeficiente de mortalidad densodependiente,
- αR_{Obs} es el reclutamiento observado,
- αS_{Obs} es el stock adulto observado, y
- a W_t el error de proceso para cada unidad de tiempo t .

El error de observación se evalúa a través de la suposición $v_t = N(0, \sigma^2)$. De esta manera, el stock adulto, de acuerdo con Walters y Ludwig (1981), se expresará como $(S_{Obs} \exp^{(w)})$. El análisis de riesgo e incertidumbre considerará: a) análisis estadístico bayesiano, b) la construcción de perfiles de verosimilitud y c) simulación de Monte Carlo.

Análisis estadístico bayesiano

Se usa generalmente al calcular el error y otras incertidumbres, como procesos de error, estructura del modelo, etcétera. En la mayoría de las aplicaciones pesqueras las medidas de probabilidad bayesiana son simples de usar y permiten gran flexibilidad en la representación de hipótesis alternativas (Hilborn y Walters, 1992).

Explícitamente, el teorema de Bayes es una demostración científica de una importante propiedad de la probabilidad condicional (Gelman *et al.*, 1995). El teorema de Bayes usa un vector $\theta = (\theta_1, \dots, \theta_k)$ que muestra de esta forma los parámetros desconocidos en el modelo, y un vector $d = (d_1, \dots, d_n)$ que representa los datos disponibles (Hilborn *et al.*, 1994; Adkinson y Peterman, 1996; McAllister y Kirkwood, 1998). La dependencia del vector de los datos sobre el vector de los parámetros θ está dada por la siguiente función de densidad $f = f(d, \theta)$. En este caso, la densidad probable conjunta $f = f(d, \theta)$ de datos y parámetros es el producto de la densidad previa $\pi(\theta)$ y la densidad condicional $f = f(d, \theta) = \pi(\theta) f(d, \theta)$ (Hoening *et al.*, 1994; Kinas, 1996; Schweder, 1998). Dados los datos disponibles, los parámetros son expresados por la densidad posterior $\pi(\theta/d)$, que puede escribirse como sigue:

$$\pi(\theta/d) = \frac{f(d, \theta) \pi(\theta)}{\int f(d, \theta) \pi(\theta) d\theta}$$

La cantidad $\int \pi(\theta) f(d, \theta) d\theta$ en el denominador es esencialmente una proporcionalidad constante necesaria para integrar la probabilidad condicional a la unidad (Schweder, 1998). En este caso, la densidad

$f = f(d, \theta)$ fue considerada como la verosimilitud previamente estimada y fue denotada como $L(d, \theta) = f(d, \theta)$ (Gelman *et al.*, 1995). El cálculo bayesiano se realiza con dos parámetros $\theta(\alpha, \beta)$. En este caso se utiliza la integración bayesiana por búsqueda directa (Thompson, 1992; Gelman *et al.*, 1995).

Intervalos de confianza bayesianos

Los intervalos serán definidos entre $a < \theta < b$ con $(1 - \alpha) 100\%$ si θ es integrado como:

$$\int_a^b f(\theta/d_1, \dots, d_n) d\theta = \int_a^b f(\theta/d_1, \dots, d_n) d\theta = \frac{1 - \alpha}{2}$$

En este caso, el promedio de la posterior del teorema de Bayes es el promedio de la población, de tal forma que es posible calcular los límites de confianza bayesianos con $(1 - \alpha) 100\%$ (Gelman *et al.*, 1995).

Verosimilitud

Aunque en el lenguaje común, probabilidad y verosimilitud tienen el mismo significado, en la práctica se utilizan de manera diferente. En la verosimilitud se desconoce la probabilidad inicial, al menos en las instancias prácticas, y no debe introducirse ni en las consideraciones ni en los cálculos (Mises, 1981).

Al hacer inferencias o tomar decisiones acerca del parámetro desconocido después de que se ha observado x , toda la información experimental relevante se encuentra en la función de verosimilitud para los x observados. Además, dos funciones de verosimilitud contienen la misma información del parámetro si ambas son proporcionales.

