

## ハマチ養殖場の物質循環モデル\*

武岡 英隆\*\*・橋本 俊也\*\*\*・柳 哲雄\*\*

### A Numerical Model of the Material Cycling in the Ground of Yellowtail Culture

Hidetaka TAKEOKA\*\*, Toshiya HASHIMOTO\*\*\*  
and Tetsuo YANAGI\*\*

#### Abstract

A numerical model is developed which describes the material cycling in the ground of yellowtail culture. The model is applied to the actual ground at Yusu Bay in the Bungo Channel. The seasonal change of flux of particulate organic carbon into the bottom layer, which is made up with the remainder of the bait and the fecal matter of yellowtail, is calculated using the data and parameters for Yusu Bay. The calculation reproduces well the value of the flux of particulate organic carbon into the bottom layer obtained by the sediment trap experiments in Yusu Bay by MONTANI *et al.* (1986). Budget of oxygen is also modeled, and concentration of dissolved oxygen is calculated. The result is, however, not acceptable as the value of the actual state, and further improvement of the model is necessary in this respect.

#### 1. まえがき

近年の海面養殖業の発展は、漁業者に安定した収益の道を開き、漁村にかつてない繁栄をもたらしてきた一方で、漁業環境の荒廃等の問題も同時に引き起こしている。例えば魚類養殖の中でも最も大規模に行われているハマチ養殖の場合、投餌量に対する水揚げ量の割合は1割程度で、残りの9割は海への有機物負荷となり、環境に大きな影響を及ぼす可能性は高い。しかしながら従来ハマチ養殖の規模の策定に際しては、ハマチの生存・成長に必要な溶存酸素濃度を確保することが目標とされ、有機物負荷量については考慮されてこなかった。漁場環境を保全しつつ適正な養殖業を行うためには、溶存酸素の問題のみでなく、養殖に関わる物質循環を定量的に解明することが不可欠であろう。このような観点から、本

研究では愛媛県宇和島市遊子<sup>ゆす</sup>のハマチ養殖漁場 (Fig. 1) を対象とし、そこでの物質循環を記述する数値モデルを作成する事を試みた。この海域において我々はこれまで様々な環境調査を行ってきており、モデルに必要な基礎的データもかなり揃いつつある。ここで提示するモデルは、まだ様々な改良が必要な開発途上のものであるが、養殖場での物質循環を記述する基本的な骨格は備えているものと考えている。

#### 2. モデル

魚類養殖をめぐる物質のフラックスは自然の状態に比べ極端に大きい。例えば、植物プランクトンによる光合成は通常  $1\text{gC}/\text{m}^2\text{ day}$  の大きさであるのに対し、ハマチ養殖をめぐる物質循環の大きさはその数10倍にもおおよぶ。したがって、モデルでは光合成などの自然状態の問題は無視する。また養殖場内では多数の小割り生簀が配置され、この中でハマチが飼育されているが、ここでは簡単のために養殖場全体を一つのボックスと考え、この中での諸量は均一であるとする。養殖に関わる物質循

\* 1988年4月14日受理

\*\* 愛媛大学工学部 Faculty of Engineering, Ehime University, Bunkyo 3, Matsuyama 790, Japan.

\*\*\* 日本気象協会 Japan Weather Association, Kandanshiki, Chiyoda-ku, Tokyo 101, Japan.

