

瀬戸内海周防灘における Ecopath with Ecosim による 多魚種・多漁業を一括対象とした資源解析

亘 真吾^{1†}

Fish stock assessment targeting on multi-species and multi-fisheries based on Ecopath with Ecosim approach in Suo-nada, Seto Inland Sea, Japan

Shingo WATARI^{1†}

瀬戸内海周防灘において、Ecopath with Ecosim を用い、多魚種、多漁業を一括対象とした資源解析を行った。食性調査と文献情報を用い Ecopath を構築し、Ecosim により効果的な漁業管理方策を検討した。小型底曳網による漁獲と投棄、刺網、定置網、その他の漁法による漁獲を考慮し、漁法ごとの漁獲死亡と小型底曳網の混獲死亡の削減効果を試算した。すべての漁法で漁獲量が現状より増加するのは、小型底曳網の混獲死亡を削減した場合のみであり、小型底曳網の混獲投棄の削減の有効性が示唆された。多魚種、多漁業や海域全体の管理について検討する際に、複数の管理方策とその効果を例示し、議論の材料を提供する有効な手法になると考えられた。

Fish stock assessment targeting on multi-species and multi-fisheries based on Ecopath with Ecosim approach was conducted in Suo-nada, Seto Inland Sea, Japan. Ecopath was constructed using diet composition data and archive data. Ecosim was used for evaluation of effective fisheries management strategy. Landing and discarding of trawl nets, and landing of gill nets, set nets and others were incorporated in this model. Reduction of fishing mortality of each type of fishing gear and reduction of discard mortality of trawl nets were considered. The simulation result of Ecosim indicated that reduction of discard mortality of trawl nets was the only way to increase landing with all fishing gear compared to current landing level. This approach was considered to be an effective method for illustrating the effects of management strategies for multi-species and multi-fisheries, and providing material for discussion and examination.

Key words: Ecopath with Ecosim, ecosystem model, Seto Inland Sea, fisheries management, discard

はじめに

我が国の沿岸域では多様な魚種が多様な漁業によって漁獲されており、これらの魚種に対する資源解析は、資源の持続的利用を図るうえで有益な情報をもたらす（田中, 1998）。しかし、従来の資源解析は単一魚種と漁業の関係を評価するにとどまり、これらと資源解析対象以外の魚種との関係について、情報を得ることは困難であった。Ecopath with Ecosim（以下、EwE）（Christensen and Walters, 2004）は、限られたデータであっても生態系モデルを構築

し、生態系の各構成生物や、これらを利用する漁業に関する情報を得ようとの考えに基づき、現存量、生産量および食物組成といった、文献値などからも比較的入手が容易なデータを用いて、生態系モデルを構築でき、今日、沿岸域も含め世界各地で広く用いられている。EwE は Ecopath と Ecosim と呼ばれる 2 つモデルで構成されている。Ecopath は、1 つの生態系の中の被食捕食関係の物質収支の量的バランスが釣り合った、定常状態を推定するモデルである。Ecosim は Ecopath の定常状態から漁獲圧や基礎生産量を変化させたときの、構成生物の時系列変化をシミュレーションするモデルで、多魚種、多漁業を一括対象として評価する資源解析も可能なことから、多くの海域での適応例がある（Cisneros-Montemayor et al., 2012; Chen et al., 2008 など）。我が国の沿岸域で EwE を適応した事例は乏しいが、沿岸域では、多種多様な魚種を様々な漁法で漁獲しており、生

2015年3月26日受付、2015年8月25日受理

¹ 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
National Research Institute of Fisheries Science, Fisheries Research Agency, 2-12-4 Fukuura, Kanazawa, Yokohama, Kanagawa 236-8648, Japan

[†] swatari@affrc.go.jp

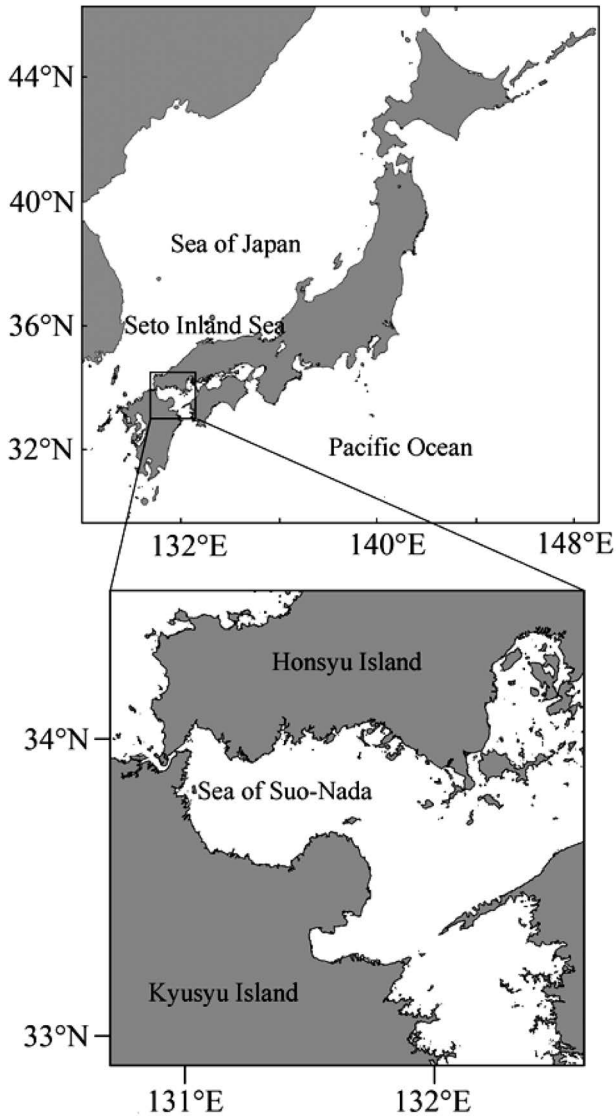


Figure 1. Location of study area, Sea of Suo-Nada, Seto Inland Sea, Japan.