La máxima verosimilitud escoge el valor del parámetro que maximiza la probabilidad de las actuales observaciones si los parámetros fuesen verdaderos. Esto es, toma la máxima verosimilitud del parámetro calculado como el valor en el cual la observación tiene la más alta probabilidad.

La máxima verosimilitud es un criterio para calcular los parámetros, que en general se basa en consideraciones cuidadosas de cómo crecen y se distribuyen los errores estocásticos. La idea principal es encontrar los parámetros para los que son más parecidos los datos observados.

Perfiles de verosimilitud de los parámetros α y β

w_t , se obtiene de la siguiente relación (Hilborn y Walters, 1992):

$$w_t = \ln \left[\frac{R_{Obs}}{\alpha S_{Obs}} \right] + (\beta S_{Obs})$$

Posteriormente se estima la verosimilitud (L) del error de proceso (w), suponiendo una distribución log normal w_t . La función de verosimilitud de cada año analizado presenta la siguiente forma:

$$L(w_t) = \left[-\frac{1}{2} * \ln(2 * \pi) \right] - \left[\frac{1}{2} * \ln(\sigma^2) - \frac{w_t^2}{2 * \sigma^2} \right]$$

El resultado final del cálculo de la verosimilitud de cada año t se utiliza para obtener los parámetros de la relación stock reclutamiento

de Ricker (1975), encontrando una solución que hiciese máxima la posterior función de verosimilitud, de acuerdo con el siguiente modelo:

$$L(R_{Est} | \alpha, \beta) = \prod_i \left[-\frac{1}{2} \cdot \ln(2 \cdot \pi) \right] - \left[\frac{1}{2} \cdot \ln(\sigma^2) - \frac{w_i^2}{2 \cdot \sigma^2} \right]$$

En este caso se calcula la máxima verosimilitud del R_{Est} (reclutamiento estimado) dados los parámetros α y β . Para el caso de σ (desviación estándar) de w_i , se planteó la siguiente función:

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{t=1}^n (\ln(R_{Obs}) - \ln(R_{Est}))^2}$$

En este caso t es el tiempo en años, n = al número de años y R_{Est} = reclutamiento obtenido con el modelo de Ricker (1975).

El cálculo del error de observación (v_i) en la relación de stock reclutamiento supone la siguiente hipótesis nula: H_0 = la fracción poblacional del stock medida con error, de tal forma que el error de observación en el caso de este trabajo se supone de la siguiente manera: $v_i = N(0, \sigma_i)$.

De acuerdo con Walters y Ludwig (1981), el stock se expresará de la siguiente forma: $(S_{Obs} \exp^{(v_i)})$.

En este tipo de análisis, aceptar alguna de las hipótesis anteriores implica reconocer que una forma de error permitirá explicar de mejor manera la tendencia del reclutamiento. Con los resultados de la hipótesis aceptada, y que a la vez muestre una mejor reconstrucción del reclutamiento, se construirá un perfil de verosimilitud de α y β (Hilborn y Walters, 1992). Los intervalos de confianza (IC) de los parámetros α y β en el perfil de verosimilitud se calculan suponiendo una distribución χ^2 , con m grados de libertad (Polacheck *et al.*, 1993; Punt y Hilborn, 1996). En este caso los IC no se calculan de manera conjunta sino independiente para α y β por lo que el IC de cada parámetro se define como todos los valores que puedan satisfacer la siguiente condición (Polacheck *et al.*, 1993):

$$IC = 2[L(Y | p) - L(Y | p_m)] \leq \chi^2_{m, 1-\alpha}$$

Donde $L(Y | p_m)$ es la máxima verosimilitud del parámetro ($p_m = \alpha \cdot \beta$), según el caso, y $L(Y | p)$ es la verosimilitud del parámetro dentro del perfil de verosimilitud. $\chi^2_{m, 1-\alpha}$ es el valor de la distribución χ^2 a un nivel de confianza $1 - \alpha$ y $m = 1$.

Método de Monte Carlo (Sóbol, 1983)

Es otro método numérico que permite resolver problemas matemáticos mediante la simulación de variables aleatorias. Primeramente se elabora un programa para una prueba aleatoria, luego se repite la prueba veces de manera que cada experimento sea independiente de los restantes y se toma la media de los resultados de todos los experimentos. Por ello, este método también se denomina de pruebas estadísticas.

