

水産資源学における統計モデリング

岡村 寛[†]・市野川 桃子[†]

(受付 2015 年 7 月 8 日；改訂 12 月 9 日；採択 2016 年 1 月 4 日)

要 旨

水産資源学は、生態学とは異なる側面を持っている。実験が難しく、主要なデータが漁業からのものであるという点で、不確実性が大きく、バイアスの混入もしばしば見られる。そのような問題に対処するため、古くから統計モデルの活用が積極的に進められてきた。水産資源学は、大きく分けて、資源評価と資源管理からなる。資源評価、資源管理で使われる統計モデルの概要を紹介する。生態学と水産資源学で使われる統計モデルには多くの共通点があり、統計モデルを媒介として、水産資源学と生態学の協調・融合が進むことを期待する。

キーワード：漁業，統計モデル，資源評価，資源管理。

1. はじめに

生態学における統計手法の利用は長い歴史を持ち、仮説検定をはじめとする多くの統計手法が使用されてきた。しかし、「統計モデル」という用語が定着し、その利用が生態学の中で進んできたのは最近のことのように思われる。現在広く生態学者に読まれている「データ解析のための統計モデリング入門」(久保, 2012)が出版されたのは 2012 年のことである。生態学データに対する多くの応用を含む「フィールドデータによる統計モデリングと AIC」(島谷, 2012)も 2012 年に出版されている。筆者の知る限り、翻訳書として、McCarthy の「生態学のためのベイズ法」(McCarthy, 2009)が 2009 年に出版されていることを除けば、それ以前に生態学データの解析に統計モデルを利用するというを前面に押し出した和書は存在しなかった。

筆者の専門とする分野は水産資源学と呼ばれている。この分野は生態学(特に、個体群生態学)との親和性が高く、多くの共通するアプローチを持っている。しかし、水産資源学の統計モデルとの接触は、生態学より一歩早かったのではないかと思う。1993 年には早くも、「水産資源解析と統計モデル」(松宮 編, 1993)という書籍が出版されている。これは統計学の一般書として、「統計モデル」という用語を前面に出した一般化線形モデルの翻訳本である「統計モデル入門」(ドブソン, 1993)と同じ年である。水産資源学からの例を多く含む「生のデータを料理する」(岸野, 1999)は 1999 年に初版が発行されている。また、「栽培漁業と統計モデル分析」(北田, 2001)という書籍は 2001 年に出版されている。これを見ると、日本の水産資源学は生態学より少なくとも 10 年ぐらい早く統計モデルに関心を寄せていたように思われる。ここで、水産資源学の統計モデリングが生態学のそれより優れていると言いたいわけではない。現在の浸透具合は同じようなものであろう。水産資源学がただ早かっただけである。また、それ以前にも、生態学の分野では、統計モデルの範疇に入ると思われる久野英二博士や林知己夫博士の著作が

[†] 国立研究開発法人水産総合研究センター中央水産研究所 資源管理研究センター：〒 236-8648 神奈川県横浜市金沢区福浦 2-12-4

あるが(久野, 1986; 森林野生動物研究会 編, 1997), 浸透度合い等から考えると, 我が国では一般に1990年代から2000年代にかけて「統計モデル」という考えと用語が各分野に根付いて行ったように思われる. このような傾向は, 世界的にも見られるものである(Hilborn and Walters, 1992; Quinn and Deriso, 1999).

このような統計モデルへの関心は, 水産資源学が新しいものに敏感だったからというわけではなく, 統計学への強い必要性が契機であったと考えられる. 水産資源学の第一人者であるRay Hilborn教授の「overfishing」(ヒルボーン・ヒルボーン, 2015)という本には, 「統計的な解析が必要な時というのは, 正しく実験を行わなかった時だ」という格言が紹介されている. しかし, 水産資源学では実験を行うことはほぼ不可能なのである. 海のものとも山のものともつかない(実際には海のものではあるが...)「生のデータ」を相手にするとき, 統計モデルを利用する以外に手立てはなかったのであろう. 本稿では, 生態学と水産資源学の違いを意識しながら, 水産資源学で発展してきた統計モデル手法と最近の進展について概観したい. 併せて, 筆者らが進めてきた関連する研究成果の紹介を行う. それによって, 水産資源学特有のアプローチが生態学の統計モデリングに有用なことが見出されたり, 水産資源学のそのような問題を解くためには生態学で使っているあの方法を使えば良い, といったような新たな発見が得られたりすることを期待する.

2. 生態学と水産資源学の違い

生態学と水産資源学の大きな違いは, まずデータの質と量であろう. 水産資源学では, 主なデータは漁業から得られる. 漁業では, 一般に非常に大きな個体群から多くの漁獲が得られる. 個体群生態学で使われるデータは通常0, 1, 2, ...のようなカウントデータであるのに対して, 水産資源データは重量のデータであることが多い. そして, 普通, その規模は大きい. また, 漁業データは, 厳密なサンプリングデザインのもとに行われるわけではない. 様々な原因によって, バイアスが混入したり, 欠損が生じたりすることも珍しくない. そのような不確実性の大きい情報から海の中の生物の様子を知ろうと思うと, 何らかの(統計)モデルを使って推測することが肝要になってくる. 生態学の場合, 多くのケースで科学的な計画のもとで調査を行い, それに基づいて個体群の情報を得るとというのが普通であるのに対し, 水産資源学の場合は科学的な調査ではない漁業活動から得られる情報を積極的に使って個体群や漁業の有り様に関する推測を行うというところが大きな違いとなっている.

水産資源学と生態学のもうひとつの大きな違いはその目的である. 生態学は, 生物や個体群, 群集, 動物行動などの生態的役割や進化的意味を知ることが目的とする基礎科学である. しかし, 水産資源学における大きな目的は, どのように魚を効率的に漁獲し, 漁業を維持・発展させようかということであり, 応用的・実学的側面が非常に強い(もちろん, 水産資源学にも基礎的な研究はあるし, 生態学にも応用色の強い分野があるだろうが, 一般的に水産資源学の方が, 応用色が強いということである. 近年, 生態学の方でも保全生態学として, 応用的な研究が進められており, 水産資源学との関連性も高いが, 保護と利用のどちらを重視するかという点で異なる点も多い). したがって, そのような目的に合う手法が必要とされることになる.

さらに, 水産資源学の研究対象は魚ではなく, 魚をとる漁業である. 従って, 漁業の対象である魚を知ることはもちろん必要であるが, 資源管理を導入した場合の漁業者の行動も考えないと管理がうまくいかない場合がある(Ichinokawa et al., 2015). また, 漁業は経済的・文化的活動であるので, 経済学的視点や社会的視点を取り込んで考える必要がある.

水産資源学には, 大きく分けて, 統計モデルが広く活用される2つの細目がある. ひとつは資源評価であり, もうひとつは資源管理である. 資源管理は, 通常, 資源評価結果を受けて行

われる。最初に、資源評価ではどのような統計モデリングが使われるかを概観し、次に資源管理で統計モデルがどのように利用されるかを見て行こう。

3. 水産資源評価の統計モデル

資源評価は、資源の生物学的特性に基づき、資源の現在の状態を推定したり、将来予測を行ったりするものである。ここでは、

- 基礎データの分析(魚の年齢と成長に関する話題と資源量指数(CPUE)の標準化)
- 個体群評価(個体数(資源量)の推定方法)
- その他の関連する話題(よく使用されるコンピュータソフトウェア)

を取り上げる。

3.1 基礎データの分析

水産資源学では、まず魚の年齢情報を集めるのが研究の第一段階となる。個体の年齢が分かると、集団の年齢組成が分かる。年齢組成は、生残率、死亡率、成長率などの情報を得るための基礎となる(田中, 1985)。魚の年齢は、普通、年齢形質(耳石と呼ばれる耳の中の平衡石にできる輪紋が使われることが多い)を使った年齢査定を行うことによって調べられる。