物間、漁業種類間の関係を評価したいとの潜在的な必要性は大きいと考えられる(米崎ほか, 2015)。このためEwEは、沿岸域全体の資源の利用を考える上では、有効な評価手法の一つになると考えられる。

本報告では瀬戸内海の周防灘 (Fig. 1) を対象とし、EwEによる多魚種、多漁業を一括対象とした資源解析の取り組みを紹介する。周防灘は瀬戸内海の最西部に位置する、面積3,100 km²、平均水深23.7 mの半閉鎖水域で、小型底曳網 (以下、小底)、刺網、定置網などにより、カレイ類やカニ類、エビ類などを主に漁獲している海域である(岡市ほか, 1996)。周防灘では、2004–2011年にかけて、周防灘小型機船底びき網漁業対象種 (カレイ類、ヒラメ、クルマエビ、シャコ、ガザミ) 資源回復計画 (http://www.jfa.maff.go.jp/j/suisin/s_keikaku/) が実施されるなど、漁業種類に焦点を当てた複数魚種の資源管理の取り組みも実施されている海域である。今回、食性の調査データと既往の文献情報を使用しEcopathを構築し、さらにEcosimにより漁業種類別に漁獲圧削減のシミュレーションを実施し、複数魚種を漁獲する漁業種類の観点から、有効な資源管理方策について議論した。また、EwEで多魚種、多漁業を一括対象とした資源解析のアプローチから、漁業の現場に提供可能な情報について議論した。

材料と方法

デトリタス、基礎生産者から高次捕食者まで、単一種または生態系を構成する要素を摂餌生態の面で類似したグループ (以下、機能群) に分類し、EwE ver 6.1. (<http://www.ecopath.org/>) を使用し、Ecopathで被食捕食関係の定量化を行い、Ecosimで漁獲圧を変化させたときの各機能群の時系列の現存量の変化を推定した。Ecopathは生態系の物質収支の量的関係を現存量、生産量、摂取量、食物組成、漁獲量などから推定するモデルで、移出入と生物量蓄積がないと仮定した場合、以下の式で定義される。

$$B_i(P/B)_i EE_i - Y_i - \sum_{j=1}^n B_j(Q/B)_j DC_{ji} = 0 \quad (1)$$

ここで B_i は機能群 i の現存量、 $(P/B)_i$ は機能群 i の現存量あたり生産量、 EE_i は機能群 i のEcotrophic efficiencyで生産量に占める被食量と漁獲量の割合の合計である。 Y_i は機能群 i の漁獲量、 $(Q/B)_j$ は機能群 j の現存量あたり摂取量、 DC_{ji} は食物組成で捕食者 j が被食者 i を捕食する割合、 n は機能群の数である。このうち P/B は機能群の生産力に関するパラメータで、漁獲対象種では全減少係数 (Z) に等しいという関係が示されている (Allen, 1971)。Ecopathは (1) 式より推定するため DC_{ji} と Y_i はすべての機能群について必要で、各機能群 i について B_i 、 $(P/B)_i$ 、 $(Q/B)_i$ と EE_i のうちいずれか3つが必須で、残る1つのパラメータは連立方程式により求めることができる。EcosimはEcopathの状態を初期値として、時系列のシミュレーションを行う。各機能群の現存量の時系列変化は、以下の関係式で定義される。

$$dB_i/dt = g_i \sum Q_{ji} - \sum Q_{ij} - (M0_i + F_i) B_i \quad (2)$$

ここで g_i はnet growth efficiencyと呼ばれる生産量を摂取量で割った値、 $M0_i$ は機能群 i における漁獲と捕食以外の死亡率、 F_i は機能群 i における漁獲死亡率である。 Q_{ij} 、 Q_{ji} はそれぞれ、機能群 i が捕食者のとき被食者となる機能群 j の摂取量、機能群 j が捕食者のとき被食者となる機能群 i の摂取量を示す。 Q_{ij} は、以下の式で定義される。

Table 1. Classification of functional groups in Ecopath of the Sea of Suo-Nada.

Functional groups	Main group description	Representative species for estimation of P/B and Q/B
Piscivorous fish	Anguilliformes, Sphyraenidae, Synodontidae, Trichiuridae	<i>Saurida elongata</i>
Japanese seabass	<i>Lateolabrax japonicus</i>	
Silver croaker	<i>Pennahia argentata</i>	
Cephalopods	Decapodiformes, Octopoda	<i>Sepia esculenta</i>
Large benthivorous fish	Batoidea, Scorpaeniformes, Tetraodontiformes	<i>Platycephalus</i> sp.
Blackhead seabream	<i>Acanthopagrus schlegelii</i>	
Blue crab	<i>Portunus trituberculatus</i>	
Flatfish	Pleuronectoidea, Soleoidea	<i>Pleuronichthys cornutus</i>
Small benthivorous fish	Callionymidae, Gobiidae	<i>Amblychaeturichthys hexanema</i>
Planktivorous fish	Apogonidae, Clupeidae, Leiognathidae	<i>Konosirus punctatus</i>
Japanese anchovy	<i>Engraulis japonicus</i>	
Jellyfish	<i>Aurelia aurita</i>	
Shrimps	Alpheidae, Crangonidae, Penaeidae	
Other crustaceans	Brachyura, Stomatopoda	
Large benthos	Includes benthic animals with more than 1.0 g in weight	
Small benthos	Includes benthic animals with less than 1.0 g in weight	
Zooplankton	Copepods	
Phytoplankton		
Detritus		

$$Q_{ij} = \frac{a_{ij}v_{ij}B_iB_j}{2v_{ij} + a_{ij}B_j} \quad (3)$$

ここで a_{ij} は有効探索率 (Effective search rate) と呼ばれ捕食者 j の現存量 1 単位あたりの被食者 i の捕食率で, Ecopath の現存量と摂取量から求まる一定値である. また, v_{ij} は vulnerability パラメータで, 捕食者 j による被食者 i の捕食されやすさの指標値である. これは Ecosim において被食捕食関係を表現する特徴的なパラメータであるものの, 現場観測や飼育実験などで, 直接推定が困難なものである. このため, 通常は機能群ごとの 20–30 年以上の資源量推定値や CPUE などの時系列データを用い, チューニングにより推定する方法が用いられる (Christensen et al., 2005).