Simulación de Monte Carlo

Una vez discriminadas las hipótesis se calcula el rendimiento de la pesquería y el tamaño óptimo del stock, considerando el efecto simultáneo de ambas hipótesis sobre el desempeño del modelo. La expresión tiene la siguiente forma:

$$R_{Obs} = \alpha S_{Obs} \exp^{-\beta S_{Obs}} \exp\left(\frac{\sigma_w w_i - \sigma^2}{2}\right)$$

Donde w_i es el error de proceso con media = 0 y desviación estándar de σ_w . De forma simultánea se estimará el error de observación v_i . De esta forma, el stock simulado (S') se calcula como:

$$S' = S \exp^{\frac{\sigma_w v_i - \sigma^2}{2}}, \text{ donde } v_i = N(0, \sigma_i).$$

El espacio paramétrico se define en términos de los cálculos de máxima verosimilitud de α y β , considerando la región estadística de incertidumbre definida por los intervalos de confianza χ^2 con elección arbitraria de una zona de riesgo (Punt y Hilborn, 1996).

Las estimaciones del mejor ajuste de R_{Obs} y S' para la función de máxima verosimilitud tendrá la siguiente forma:

$$L(\alpha, \beta | R_{Obs}, S') = \prod_i \left[-\frac{1}{2} \cdot \ln(2 \cdot \pi) \right] - \left[\frac{1}{2} \cdot \ln(\sigma^2) - \frac{w_i^2}{2 \cdot \sigma^2} \right]$$

La simulación de Monte Carlo se repite 1000 veces calculando en cada corrida el stock máximo como $S_{max} = \frac{1}{\beta}$, el reclutamiento máximo como $R_{max} = \frac{\alpha}{\beta} \exp^{-1}$, el tamaño de stock relacionado con el máximo rendimiento sostenido como $S_{ms} = \frac{\ln \alpha}{0.5 - 0.07 \cdot \ln \alpha}$, el Máximo Rendimiento Sostenido como: $\alpha S \exp^{-\beta S}$ y, finalmente, la tasa de explotación como $U_{MRS} = 0.5 \cdot \ln \alpha^2$ (Hilborn y Walters, 1992).

Como el método simula cualquier proceso cuya marcha depende de factores aleatorios y resuelve problemas matemáticos que no tienen la menor relación con cuestiones aleatorias, se puede inventar un modelo probabilístico artificial (e incluso más de un modelo) que permita resolver estos problemas (Sóbol, 1983).

Método para determinar el riesgo (Rosenberg y Restrepo, 1994)

Existen cuatro pasos en el análisis de incertidumbre y determinación del riesgo: análisis del error de cálculo, sensibilidad a los errores del modelo, proyecciones estocásticas y análisis de riesgo.

- Análisis de error de cálculo.** Es el cálculo de la incertidumbre al determinar el estado de la población capturable (abundancia y tasas de mortalidad por pesca), así como puntos de referencia biológica. Este tipo de análisis se enfoca típicamente en la medida y cálculo de los errores y resulta en distribuciones de probabilidad para los parámetros del modelo dado. El análisis puede hacerse analíticamente con simulación de Monte Carlo o mediante una aproximación por el método de Bootstrap. Este último es más fácil porque requiere de menores supuestos explícitos.
- Sensibilidad a los errores del modelo.** Un análisis completo de sensibilidad puede utilizar un método de Monte Carlo para explorar formas del modelo o valores del parámetro. No se necesita explorar la medición del error en datos puntuales, a menos que haya una clara evidencia de que un punto tiene una mayor probabilidad de ser impreciso e inexacto en comparación con otros puntos.
- Proyecciones estocásticas.** Incluyen el cálculo del error en el estado actual y los procesos de error en el periodo proyectado. Las proyecciones a largo plazo se enfocan en procesos y posibilidades de implementación del error. Los errores de proceso resultan principalmente de aleatoriedad en el reclutamiento y en algunas formas necesarias de relación entre las existencias pesqueras y el reclutamiento. Es importante basarse en datos históricos y en algunas proyecciones será necesario explorar posibles estrategias administrativas. El resultado de las proyecciones estocásticas son

perfiles de probabilidad de los resultados para diferentes magnitudes administrativas clave, tales como la abundancia de la población capturable, el rendimiento, o variables económicas tales como excedentes del productor y del consumidor.

