

沿岸生態系モデルによる瀬戸内海の水産資源量解析に関する研究

李 寅鉄¹・関根雅彦²・浮田正夫³・中西 弘⁴

¹学生員 工修 山口大学大学院博士後期課程 (〒755 宇部市常盤台2557)

²正会員 工博 山口大学助教授 工学部社会建設工学科 (〒755 宇部市常盤台2557)

³正会員 工博 山口大学教授 工学部社会建設工学科 (〒755 宇部市常盤台2557)

⁴正会員 工博 大阪工業大学教授 土木工学科 (〒535 大阪市旭区大宮5-16-1)

瀬戸内海の水産資源量解析において、貧酸素水塊の取り扱いや漁獲圧および負荷量削減などによる環境変動が海域の生態系に及ぼす影響を評価する生態系モデルを構築し、沿岸海域での水産資源管理について検討した。貧酸素条件による水産資源量の計算結果より、瀬戸内海の東部海域ではプランクトン食浮魚が多く、西部海域はペントス系が多い傾向などが説明できた。貧酸素による水産資源への影響は底魚が30%減、ペントス70%減となり、大阪湾などで影響が大きかった。水産資源の転送効率は、1次から2次生産へ21%、2次から高次生産へ5%程度であり、生物の再生産性は備讃瀬戸と播磨灘で高かった。負荷量削減によって、播磨灘、大阪湾などで、底魚やペントス系の資源量が増加する傾向が見られた。

Key Words : ecological model, seto inland sea, fisheries environment management, fish catchment, loading abatement, oxygen deficient water mass

1. はじめに

沿岸海域はその閉鎖性により海水交換率が低く汚濁物質が蓄積しやすいため、富栄養化やそれに伴う貧酸素化の進行によって赤潮や青潮発生にみられる生態系破壊が進行している。近年、このような富栄養化海域において、水質を論じるだけでなく、環境変化が水産資源を含む海域の生態系に及ぼす影響を評価することの重要性が指摘されている^[1,2]。

水産資源の評価・管理においては、海洋生態系の複雑な仕組みの中から漁業生産に関する主要な機能を取り出し、それを抽象化した数値生態系モデルは有効な手法である。これらの研究は、Laevastu and Larkins^[3]による高次捕食者を考慮した資源量の分布や変動予測を代表として、水産学分野を中心に研究が続けられてきた。この中、物質やエネルギー収支にのみ注目した栄養動態モデルは古くから存在するが近年では、Robinson and Ware^[4]が気候・海洋の長期変動に対する海域の生物生産性の応答を記述したモデルを提案している。このモデルは、和田ら^[5]によってその適用性が検討され、漁獲量や漁獲サイズの規制の緩和や強化などの漁業管理方策への利用可能性を示したが、回遊魚の取扱には疑問点を残している。また、生物の生活史に重点をおきながら、環境変化による

資源生物量の時間変化を評価した報告もなされている^[6]。その他、Kremer and Nixon^[7]によるナラガンセット湾における生態系モデルは海域のプランクトンの生産機構と水質について論じるものとして代表的であり、流況計算と生態系モデルを組み合わせた手法^[8]や、水の流動については物理的にできるだけ厳密な基礎式を用いて、生態系モデルをその流動モデルと同時に計算する手法^[9]なども提案され、海域の水質管理および養殖漁場の環境評価などに適用されている。また、関根ら^[10]は多種の魚などの高次栄養生物を含めた浅海域漁場生態系モデルを提案し、環境変動に伴う生物資源量の評価に適用している^[11,12]。

一方、瀬戸内海に生態系モデルを適用した研究は、Kishiら^[13,14]による赤潮による植物プランクトンの現存量の特性や、単一種の魚類の現存量の変動特性についての報告がある。しかしながら、回遊魚の影響や貧酸素水塊および負荷削減などによる水産資源量変動の解析についての研究はほとんどない。

上述の研究も含めて、生態系モデルの現状は、プランクトンなど低次栄養段階生物に関してはある程度の結果が得られるものの、魚などの高次捕食者についての定量的な資源量評価はいまだに難しいと認識されている。これは、生物量を実測すること自体が難しことからくる

水産資源量評価の妥当性の検証の難しさと、生態系の構成要素の相互関係の複雑さのためである。しかしながら、環境の変化に伴う海域への影響を把握する方法として複雑な海域環境、生物の種間や種内関係及び漁業生産構造などを表現する生態系モデルは、水産資源および環境管理のために是非とも必要である。

本研究では、広範で複雑な生態系を持つ瀬戸内海を対象海域とし、現状の漁場生態系を把握した上で、既存の沿岸生態系モデル（SSEM）¹⁰⁾に陸域負荷量変化や貧酸素水塊の影響を組み込み、環境変化が水産資源量に及ぼす影響を評価するためのモデルを構築した。さらに、このモデルを用いて、低次生産から高次生産までの転送効率による栄養段階の解析を行うとともに、貧酸素水塊、負荷量の変動などの環境変化による水産資源量の影響解析を通じて、水産資源を含む海域の環境管理について検討を行った。

2. 瀬戸内海の漁場生態系

（1）対象海域の概要

瀬戸内海の漁場面積は約 1.9 万 km²でわが国 200 カイリ水域約 400 万 km²の約 0.5 %にしか過ぎない。しかしながら、日本沿岸最大の内海・内湾漁場で、年間約 81 万トンの生産量を揚げ、日本沿岸生産の約 1/4 を占めている。漁場は地勢的に複雑で、灘や多島海等からなる 8 つの漁場（図-2）に区分され、極めて多様な環境をもち、平均水深約 30m の浅海漁場である。しかも温暖で波静かな内海は幼魚の生育場として、また沿岸小型漁船漁業の場として優れている¹¹⁾。ここでは、モデルによる水産資源量計算の検証用データとして、対象海域の生態系の現状を以下のように整理した。

（2）低次生産

瀬戸内海の低次生産すなわち栄養塩、植物および動物プランクトンの現状濃度を把握した。植物と動物プランクトンについては、1993～1994 年にかけての海域調査結果^{12), 13)}をもとにして、灘別の低次生産の現存量を窒素濃度で換算して推定した。ただし、実測値が面積当たりの重量で表現されていたため、モデル計算の検証用データとしては、上層を 5 m、下層を 10～25 m と区分し、図-2 の各灘の体積、水深データおよび表-1 に示す C/Chl-a 比や C/N 比を乗じて濃度を推算した。栄養塩については、環境庁¹⁴⁾による 1984～1987 年の 4 年間を平均した T-N の観測点分布図を瀬戸内海の水深図に重ね合わせ、その濃度毎・水深毎の分布面積を測定し、体積で重み付き平均した灘別の現状濃度として算出した。その結果を表-1 に示す。瀬戸内海の低次生産は海域別にみると、大阪湾、播磨灘で高く、外海に隣接した

表-1 瀬戸内海の低次生産の現存量(mg-N/l)

オーツス	栄養塩	植物 pl.	動物 pl.
周防灘	0.20	0.029	0.0029
伊予灘	0.17	0.035	0.0024
安芸灘	0.21	0.040	0.0021
燧灘	0.21	0.042	0.0032
備讃瀬戸	0.30	0.039	0.0028
播磨灘	0.26	0.042	0.0038
大阪湾	0.59	0.044	0.0053
紀伊水道	0.25	0.023	0.0015
平均	0.27	0.037	0.0032
C/Chl-a比	26.5		-
C/N比	5.11		8.49