Ecopath の構築

調査データならびに文献情報を用い, 2001–2005 年の平均的な周防灘の生態系を Ecopath で表現した. Ecopath 構築は単年のデータを用いることが望ましいが, 特定の 1 年のみで対象海域の情報を得ることが難しかったので, 複数年にまたがるデータを使用した. 現存量や漁獲量が多い生物は単一種の機能群とし, それ以外は, 生物学的分類, 食性や漁獲統計をもとに複数種をまとめた機能群とし, 18 の生物の機能群とデトリタスで合計 19 の機能群に分類した (北森・林, 1964; 木村ほか, 2003). 生物の機能群のうち, 魚類はスズキ (*Lateolabrax japonicus*), シログチ (*Pennahia argentata*), クロダイ (*Acanthopagrus schlegelii*), カタクチイワシ (*Engraulis japonicus*) の 4 種を単一種の機能群とし,

それ以外は魚食性魚類, カレイ類, 大型ベントス食性魚類, 小型ベントス食性魚類, プランクトン食性魚に分類した. また, 無脊椎動物は, ガザミ (*Portunus trituberculatus*) とミズクラゲ (*Aurelia aurita*) を単一種の機能群とし, それ以外は, エビ類, 頭足類, その他甲殻類, 大型ベントス, 小型ベントス, 動物プランクトン, 植物プランクトンの 9 機能群に分類した. 機能群の分類の詳細を Table 1 に示した.

これらの機能群を漁獲する漁業種類として, 小底, 刺網, 定置網, その他の漁業 (釣や延縄, かご漁業など) の 4 つに分類し, 各機能群の漁獲量は, 2001–2005 年の漁獲統計の平均値とした. このうち, 小底については, 漁獲と投棄にそれぞれ分類した. 投棄は, 小底で捕獲された生物のうち, 水揚げされないものと定義し, 投棄量は機能群ごとに, 漁獲量と漁獲量に占める投棄量の割合 (木村, 2007), 投棄による死亡率 (石谷・江藤, 2009) の積より推定した.

現存量は既往の文献情報より推定した. スズキ, カレイ類, ガザミ, エビ類の現存量は, コホート解析による推定値を用いた (木村, 2006). カタクチイワシの現存量は, カタクチイワシ瀬戸内海系群の現存量に瀬戸内海の総産卵量に対する周防灘の産卵量の割合を乗じて推定した (河野・銭谷, 2008; 河野・小畑, 2011). 大型ベントスと小型ベントスの現存量は 2001–2005 年に実施されたベントス調査結果の平均値とした (寺井・江崎, 2003; 寺井・中村, 2004; 寺井・濱田, 2005; 吉岡ほか, 2006, 2007). ミズクラゲの現存量は, 個体数の推定値に平均体重を乗じて推定

した(福田, 2009; Uye and Shimauchi, 2005). 動物プランクトンの現存量はUye and Shimazu (1997) の値を用い、炭素量から湿重量へは $1 \text{ gC}=16.675 \text{ gWW}$ (科学技術庁, 1985) の関係で変換した. 植物プランクトンの現存量は毎月の定点調査による chlorophyll-*a* 量を用い、chlorophyll-*a* から湿重量へは $1 \text{ g chlorophyll-}a=40 \text{ gC}$ (山口・安楽, 1984), $1 \text{ gC}=42 \text{ gWW}$ (Cushing et al., 1958) の関係で変換した. デトリタスの現存量は、基礎生産量と有光層水深を用いた Pauly et al. (1993a) の経験式から推定した. 文献情報から現存量が直接得られない機能群 (*i*) については、現存量が得られる機能群 (*b*) の現存量 B_b を基準に、機能群 (*b*) の CPUE に対する機能群 (*i*) の CPUE の比率より推定した.

$$B_i = B_b \times \text{CPUE}_i / \text{CPUE}_b \quad (4)$$

クロダイの現存量はスズキを基準とし、その他の魚類の機能群の現存量はカレイ類を基準とし、その他甲殻類の現存量はエビ類を基準とし、それぞれ (4) 式により推定した. これらの現存量と CPUE は木村 (2006) より引用した. 頭足類の現存量は、*EE* を 0.95 と設定し、Ecopath のパラメータとしてモデルにより推定した. この値は漁獲対象種では、生産量のうちほとんどが、漁獲と被食によって利用されるとの仮定に基づき、多くのモデルで使用されている値である (Christensen et al., 2005).

現存量あたり生産量 (P/B) は、既往の文献情報をより推定した. スズキ、カレイ類、カタクチイワシ、ガザミ、エビ類の P/B はコホート解析の全減少係数とした (Allen, 1971; 河野・小畑, 2011; 木村, 2006). クロダイと大型ベントス食性魚類の全減少係数は von Bertalanffy 成長モデルの極限体長 L_∞ と成長係数 K 、漁獲開始体長 L_c 、漁獲物の平均体長 \bar{L} を用いた経験式

$$Z = K \frac{L_\infty - \bar{L}}{\bar{L} - L_c} \quad (5)$$

より推定した (Beverton and Holt, 1957). 魚食性魚類、シログチ、頭足類、小型ベントス食性魚類、プランクトン食性魚類の P/B は、資源評価結果などから利用可能な数値が得られなかったため、魚類、軟体類、鯨類などの全減少係数と寿命 t_{\max} の関係から得られた Hoing (1983) の経験式

$$\ln Z = 1.44 - 0.984 \ln(t_{\max}) \quad (6)$$

より推定した. このうち複数の種で構成されている機能群については、湿重量で最も優占する種の値を使用した (Table 1). その他甲殻類、大型ベントス、小型ベントスの P/B は既往の文献値を用いた (田中・菊池, 1970, 1972; 田中ほか, 1973). ミズクラゲの P/B は、摂取量あたり生産量

P/Q (Uye and Shimauchi, 2005) と Q/B の値を使用し推定した. 動物プランクトンと植物プランクトンの P/B は年間生産量 (Uye and Shimazu, 1997; 山口・安楽, 1984) を現存量で割って推定した.

現存量あたり摂取量 (Q/B) は、既往の文献情報より推定した. カタクチイワシの Q/B は日間摂餌量より推定した (科学技術庁, 1987). 他の魚類の機能群の Q/B は平均水温、食性、尾部の形状から算出した経験式を用い推定した (Palamores and Pauly, 1989). 頭足類とミズクラゲの Q/B は既往の文献情報から引用した (Pauly et al., 1993b; Ishii and Tanaka, 2001). 動物プランクトンとその他の無脊椎動物の Q/B は、 P/Q を文献値の 0.3 を使用し、 $Q/B=P/B \div P/Q$ の関係より推定した (Ikeda and Motoda, 1978; Christensen et al., 2005).