年齢査定では、年齢形質である輪紋が正しく年齢の情報を与えるという前提が必要である。しかし、1年で輪紋が必ず一本形成されるのか、それとも、1年で2本形成されているのか、が問題となることがある。実際に、1年間で輪紋が2本形成される種が知られている。このような前提の確認のために、Okamura and Semba (2009)は、統計モデルを利用した分析法を提唱している。サメの年齢査定では、脊椎骨(または背鰭棘)に形成される縁辺部の形質(透明体か不透明帯か)を観察し、いずれかの形質の出現頻度を月別に評価し、輪紋の形成周期を決定する必要がある。彼らは、形質の違いを二値データとして二項分布を使用し、二項分布の期待値が von Mises 分布の混合分布の関数であると仮定して、周期関数をモデル化した。これは二項分布回帰の拡張となっている。さらに、Okamura et al. (2013)では、輪紋の外縁部の形状ではなく、中心から輪紋までの距離を使う Marginal Increment Analysis と呼ばれる分析法に対して、同様に線形混合モデルと周期関数の組み合わせで解決する方法を提案している。

年齢データと体長データが得られれば、生物の成長の様子をモデル化することができる。生物の成長にはしばしば von Bertalanffy 曲線と呼ばれる成長式が用いられる。これは、

$$(3.1) \quad L_a = L_\infty [1 - \exp(-K(a - a_0))]$$

という式で与えられる(図1)。ここで、 a は年齢で、 L_∞ は漸近体長、 K は成長速度を表す係数、 a_0 は $L_a = 0$ となる年齢である(能勢 他, 1988)。この式は、非線形モデルになっており、解析的にパラメータを推定するのは困難である(漸化式を使って、線形モデル形式に持ち込むことは可能であるが)。そこで、通常は、パラメータ推定のため非線形最小自乗法が使用される。水産資源学では、成長式のみならず、最適な漁獲率などを考える必要があるため、非線形モデルを扱う場面が多い。このようにして、水産資源学者は、早くから非線形最適化の必要性に迫られてきた。

正規分布を仮定した線形回帰モデルの限界という点で、水産資源解析では早くから一般化線形モデル(Generalized Linear Models, GLM)の利用が進められてきた。特に、CPUE 標準化と言われる分野で GLM は積極的に用いられてきた(Maunders and Punt, 2004)。CPUE とは Catch Per Unit Effort の略で、単位努力量あたりの漁獲量のことである。漁獲量(C)は資源量(P)と

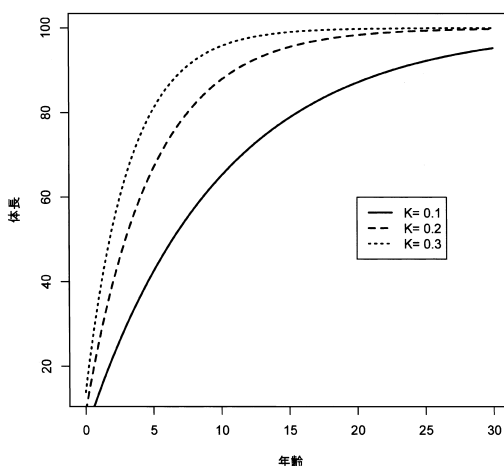


図 1. von Bertalanffy 成長曲線の例. $L_{\infty} = 100$, $a_0 = -0.5$.

努力量 (E) の積に比例するという単純な関係を想定すると, $C = qPE$ が成り立ち, これより $CPUE = C/E = qP$ となり, $CPUE$ は資源量に比例するので, $CPUE$ の変化は個体群の動態 (相対的な変化) を知るための貴重な情報となる. 比例定数である q が毎年一定であれば良いが, 先に述べたように, 漁業はデザインされた実験ではないので, 昨年は西の方で漁獲したが, 今年は東の方で漁獲する傾向にあったなどということがある. また, 環境も変わるし, 漁業を行う時期が異なる場合がある. それ故, 真の資源量の変化傾向を知るためには, 資源の変化以外の変化要因を調整して同一基準のもとでの年の変化を追う必要がある. この調整により真の年効果を取り出そうという試みが $CPUE$ 標準化と呼ばれるものであり, それには通常 GLM が使われる.

$CPUE$ 標準化では, 歴史的に $CPUE$ を応答変数とすることが多かったが, $CPUE$ は負の値をとることはなく, その分布が左右対称の釣鐘型であるとは考えにくい. そこで, 水産資源学では伝統的に $CPUE$ の対数値が正規分布に従うというモデルが使われてきた (Maunder and Punt, 2004). これは実質的に対数正規分布を用いているのと同じである. ところが, ある海域や季節では漁獲量が 0 (これにより $CPUE$ も 0) となることも珍しくない. そのような場合, $CPUE$ に小さな正数を足し込んだものの対数値を使うということが行われてきた. ただ, 0 データの割合が大きい場合は, そのような対応は十分ではない. そこで, 0 の多いデータに対して, 0 と正データをまず二項分布でモデル化し, 正のデータに対して改めて対数正規モデルを利用するというモデルが使われるようになった (Lo et al., 1992). これは, 統計学の方面では hurdle model (Ridout et al., 1998) と呼ばれるものにあたるが (連続値と離散値の違いはあるが, コンセプト的には同じである), 水産資源学ではデルタモデルと呼ばれている. zero-inflated Poisson を扱った Lambert の有名な論文の出版年が 1992 年であるので (Lambert, 1992), 0 データに対する統計モデリングの必要性という認識が早くから水産資源学にあったことが伺える.

$CPUE$ 標準化の際には, 交互作用も含めた多くの要因の検討が必要になるが, 要因の組み合わせによっては欠測になる場合が出てくる. そのような場合に対処するために, 早くからランダム効果モデルもしくは一般化線形混合モデル (Generalized Linear Mixed Models, $GLMM$) も使われてきた (Cooke, 1997). また, 空間的な密度変化の傾向を知るために一般化加法モデル (Generalized Additive Models, GAM) の利用も比較的早くから見られる (Borchers et al., 1997).

魚の漁獲量データは重量であることが多いが、特に大型の海洋生物のデータでは基本単位は尾数となり、離散的なカウントデータとなる。そのような場合には、ポアソン分布のような離散データを扱う確率分布が使用されるが、水産資源データは変動が大きいいため、過分散を考慮することが多い。そこで、擬似尤度に基づく overdispersed Poisson 分布や負の二項分布が使われてきた。また、そのような場合にも極端に高い割合の 0 データが得られることもあり、zero-inflated モデルの使用例が見られる (Minami et al., 2007, 南・Lennert-Cody, 2013)。Minami et al. (2007) では、平滑化手法として GAM, モデル選択規準として GIC (Generalized Information Criterion, 小西・北川, 2004) を利用している。さらに、0 が多く、極端に高い正値も観測されるような場合に対処するために、負の二項分布と負の二項分布を混合させたモデルの開発がなされている (Okamura et al., 2012a)。このモデルでは、 k 尾の魚を観測した場合、 k の確率分布は、

$$(3.2) \quad Pr(k) = \sum_{r=1}^k \frac{\Gamma(r+\psi)}{r!\Gamma(\psi)} \left(\frac{\psi}{\mu+\psi}\right) \left(1 - \frac{\psi}{\mu+\psi}\right)^r \times \frac{\Gamma(k-r+\theta)}{(k-r)!\Gamma(\theta)} \left(\frac{\theta}{r\eta+\theta}\right)^\theta \left(1 - \frac{\theta}{r\eta+\theta}\right)^{k-r}$$

と書かれる。これは、Thomas (1949) の double Poisson distribution を拡張したもので、動物の群れが平均 r で dispersion parameter ψ の負の二項分布に従い、その群れは $y+1$ ($y=0, 1, \dots$) の個体を有しており、 y は平均 η で dispersion parameter θ の負の二項分布に従うと仮定したものである。このとき、観測される動物の全数を k とすると、上の確率分布が導出される (導出の詳細については、Okamura et al. (2012a) を参照のこと)。

CPUE は資源量の指標であるので、資源の傾向の差により適切な海区分けを行うことが可能であるという考えで、CPUE 標準化と機械学習法の一つである樹形モデルが組み合わされた例も見られる (Ichinokawa and Brodziak, 2010)。

このように、CPUE 標準化と呼ばれる分野では、早くから GLM やその拡張が重要なツールとして使用され、特にマグロ類などの国際水産資源を扱う研究者にとっては、GLM は 1990 年代初頭から馴染み深いものであった。また、同時に CPUE 標準化における変数選択に AIC などの情報量規準 (小西・北川, 2004) が広く使われるようになったのも、1990 年代であり、生態学の中でよく知られた書籍である Burnham and Anderson の「Model Selection and Inference」 (Burnham and Anderson, 1998) が出版される前から、AIC は水産資源学の標準的なツールとなっていた (松宮, 1993, 1999)。AIC の使用が早くから広まったことには、水産資源分野では、かなり多くの要因を持った複数のモデル (変数) 選択を行う場合が多く、多重比較の問題を回避し、妥当なモデルを素早く選ぶ必要があったこと、比較するモデル間に包含関係がなく尤度比検定などの通常の仮説検定手法が使えない状況がしばしばあったこと、といった理由が考えられる。