紀伊水道、周防灘で低くなっている。

（3）高次生産

a) 魚介類の分類

瀬戸内海は 600 種以上の魚介類が混獲され、そのうち約 100 種類が漁業の対象となっている。広い浅海域は高い生物生産力を持ち、多くの漁業資源にとって重要な再生産水域である。これらすべての魚介類を個別にモデルに取り入れることも原理的には可能であるが、現段階では個々の魚介類すべての生理・生態パラメータを決定することや魚介類の生物量を個別に知ることなどが困難であるため、代表的ないくつかの魚介類にまとめることにした。ここでは、漁獲統計対象魚種に関する生態系知見の総括表¹⁵⁾と漁具・漁法図鑑¹⁶⁾などを参考に、魚介類をその生活型と食性に基づいて、生活型では浮魚と底魚の 2 種類、食性ではプランクトン食系、魚食系、ベントス食系の 3 種類に区分し、全体に 5 種類で分類を行った。なお、ベントスはそのほとんどが地先資源であり、移動することはないと考えられるので生活型の分類はせず、食性でデトリタス食系、ベントス食系に分類した。その結果を表-2 に示す。これらの魚介類の分類は以後に述べる漁獲量算出やモデル計算の構成要素として利用した。

b) 漁獲量の算出

漁獲量はモデルの計算において、漁獲圧として重要なデータである。各灘別の漁獲量の算出においては、魚種別漁獲統計値¹⁷⁾より上述の魚介類の分類に基づき、1982 年から 1991 年の 10 年間の漁獲量を算出した。魚種別漁獲量が整備されていない 1981 年以前のデータについては、著者ら²¹⁾による灘毎の総漁獲量推算値を基に、1982 年以降の漁獲量平均値の魚種別比率を乗じて推定した。漁獲量の窒素重量への換算については、魚の廃棄率や可食タンパク質の割合および含水率が示されている食品成分表²²⁾を用いて求めた窒素含有率を、魚種別の漁獲量に

乗じて換算した。これらより、算出した 1962 年から 1991 年までの 30 年間の漁獲量の経年変動を図-1 に示す。図によると、年間漁獲量は浮魚が高く、底魚は浮魚のおよそ 1/10 程度である。なお、魚種別の漁獲量はいずれも 1982 年に最大になり、水産業にとっては豊かな時期であったことがわかる。また、魚の食性で見ると、プランクトン食である浮魚 1 と底魚 1 とペントス食のペントス 1 の漁獲量は 1960 年代から負荷量がピークとなる 1970 年前にかけて急増し続けた後、数年間は一時的に頭打ちとなっているが、再び増加し、1982 年に最大になって、その後の量的増加はみられない。魚食性の魚の漁獲量の経年変動は 1972 年から頭打ちとなる傾向がみられ、高次栄養段階への漁獲量の増加には漁獲努力度、乱獲などの別の面での検討が必要であると考えられる。海域別の漁獲量の変動特性については、モデル計算結果とともに検討する。

3. 沿岸生態系モデルの内容

(1) 流動モデルと水・底質予測モデル

本計算に用いた流動モデルは、鉛直方向に静水圧分布を仮定し、ナビエストークスの方程式及び連続方程式を水深方向に平均化した 2 次元 2 層の差分形メッシュモデルである。潮流計算の結果から流動の再現性や流量収支を検討した上で、瀬戸内海を 8 ボックス 2 層に分割し、潮汐残差流と河川の流入による流れのみを取り上げ、断面交換流量を求めた（詳細は文献²³⁾参照）。この断面交換流量を沿岸生態系モデルで使用した。一方、水・底質予測モデルについては既に報告している²⁴⁾。このモデル計算から得られた溶存酸素濃度を以下の沿岸生態系モデルに利用した。

(2) 沿岸生態系モデル

a) モデルの概要と構成

沿岸生態系モデル (SSEM) はオブジェクト指向プログラミング言語 Smalltalk を用いて構成されており、複雑な生態系を柔軟にモデル化できる¹⁰⁾。特に、生物の選好性にもとづく環境条件の変化に対する逃避行動など、生物の生態の定量的モデル化が可能である点が大きな特徴である。モデルは図-2 のように基本的にボックスモデルである。ボックスの分割は陸地からの河川流量と流入負荷量の灘間の相違や水深、地形などを考慮して、水・底質予測モデルと同様に、平面的には 8 分割に、鉛直的には、上層を平均水面下 5 m、下層をそれ以深とした。豊後水道は瀬戸内海の外部境界条件として扱っている。図-2 に瀬戸内海のボックス分割とその諸元および断面交換流量を示す。

表-2 魚介類の生活型と食性による分類

浮魚		底魚	
プランクトン食	魚食	プランクトン食	魚食
まいわし うるめいわし カタクチイワシ しらす サバ類 まながつお このしろ その他魚類	まあじ むろあじ類 ぶり類 サワラ類 その他魚類	いぼだい いかなご ぼら類 その他魚類	ひらめ えそ類 はも たちうお こういか類 いわ類 その他魚類
			ベントス
			デトリクタ食
			ペントス食
		もがい その他貝類 ハマグリ類 あさり類 あわび類 さざえ類	くるまえび その他えび類 しゃこ その他かに類 がざみ類

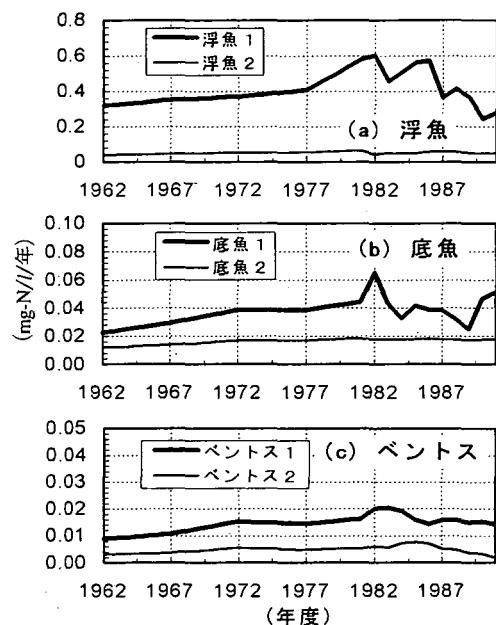


図-1 瀬戸内海の魚種別の年間漁獲量の経年変動

図-3 に瀬戸内海における生態系モデルを構成する要素間の物質の流れや相互の関係を示す。モデルの構成要素は栄養塩、低次生産者である植物プランクトン、動物プランクトン、さらに高次栄養段階生物であるプランクトン食浮魚(浮魚 1)、魚食浮魚(浮魚 2)、プランクトン食底魚(底魚 1)、魚食底魚(底魚 2)、デトリクタ食ベントス(ベントス 2)、ベントス食ベントス(ベントス 1)の 6 種類である。

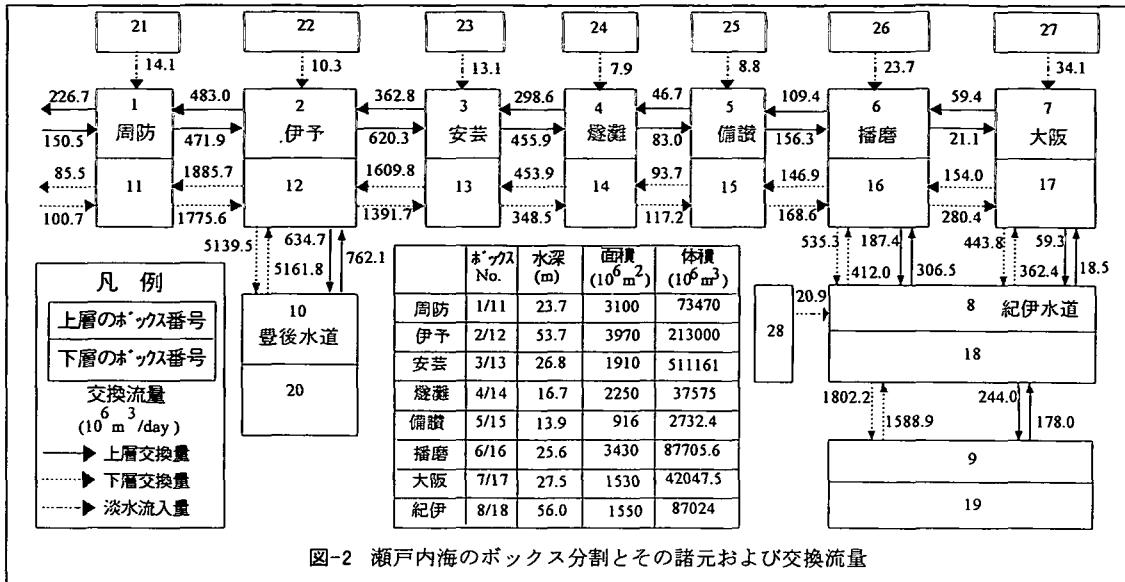


図-2 濱戸内海のボックス分割とその諸元および交換流量

栄養塩は河川からの流入負荷量、隣接するボックスからの移流による流入と、プランクトンや魚介類の代謝作用、デトリタスの分解によって補われる。デトリタスはプランクトンや魚介類の排泄や死亡により補われている。また、構成要素間の物質交換はすべて窒素で物質収支をとるように表現している。