食物組成のうち、スズキ、シログチ、クロダイ、魚食性魚類、大型ベントス食性魚類、カレイ類、小型ベントス食性魚類については、本来であれば 2001–2005 年のデータを用いるべきであるが、この期間のデータが得られていないことから、2007–2010 年に周防灘海域で実施した底曳網調査で収集した魚体の胃内容物を調べ推定した. 各個体の胃内容物は 19 の機能群 (Table 1) に分類し、その重量組成を求めた. 他の食物組成は既往の文献情報を使用した (科学技術庁, 1985, 1987). Ecopath の構築にあたり当初入力したパラメータで物質収支の量的バランスが取れない場合、食物組成を調整することで量的バランスを取った. これは食物組成以外のパラメータは基本的に 2001–2005 年の情報であるが、食物組成は異なる期間の情報を用いたため、食物組成以外のパラメータより精度が低いと考えたためである. また、各機能群について、現存量と食物組成より、栄養段階を求めた (Christensen et al., 2005).

Ecopath によるシミュレーション

漁獲圧の変化に伴う、各機能群の現存量や漁獲量、捕食圧の変化について、以下の 5 種類の管理のシナリオを Ecopath でシミュレーションし評価した. シナリオ 1) 漁獲と混獲双方を含む小底の漁獲圧を削減. シナリオ 2) 小底の投棄死亡の削減. シナリオ 3) 刺網の漁獲圧の削減. シナリオ 4) 定置網の漁獲圧の削減. シナリオ 5) 全漁法の漁獲圧の削減. これらの中から、小底、刺網、定置網、その他の漁法のいずれの漁法でも漁獲量が増加するシナリオが、最善の方策と仮定した. 各シナリオにおいて、一例として現状の漁獲圧を 0.8 倍に削減した場合での、Ecopath の定常状態から 5 年間の漁獲量の変化を計算した. この計算での漁獲圧の削減は、(2) 式における F_i の値を変化させることで行った.

通常の Ecopath の設定では、投棄は対象漁業に付随するもので、対象漁業の漁獲圧に応じて発生する量しか考慮できない. シナリオ 2) の検討において、投棄のみの削減の管理方策を解析するため、本研究では小底による投棄を小

Table 2. Diet compositions by functional group of the Sea of Suo-Nada, values in parentheses show adjusted diet composition from the original to mass-balance the ecosystem.

Prey	Predator							
	1	2	3	4	5	6	7	8
1 Piscivorous fish								
2 Japanese seabass								
3 Silver croaker	0.01							
4 Cephalopods	0.05				0.00			
5 Large benthivorous fish	0.04	0.06	0.01		0.03			
6 Blackhead seabream								
7 Blue crab					0.01			
8 Flatfish	0.01							
9 Small benthivorous fish	0.21 (0.11)	0.42 (0.21)	0.16 (0.08)		0.07 (0.04)			
10 Planktivorous fish	0.20			0.17	0.05 (0.09)			
11 Japanese anchovy	0.33 (0.44)	0.16 (0.37)	0.31 (0.39)	0.17				
12 Jellyfish								
13 Shrimps	0.13	0.16	0.31	0.33	0.06	0.00	0.25	0.01
14 Other crustaceans	0.01	0.10	0.05	0.17	0.51 (0.25)	0.45	0.25	0.01
15 Large benthos		0.10	0.10		0.24 (0.51)	0.53	0.25	0.78
16 Small benthos	0.00	0.01	0.07		0.03 (0.02)	0.01	0.25	0.21
17 Zooplankton				0.17				
18 Phytoplankton								
19 Detritus								

Prey	Predator								
	9	10	11	12	13	14	15	16	17
1 Piscivorous fish									
2 Japanese seabass									
3 Silver croaker									
4 Cephalopods									
5 Large benthivorous fish									
6 Blackhead seabream									
7 Blue crab									
8 Flatfish									
9 Small benthivorous fish	0.06 (0.03)								
10 Planktivorous fish									
11 Japanese anchovy									
12 Jellyfish									
13 Shrimps	0.01	0.12							
14 Other crustaceans	0.19 (0.10)	0.12							
15 Large benthos	0.03 (0.51)								
16 Small benthos	0.72 (0.36)				0.70	0.70	0.50		
17 Zooplankton		0.68	1.00	1.00					
18 Phytoplankton		0.08							1.00
19 Detritus					0.30	0.30	0.50	1.00	

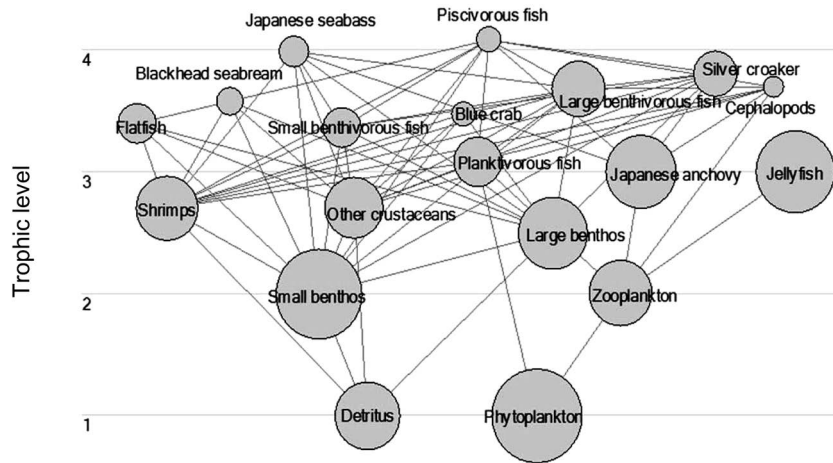


Figure 2. Flow diagram of the Sea of Suo-Nada. Trophic connections are shown in straight lines and circles are roughly proportional to their biomass in wet weight.

Table 3. Input parameters and estimated parameters (italics) in Ecopath of the Sea of Suo-Nada. Trophic levels were estimated from biomass and diet composition data of the Ecopath model.