3.2 個体群評価

CPUE は資源の相対的な変化を知る重要な情報であるが、海の中からどれだけの魚を漁獲して良いかを知るためには、魚の絶対的な資源量とその増殖率を知る必要がある。そこで、漁獲量、努力量、CPUEなどを基礎にして、絶対資源量を知る方法が発展することになった。CPUEを資源量の指標値として、個体群の動態を推定する際、伝統的にプロダクションモデルと呼ばれるモデルが使われてきた。これは、差分方程式で書くと、 N_t を t 年の資源量、 C_t を t 年の漁獲量として、

$$(3.3) \quad N_{t+1} = N_t + rN_t \left(1 - \frac{N_t}{K}\right) - C_t$$

となる (Hilborn and Walters, 1992)。ここで、 r 、 K は内的自然増加率と環境収容量と呼ばれるもので、一定の漁獲率で漁獲していくとすると、資源を環境収容量の半分 (つまり、 $K/2$) に保つ

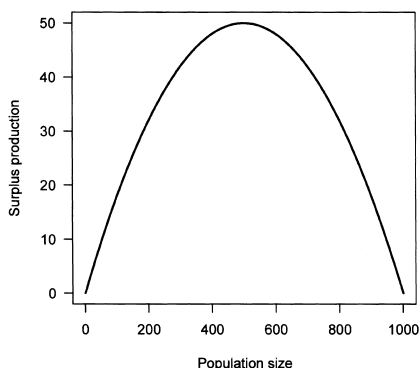


図2. プロダクションモデルの例. $r = 0.2$, $K = 1000$. ここでは, 横軸は資源量 (population size), 縦軸は余剰生産量 (surplus production).

ように獲っていく場合に, 最大の持続的漁獲量 ($rK/4$) が得られる (図2). この最大持続漁獲量を MSY (Maximum Sustainable Yield) と呼び, 水産資源学における最も重要な量のひとつとして知られている. 資源量は直接観測されないので, 観測される CPUE は資源量に比例するものと仮定して, $CPUE = qN$ とすると, $\sum (CPUE_t - qN_t)^2$ を最小化することにより, パラメータ r , K を推定することができる. ここでも, 動態モデルは非線形モデルであるので, 基本的にパラメータ推定には非線形最適化が必要になる. かつてコンピュータの計算能力が十分でなかった頃は, 式変形をして線形化することにより線形回帰でパラメータを推定するということが広く行われていたが, 近年は誤差分布を明確に取り扱うようになり, 最尤法やベイズ法を使ってパラメータ推定するのが標準的である (平松, 1992; Hiramatsu et al., 1994; Hilborn and Walters, 1992; Hilborn and Mangel, 1997).

上記では, 漁獲量や CPUE といったひとつのまとめられた情報が使われるが, 年齢情報を利用した資源評価も古くから行われてきた (Hilborn and Walters, 1992). 年齢別の漁獲量があると, 年齢クラスごとの漁獲の様子が分かり, よりきめの細かい評価が可能になる. 魚の死亡は, 漁獲によるものと自然によるもの (環境や人間以外の捕食による死亡) であるとする, 最近年最高齢の漁獲量に, 自然死亡を考慮しながら, 過去の漁獲量を足し戻してやればはじめに漁業に加入 (漁業で獲られる年齢になった年齢群のこと. 1歳から漁獲される場合, 1歳魚の量を加入量と呼ぶ) してきた資源の量を知ることができる. これが, コホート解析や VPA (Virtual Population Analysis) と呼ばれる方法で, 我が国の水産資源評価では標準的に使用されている (図3, 市野川・岡村, 2014). VPA は, 本来, 統計的な方法ではないが, 近年は資源量の変化を CPUE の変化に適合させるチューニング VPA が主流なツールとなっており, その点で統計モデルとなっている. チューニングの仕方にはいくつかの方法があるが, よく使用されるチューニング VPA では統計的な最適化が行われる (市野川・岡村, 2014).

しかし, VPA にはいくつかの問題があることが知られている. VPA は, 通常, 親子関係 (再生産関係) に何も仮定を置かないので, 親子関係に関する情報が得られない. 親子関係は, 最適漁獲量を決定するのに重要であるので, これは不都合なところである. また, VPA は年齢別漁獲尾数が正しいことを前提にしているが, 年齢別漁獲尾数は体長組成と年齢の関係などから推定されるものであり, 不確実性がある. さらに, 過去を遡ることによって推定するため, 過去の資源量推定値は安定するが, 最近の推定値の不確実性はかなり大きくなる (市野川・岡村, 2014). 最後に, VPA のアウトプットから, 親子関係を推定することもなされるが, アウトプットをそ

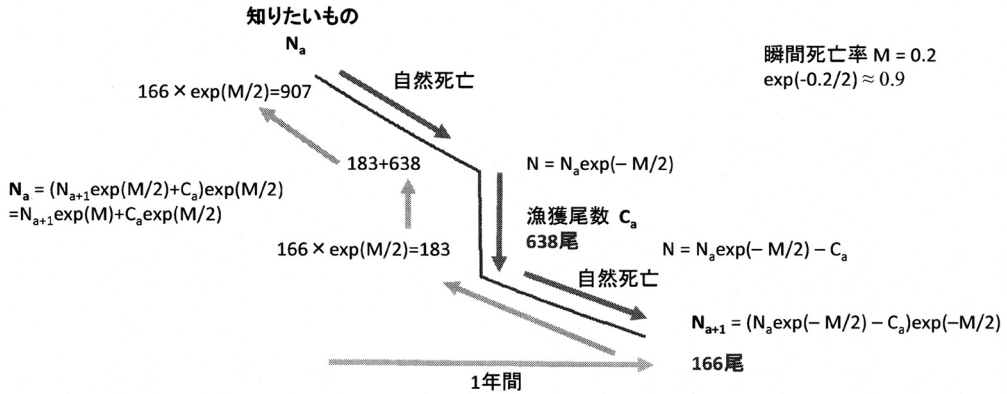


図 3. コホート解析の計算の様子. N_a は a 歳の個体数. 漁獲による死亡と自然死亡を戻してやる(逆にたどる)ことにより, 同じ年級(コホート)の個体数を芋づる式に計算する.

のまま使うことには推定精度を過小推定する問題が生じる (Brooks and Deroba, 2015). そこで, VPA で最近年・最高齢から遡って過去の資源量を推定するのと逆に, 再生産関係を仮定して, 過去の加入から最近年・最高齢までの年齢別個体数を予測するという方法がとられる. このとき, 観測された漁獲量をモデルから得られる年齢別漁獲量の予測値に適合させることによって, 再生産関係のパラメータを推定する. このような方法を Statistical Catch-At-Age (SCAA) 法と言う. さらに, 年齢別漁獲量は, それ自体, 年齢査定による誤差を含み得るので, 年齢別漁獲量をインプットデータとして扱うことは不確実性の過小評価となる. 近年, 国際資源の評価で頻繁に使用される統合モデル (integrated model, Maunder and Punt, 2013) では, 体長別漁獲量データをインプットデータとして使用し, モデル内で年齢の推定を行いながら, 年齢別個体数推定を行う. これにより, 年齢査定に伴う不確実性が自然に評価に取り込まれる. そのための代表的なソフトウェアとして, Stock Synthesis (Methot and Wetzel, 2013) が知られている. Stock Synthesis のような統合モデルでは複数の情報を使用することになり, それぞれの情報の対数尤度を足し合わせることになる. しかし, そのとき, 特にそれぞれのデータが持つ情報が矛盾するような結果を与えるとき, どのような重みで足し合わせるかが重要になる (Maunder and Punt, 2013). Ichinokawa et al. (2014) は, プロファイル尤度を用いて, 最尤推定値に大きく影響を与えているデータを見出だし, モデルの仮定の誤りを発見する方法を提案している.