b) 生物の生態に関する知見と基礎式

生物の成長について、魚種別の知見を文献^{25)~28)}よりまとめた。魚介類の寿命は各魚種によって様々であるが、モデルを構成する魚種は現実の単一魚種ではなく、複数の魚種を代表させたものであるため、モデル中では全ての魚種において寿命を6歳とした。また、この年齢に達した魚介類は全て死するとした。魚類はその生活史から卵、稚魚、未成魚、成魚の4段階に区分し、生後365日までの魚を稚魚、3歳未満は未成魚、3歳以上を成魚とした。さらに、卵のふ化日数は魚種により異なり、また温度に影響されるが、モデルでは1日とした。魚種の産卵については、生後550日以上のすべての魚種が産卵年齢に達するとし、産卵時期は春季（1月1日から120日目）の年一回とした。SSEMは日単位で生物の生理・生態の変化を表現できるが、本モデルでは簡単のために上述の各成長段階毎に成長・呼吸速度および半飽和定数や食性を変化させた。なお、生物毎の成長速度と比成長速度についてはそれぞれ久保ら²⁹⁾および松原ら³⁰⁾の研究成果に基づいて推定し、生物の摂食、呼吸、排泄、分解などはそれぞれの構成要素毎に定式化した。表-3にその基礎式を示す。諸パラメータは、文献^{7), 31)}などを参考に定めた（表-4）。植物プランクトンの沈降速度は中田ら³²⁾の報告を参考とし、25cm/日として上層の植物プランクトンの

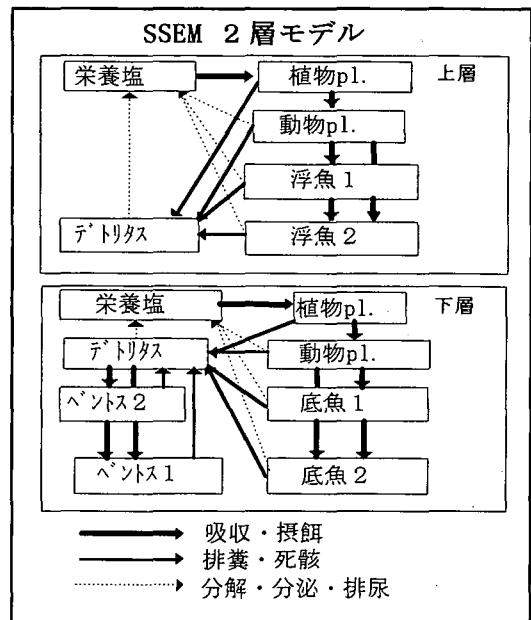


図-3 SSEMによる瀬戸内海の生態系の構成図

一部を下層に沈降させるようにした。一方、日射、水温および鉛直混合流量については表-5に示す強制関数として与えた。さらに、5年毎の原単位計算により得た1957~1987年の30年間のT-N流入負荷量²¹⁾を点源負荷と面源負荷に分類し、点源負荷は年間一定、面源負荷は降水量に応じて変化する強制関数として与えた（図-4）。計算はレンジング・クッタ法によって、1962年から1987までの25年間行った。

表-3 SSEMによる2層モデルの基礎式

非生物 (栄養塩, テ'トリタス)	植物 pl.	W_i : ポ'ックス内の生物の重量 [kg] Δt : 計算間隔 [日] E_i : 摂飢量 [kg/日] F_i : 排糞量 [kg/日] U_i : 分泌量 [kg/日] R_i : 呼吸量 [kg/日] D_i : 死亡量 [kg/日] G_i : 成長速度 [1/日] G_{max} : 最大成長速度 [1/日] n_i : 飢量 [kg] Kg_i : 0°C での最大成長速度 [1/日] Kf_i : 排糞率 [-] Kt_i : 成長の閾値 [mg/l] Ks_i : 半飽和定数 Ke_i : 摂飢率 [-] Kr_i : 呼吸速度 [1/日] Kd_i : 死亡速度 [1/日] Kgt_i, Krt_i, Kdr_i : 温度定数 [$^{\circ}\text{C}^{-1}$]
$\frac{\Delta W_n}{\Delta t} = \sum U - \sum E_n$	$G = G_{max} \times \frac{(n - Kt) / W}{Ks + (n - Kt) / W}$ $G_{max} = Kg \cdot e^{Kg \cdot TEMP} \cdot LTLM$ $LTLM = \left(\frac{s}{500} \right)^{1.0 - \frac{s}{2000}}$ $s = light \cdot e^{-0.01 \cdot z \cdot k}$ $k = 0.04 + (8.8 \cdot W) + (0.054 \cdot W \cdot 1000)^2$	
Wn: 栄養塩の重量 [kg] Wd: テ'トリタスの重量 [kg] En: 栄養塩の吸収 [kg/day] Ed: テ'トリタスの吸収 [kg/day]	動物 pl.	
生物 (フ'ラクトン, 魚類, ベントス)	$G = G_{max} \times (1 - \exp(Ks(Kt \cdot V - n)) / W)$ $G_{max} = Kg \cdot e^{Kg \cdot TEMP}$	
$\frac{\Delta W}{\Delta t} = E - F - U - R - D$ $E = W \times G$ $F = E \times Kf$ $U = E \times Ke$ $R = W \times Kr \cdot e^{kr \cdot TEMP}$ $D = W \times Kd \cdot e^{kdi \cdot TEMP}$	魚介類 (浮魚, 底魚, ベントス) $G = G_{max} \times \frac{(n - Kt) / W}{Ks + (n - Kt) / W}$ $G_{max} = Kg \cdot e^{Kg \cdot TEMP}$	
ポ'ックス間の移動	$W_{m_{ij}}: \text{ポ'ックス } i \text{ から } j \text{ までの魚介類移動量 [kg]}$ $Q_{qj}: \text{ポ'ックス } i \text{ から } j \text{ までの移流量 [10}^3\text{m}^3/\text{day]}$	$V_i: \text{ポ'ックス } i \text{ の体積 [10}^3\text{m}^3]$ $Kc: \text{交換係数 [-]}$

表-4 SSEMによる2層モデルのパラメータ

植物 pl.		動物 pl.			浮魚 1			浮魚 2			稚魚：生後 365 日までの魚種 未成魚：1 歳から 3 歳未満の魚種 成魚：3 歳以上の魚種		
					稚魚	未成魚	成魚		稚魚	未成魚	成魚		
Ks	1.8	0.2			Ks	0.024	0.007	0.009	0.013	0.003	0.29		
Kt	0.0	0.0			Kt	0.0	0.002	0.003	0.0	0.0004	0.0004		
Kg	0.5	0.2			Kg	0.03	0.013	0.006	0.0243	0.00308	0.0017		
kg _t	0.0633	0.0693			kg _t	0.0693	0.0693	0.0693	0.0693	0.0693	0.0693		
Kr	0.01	0.04			Kr	0.01	0.006	0.003	0.01	0.001	0.00019		
Krt	0.0524	0.0693			Krt	0.0693	0.0693	0.0693	0.0693	0.0693	0.0693		
Kd	0.003	0.01			Kd	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		
Kdt	0.0524	0.0693			Kdt	0.0693	0.0693	0.0693	0.0693	0.0693	0.0693		
Kf	0.0	0.01			Kf	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2		
Ke	0.0	0.01			Ke	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1		
Kc	0.9	0.7			Kc	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		
餌	栄養塩	植物 pl.			餌	動物 pl.	動物 pl.	動物 pl.	動物 pl.	浮魚 1 (day < 740)	浮魚 1 (day > 365)		