Group name	Biomass (t/km ²)	<i>P/B</i> (/year)	<i>Q/B</i> (/year)	Ecotrophic efficiency	Trophic level	<i>P/Q</i>
Piscivorous fish	0.38	1.08	5.78	<i>0.90</i>	4.1	0.19
Japanese seabass	0.6	0.69	3.86	<i>0.26</i>	4.0	0.18
Silver croaker	1.62	0.62	5.88	<i>0.15</i>	3.8	0.11
Cephalopods	<i>0.27</i>	4.22	16.64	0.95	3.7	0.25
Large benthivorous fish	3.06	0.73	4.49	<i>0.72</i>	3.7	0.16
Blackhead seabream	0.45	0.57	5.09	<i>0.31</i>	3.6	0.11
Blue crab	0.36	1.9	6.32	<i>0.60</i>	3.5	0.30
Flatfish	1.07	1.34	5.75	<i>0.68</i>	3.4	0.23
Small benthivorous fish	1.14	2.13	8.28	<i>0.94</i>	3.4	0.26
Planktivorous fish	2.19	1.71	8.21	<i>0.70</i>	3.1	0.21
Japanese anchovy	9.86	2.82	10.95	<i>0.23</i>	3.0	0.26
Jellyfish	16.44	<i>0.66</i>	2.12	<i>0.00</i>	3.0	0.31
Shrimps	5.42	3.06	<i>10.19</i>	<i>0.58</i>	2.7	0.30
Other crustaceans	4.59	2.63	8.76	<i>0.80</i>	2.7	0.30
Large benthos	9.05	2.68	8.92	<i>0.90</i>	2.5	0.30
Small benthos	27.41	4.2	<i>13.98</i>	<i>0.98</i>	2.0	0.30
Zooplankton	5.82	46.21	154.03	<i>0.58</i>	2.0	0.30
Phytoplankton	36.07	64.21		<i>0.39</i>	1.0	
Detritus	6.98			<i>0.24</i>	1.0	

P/B: production per biomass, *Q/B*: consumption per biomass, *P/Q*: production per consumption.

底の漁獲と同じ様式で、Ecopathに1つの漁業種類として入力し、漁獲圧の調整で小底の漁獲と投棄の削減率をそれぞれ独立に変化できるようにした。加えて、通常のEcopathの設定では、投棄され死亡する生物は、全量デトリタスに移行する、または、一部でデトリタスに移行し、残りが系外に移出すると設定されるが、上述の投棄の設定により全量系外に移出する設定となっている。

Ecosimのパラメータのうち、vulnerabilityのパラメータ

v_{ij} は、20–30年以上の現存量やCPUEなどの時系列データを用い、チューニングにより推定する(Christensen et al., 2005)。しかし、今回十分なチューニングの期間が得られないことから、 v_{ij} を特定の値に決めることは困難であった。そこで、各機能群について標準値の2.0を用いることに加え、 v_{ij} の設定値の誤差を考慮し感度解析として1.0, 3.0, 5.0のケースについても評価した。

Table 4. Average amount of landing and discard by types of fishing gear and discard (t/km²) from 2001 to 2005 and their mean trophic level.

Group name	Trawl nets (t/km ²)	Gill nets (t/km ²)	Set nets (t/km ²)	Others (t/km ²)	Discard (t/km ²) (Trawl nets)	Total (t/km ²)
Piscivorous fish	0.15	0.04	0.01	0.10	0.06	0.37
Japanese seabass	0.02	0.04	0.03	0.02		0.11
Silver croaker	0.02	0.01	0.01	0.01	0.09	0.13
Cephalopods	0.28	0.05	0.02	0.16	0.43	0.94
Large benthivorous fish	0.30	0.28	0.12	0.10	0.13	0.93
Blackhead seabream	0.01	0.03	0.02	0.02		0.08
Blue crab	0.09	0.04	0.01	0.07		0.22
Flatfish	0.32	0.13	0.01	0.01	0.48	0.95
Small benthivorous fish					0.05	0.05
Planktivorous fish	0.01	0.04	0.05	0.09	0.10	0.29
Japanese anchovy			0.00	0.24	0.01	0.25
Jellyfish						
Shrimps	0.67	0.02	0.00	0.03	0.23	0.95
Other crustaceans	0.02	0.01	0.00	0.01	0.02	0.06
Large benthos	0.43	0.01	0.00	0.54	1.24	2.22
Small benthos						
Zooplankton						
Phytoplankton						
Detritus						
Sum	2.32	0.71	0.30	1.13	2.83	7.54
Mean trophic level of landing	3.2	3.6	3.6	3.1	3.0	3.1

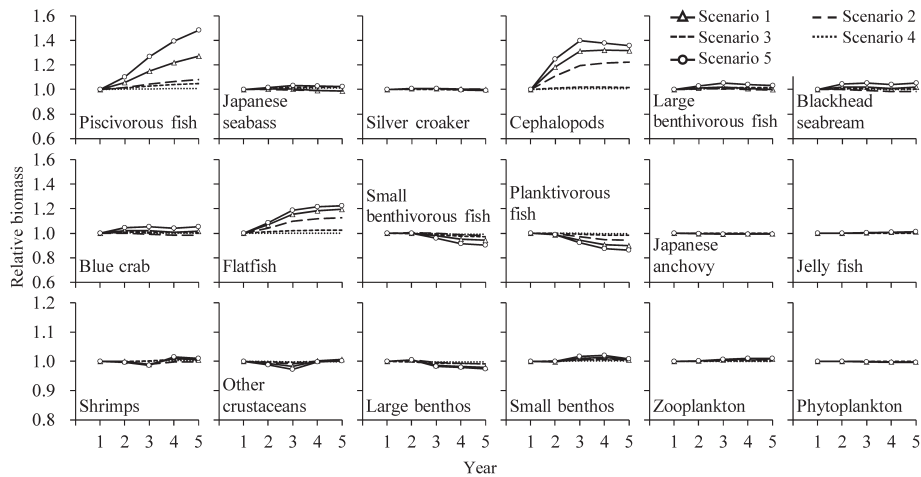


Figure 3. Time-series change in biomass after five years when the fishing mortality is decreased to 0.8 times in each scenario. scenario 1: reduction of fishing mortality of trawl nets, scenario 2: reduction of discard mortality, scenario 3: reduction of fishing mortality of gill nets, scenario 4: reduction of fishing mortality of set nets, scenario 5: reduction of fishing mortality of all fishing gears.

結果

Ecopathの構築

魚食性魚類, スズキ, シログチ, 大型ベントス食性魚類, クロダイ, カレイ類, 小型ベントス食性魚類について合計798個体収集し胃内容を同定した。これらのうち466個

体については被食生物が同定可能で、131個体は空胃、201個体は同定できなかった。胃内容物組成調査と既往の文献情報を使用し推定した、各機能群の周防灘の食物組成をTable 2に示した。

Ecopathの入力パラメータをTables 2-4に示した。最初に

Table 5. Rate of change in predation mortality for each prey and predator combination after five years when the total fishing pressure is decreased to 0.8 times from the balanced Ecopath setting (scenario 5).