- d) Análisis de riesgo. Calcula el riesgo como una pérdida esperada en el tiempo, utilizando pérdidas admisibles o funciones de utilidad, provistas preferentemente por administradores pesqueros, lo cual tiene dos dificultades: primera; los administradores o la entidad gubernamental usualmente no establecen sus objetivos de manera que puedan ser utilizados para construir funciones de utilidad o pérdida; usualmente, tomar una decisión de manera individual en un cuerpo administrativo tiene muchos objetivos que difieren uno de otro y pueden cambiar año con año, dependiendo de una variedad de factores socioeconómicos y políticos. Segunda, los avances en el conocimiento de la dinámica de poblaciones, las herramientas para determinar las existencias pesqueras y el desarrollo de la teoría económica de la pesca han permanecido independientes durante muchas décadas. Como resultado, suelen ser fuentes separadas de información sobre el riesgo a la industria y a la población explotada. Raramente se presenta esta información conjunta a los administradores en un reporte sobre la población capturable, con excepción de las capturas proyectadas en un corto tiempo, las cuales se utilizan para pronosticar los ingresos.

Referencias bibliográficas

- ADKINSON, M. D. and R. M. Peterman. 1996. Results of bayesian methods dependent on details of implementation: an example of estimating salmon escapements. *Fish. Res.* 25:155-170.
- BENDAT, S. J. and A. Piersol. 1971. Random data: analysis and measurement procedures. *John Wiley and Sons, Inc. USA.* 407 pp.
- BERGER, J. O. 1980. Statistical decision theory and Bayesian Analysis. *Springer. 2nd. Ed.* 618 pp.
- BERGH, M. O. and D. S. Butterworth. 1987. Towards rational harvesting of the South African anchovy considering survey imprecision and recruitment variability. pp. 937-951. In: A. I. L. Payne, J. A. Gulland y K. H. Brink (eds.). The Benguela and comparable ecosystems. *S. Afr. J. Mar. Sci.* 5.
- CADDY, J. F. and R. Mahon. 1995. Reference points for fisheries management *FAO Fisheries Technical Paper. No. 347.* Roma. 83 pp.
- DELGADO M., F. J.; R. Vela y H. Quintero. 1992. El riesgo en proyectos agropecuarios de inversión y alternativas para su disminución. *FIRA Boletín Informativo. Morelia.* (243). 64 pp.
- FRANCIS, R. I. C. C. 1992. Use of risk analysis to assess fishery management strategies: A case study using Orange Roughy (*Hoplostethus atlanticus*) on Chatham Rise, New Zealand. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49:922-930.
- _____. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. pp. 221-230. In: Smith, S. J., J. J. Hunt y D. Rivard (eds.). Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 120 p.
- FOURNIER, D. A.; J. R. Sibert; J. Majkowski and J. Hampton. 1990. MULTIFAN. A likelihood-based method for estimating growth parameters and age composition from multiple length frequency data sets illustrated using data for Southern Bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47:301-317.
- GELMAN, A.; J. Carlin; H. Stern and D. Rubin. 1995. Bayesian data analysis. *Chapman and Hall.* 552 pp.
- HAIST, V., D.; A. Fournier and J. F. Schweigert. 1993. Estimation of density-dependent natural mortality in British Columbia herring stocks through SSPA and its impact on sustainable harvesting strategies. In J. Smith, J. J. Hunt y D. Rivard (eds.). Risk evaluation and biological reference points for fisheries management. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 282 pp.
- HILBORN, R. and C. J. Walters. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. *Chapman and Hall, New York.* 570 pp.
- HILBORN, R.; E. K. Pikitch and M. K. McAllister. 1994. A Bayesian estimation and decision analysis for an age-structured model using biomass survey data. *Fish. Res.* 19:17-30.
- HOENING, J. M.; W. G. Warren and M. Stocker. 1994. Bayesian and related approaches to fitting surplus production models. *Can. J. Fish. Aq. Sci.* 51:1823-1831.
- JACOBS, O. L. R. 1967. An introduction to dynamic programming; the theory of multistage decision processes. *Chapman and Hall. Londres.* 126 pp.
- KEENEY, R. L. 1977. An utility function for examining policy affecting salmon on Skeena River. *J. Fish. Res. Board Can.* 34:49-63.
- KINAS, P. G. 1996. Bayesian fishery stock assessment and decision making using adaptive importance sampling. *Can. J. Fish. Aq. Sci.* 53:414-423.
- LINDER, E. and G. P. Patil. 1987. Application of event tree risk analysis to fisheries management. *Ecological Modelling.* 36:15-28
- LUDWIG, D. and C. J. Walters. 1989. A robust method for parameter estimation from catch and effort data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46:137-144.
- LUDWIG, D. 1996. Uncertainty and the assessment of extinction probabilities. *Ecol. Applications.* 6(4):1067-1076.
- MCALLISTER, M. K.; E. K. Pikitch; A. E. Punt and R. Hilborn. 1994. A Bayesian approach to stock assessment and harvest decisions using the sampling/importance resampling algorithm. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51:2673-2687.
- MCALLISTER, M. K. and G. P. Kirkwood. 1998. Bayesian stock assessment: a review and example application using the logistic model. *ICES J. Mar. Sci.* 55:1031-1060.
- MEGREY, B. A.; A. B. Hollowed and R. T. Baldwin. 1994. Sensivity of optimum harvest strategy estimates to alternative definitions of risk. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51:2695-2705.
- POLACHECK, T.; R. Hilborn and A. E. Punt. 1993. Fitting surplus production models: comparing methods and measuring uncertainty. *Can. J. Fish. and Aquat. Sci.* 50:2597-2607.
- POWERS, J. E. and V. R. Restrepo. 1993. Evaluation of stock assessment research for Gulf of Mexico king mackerel: benefits and costs to management. *N. Am. J. Fish. Manage.* 13:15-26.
- PUNT, A. 1992. Assessments of the stocks of cape hake (*Merluccius spp*) off South Africa. *S. Afr. J. Mar. Sci.* 14:159-189.
- QUINN, T.J.; R. M. Fajen and Z. Zheng. 1990. Treshold management policies for exploited populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 2016-2029.
- RICHTER, O. and D. Söndgerath. 1990. Parameter estimation in ecology. The link between data and models VCH, *New York.* 218 p.