浮魚 I (day < 740)は 740 日未満の
浮魚 I が餌になることを意味する。

*) 魚介類の産卵時期：計算スタート（1月1日）から120日目（ただし、生後550日以上の魚種）

表-5 モデルの強制関数

(1) 日射強度

$$light = 390 + 170 \cdot \sin \frac{2\pi}{365} \cdot (day - 80)$$

(2) 水温

$$T1 = 17.63 + 8.52 \cdot \cos \frac{2\pi}{365} \cdot (day - 219)$$

$$T2 = 16.46 + 7.73 \cdot \cos \frac{2\pi}{365} \cdot (day - 222)$$

(3) 鉛直混合

$$Qz = A \cdot \frac{Dz}{0.5 \cdot (z_u + z_l)}$$

(4) 鉛直混合係数

$$if, \quad day \leq 74 \quad Dz = 1.440 \cdot cdz$$

$$74 \leq day < 192 \quad Dz = 1.6 - \frac{(day - 103)^2}{5442.0} \cdot cdz$$

$$192 \leq day < 266 \quad Dz = 0.1 + \frac{(day - 207)^2}{3628.0} \cdot cdz$$

$$266 \leq day < 290 \quad Dz = 1.440 - \frac{(day - 290)^2}{1158.7} \cdot cdz$$

$$290 \leq day \quad Dz = 1.440 \cdot cdz$$

ここで, Qz : 鉛直混合流量 [cm^3/sec]

$T1$: 上層の水温 [°C]

$T2$: 下層の水温 [°C]

$light$: 日射強度 [lux]

day : 1月1日からの経過時間

Dz : 鉛直混合係数 [cm^2/sec]

cdz : Dz の基本値 [cm^2/sec]

A : 上層, 下層の面積 [cm^2]

$Z_u (Z_l)$: 上層, 下層の水深 [cm]

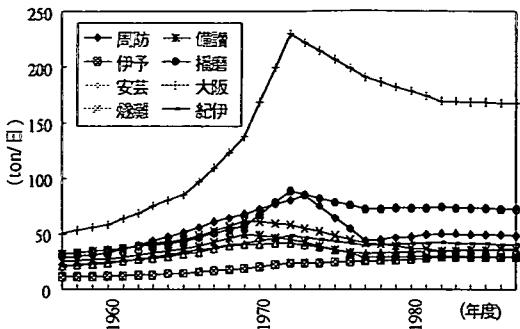


図-4 濱戸内海の流入負荷(T-N)の経年変動

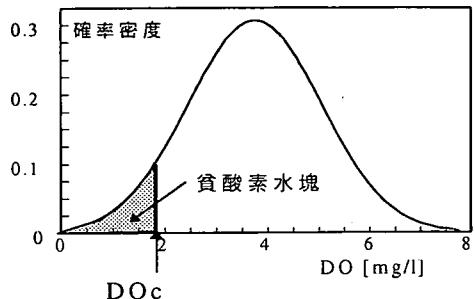


図-5 貧酸素水塊の推定結果

前日の貧酸素水塊と当日の貧酸素水塊を比較し、貧酸素水塊が縮小していれば魚は死なせず、拡大していればその増分だけが魚の死亡に影響するとした。また、貧酸素水塊の魚の9割が貧酸素水塊より逃避するようにしたが、ベントスはその性質から逃避できないと設定した。

(3) モデルの計算条件の設定

a) 貧酸素水塊の表現

溶存酸素濃度(DO)は、本来 SSEM 中で動的に計算されるべきものであるが、計算実行速度の制約から前述したように水・底質予測モデルの結果を利用した。しかしながら、計算により得られた DO 濃度は灘平均値であるため、大量死事故などを引き起こす可能性がある局所的な貧酸素水塊の表現は不十分である。文献³³⁾には周防灘、大阪湾などについて、栄養塩負荷と底層 DO 濃度との相関が詳しく図示されている。これらを基に、各ボックス内の底層 DO 濃度の確率密度分布図を作成し、正規分布を仮定して、図-5 のように致死限界 DO 濃度 (DOc) 以下の貧酸素水塊の容積率を算定した(文献³⁴⁾参照)。これを用いて、モデルの計算では、貧酸素水塊内のベントス、魚の死亡速度係数は 1 であると仮定し、ボックス全体の各生物の貧酸素を原因とする死亡率 R を式(1)から求め、死亡速度 Kd を式(2)より算出した。さらに、

$$R = W \times r_{od} (1 - Kx) \cdot 1.0 \quad (1)$$

$$Kd = \frac{1}{\Delta t} \left\{ 1 - (1 - R)^{1/10} \right\} \quad (2)$$

ここで、 R はボックス全体の各生物の貧酸素を原因とする死亡率、 W は生物量、 r_{od} は DOc を下回る貧酸素水塊の容積率、 Kx は貧酸素水塊の容積率から別に定める逃避率を表す。また、 Kd は貧酸素による死亡速度、 Δt は 1 日である。

b) 回遊魚の設定³⁵⁾

瀬戸内海ではほとんどの魚種が沿岸地先資源であり、大規模な灘間の移動は行わないと考えられる。しかし浮魚の大部分を占めるイワシ類については、瀬戸内海外部を含む広範な水域を回遊することが知られている。特に大阪湾で漁獲の多いマイワシは、晩春に紀伊水道から瀬戸内海に入り込み、大阪湾から播磨灘にかけて滞在し

た後、冬期には再び紀伊水道より外海に出てゆく。このように瀬戸内海に留まらない魚種については、物質収支をとることが不可能であるため、餌量生物に対する捕食圧を与えるための強制関数に準じた取り扱いを行った。具体的には、マイワシの漁獲量が特に多い大阪湾の6月から11月の6ヶ月間、月の漁獲量の2倍のマイワシが回遊してくると仮定し、浮魚1の生物量に加算した。

c) 漁獲量の季節変動

魚種別の漁獲量は前述の漁獲統計値¹⁹⁾に基づいて、年間総漁獲量に対する月別漁獲量の比率を求め、漁獲量に季節変化を持たせた。漁獲量の季節変化が比較的はつきりしている浮魚1は5~11月、底魚1は2~6月の間に多く漁獲される。浮魚2と底魚2は漁獲量が比較的小なく、また多様な魚種を含むため、年間漁獲量の1/12が毎月漁獲されたとした。漁獲時期は毎月の月はじめに3歳以上の魚種から漁獲されるよう設定した。

4. モデルによる水産資源量の計算

すでに述べたように、漁獲量と生物量は異なつたものであるため、海域の生態系モデルで計算の妥当性を検証することは難しい。本計算においては、まず漁獲圧と貧酸素の影響がない状態で水産資源量が維持されることを確認した上で、モデルに上記の計算条件の影響を組み込み、その状態でモデル中の水産資源量を維持できるかどうかを計算の妥当性の目安とした。以下では、上記の計算条件をすべて取り入れた水産資源量の計算結果について示す。

(1) 低次生産

図-6は低次生産の計算値と表-1の実測値を比較した結果である。計算値は栄養塩実測値の年度に合わせるために1984年~1987年の計算結果を平均したものである。図から栄養塩は周防灘から安芸灘にかけてはやや計算値が低いが、ほぼ一致している。ところが、植物および動物プランクトンは備讃瀬戸以東の海域で、全般に計算値が高くなっている。これは、計算値と実測値の比較年度が異なるためであるが、灘別の透明度分布値³⁰⁾から推測して、東部海域の方が植物プランクトンの量も多いと考えられるので、年4回の平均値である実測値の方がプランクトン量を過小評価している可能性もある。