Prey	Predator								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1 Piscivorous fish									
2 Japanese seabass									
3 Silver croaker	1.48								
4 Cephalopods	1.92				1.35				
5 Large benthivorous fish	1.55	1.11	1.07		1.12				
6 Blackhead seabream									
7 Blue crab					1.10				
8 Flatfish	1.75								
9 Small benthivorous fish	1.39	1.00	0.97		1.01				0.89
10 Planktivorous fish	1.33			1.20	0.97				
11 Japanese anchovy	1.42	1.02	0.99	1.28					
12 Jellyfish									
13 Shrimps	1.43	1.03	0.99	1.28	1.04	1.03	1.04	1.19	0.91
14 Other crustaceans	1.42	1.02	0.99	1.28	1.04	1.03	1.04	1.19	0.91
15 Large benthos		1.01	0.98		1.03	1.02	1.03	1.18	0.90
16 Small benthos	1.46	1.05	1.01		1.06	1.06	1.07	1.22	0.93
17 Zooplankton				1.30					
18 Phytoplankton									

Prey	Predator								
	10	11	12	13	14	15	16	17	
1 Piscivorous fish									
2 Japanese seabass									
3 Silver croaker									
4 Cephalopods									
5 Large benthivorous fish									
6 Blackhead seabream									
7 Blue crab									
8 Flatfish									
9 Small benthivorous fish									
10 Planktivorous fish									
11 Japanese anchovy									
12 Jellyfish									
13 Shrimps	0.86								
14 Other crustaceans	0.86								
15 Large benthos									
16 Small benthos				1.01	1.00	0.98			
17 Zooplankton	0.87	0.99	1.01						
18 Phytoplankton	0.87							1.01	

入力したデータでは、捕食量と漁獲量が生産量を上回ったため、その他甲殻類、小型ベントス、小型ベントス食性魚類のEEが1を超過し量的バランスが取れなかった。そこで、(1) 式の関係を満たすため、これらの捕食者の機能群

の食物組成の一部を調整した。調整前と調整後の食物組成をTable 2に示した。また、量的バランスの取れた周防灘の被食捕食関係のフロー図をFig. 2に示した。

機能群の栄養段階は1.0から4.1の範囲で平均3.1だった

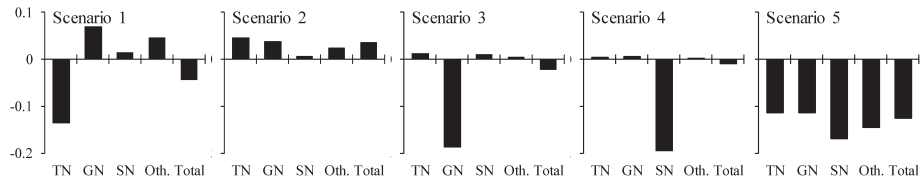


Figure 4. Rate of change of landing for each type of fishing gear after five years when fishing pressure is decreased to 0.8 times in each management scenario. TN: trawl nets, GN: gill nets, SN: set nets.

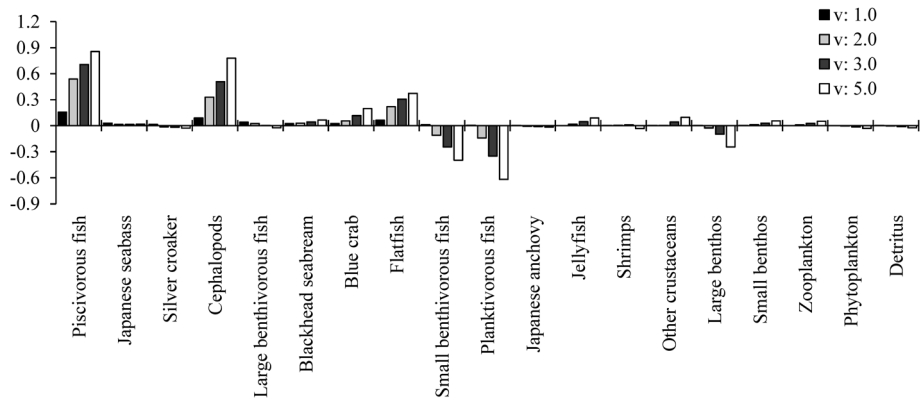


Figure 5. Change in biomass for each functional group after five years when fishing mortality is decreased to 0.8 times in the four vulnerability (v) settings in scenario 5. Black bar: $v=1.0$, Light gray bar: $v=2.0$, Dark gray bar: $v=3.0$, White bar: $v=5.0$.

(Table 3). また、栄養段階 4.0 以上の高次の捕食者は魚食性魚類とスズキだった。漁法別の漁獲物の平均栄養段階は、小底が 3.2、小底投棄物が 3.0 であるのに対し、定置と刺網は 3.6 であった (Table 4)。

Ecopath によるシミュレーション

5 種類のシナリオについて漁獲圧、投棄圧の削減に伴う、現存量、漁獲量の変化を計算した。各機能群の現存量変化を Fig. 3 に示した。現存量の大きな変化は、シナリオ 1), 2), 5) で見られた。これら 3 つのシナリオでは魚食性魚類、頭足類、カレイ類の現存量に大幅な増加傾向がみられた。反対に、小型ベントス食性魚類、プランクトン食性魚類については、減少傾向がみられた。シナリオ 5) を例に、被食者と捕食者の関係ごとの、捕食圧の変化を Table 5 に示した。魚食性魚類、頭足類、カレイ類によるエビ類やその他甲殻類など底生餌生物に対する捕食圧は増大しており、この傾向は他のシナリオでも見られた。シナリオごとの漁業種類別漁獲量の増減割合を Fig. 4 に示した。シナリオ 1), 3), 4), 5) では、漁法別に漁獲量を削減しても、削減した漁業種類自身の漁獲量は増加しなかった。一方で、全漁業種類での漁獲量の増加は、シナリオ 2) のみで見られた。vulnerability パラメータの感度解析のうち、例としてシナリオ 5) を用い、各機能群について初期値と比較した 5 年後の現存量の増減率を Fig. 5 に示した。vulnerability パラメータが大きくなると、現存量の変動幅は増大するが、各機能群の現存量の増減の傾向は vulnerability パラメータの