クジラのような海上に出て呼吸する生物に対しては, 海面に上がってきたところを目視し, その個体数を数えることによって, 個体数推定することが可能である (Buckland et al., 2001). ただし, 海面に浮上したからといって, すべての個体を発見できるわけではなく, 特に観測場所から遠く離れているときは見逃しやすくなってしまふ. そこで, 観測場所から発見位置までの距離を記録し, 距離に対する発見頻度の減少率から発見確率を推定し, 見落とし分を補正して個体数を推定する方法が用いられる. クジラの目視調査にはライントランセクト法と呼ばれる, あらかじめ引かれた調査線上を船で移動し, 発見したクジラの種類と調査船からの距離と角度, その他の情報を記録するという方法が使われる. 発見距離 r と発見角度 θ から調査線に対する横距離 $x = r \sin(\theta)$ を計算すると, 横距離の確率分布は距離 x の発見関数を $g(x)$ として, $g(x) / \int g(x) dx$ と表される. 発見関数 $g(x)$ としては, half-normal モデル $g(x) = \exp(-x^2 / (2\sigma^2))$ や hazard-rate モデル $g(x) = 1 - \exp(-(x/\sigma)^{-b})$ が使われることが多い. 発見関数のパラメータは, 通常, 最尤法を用いて推定される. 通常のライントランセクト法では, $g(0) = 1$ (つまり, 調

査線上にいるクジラは見落とされないのである。しかし、クジラは潜水・浮上を繰り返すので、特に発見が難しい種や長時間潜水する種においては、 $g(0) = 1$ の仮定は満たされない、と考えられる。

$g(0)$ を推定する方法として、ライントランセクト法と標識再捕法を組み合わせる方法が広く使用されている(Buckland et al., 2004)。2人の独立観察者を設けた調査を行うことにより、二重発見かそうでないかのデータも同時に集め、それを標識再捕法によるデータとみなすのである。ライントランセクト法により同時に集められる発見距離の情報は、従来の尤度関数を通して発見関数の形状を推定するのに使用されるが、二重発見のデータは、標識再捕法の再捕成功に対応し、二項分布尤度として、発見距離の尤度に組み合わされる。調査線上で見落としがないなら、調査線上ではどちらの観察者も必ずそこにいるクジラを発見するはずであるが、見落としがあるならばそれは $g(0) < 1$ であることを意味する。南極海のミンククジラ調査では、ミンククジラが大きな群れを形成する場合があります。発見のし易さは群サイズに影響される。しかし、群サイズは群れに接近して確認する必要があるため、独立観察者による目視調査を継続することができない。そこで、クジラには接近しない(そのために、群れサイズの情報は過小報告になりがちである)が、独立観察者による調査を伴う通過方式と、独立観察者による調査を行わないが、発見した群れに接近して群れサイズを記録する接近方式(群れサイズの記録は正確(不偏)に近づくが、発見確率は過大になる可能性がある)を組み合わせられた調査が行われた(Okamura et al., 2003, 2005)。このとき、群れサイズのバイアスを補正しながら、発見関数の見落とし(特に調査線上の見落としも含む)も補正するという同時推定が必要になるため、尤度関数は複雑な式になる(距離と未観測の群サイズの周辺化が必要なため、多重積分が必要で、その分、計算が大変になる)。このモデルの開発には10年ほどの年月が費やされ、国際捕鯨委員会ではこのモデルに基づいたミンククジラの資源量推定値が最新のものとして合意されている(岡村, 2012)。

独立観察者が使用されないような状況、特に長時間潜水する鯨類に対しては、 $g(0)$ を推定するために鯨類の潜水・浮上時間の情報を活用する方法の開発がなされた(Okamura et al., 2012b)。ここでは、潜水・浮上のパターンを確率過程としてとらえ、それを発見関数に取り入れることによって $g(0)$ の推定が可能であることが示された(図4)。潜水・浮上パターンが分かっているにもかかわらず、見落としの時に、浮上していたか潜水していたかは分からないので、潜水・浮上パターンは隠れ確率プロセスとなる。結果、船からの距離 (x, y) (x は横距離、 y は前方距離)で発見されるクジラの見落し確率は、 (x, y) で浮上している場合(surfacing)と潜水している場合(diving)の条件付確率の和で書かれ、

$$(3.4) \quad P(x, y) = \frac{1}{T} \sum_{i=1}^N \left\{ \int_0^{t_i^s} P(x, y, a, i | \text{surfacing}) da + \int_0^{t_i^d} P(x, y, a, i | \text{diving}) da \right\}$$

となる(Okamura et al., 2012b)。ここで、 i ($i = 1, \dots, N$)は*i*回目の潜水・浮上パターンを表し、 t_i^s は*i*回目のパターンの浮上時間、 t_i^d は*i*回目のパターンの潜水時間、 a はその間のどこで発見または見落としがあったかを示す(潜在)変数である。 T は総潜水・浮上時間で、 $T = \sum_{i=1}^N (t_i^s + t_i^d)$ である。この式の導出の詳細については、Okamura et al. (2012b)を参照のこと。シミュレーションによる検討では、潜水・浮上パターンを考慮しない方法が資源量の大きな過小推定をもたらすのに比して、開発された方法はほぼ不偏な資源量推定値を与え得るということが示された。Okamura et al. (2012b)では、ツチクジラの $g(0)$ 推定とそれによる補正を行った資源量推定値を算出している。さらに、データの離散化と隠れマルコフモデルを使って、同様な推定をする方法も開発された(Borchers et al., 2013)。鯨類資源の個体数推定は、統計モデル的に興味深い多くの話題を含み、統計モデル開発の特にホットな分野の一つとなっている(Buckland et al., 2004)。生態学の統計モデルとの関連が深い分野のひとつである。

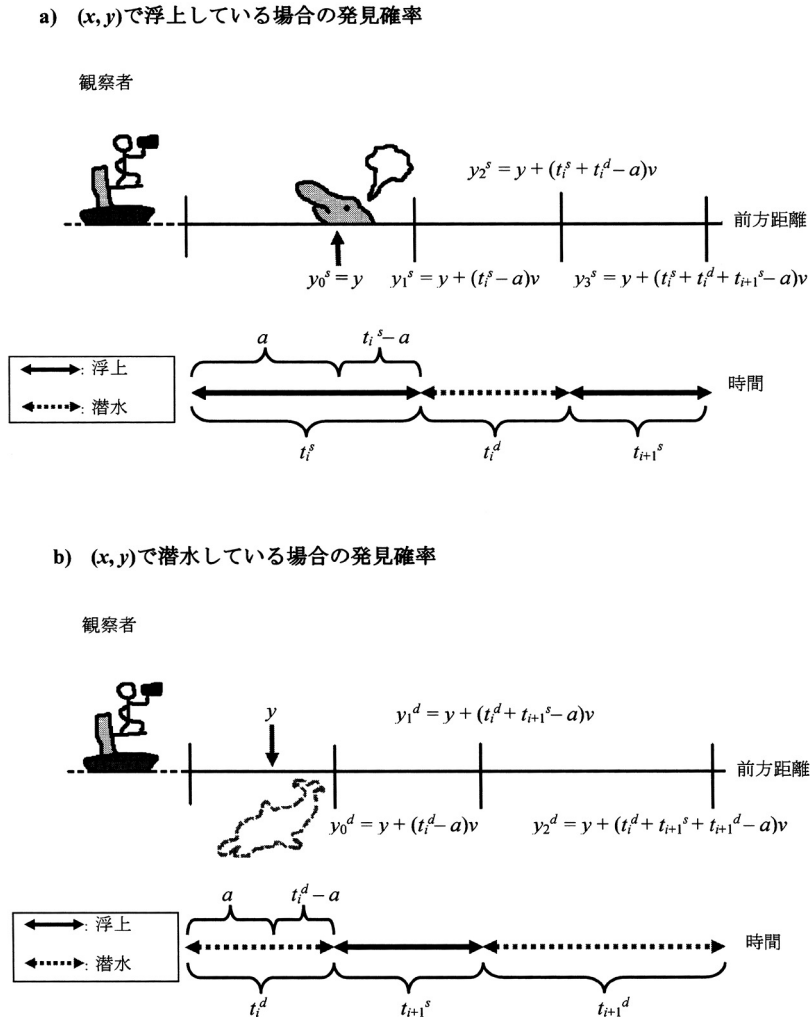


図 4. クジラの潜水・浮上に基づく発見関数モデルの概念図. Okamura et al. (2012b)を一部
 改変.