(2) 高次生産

a) 生物の純生産量

水産資源量計算の妥当性の手段として、生物別の20年間(1965~1985年)の純生産量と漁獲量を比較した。

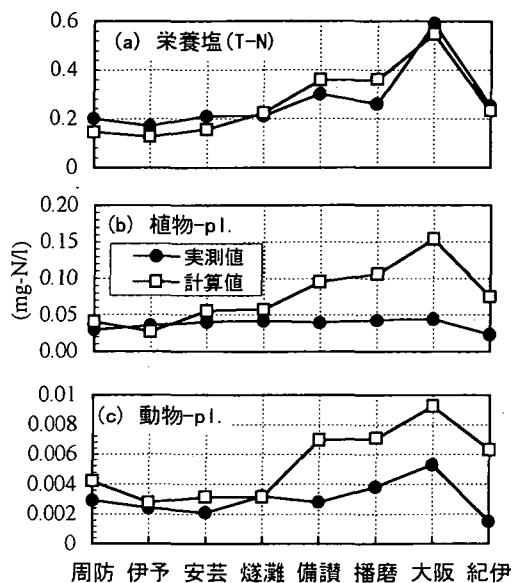


図-6 低次生産の計算結果

生物の純生産量は式(3)のように示される。

$$P_n = P_g - B - D - G \quad (3)$$

ここで、 P_n は純生産量、 P_g は総生産量、 B は呼吸量、 D は死亡量、 G は被食量である。

図-7は瀬戸内海の魚種別、海域別の20年間の平均漁獲量と計算より求めた純生産量をそれぞれ比較したものである。漁獲量から、魚類は備讃瀬戸から紀伊水道に至る東部海域よりも多く、ペントスは周防灘、安芸灘など西部海域よりも多い傾向がみられる。これは、魚類とペントス類で生息場が異なることを意味し、多々良³¹⁾の結果と一致する。また、環境容量に比べ、流入負荷が多い備讃瀬戸、播磨灘、大阪湾では浮魚の漁獲量が高い傾向もみられている。さらに、純生産量は漁獲量の灘別分布パターンにほぼ似た挙動を示し、大阪湾などでは、底魚2とペントス系の純生産量が貧酸素の影響で低くなっている。海域の現状がほぼ再現できている。これらの結果から、低次生産の魚への利用と漁獲量の現状の灘特性が再現できていると考えられる。

b) 魚種別の水産資源量

図-8は瀬戸内海全域の1965年から1985年までの水産資源量の経年変動計算結果である。比較的漁場が平坦で底魚への漁獲圧が強く、その資源状態の悪化が予想される大阪湾、播磨灘などでは浮魚が高くなっている。底魚資源の悪化が比較的小ない周防灘、安芸灘などの西部海域ではペントス系が高くなっている。ただし、紀伊水道に

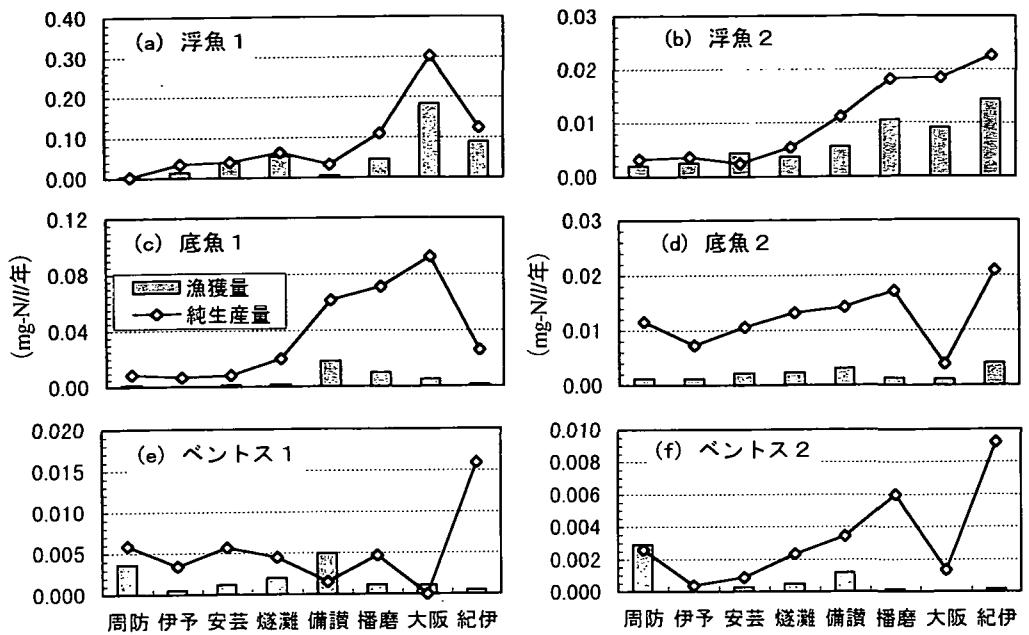


図-7 海域別の生物の年間純生産量と漁獲量の比較

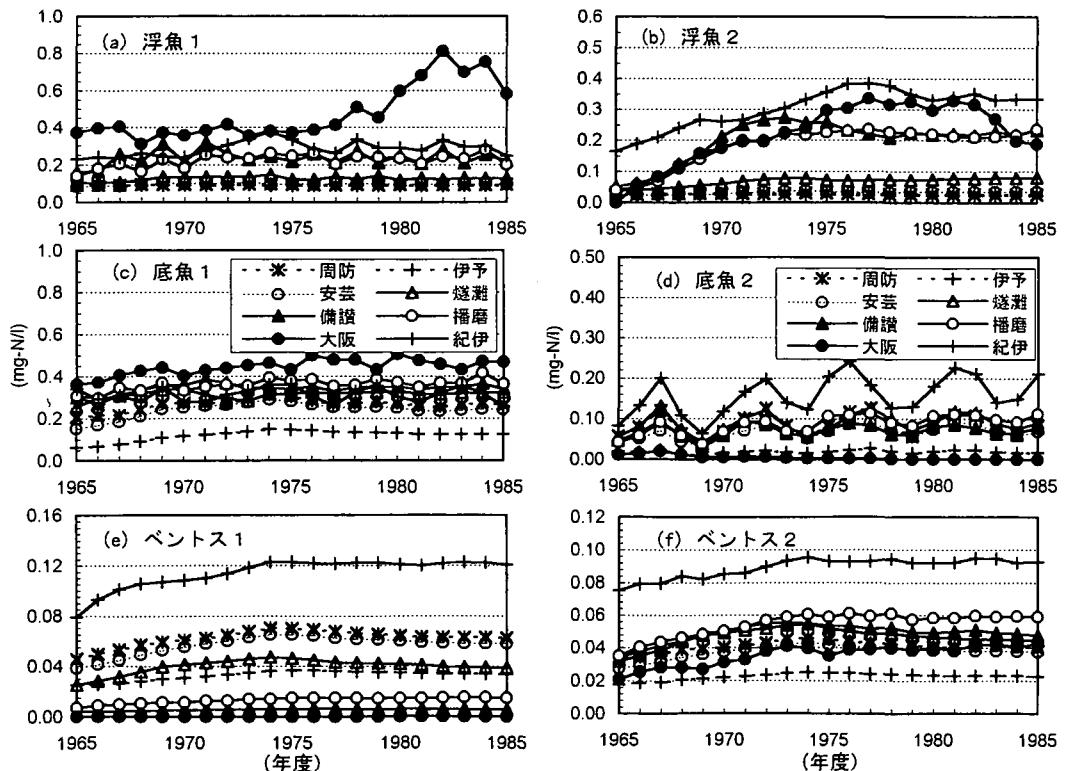


図-8 濱戸内海域の水産資源量の計算結果

においては生物全体が他の海域と比べて高い資源量になっている。これは、外部との物質交換による内外交流魚種が多いいためと考えられる。また、浮魚1は負荷量の変動に対応する傾向があり、大阪湾では浮魚1の漁獲圧が高くても、マイワシの回遊を考慮することにより資源量が維持できている。なお、底魚2には3~4年周期の振動が見られる。この振動は底魚2の初期の年齢毎の生物量に依存しており、寿命に長い魚に対して初期条件の年齢(K_t)の分散が不足していることが原因の一つと考えられるが、このようなモデルのシステム的解析についてはまだ検討の余地が残されている。