値によらず同じであった。

考察

本研究で推定した食物組成の定性的な被食捕食関係については、既往の文献の情報の関係 (北森・林, 1964) とも一致しており、定性的には適切に推定できていると判断した。しかし、今回構築した Ecopath は、初回の入力値では物質収支の量的バランスが取れず、他のパラメータより精度が低いと考えられた。食物組成のみを調整することで均衡を図った。算出される P/Q は 0.3 以下であること、 EE は 1.0 未満であることなど、構築した Ecopath は適切に量的バランスが取れ、生物学的に妥当な数値で表現できていると考えられる (Christensen et al., 2005)。

漁業種類別の平均栄養段階は刺網、定置網の値が小底より高い値であった (Table 4)。刺網や定置網は、サワラや魚食性魚類、ガザミなど栄養段階が高次の生物を漁獲対象とする一方で、小底は栄養段階の低いエビ類も主漁獲対象としている漁業の特性を反映しているものと考えられる。小底の漁獲物と比較し、小底の投棄物の栄養段階がさらに低いことは、漁獲対象でない低次の底生生物などの投棄の実態を反映している。漁法別栄養段階についても今回構築した Ecopath は妥当な値であると考えられる。

複数の vulnerability パラメータの値を使用した、Ecosim の感度解析は、シミュレーションによる現存量の推定結果が vulnerability パラメータに大きく依存することを示して

いる (Fig. 5). vulnerability パラメータの変化の影響は増減傾向ではなく振幅にのみ影響を与えた。この結果は長期間の時系列データによりチューニングすることで、妥当な vulnerability パラメータを推定できない場合、Ecosim の結果をもとに、現存量や漁獲量の量的な変化を議論することは危険であることを示す。しかしながら、増減傾向については、情報が得られることから、vulnerability パラメータの特性を理解しつつ結果を用いることが必要と考えられる。

周防灘における小型エビ類やマコガレイの単一種の資源解析結果は、漁獲圧の削減が直接、将来の現存量の増加に結びつくことを示した。(山口県ほか, 1990; 井本ほか, 2007)。一方で、Ecosim の解析結果は、カレイ類については、単一種の資源解析結果と同様に、漁獲圧の削減が将来の資源量の増大につながることを示したが、エビ類では将来の現存量は増加せず、横ばいのままであった (Fig. 3)。これは、漁獲圧の削減が、捕食者の増加につながり、エビ類の捕食圧に増大につながるためであり、このような間接的な要因により、漁獲圧削減が必ずしもエビ類の増加につながらないことを示した。これは、EwE による資源解析が生態系全体を対象とし、被食の影響も含まれることから、単一魚種を対象とした資源解析とは異なる結果を示す例である。

5 種類のシナリオのうち 1), 3), 4) のいずれかの漁法の漁獲圧の削減は、削減を実施した漁業種類自体の漁獲量増大につながっていないため (Fig. 4)、このような管理方策を現場に提案しても受け入れは困難であると想像できる。5 種類のシナリオを比較すると、シナリオ 2) のみが、全漁業種類の漁獲量の増大につながることを示した。この結果は小底の投棄の削減が漁獲量の増大に有効であることを示唆している。周防灘においても小底による投棄の問題は、過去から指摘されている (東海, 1993)。この解決は容易ではないが、現場では漁具の改良により、小型エビ類は漁獲されるが、カレイ類の幼魚は入網せず逃がすことのできる漁具の開発も行われ、実際に漁業現場でも利用されている (内田ほか, 2009)。Ecosim による多魚種を一括対象とした解析は、このような技術開発の取り組みに重点を注ぐことが漁業生産の増加に有効なことを示している。

EwE は対象海域で実施する、生物組成の調査や胃内容物調査と、既往の文献情報を加えることで、他の海域でも構築は可能と考えられる。この解析の有益な点は、漁業と対象資源の関係のみを扱う、従来の単一魚種の資源解析では考慮されない、間接効果のような被食捕食関係を通しての対象資源以外の生物への応答も見える点にある。このことにより、海域全体、餌生物として重要な非漁獲対象種など、従来とは異なる視点で資源を見ることができ、多魚種、多漁業や海域全体の管理についての議論の場に、複数の管理方策とその効果を例示し、議論や検討の材料を提供

する道具になると考えられる。vulnerability パラメータの値など不確実性は大きいと、出力される結果のすべてを鵜呑みにすることは危険であるが、モデルの出力結果の特性を認識したうえで、海域全体の漁業管理、資源管理を検討する一つの有効な解析の道具になるものと考えられる。

謝 辞

胃内容物のサンプリングにご協力いただいた、福岡県水産海洋技術センター豊前海研究所石谷 誠氏 (現 (株) はまげん) に深謝する。本研究の一部は、農林水産技術会議プロジェクト「環境変動に伴う海洋生物大発生の予測・制御技術の開発」により実施した。

引用文献

- Allen, R. R. (1971) Relation between production and biomass. *J. Fish. Res. Board Can.*, **28**, 1573–1581.
- Beverton, R. J. H. and S. J. Holt (1957) On the dynamics of exploited fish population. Chapman & Hall, London, Facsimile reprint 1993, 533 pp.
- Cisneros-Montemayor, A., V. Christensen, F. Arreguin-Sánchez and U. Sumaila (2012) Ecosystem models for management advice: An analysis of recreational and commercial fisheries policies in Baja California Sur, Mexico. *Ecol. Model.*, **228**, 8–16.
- Chen, Z., Y. Qiu, X. Jia and S. Xu (2008) Simulating fisheries management options for the Beibu Gulf by means of an ecological modeling optimization routine. *Fish. Res.*, **89**, 257–265.
- Christensen, V. and C. J. Walters (2004) Ecopath with Ecosim: Methods, capabilities and limitation. *Ecol. Model.*, **172**, 109–139.
- Christensen, V., C. J. Walters and D. Pauly (2005) Ecopath with Ecosim: A user's guide. Fisheries Center, University of British Columbia, Vancouver, 153 pp.
- Cushing, D. H., G. F. Humphrey, K. Banse and T. Laevastu (1958) Report of the Committee on Terms and Equivalents. Conseil permanent international pour l'exploration de la mer, **144**, 15–16.
- 福田祐一 (2009) 豊前海におけるミズクラゲの動向について。大分 AQUANEWS, **28**, 4–5.
- Hoening, J. M. (1983) Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fish. Bull.*, **82**, 898–903.
- Ikeda, T. and S. Motoda (1978) Estimated zooplankton production and their ammonia excretion in the Kuroshio and adjacent seas. *Fish. Bull.*, **76**, 357–367.
- 井本有治・木村 博・吉岡直樹・銭谷 弘 (2007) 加入量当たり産卵資源量を用いた周防灘マコガレイの資源管理。日本誌, **73**, 684–692.
- Ishii, H. and F. Tanaka (2001) Food and feeding of *Aurelia aurita* in Tokyo Bay with an analysis of stomach contents and a measurement of digestion times. *Hydrobiologia*, **451**, 311–320.
- 石谷 誠・江藤拓也 (2009) 小型底びき網漁業における混獲投棄魚の実態について。福岡県水産海洋技術センター研究報告, **19**, 21–27.
- 科学技術庁 (1985) 海洋生物資源の生産能力と海洋環境に関する研究 (第 I 期) 成果報告書。科学技術庁研究調整局, 367 pp.
- 科学技術庁 (1987) 海洋生物資源の生産能力と海洋環境に関する研究 (第 II 期) 成果報告書。科学技術庁研究開発局, 389 pp.
- 木村 博・松野 進・三村勝則・和西昭仁 (2003) 資源管理体制強化実施推進事業。平成 14 年度山口県水産研究センター事業報告, 山口県水産研究センター, 103–137.
- 木村 博 (2006) 資源回復計画推進調査事業 (1) 周防灘における