3.3 その他の関連する話題

水産資源学のモデルは伝統的に多くの推定パラメータを持つものが多い。特に、資源評価モデルでは、様々な情報を取り込み、同時に推定する統合モデルの開発が進められ、それと同時に大量のパラメータを高速に推定するソフトウェアの開発が行われた。AD Model Builder (ADMB: Fournier et al., 2012)は、自動微分を利用することにより、偽ニュートン法より格段に高速で安定したパラメータ推定を可能にした。水産資源学で使用される複雑なモデルのための主要なツールのひとつとなっている。上記の Stock Synthesis も ADMB を利用している (Methot and Wetzell, 2013)。

従来の資源評価モデルでは、観測誤差もしくはプロセス誤差のどちらかが考えられることが普通であったが、近年になって観測誤差とプロセス誤差の両方を考慮する状態空間モデル

(state-space model)の利用が盛んになってきている(Meyer and Millar, 1999). 状態空間モデルの推定には, WinBUGSのようなベイズ推定プログラムが使われることが多かった. しかし, 特に非線形モデルに対しては, 収束させるのが難しく, 計算時間もかかるという問題があった. ADMBの中のADMB-RE(ラプラス近似を用いて周辺尤度を評価する方法を取り入れたもの: Skaug and Fournier, 2006)というオプションを使用することにより, 状態空間モデルを扱うことが可能であり(うまく動いた場合には, WinBUGS等に比して, かなり短時間で計算結果が得られる), 水産資源学ではよく使われている.

Okamura et al. (2012a, 2012b)ではADMBによってプログラムが書かれ, 計算が行われている. Ichinokawa et al. (2015)は, ADMB-REを利用した一般化状態空間モデルを使って, 漁業を休漁とする管理方策の効果を調べるモデルを開発し, 実際に日本のマサバ漁業における休漁方策の効果を定量化した(市野川・岡村, 2016). 最近には, ADMBと似た考えで書かれたTemplate Model Builderと呼ばれるRのパッケージも公開されており, ADMBよりさらに高速で多岐に渡る計算が可能となっている(<https://github.com/kaskr/adcomp>).

統合モデルに見られるように, 近年, 多くの情報を統合する手法の取り入れが積極的に進められ, 複数の独立データからの情報を統合して結論を取り出すメタ分析も早くから水産資源学で取り入れられた(Liermann and Hilborn, 1997). 特に, 増加率や死亡率の推定は重要であるにも関わらず, 不確実性が大きいため, 多くのデータを統合してより精度の高い推定を得ようという試みがなされてきた(Zhou et al., 2012; Thorson et al., 2015).

また, 確率的トピックモデルのひとつであるLatent Dirichlet Allocation(LDA)モデルの利用が群集生態学でも注目されてきている(Valle et al., 2014). これは, 水産資源学では, admixture modelとして知られ, 資源の遺伝的な混合率を調べるために古くから利用されてきた(Pella and Masuda, 2001; 北田, 2001; Kitakado et al., 2006; 持橋, 2015).

4. 水産資源管理の統計モデル

資源評価によって, 資源の個体数や資源量, 増加率や死亡率, 成長率が分かれば, どのぐらいの水産資源を利用することが可能かを予測することができるようになる. 現在の資源量が適切な資源量と比べて大きく, 増加率も十分であれば, もっと多くの資源を利用することが可能であろうし, 逆に, 現在の資源量が適切な資源量と比べて小さく, 増加率が小さければ, 資源を利用するのは控えるのが良からう. では, 「適切な資源量」はどのようにして決まるだろうか. 本章では,

- 加入量あたり漁獲量(YPR)と加入量あたり親魚量(SPR)
- 管理戦略評価(Management Strategy Evaluation)
- 順応的管理(Adaptive Management)

の話題を取り上げる.

4.1 加入量あたり漁獲量(YPR)と加入量あたり親魚量(SPR)

「適切な資源量」としてしばしば使われるのは, 漁業開始前の初期資源量やMSYを与える資源量である(プロダクションモデルでは, 初期資源量は K , MSYを与える資源量は $K/2$ となる). もし漁獲量がMSYになるような漁獲率で資源を利用していけば, その資源から得られる最大の漁獲量を手に入れながら, 資源を維持していくことが可能である. しかし, 現実はそのように簡単にはいかず, 次のような問題が考えられる.

1. 最初の方に述べたように, 水産資源学のデータは, バイアスや不確実性が混入しがちで信

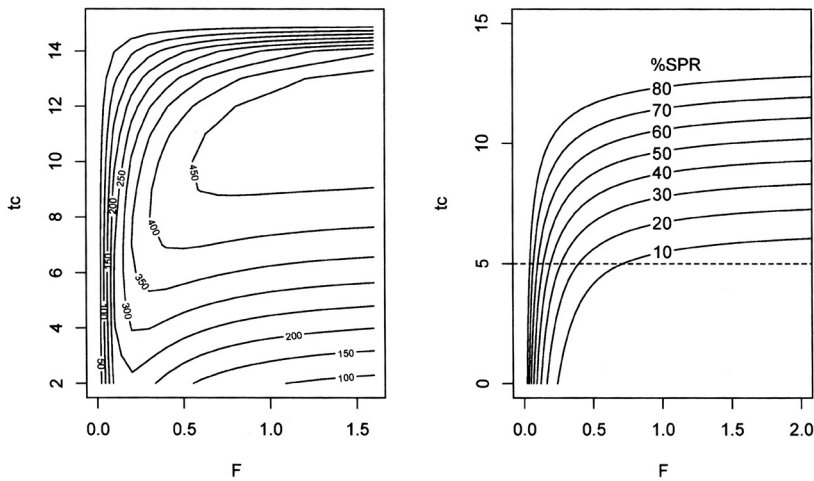


図 5. YPR (左), SPR(右)の例. F は漁獲係数, t_c は加入年齢を示す.

頼性が低い場合が多い。

- たとえデータが信頼のおけるものであったとしても、推定が困難な場合もある。水産資源のモデルは非線形モデルであり、データに十分な情報がないと、高い精度のパラメータ推定をすることは難しい (Hilborn and Walters, 1992)。
- 推定結果は、推定による不確実性を持つので、それを考慮する必要がある。推定パラメータの点推定値だけを使うと、資源管理に失敗してしまう可能性がある。
- プロダクションモデルのようなモデルを使って資源を評価するとして、そのモデルが正しいという保証はない。個体群動態として年齢別モデルを用いる場合には、親の量に対して子がどのくらい生まれるか、といった再生産関係の仮定が必要となる。再生産関係には、Beverton-Holt や Ricker モデルといったいくつかの形が知られているが、それらのどのモデルを仮定するかによって結果が大きく違うということがよく見られる (Hiramatsu et al., 1994)。

こうした大きな不確実性に直面して、MSY に基づいた管理は不可能とさえ思われる。

そのような不確実性に対処する方策として考えられることは、再生産関係を使わないことである。加入量一定を仮定すると、ある年齢で加入してくる魚をある漁獲率で漁獲したときの漁獲量を計算することができる。漁獲量の曲線は非線形になり、ある加入年齢、ある漁獲率でピークを持つ。従って、そのピークにあたる漁獲率で漁獲を行うことが望ましいことになる。漁獲率を下げる（これは船の数を減らしたり、投網回数を減らしたりする）のが難しい場合は、加入年齢を上げる（これは網目の大きさを大きくするなどで実現することができる）ことで、より効率の良い漁業管理を実現できるかもしれない。これは加入量あたり漁獲量 (YPR: Yield Per Recruit) 解析として昔から知られる方法で、90年代になる前までは漁業管理の主要な道具のひとつであった (図 5, 能勢 他, 1988)。YPR は、資源が減って加入量が減少することを想定していないので、魚が大きくなる前に獲ってしまうという成長乱獲の問題を扱っていないものと考えられる (松宮, 1996)。しかし、それだけでは資源量を減らしてしまって加入が少なくなる加入乱獲を防ぐことはできない。資源保護の観点からは、加入乱獲の防止がより重要なのである。