5. モデルの応用

本モデルの応用として、上述の水産資源量の計算結果を用いて、低次生産から高次生産までの水産資源の栄養段階解析および貧酸素水塊と負荷削減など環境変動による水産資源への影響について検討した。

(1) 水産資源の栄養段階解析

瀬戸内海において、低次生産から高次生産への転送効率や再生産性を把握することは、水質および水産資源管理のために重要である。このため、上述の水産資源の計算結果を用いて、低次生産から高次生産までの生物生産の転送効率および生物の回転速度を推算し、水産資源の栄養段階の解析を行った。

a) 生物生産の転送効率

ある栄養段階の生産量をその一つ下の栄養段階の生産量で除すことにより、生物生産の転送効率が算出される。その算出式を次に示す。

$$\phi_1 = C_p / P_p \quad (4)$$

$$\phi_2 = (P_{e_1} + D_{e_1}) / C_p$$

$$\phi_3 = (P_{e_2} / P_{e_1}) + (D_{e_2} / F)$$

$$\phi_b = B_{e_2} / B_{e_1}$$

ここで、 ϕ_1 は植物プランクトン(P_p)から動物プランクトン(C_p)への転送効率、 ϕ_2 は動物プランクトンから浮魚1(P_{e_1})と底魚1(D_{e_1})への転送効率、 ϕ_3 は浮魚1から浮魚2(P_{e_2})とF($P_{e_1} + P_{e_2} + D_{e_1}$)から底魚2(D_{e_2})への転送効率を示す。ベントスの転送効率(ϕ_b)はベントス2(B_{e_2})からベントス1(B_{e_1})への転送効率である。

図-9に低次生産から高次生産への転送効率を、灘別に示した。図の(A)は計算条件である貧酸素を考慮した場合を、図の(B)は貧酸素を考慮せずに計算した結果である。図の(A)をみると、瀬戸内海での1次生産から2次生産への転送効率(ϕ_1)は全域の平均で約21%となり、大阪湾での最大値(約30%)、紀伊水道、播磨灘、伊予灘

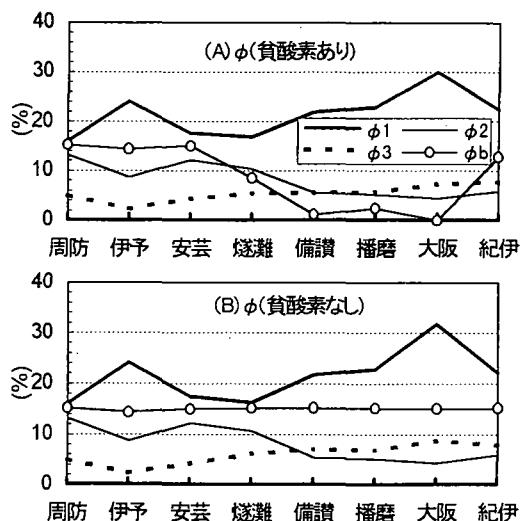


図-9 水産資源の栄養段階の転送効率

順に20%を上回り、安芸灘、周防灘では低い結果となった。なお、基礎生産の利用率がはるかに低いといわれている³⁸⁾周防灘は15%程度で大阪湾の半分であった。さらに、動物プランクトンの2次生産から高次生産への転送効率(ϕ_2)と魚食魚への転送効率(ϕ_3)は年平均値でそれぞれ8%, 5%であった。また、海域別にみると、1次生産から高次生産までの転送効率は燧灘を境に東部と西部海域が逆の傾向を示しており、西部海域では高次生産への転送率は低く、東部海域では底生生物への転送率が低くなっている。これは、上¹⁷⁾の推算結果と比べて、平均値では約3%の違いがあるが、灘別の特性はほぼ一致している。一方、貧酸素を考慮せずに計算した場合

(図の(B))は大阪湾、播磨灘などの東部海域で、ベントスの転送率(ϕ_b)が平均15%と、貧酸素を考慮した場合の約2倍となり、 ϕ_3 も平均20%増加した。全体には瀬戸内海は生産力が高い上に、しかも低次生産段階でのエネルギーの転換がよく行われている海域である結果となつたが、高次生産への転換は、燧灘を境に転送効率が異なることがわかった。

b) 水産資源の回転速度

生物別の年間純生産量を現存量で除して、生物別、食性別の回転速度を推算し、海域の水産資源の栄養段階において、資源量の再生産性について評価を試みた。

図-10は生物資源別の平均回転速度を貧酸素の影響とともに示す。生物別にみると、浮魚1が0.3/年で高く、浮魚2と底魚1、ベントス2は0.15/年程度、底魚2、ベントス1は0.1/年を下回っている。貧酸素による回転速度の変化はベントス2が著しく増加し、平均0.3/年となった。この回転速度を滞留時間に言い換えると、

浮魚 1は約 3年ごとに交替することになる。これらの結果をベーリング海やアリューシャン海域の推算結果³⁾と比べると、本計算の結果が約1/3程度、低めとなっている。

図-11は生物食性別の回転速度を累積し、海域別の特性を示したものである。海域別にみると、備讃瀬戸と播磨灘で、累積回転速度が1.5/年と高くなっている。周防灘、伊予灘はその半分程度となっている。備讃瀬戸からの東部海域で、ペントスの回転速度が高くなっているのは、現存量が少ないためである。食性別にみれば、プランクトン食魚の回転速度は高く、ペントス、魚食魚の順に低くなっている。これらの結果から、瀬戸内海において、水産資源の再生産性は備讃瀬戸からの東部海域の方が高いといえる。

(2) 環境変化が水産資源に及ぼす影響評価

a) 貧酸素水塊の影響

水産資源量の計算結果を用いて、貧酸素水塊の発生が水産生物の現存量に及ぼす影響を検討した。貧酸素水塊の影響度 (β) は式(5)によった。

$$\beta = (\theta_i - \theta_j) / \theta_i \quad (5)$$

ここで、 θ_i は i 海域の貧酸素なしの計算の平均現存量、 θ_j は貧酸素を考慮した計算の平均現存量を表す。図-12は式(5)により求めた1965年から1985年の20年間の貧酸素水塊による生物資源量の増減傾向を灘別および生物別に示したものである。 β を生物別の全域平均でみると、浮魚は6%増、底魚は30%減、ペントスは70%減となっている。灘別にみると、浮魚の資源量は安芸灘で最大の 20%の増加がみられており、底魚とペントスは東部海域の方で貧酸素による資源の減少傾向が大きい。瀬戸内海全域の生物別の貧酸素の影響度 (β) の経年変化(図-13)をみると、1970 年以前に貧酸素による浮魚の増加、底魚の減少が比較的大きかったが、1975年以降は浮魚資源量への β の影響は小さくなり、底魚資源の減少もやや緩和の傾向がみられる。一方、ペントスについては20年間 70%減の傾向を維持している。これらの結果から、瀬戸内海の東部海域では、底魚高級魚やペントスなどの資源量を回復するため、貧酸素対策が必要であることが示唆される。

b) 陸地からの負荷量削減の影響

陸地からの流入負荷量は水産資源の重要な餌源となることは事実であるが、ある程度以上の負荷は前述の貧酸素水塊などの問題を引き起こし、高級魚の資源量の減少を招来しているといわれている。したがって、水産資源量の将来予測において、当面の環境変動要因である陸地