- RICKER, W. E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin Fisheries Research Board Canada*. 191:382 p.
- ROSENBERG, A. A. and V. R. Restrepo. 1993. The eloquent shrug: expressing uncertainty and risk in stock assessment. *ICES C.M.D: 12. Statistics Comm. Session P.* 15 p.
- . 1994. Uncertainty and risk evaluation in stock assessment advice for U.S. Marine Fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51:2715-2720.
- . 1995. Precautionary management reference points and management strategies. Technical Consultation on the Precautionary Approach to Capture Fisheries, *Lysekil, Sweden, June*. 17 p.
- SCHWEDER, T. 1998. Fisherian or Bayesian methods of integrating diverse statistical information? *Fish. Res.* 37:61-75.
- SÓBOL, I. M. 1983. Método de Monte Carlo. *MIR Moscú*. 79 p.
- THOMPSON, G. G. 1992. A Bayesian approach management advice when stock-recruit parameter are uncertain. *Fish. Bull. U. S.* 90:561-573.
- VER HOEF, J. M. 1996. Parametric empirical Bayes methods for ecological applications. *Ecological Applications*. 6(4):1047-1055.
- VON MISES, R. 1981. Probability, statistics and truth. *Dover Pub. Inc. USA*. 244 pp.
- WALTERS, C. J. and A. E. Punt. 1994. Placing odds on sustainable catch using virtual population analysis and survey data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51:946-958.
- WALTERS, C. J. and D. Ludwig. 1994. Calculation of Bayes posterior probability distributions for key population parameters: a simplified approach. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51:713-722.