そこで、加入量あたりの親魚量をあるレベルに保つ方策が考案された。これを SPR (Spawning Per Recruitment) 管理と呼ぶ(図5)。不確実性を仮定したシミュレーションで、Beverton-Holt 再生産曲線を仮定しても Ricker 再生産曲線を仮定しても、%SPR(漁業がないときの SPR に対するある漁獲率のもとでの SPR のパーセント比)を 20–60% に保てば MSY に近い状態で管理できるとことがシミュレーションで確認された(Clark, 1991)。加入乱獲の問題を解決するものとして、かつ、MSY 推定に依存しない不確実性に頑健な指標として、%SPR は広く使われるようになった(松宮, 1996)。

YPR や SPR は決定論的な解析であり、確率的な不確実性は考慮されない。しかし、YPR, SPR 解析に使用される成長曲線のパラメータや自然死亡係数などは正確な値ではなく、データから推定された推定値であったり、仮定された値であったりする。このような不確実性を扱うために、感度解析やモンテカルロシミュレーション(ノンパラメトリックブートストラップ法やパラメトリックブートストラップ法、もしくは Markov chain Monte Carlo (MCMC) 法)が行われる(Quinn and Deriso, 1999)。

4.2 管理戦略評価(Management Strategy Evaluation)

しかし、漁業資源にまつわる不確実性は、再生産関係や MSY の推定だけではない。タラ資源の崩壊の原因のひとつとして、資源評価の誤りが大きく寄与したのではないかとすることはよく知られている(Walters and Maguire, 1996)。幅広い不確実性に対処し得る資源管理方式(適切な漁獲量を決定する手続き)の必要性が高まってきていた。1992 年には、ブラジルのリオで地球サミットが開かれ、環境と開発に関するリオ宣言が出された。「持続的な開発」や「予防原則」という考えが国際的な場で浸透していくようになった。新しい資源管理のあり方についての哲学的土壌は成熟しつつあった。時を同じくして、科学的な側面での大きな転機が 1990 年代に起こった。鯨類の資源管理において、MSY の推定に基づく方法が提案されたが、上に挙げられた幅広い不確実性の問題に直面することになった。そこで、国際捕鯨委員会の科学者たちが考案した方法は、シミュレーションを積極的に利用するものだった。たとえば、再生産関係について考えてみよう。Beverton-Holt 再生産関係と Ricker 再生産関係では、漁獲に対する資源の反応が異なり、将来予測は大きく異なるとする。それならば、その両方に対して、どちらでもうまく対応できるような柔軟な管理方式があれば、それを採用すれば良いとなる。Beverton-Holt 再生産関係式に対して最適な管理方式は、Ricker 再生産式に対しては最適ではなく、むしろ最悪かもしれない。逆に、Ricker 再生産式に対して最適な管理方式は、Beverton-Holt に対して最適ではないのである。それ故、すべてにとって最も良い最適なものを見つけるということは不可能であり、さまざまなトレードオフに対して頑健な管理方式を使うのが良いという発想の転換がなされたわけである。不確実性のもとでは再生産関係だけではないので、その他考えられる様々な不確実性に対するシナリオを作り出し、そのシナリオに基づいてシミュレーションデータを作り出す。シナリオは、様々な現実的な不確実性を考慮し、網羅したものである必要がある。そのような不確実性のもとで、いくつかの管理ルール(漁獲枠決定方式)が試験される。いくつかの管理目標が設定され(管理目標はトレードオフを持ったものである場合が多く、漁獲量の最大化、漁獲量の安定性、資源量の維持、といったことが目的になりやすい)、その管理目標の達成具合で、管理ルールの頑健さが測られる。このような管理ルールの選択・決定方式は管理戦略評価(MSE, Management Strategy Evaluation)と呼ばれ国際社会において標準的な資源管理の道具となってきている(図6, Punt et al., 2016; Hillary et al., 2016)。シミュレーションモデルによって、データを発生させる際、過去の有効なデータと矛盾がないものである必要がある。それ故、シミュレーションモデルは、過去のデータと矛盾しないものである必要がある(過去のデータと適合させることを、conditioning という)。これは尤度関数を通して行われるの

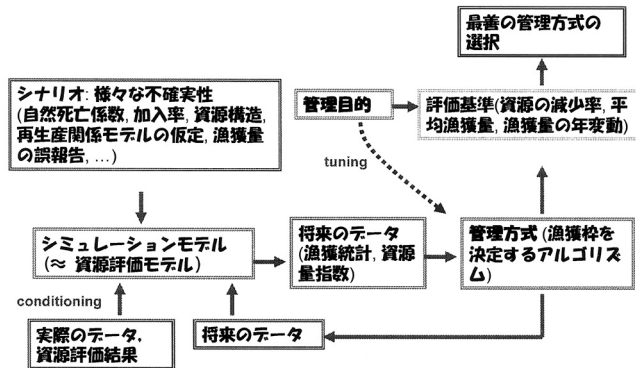


図 6. 管理戦略評価(Management Strategy Evaluation)の概念図.

が普通で、統計学で言う data assimilation に対応するものとなっている。このところで、特に、統計モデル的な考えが活用される場所である。

Okamura et al. (2008) は、Pella-Tomlinson モデルと呼ばれるプロダクションモデルを一般化したモデルを使って、シミュレーションによってイシイルカの漁獲ルール の性能評価を行った。増加率や資源量のバイアス、観測誤差がある場合などの不確実性を考慮したシナリオのもとで、シミュレーションが実行された。この論文では、conditioning として、ベイズ法を使った方法を採用している。PBR (Potential Biological Removal, Wade, 1998) と呼ばれる方式を用いれば、不確実性に頑健で効率のよい管理を行えることが示された。市野川 他 (2015) は、プロダクションモデルを用いて、我が国のデータ不足の資源を管理するための漁獲ルールを選択するために、簡易的な MSE を実行した。管理方式は、資源の水準と短期間の資源量指標値の増減に基づいて漁獲枠を決定するというもので、管理目標を達成するために最もうまくいく資源の水準と増減に応じた係数が決定された。

4.3 順応的管理 (Adaptive Management)

管理を行うにあたって、必ずしも十分な情報がない場合もある。たとえば、再生産関係はひどく不確実性が大きく、推定が難しい。正確な推定をしてやるためには、加入や親魚の幅広い範囲の情報が必要となる。情報が十分でないという状況で、わざと漁獲量を上げたり下げたりして、ない部分の情報を得るようにコントロールすることによって資源管理の情報を入れて、より良い管理につなげようという方法を順応的管理 (adaptive management) と呼んでいる (Walters and Martell, 2004)。Adaptive management は、学習による改善を意識した管理方式であり、上記のシミュレーションとその情報に基づく管理は、あるレベルの学習を伴うことを考えると、adaptive management の一種であるとも考えられる (passive adaptive management という。それに対して、実験的に積極的に変更を加える管理を active adaptive management という)。Active adaptive management が我が国やその他の地域で資源管理に積極的に取り入れられた例はほとんどないが、その考え方は重要であり、統計推測が学習であることを考えると、統計モデルとの密接な関わりを持つトピックであるだろう。

5. おわりに

水産資源学は、生態学と目的を異にする部分がある。また、調査よりも漁業からのデータが

主体であったことから、早くから統計モデルの活用の必要性が認識され、実際にその当時の最新の統計手法が積極的に取り入れられてきた。特に、一般化線形モデルや一般化線形混合モデル、MCMC法を使ったベイズ推定は早くから導入されてきたように思う。GLMとMCMCによるベイズ推定は、水産資源解析に大きな変革をもたらし、今では標準的な道具のひとつとなっている。これは生態学でも同じ状況であり(久保, 2012)、統計モデルが両者の共通項のひとつとなっている。

水産資源学の中で重要な課題となっていることのひとつは、生態系全体の評価と管理である。生態系全体を考えると、推定パラメータは多くなり、欠測値も多くなってくる。さらに、時間スケールや空間スケールの異なる種を同時に扱う必要が出てくる。データもモデルもかなりの複雑さを有するだろう。現代の計算能力を持ってしても、相当に大変な作業を強いられることになることが想像される。