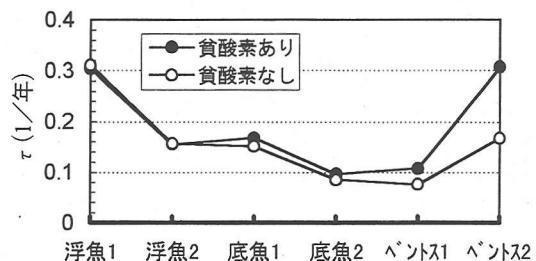


図-10 生物資源別の平均回転速度

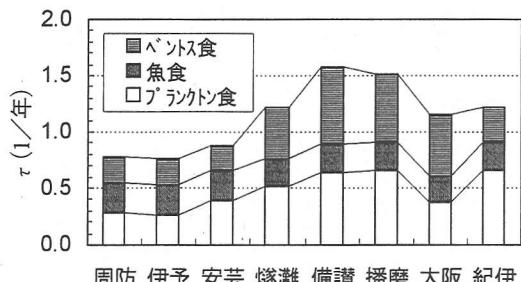


図-11 海域別の生物食性別の回転速度

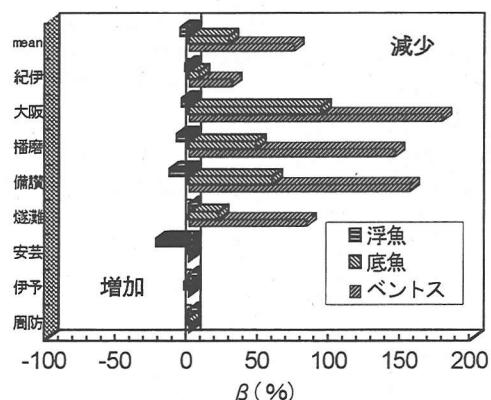


図-12 生物別の貧酸素水塊の影響度

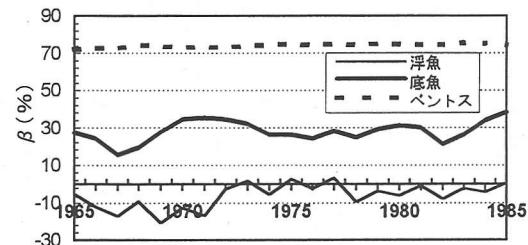


図-13 生物別の β の経年変動

からの負荷量削減による水産資源量の影響評価は重要である。本研究では、1987年年の陸地からの負荷量を基本とし、この負荷量を削減すると水産資源にどのような影響が表れるかを評価した。なお、1987年年の陸域負荷量は現状とほぼ同じであると考えられる。

表-6は計算に用いた海域別の負荷量削減率を示すが、この負荷削減率は永井³⁹⁾による水産面から見た瀬戸内海の望ましいT-NおよびT-Pの水質濃度に基づき推算したものである。表の削減1は、負荷量削減の上限を30%とした場合、削減2は目標水質濃度を達成できるよう最大限努力した場合である(詳細は文献²⁴⁾参照)。

図-14は1987年の負荷量を一定とし、表-6の削減率を用いて10年間の計算を行い、現状とCase別の負荷量を削減した場合の水産資源量の変化を示す。図から、周防灘、伊予灘、安芸灘などの西部海域では、生物量の変化がみられないが、備讃瀬戸からの東部海域では、浮魚の生物量は負荷量削減に伴い、約0.1~0.15 mg-N/l程度減少し、ベントスの生物量は約0.04~0.08 mg-N/l程度で著しく増加していることがわかる。これを生物重量で換算すると、東部海域の生物は、浮魚が負荷削減によって現状より約1,000 ton程度減少、ベントスが約2,500 ton以上増加することになる。

この結果から、負荷量が増加すると表層の浮魚の生物量は増えるが、底層のベントスの生物量は減少するといった現象が説明できる。

6. モデル結果の考察

冒頭に述べたように水中の生物資源量を測定する手法が確立されていないため、計算結果を検証することは難しい。近年は、気象の変動、特に季節風が水産資源量の変化に強い影響を及ぼしているという指摘もある^{40), 41)}。

本モデルは、漁獲圧、貧酸素水塊、回遊魚の季節変動などで瀬戸内海での西部と東部海域の漁獲傾向がある程度説明できることに重点をおいたが、季節風の影響を考慮していないことをはじめ水産資源量を解析するモデルとしてまだ不十分である。

今後、さらに研究を進めながら、上記の問題点を踏まえて、魚種別の生態に関する詳しい情報収集や計算パラメータの感度解析などを行い、環境インパクトの影響評価を行うための信頼性のあるモデル構築を目指す。

7. おわりに

本研究では、広範で複雑な生態系をもつ瀬戸内海を対象海域とし、貧酸素水塊と水産資源量を結び付けた沿岸生態系モデルを構築し、低次生産から高次生産までの転送効率の解析を行うとともに、貧酸素水塊、負

表-6 海域別の負荷量削減率

削減	周防	伊予	安芸	燧灘	備讃	播磨	大阪	紀伊
削減1	0.1	0.0	0.0	0.2	0.3	0.3	0.3	0.3
削減2	0.1	0.0	0.0	0.1	0.8	0.3	0.55	0.1

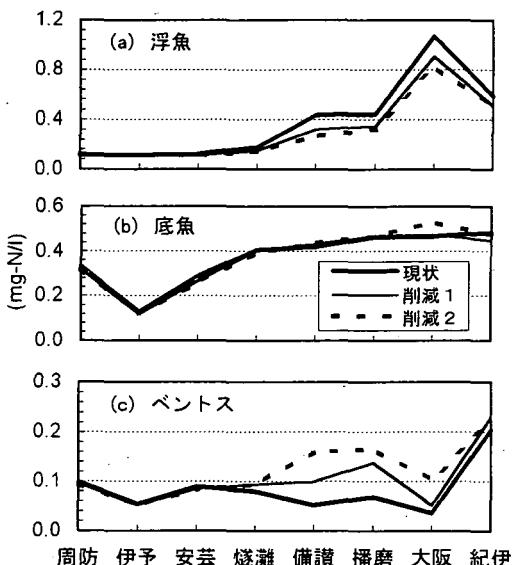


図-14 負荷削減による生物資源量の変動

荷量の変動などの環境変化による水産資源量への影響解析を通じて、海域での水産資源管理について検討した。以下に本研究で得られた成果を要約する。

(1) 水産資源量の計算結果より、備讃瀬戸から大阪湾に至る東部海域はプランクトン食浮魚が多く、周防灘など西部海域はベントス系が多いという海域特性が、貧酸素条件をモデルに組み込むことによってある程度説明できた。

(2) 瀬戸内海の貧酸素による水産資源への影響は、浮魚が6%増、底魚が30%減、ベントスが70%減となり、大阪湾など東部の方で影響が大きかった。

(3) 水産資源の栄養段階においては、1次生産から2次生産への転送効率は21%，2次生産から高次生産への転送効率は5%程度であった。また、生物の再生産性は備讃瀬戸と播磨灘で高かった。

(4) 負荷量削減によって、瀬戸内海の東部海域で、底魚やベントスなどの資源量が増大する傾向が見られた。

今後の研究課題としては、環境変化による生物の生息場の変化や逃避行動などの生物の環境変化に対する反応の定式化、沿岸開発に伴う干潟や藻場の喪失などの効果の組み込みなどがあり、学際的研究が要請される。