- 小型底びき網漁業対象資源の管理効果予測. 平成17年度山口県水産研究センター事業報告, 山口県水産研究センター, 91-100.
- 木村 博 (2007) 周防灘における小型底びき網の全採捕魚介類に占める投棄魚の割合, 山口県水産研究センター研究報告, 5, 41-46.
- 北森良之介・林 知夫 (1964) 瀬戸内海とその近接水域における底曳漁業漁獲物の食性群別組成について. 内海区水産研究所刊行物C輯, 2, 1-19.
- 河野悌昌・銭谷 弘 (2008) 1980~2005年の瀬戸内海におけるカタクチイワシの産卵量分布. 日水誌, 74, 636-644.
- 河野悌昌・小畑泰弘 (2011) 平成22年度カタクチイワシ瀬戸内海系群の資源評価. 平成22年度我が国周辺水域の漁業資源評価第2分冊, 水産庁・水産総合研究センター, 753-795.
- 岡市友利・小森星児・中西 弘 (1996) 「瀬戸内海の生物資源と環境」. 恒星社厚生閣, 東京, 272 pp.
- Palomares, M. and D. Pauly (1989) A multiple regression model for predicting the food consumption of marine fish populations. J. Mar. Freshw. Res., 40, 259-273.
- Pauly, D., M. Soriano-Bartz and M. Palomares (1993a) Improved construction, parameterization and interpretation of steady-state ecosystem models. In: Trophic models of aquatic ecosystems, eds. V. Christensen & D. Pauly, ICLARM Conference Proceedings 26, ICLARM, Manila, pp. 1-13.
- Pauly, D., V. Sambilay and S. Opitz (1993b) Estimates of relative food consumption by fish and invertebrate populations, required for modelling the Bolinao Reef Ecosystem. In: Trophic models of aquatic ecosystems, eds. V. Christensen & D. Pauly, ICLARM Conference Proceedings 26, ICLARM, Manila, pp. 236-251.
- 田中雅生・菊池泰二 (1970) 内海性海域における生物群集の生産の動態に関する研究. 文部省特定研究昭和44年度研究業績報告, JIBP-PMセクション, 97-102.
- 田中雅生・菊池泰二 (1972) 内海性海域における生物群集の生産の動態に関する研究. 文部省特定研究昭和46年度研究業績報告, JIBP-PMセクション, 76-79.
- 田中雅生・菊池泰二・向井 宏 (1973) 内海性海域における生物群集の生産の動態に関する研究. 文部省特定研究昭和47年度研究業績報告, JIBP-PMセクション, 47-53.
- 田中昌一 (1998) 「水産資源学総論 増補改訂版」. 恒星社厚生閣, 東京, 406 pp.
- 寺井千尋・江崎恭志 (2003) 漁場環境保全対策事業. 平成13年度福岡県水産海洋技術センター事業報告, 福岡県水産海洋技術センター, 326-328.
- 寺井千尋・中村光治 (2004) 漁場環境保全対策事業. 平成14年度福岡県水産海洋技術センター事業報告, 福岡県水産海洋技術センター, 292-295.
- 寺井千尋・濱田豊市 (2005) 漁場環境保全対策事業. 平成15年度福岡県水産海洋技術センター事業報告, 福岡県水産海洋技術センター, 262-266.
- 東海 正 (1993) 瀬戸内海における小型底びき網漁業の資源管理—投棄魚問題と網目規制—. 南西海区水産研究所研究報告, 26, 31-106.
- 内田喜隆・木村 博・金井大成・田原栄一郎・松尾圭司 (2009) 資源回復計画推進調査事業 (1) カレイ類幼稚魚混獲防止のための小型機船底びき網漁具改良試験. 平成20年度山口県水産研究センター事業報告, 山口県水産研究センター, 140-144.
- Uye, S. and T. Shimazu (1997) Geographical and seasonal variations in abundance, biomass and estimated production rates of meso- and macrozooplankton in the Inland Sea of Japan. J. Oceanogr., 53, 529-538.
- Uye, S. and H. Shimauchi (2005) Population biomass, feeding, respiration and growth rates, and carbon budget of the scyphomedusa *Aurelia aurita* in the Inland Sea of Japan. J. Plankt. Res., 37, 237-248.
- 山口峰生・安楽正照 (1984) 瀬戸内海西部周防灘における基礎生産について. 南西海区水産研究所研究報告, 17, 135-149.
- 山口県・福岡県・大分県 (1990) 漁業高度管理適正化方式開発調査事業最終報告書 (周防灘海域), 山口県・福岡県・大分県, 504 pp.
- 吉岡直樹・佐藤利幸・江藤拓也 (2006) 漁場環境保全対策事業. 平成16年度福岡県水産海洋技術センター事業報告, 福岡県水産海洋技術センター, 262-265.
- 吉岡直樹・佐藤利幸・江藤拓也 (2007) 漁場環境保全対策事業. 平成17年度福岡県水産海洋技術センター事業報告, 福岡県水産海洋技術センター, 271-274.
- 米崎史郎・成松庸二・服部 努・伊藤正木 (2015) 底魚調査データに基づく生態系モデル構築とその応用. 東京大学大気海洋研究所共同利用集会 海と水産業の多面的評価—水産研究の新たな役割と方向性—講演要旨集, 18-19.