そのような生態系全体を考えるという視点の中で、最近では、地球規模の評価がひとつのトレンドとなっている。RAM legacy databaseと呼ばれる資源評価の情報を集めたデータベースが公開され、それを使った地球規模の評価が積極的に進められている(Ricard et al., 2012)。異なるグローバルデータベースとして、FAOによる漁獲量のデータベースもあるが、これを資源状態の指標として扱う場合、多くのバイアスが混入しているものと思われる。一方で、RAMデータベースのような資源評価データはよりバイアスが小さいと考えられるものの、カバーしている種が少なく、また先進国や漁獲量の多い(価値の高い)ものに偏りがちである(つまり、選択バイアスがある)。また、それ自体が推定値であるという問題もある(Thorson et al., 2012; Brooks and Deroba, 2015)。2013年には、Nature誌上で、資源状態の指標として漁獲量をどのように使うかという観点での論争がなされた(Pauly et al., 2013)。この問題に対する、ひとつの有効なアプローチは機械学習であろう。実際、最近になって、統計的機械学習の考えを利用した漁業資源の状態のグローバル評価が進められている(Thorson et al., 2012; Komori et al., 2016)。今後、この分野の研究はますます発展することが期待される。

生態系全体を考えるという視点は重要であるが、それだけで漁業の問題が解決するわけではない。水産資源学の対象は、漁業であり、漁業をどうコントロールするかが最も重要な問題なのである。生態系規模で考えることが重要であるという主張をいくらしたからといって、漁業者が生態系規模の保全に力を入れるとは限らない。生態系を破壊するとは分かっている、生活のために、漁業管理システムの不全のために、やむなく乱獲に加担してしまうということもあり得るだろう。漁業者が資源管理に必要なルールを守り、積極的に取り組むような構造が必要なのである。そのひとつが、漁業者に排他的な占有権を与えることであり、個別漁獲割当制(Individual Quota System)が漁業管理の重要なツールとなってきている。もし全体の漁獲枠を自由に獲ることができれば、一番初めに多く獲ったものが得になる。従って、漁業者は誰よりも早く多く獲ろうとすることになり、生物学的、経済的に乱獲状態に陥ることになる(Clark, 2007)。一方で、個別に漁獲枠が与えられれば、人に先んじて漁獲を行う必要はない。漁業者は利益を上げるために、コストを減らし、より良い(よりよく売れる)魚を漁獲するようになるだろう。しかし、個別漁獲割当制のようなシステムがうまくいくためには、強固な管理システムを構築する必要がある(ヒルボーン・ヒルボーン, 2015)。どのような戦略が良い管理を導くかという検討において、現実を模した統計モデルを利用したシミュレーションによる分析は重要な役割を果たすだろう。また、個別割当制のもとでは、資源量指数の信頼性が落ちるという問題がある。資源評価が正しく行われ、信頼できる情報が得られないと、どのようなシステムが作られても管理はうまくいかないだろう。それ故に、新しい管理システムの下でも、統計モデルの役割はますます重要になるものと思われる。

ある生態学系の学会で、水産資源学と保全生態学の合同シンポジウムが開催された。その中

で、高名な保全生態学者が、「保全生態学と水産資源学の融合はあり得ない」と言ったそうである。これは、経済的な側面に偏重しがちな水産資源学への批判を込めたものでもあったであろう。しかし、保全生態学と水産資源学の融合、協調はあり得るし、今後より密接な交流・協調が必要になるものと思われる。水産資源学の中で保全の問題の重要性は日々増していき、保全を無視した管理は、いずれは消えてなくなることであろう。逆に、適切で持続的な保全のためには、経済や社会の問題を無視することは難しくなってくるであろう。あまりにも極端な意見に基づく行動は、失敗したり、失敗しなくとも、後になって綻びが目立ったりするようになるものである。今後ますますバランスのとれた見方が大切になってくるだろう。そのために、水産資源学と生態学の融合は必要不可欠である。漁獲量の最大化など経済的な側面に傾斜しがちだった水産資源学だが、昨今、さまざまな価値観の重要性が認識されてきている。種の多様性や生態系サービスなどの概念が水産学の中でも重要性を増してきている。生態学と水産学の融合において、統計モデルが今後も、両者の橋渡しとして重要な役割を果たすに違いない。

参 考 文 献

- Borchers, D. L., Buckland, S. T., Priede, I. G. and Ahmadi, S. (1997). Improving the precision of the daily egg production method using generalized additive models, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **54**, 2727–2742.
- Borchers, D. L., Zucchini, W., Heide-Jørgensen, M. P., Cañadas, A. and Langrock, R. (2013). Using hidden Markov models to deal with availability bias on line transect surveys, *Biometrics*, **69**, 703–713.
- Brooks, E. N. and Deroba, J. J. (2015). When “data” are not data: The pitfalls of post hoc analyses that use stock assessment model output, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **72**, 634–641.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. and Thomas, L. (2001). *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*, Oxford University Press, Oxford.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. and Thomas, L. (2004). *Advanced Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*, Oxford University Press, Oxford.
- Burnham, K. P. and Anderson, D. R. (1998). *Model Selection and Inference—A Practical Information-Theoretic Approach*—, Springer, New York.
- Clark, C. W. (2007). *The Worldwide Crisis in Fisheries: Economic Models and Human Behavior*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Clark, W. G. (1991). Groundfish exploitation rates based on life history parameters, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **48**, 734–750.
- Cooke, J. G. (1997). A procedure for using catch-effort indices in bluefin tuna assessments, *Collective Volume of Scientific Papers—ICCAT*, **46**, 228–232.
- ドブソン, アネット・J (1990). 『統計モデル入門』(田中 豊, 森川敏彦, 栗原考次 訳), 共立出版, 東京.
- Fournier, D. A., Skaug, H. J., Ancheta, J., Ianelli, J., Magnusson, A., Maunder, M. N., Nielsen, N. and Sibert, J. (2012). AD model builder: Using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models, *Optimization Methods and Software*, **27**, 233–249.
- ヒルボーン, レイ, ヒルボーン, ウルライク (2015). 『乱獲—漁業資源の今とこれから—』(市野川桃子, 岡村 寛 訳), 東海大学出版部, 平塚.
- Hilborn, R. and Mangel, M. (1997). *Ecological Detective—Confronting Models with Data—*, Princeton

- Universiy Press, Princeton.
- Hilborn, R. and Walters, C. J. (1992). *Quantitative Fisheries Stock Assessment*, Chapman and Hall, New York.
- Hillary, R. M., Preece, A. L., Davies, C. R., Kurota, H., Sakai, O., Itoh, T., Parma, A. M., Butterworth, D. S., Ianelli, J. and Branch, T. A. (2016). A scientific alternative to moratoria for rebuilding depleted international tuna stocks, *Fish and Fisheries*, **17**, 469–482.
- 平松一彦 (1992). 最尤法による水産資源の統計学的研究, 遠洋水研報, **29**, 57–114.
- Hiramatsu, K., Matsumiya, Y. and Kitada, S. (1994). Introduction of suitable stock-recruitment relationship by a comparison of statistical models, *Fisheries Science*, **60**, 411–414.
- Ichinokawa, M. and Brodziak, J. (2010). Using adaptive area stratification to standardize catch rates with application to North Pacific swordfish (*Xiphias gladius*), *Fisheries Research*, **106**, 249–260.
- 市野川桃子, 岡村 寛 (2014). VPA を用いた我が国水産資源評価の統計言語 R による統一的検討, 水産海洋研究, **78**, 104–113.
- 市野川桃子, 岡村 寛 (2016). 一般化状態空間モデルで漁業動態を記述する—マサバ努力量管理効果の定量評価, 統計数理, **64**(1), 59–75.
- Ichinokawa, M., Okamura, H. and Takeuchi, Y. (2014). Data conflict caused by model mis-specification of selectivity in anintegrated stock assessment model and its potential effects on stockstatus estimation, *Fisheries Research*, **158**, 147–157.
- Ichinokawa, M., Okamura, H., Watanabe, C., Kawabata, A. and Oozeki, Y. (2015). Effective time closures: Quantifying the conservation benefits of input control for the Pacific chub mackerel fishery, *Ecological Applications*, **25**, 1566–1584.
- 市野川桃子, 岡村 寛, 黒田啓行, 由上龍嗣, 田中寛繁, 柴田泰宙, 大下誠二 (2015). 管理目標の数値化による最適な ABC 算定規則の探索, 日本水産学会誌, **81**, 206–218.
- 岸野洋久 (1999). 『生のデータを料理する—統計科学における調査とモデル化—』, 日本評論社, 東京.
- 北田修一 (2001). 『栽培漁業と統計モデル分析』, 共立出版, 東京.
- Kitakado, T., Kitada, S., Obata, Y. and Kishino, H. (2006). Simultaneous estimation of mixing rates and genetic drift under successive sampling of genetic markers with application to the mud crab (*Scylla paramamosain*) in Japan, *Genetics*, **173**, 2063–2072.
- Komori, O., Eguchi, S., Ikeda, S., Okamura, H., Ichinokawa, M. and Nakayama, S. (2016). An asymmetric logistic regression model for ecological data, *Methods in Ecology and Evolution*, **7**, 249–260.
- 久保拓弥 (2012). 『データ解析のための統計モデリング入門』, 岩波書店, 東京.
- 久野英二 (1986). 『動物の個体群動態研究法 I—個体数推定法—』, 共立出版, 東京.
- 小西貞則, 北川源四郎 (2004). 『情報量規準』, 朝倉書店, 東京.
- Lambert, D. (1992). Zero-inflated Poisson regression, with an application to defects in manufacturing, *Technometrics*, **34**, 1–14.
- Liermann, M. and Hilborn, R. (1997). Depensation in fish stocks: A hierarchic Bayesian meta-analysis, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **54**, 1976–1984.
- Lo, N. C., Jacobson, L. D. and Squire, J. L. (1992). Indices of relative abundance for fish spotter data based on delta-lognormal models, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **49**, 2515–2526.
- 松宮義春 編 (1993). 『水産資源解析と統計モデル』, 恒星社厚生閣, 東京.
- 松宮義春 (1996). 『水産資源管理概論』, 日本水産資源保護協会, 東京.
- 松宮義春 (1999). 水産資源学における赤池情報量規準の適用, 統計数理, **47**, 277–290.
- Maunder, M. N. and Punt, A. E. (2004). Standardizing catch and effort data: A review of recent approaches, *Fisheries Research*, **70**, 141–159.
- Maunder, M. N. and Punt, A. E. (2013). A review of integrated analysis in fisheries stock assessment, *Fisheries Research*, **142**, 61–74.