参考文献

- 1) 合田 健：今後の環境・衛生工学研究の課題と展望，土木学会論文集，No.381/I-7, pp.21-31, 1987.
- 2) 堀江 毅：海域の水質・生態系の数値モデル，土木学会論文集，No.417/I-99, pp.21-31, 1990.
- 3) Laevastu, T. and Larkins, H.A.: *Marine Fisheries Ecosystem - Its quantitative evaluation and management*, pp.162, Fishing News Books Ltd, Farnham, Survey, England, 1981.
- 4) Robinson, C.L.K. and Ware, D.M.: Modelling pelagicfish and plankton trophodynamics off southeastern Vancouver Island, British Columbia., *Can.Jour.Fish.aquat.Sci.*, Vol. 51, pp.1731-1751, 1994.
- 5) 和田時夫, 八吹圭三：親潮陸棚水域の魚類栄養動態モデル, 月刊海洋, Vol.286, pp.251-255, 1994.
- 6) 堀家健司, 平野拓郎, 和田昌広, 平野敏行：漁場環境容量, 水産学シリーズ87, pp.104-118, 恒星社厚生閣, 1992.
- 7) Kremer, J.N. and Nixon, S.W. (中田喜三郎監訳) :沿岸生態系の解析, pp.227, 生物研究社, 1987.
- 8) 堀口文夫, 中田喜三郎：沿岸生態系モデルの実海域への適用－山口県西部海域の場合－, 資源と環境, Vol.2, No.1, pp.61-91, 1993.
- 9) Kishi, M.: Numerical simulation model for quantitative management of aquaculture, *Ecological Modelling*, Vol.72, pp.21-40, 1994.
- 10) Sekine,M., Nakanishi,H., Ukita,M. and Murakami, S.: A Shallow-sea ecological model using an object-oriented programming language, *Ecological Modelling*, Vol.57, pp.221-236, 1991.
- 11) 関根雅彦, 中西 弘, 浮田正夫：水域生態系モデリングツールSSEMを用いた水門工事に伴う魚のへい死事故の解析, 土木学会論文集, Vol.491/I-27, pp.99-108, 1994.
- 12) 関根雅彦, 浮田正夫, 中西 弘, 内田唯史：河川環境管理を目的とした生態系モデルにおける生物の環境選好性の定式化, 土木学会論文集, Vol.503/I-29, pp.177-186, 1994.
- 13) Kishi, M. and Ikeda, S. : Population dynamics of 'Red tide' organisms in eutrophicated coastal waters - Numerical experiment of phytoplankton bloom in the east Seto Inland Sea , Japan, *Ecological Modelling*, Vol.31, pp.145-174, 1986.
- 14) Kishi, M., Kimura, S., Nakata, H. and Yamashita, Y. : A biomass-based model for the sand lance (*Ammodytes personatus*) in Seto Inland Sea, Japan, *Ecological Modelling*, Vol.54, pp.247-263, 1994.
- 15) 中四国国農政局：瀬戸内海の漁業, 中四国国農政局統計協会発行, 1992.
- 16) 多邦邦尚：瀬戸内海の生物資源と環境－その将来のための一, 岡市友利編, 第2章, pp.52-55, 恒星社厚生閣, 1996.
- 17) 上 真一：瀬戸内海の生物資源と環境－その将来のための一, 岡市友利編, 第2章, pp.57-62, 恒星社厚生閣, 1996.
- 18) 環境庁：瀬戸内海の環境－瀬戸内海環境情報基本図－, pp.2-32, 1988.
- 19) 中四国国農政局：瀬戸内海漁業種別漁獲統計表（昭和57年－平成3年）, 中四国国農政局統計協会発行, 1992.
- 20) 金田禎之：日本漁具・漁法図説（増補改訂版）, pp.631, 成山堂, 1989.
- 21) 李寅鉄, 浮田正夫, 関根雅彦, 中西 弘：瀬戸内海への栄養塩類の流入負荷解析と物質収支に関する研究, 海岸工学論文集, 第42巻, pp.1106-1110, 1995.
- 22) 松本文子：調理のための食品成分表, 科学技術庁資源調査会編, pp.30-33, 1982.
- 23) 李寅鉄, 浮田正夫, 関根雅彦, 藤田健一：瀬戸内海における流量収支と水質応答特性に関する研究, 環境工学論文集, 第32巻, pp.293-300, 1995.
- 24) 李寅鉄, 浮田正夫, 関根雅彦, 中西 弘：水・底質モデルによる瀬戸内海の水質管理に関する研究, 土木学会論文集, Vol.545/I-36, pp.101-112, 1996.
- 25) 日本水産資源保護協会：水生生物生態資料, 1981.
- 26) 日本水産資源保護協会：水生生物生態資料（続）, 1981.
- 27) 日本水産資源保護協会：水産生物の生活史と生態, 1985.
- 28) 日本水産資源保護協会：水産生物の生活史と生態, 1986.
- 29) 久保伊津男, 吉原友吉：水産資源学（改訂版）, pp.151-197, 共立出版社編, 1969.
- 30) 松原喜代松, 落合 明, 岩井 保：魚類学（下）, 水产学全集19, 恒星社厚生閣, pp.390-445, 1965.
- 31) Jorgensen, S.E., Nielsen, S.N. and Jorgensen, L.A.: *Handbook of ecological parameters and ecotoxicology*, pp.1263, Elsevier, 1991.
- 32) 中田喜三郎, 田口弘一：生態一流体力学モデルを用いた内湾の富栄養化過程に関する数値実験（その2, 内湾の生態モデル）, 公害資源研究報告, Vol.11, No.4, pp.47-69, 1982.
- 33) 日本水産資源保護協会：瀬戸内海漁場適正栄養レベル検討事業報告書（大阪湾, 周防灘）, pp.267, 1990.
- 34) 関根雅彦, 李寅鉄, 植崎寿晃, 浮田正夫, 今井剛, 中西 弘：瀬戸内海漁場生態系モデルにおける溶存酸素の取り扱い, 環境工学研究論文集, 第32巻, pp.301-310, 1995.
- 35) 高尾亀次：瀬戸内海におけるカタクチイワシの回遊・産卵, 水産技術と経営, 第36巻, 第3号, pp.9-16, 1990.
- 36) 瀬戸内海環境保全協会：瀬戸内海の環境保全－資料集－, 環境庁水質保全局監修, 1993～1995.
- 37) 多々良薰：基礎生産と漁獲量との関係－漁業による基礎生産の利用－, 南西海区水産研究所業績, 第109号, pp.111-133, 1981.
- 38) 松田 治：瀬戸内海の生物資源と環境－その将来のため

- にー, 岡市友利編, 第2章, pp.67-71, 恒星社厚生閣, 1996.
- 39) 永井達樹:瀬戸内海の生物資源と環境ーその将来のため にー, 岡市友利編, 第3章, pp.104-107, 恒星社厚生閣, 1996.
- 40) Kimura, S., Kishi, M., Nakata, H. and Yamashita, Y. : A numerical analysis of population dynamics of the sand lance (Ammodytes personatus) in the eastern Seto Inland Sea, Japan, *Fisheries Oceanography*, Vol.1, pp. 321-332, 1992.
- 41) Kasai, A., Kishi, M. and Sugimoto, T. : Modeling the transport and survival of Japanese sardine larvae in and around the Kuroshio Current, *Fisheries Oceanography*, Vol. 1, pp. 1-10, 1992.

(1996.10.12受付)

ANALYSIS OF FISHERIES STOCKS IN THE SETO INLAND SEA BY USING THE SHALLOW SEA ECOLOGICAL MODEL

In-cheol LEE, Masahiko SEKINE, Masao UKITA and Hiroshi NAKANISHI

The purpose of the management of coastal environment including the fisheries stocks in the Seto Inland Sea by using a shallow sea ecological model, which can predict to the influence on fisheries stocks caused by human impact factors, such as oxygen deficient water mass and loading abatement were discussed. According to annual variation of fisheries catchment, the pressure of that was shown to the large in 1982. From the simulated result of fisheries stocks, it was indicated that the distribution of them was showed relatively diffidence between the western sea and the eastern sea in the Seto Inland Sea. Otherwise, it seemed to increased the distribution of fisheries stocks as demersal-fish and benthos in the Seto Inland Sea by means of loading abatement.