- McCarthy, M. A. (2009). 『生態学のためのベイズ法』(野間口眞太郎 訳), 共立出版, 東京.
- Method, R. D. and Wetzel, C. R. (2013). Stock synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management, *Fisheries Research*, **142**, 86–99.
- Meyer, R. and Millar, R. B. (1999). Bugs in bayesian stock assessments, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **56**, 1078–1086.
- 南 美穂子, Lennert-Cody, C. E. (2013). ゼロの多いデータの解析：負の2項回帰モデルによる傾向の過大推定, *統計数理*, **61**, 271–287.
- Minami, M., Lennert-Cody, C. E., Gao, W. and Romaán-Verdesoto, M. (2007). Modeling shark bycatch: The zero-inflated negative binomial regression model with smoothing, *Fisheries Research*, **84**, 210–221.
- 持橋大地 (2015). 自然言語処理と統計的グラウンディング・推論, *日本ロボット学会誌*, **33**, 77–81.
- 能勢幸雄, 石井丈夫, 清水 誠 (1988). 『水産資源学』, 東京大学出版会, 東京.
- 岡村 寛 (2012). センチメンタルジャーニー：南氷洋ミンククジラ個体数推定の思い出, *ななつの海から*, **3**, 8–14.
- Okamura, H. and Semba, Y. (2009). A novel statistical method for validating the periodicity of vertebral growth band formation in elasmobranch fishes, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **66**, 771–780.
- Okamura, H., Kitakado, T., Hiramatsu, K. and Mori, M. (2003). Abundance estimation of diving animals by the double-platform line transect method, *Biometrics*, **59**, 512–520.
- Okamura, H., Kitakado, T. and Mori, M. (2005). An improved method for line transect sampling in Antarctic minke whale surveys, *Journal of Cetacean Research and Management*, **7**, 97–106.
- Okamura, H., Iwasaki, T. and Miyashita, T. (2008). Toward sustainable management of small cetacean fisheries around Japan, *Fisheries Science*, **74**, 718–729.
- Okamura, H., Punt, A. E. and Amano, T. (2012a). A generalized model for overdispersed count data, *Population Ecology*, **54**, 467–474.
- Okamura, H., Minamikawa, S., Skaug, H. J. and Kishiro, T. (2012b). Abundance estimation of long-diving animals using line transect methods, *Biometrics*, **68**, 504–513.
- Okamura, H., Punt, A. E., Semba, Y. and Ichinokawa, M. (2013). Marginal increment analysis: A new statistical approach of testing for temporal periodicity in fish age verification, *Journal of Fish Biology*, **82**, 1239–1249.
- Pauly, D., Hilborn, R. and Branch, T. A. (2013). Does catch reflect abundance?, *Nature*, **494**, 303–306.
- Pella, J. and Masuda, M. (2001). Bayesian methods for analysis of stock mixtures from genetic characters, *Fishery Bulletin*, **99**, 151–167.
- Punt, A. E., Butterworth, D. S., de Moor, C. L., de Oliveira, J. A. A. and Haddon, M. (2016). Management strategy evaluation: Best practices, *Fish and Fisheries*, **17**, 303–334.
- Quinn, T. J., II and Deriso, R. B. (1999). *Quantitative Fish Dynamics*, Oxford University Press, New York.
- Ricard, D., Minto, C., Jensen, O. P. and Baum, J. K. (2012). Examining the knowledge base and status of commercially exploited marine species with the RAM Legacy Stock Assessment Database, *Fish and Fisheries*, **13**, 380–398.
- Ridout, M., Demetrio, C. G. B. and Hinde, J. (1998). Models for count data with many zeros, *Proceedings of the XIX International Biometric Conference, Cape Town, South Africa, 14–18 December 1998. International Biometric Society*, 179–192.
- 島谷健一郎 (2012). 『フィールドデータによる統計モデリングとAIC』, 近代科学社, 東京.
- 森林野生動物研究会 編 (1997). 『フィールド必携 森林野生動物の調査—生息数推定法と環境解析—』, 共立出版, 東京.
- Skaug, H. J. and Fournier, D. A. (2006). Automatic approximation of the marginal likelihood in non-

- Gaussian hierarchical models, *Computational Statistics & Data Analysis*, **51**, 699–709.
- 田中昌一 (1985). 『水産資源学総論』, 恒星社厚生閣, 東京.
- Thomas, M. (1949). A generalization of Poisson's binomial limit for use in ecology, *Biometrika*, **36**, 18–25.
- Thorson, J. T., Branch, T. A. and Jensen, O. P. (2012). Using model-based inference to evaluate global fisheries status from landings, location, and life history data, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **69**, 645–655.
- Thorson, J. T., Cope, J. M., Kleisner, K. M., Samhour, J. F., Shelton, A. O. and Ward, E. J. (2015). Giant's shoulders 15 years later: Lessons, challenges and guidelines in fisheries meta-analysis, *Fish and Fisheries*, **16**, 342–361.
- Valle, D., Baiser, B., Woodall, C. W. and Chazdon, R. (2014). Decomposing biodiversity data using the Latent Dirichlet Allocation model, a probabilistic multivariate statistical method, *Ecology Letters*, **17**, 1591–1601.
- Wade, P. R. (1998). Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds, *Marine Mammal Science*, **14**, 1–37.
- Walters, C. J. and Maguire, J. (1996). Lessons for stock assessment from the northern cod collapse, *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **6**, 125–137.
- Walters, C. J. and Martell, S. J. D. (2004). *Fisheries Ecology and Management*, Princeton University Press, Princeton.
- Zhou, S., Yin, S., Thorson, J., Smith, T. and Fuller, M. (2012). Linking fishing mortality reference points to life history traits: An empirical study, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **69**, 1292–1301.

Statistical Modelling in Fisheries Science

Hiroshi Okamura and Momoko Ichinokawa

National Research Institute of Fisheries Science

Fisheries science is different from ecology in several ways. Because it is difficult to conduct an experiment in fisheries resource assessment and primary data are from the fishery, there can be a great volume of uncertainty, and estimation results from those data tend to be substantially biased. To cope with such problems, statistical modelling has become one of the main tools in fisheries science and is still an active field of research. Fisheries science is composed of resource assessment and management. We review statistical modellings used in fisheries resource assessment and management. There are many common features between statistical modellings of ecology and fisheries science. We expect that statistical modellings will promote and accelerate cooperation and fusion between ecology and fisheries science.