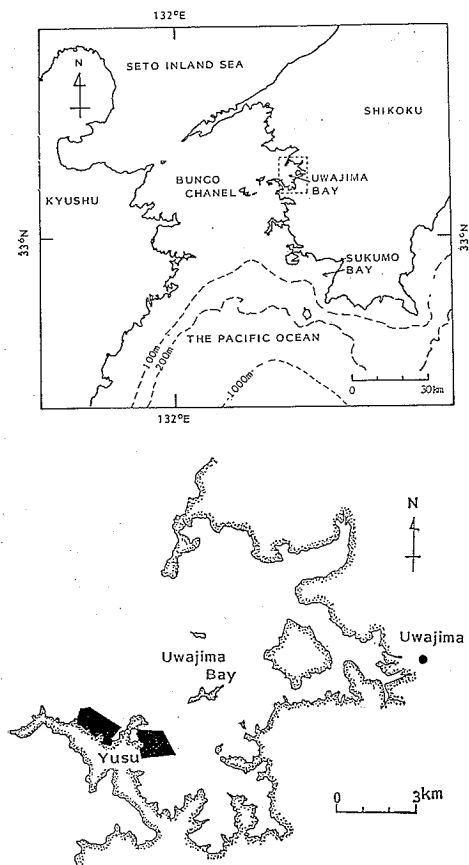


Fig. 1. Map of Uwajima bay and the ground of yellowtail culture at Yusu (shadow area).

環を明らかにするという事は、言い替えば餌料として与えられた物質の行方を詳しく解明するという事であるが、そのためには物質量として餌料の重量をそのまま用いるのではなく、餌料中の炭素量や窒素量に換算して用いるのが都合が良い。なぜなら餌は摂食や分解により形態を変えてしまうからである。ここでは対象物質としては、有機炭素を考え、魚体の他、懸濁態の残餌、糞についての有機炭素の収支を考える。炭素を用いるのは、遊子の現場で有機炭素の沈降量のデータが得られているからであるが、モデルの骨格は窒素を用いてもほぼ同じである。

田中 (1977) によると、ハマチの餌料中に含まれる有機炭素を 100 とすると、90 が摂食され、残りの 10 のうち半分が溶存態、半分が懸濁態の残餌となる。摂食された 90 のうち 20 が成長に使われ、61 は代謝によって失われ、9 が糞として排泄される。遊子の場合、餌料としては以

前はいわし、サンマ、さば等の冷凍魚を解凍したものが使われていたが、現在では残餌を減らすためにこれらを半解凍したものが使われるようになり、更に魚粉に小麦粉や糠などを加えた配合餌料であるモイストペレットも併用されている。摂食率はこれらの餌料の形態によって異なると考えられるので、投餌量と残餌の比は、上の比とは異なる可能性がある。しかしながら摂食された部分についての行方は上の比に従うとしてもよいであろう。そこで以下のモデルではまず魚体の成長に用いられる有機炭素量を最初に決めてこれを基準とし、摂食された部分の行方は上の比に従うとして摂食量、代謝量、排泄量を定める。そして投餌量と摂食量の差が、同量の溶存態と懸濁態の残餌となるとする。これらの有機炭素の経路に加え、海水交換による養殖場外への流出、水揚げ、死亡を考慮すると、餌料として与えられた有機炭素の経路は、Fig. 2 のようになる。図中の記号は、

- $F$ : 魚体中の有機炭素の総量 (gC)
- $E$ : 糞中の有機炭素の濃度 (単位海水量当り) (gC/m<sup>3</sup>)
- $S$ : 懸濁態の残餌中の有機炭素濃度 (単位海水量当り) (gC/m<sup>3</sup>)
- $V$ : 養殖場の容積 (m<sup>3</sup>)
- $A$ : 養殖場の面積 (m<sup>2</sup>)
- $G$ : 魚の成長率 (/day)
- $M$ : 投餌量 (gC/day)
- $K_d$ : 死亡量 (gC/day)
- $K_f$ : 水揚げ量 (gC/day)
- $Q$ : 海水交換量 (m<sup>3</sup>/day)
- $W$ : 沈降速度 (m/day)
- $D$ : 分解速度 (/day)
- $E_0$ : 外海の  $E$  の濃度 (gC/m<sup>3</sup>)
- $S_0$ : 外海の  $S$  の濃度 (gC/m<sup>3</sup>)

である。図中の四角内の量はフラックスを表している。魚体をめぐるフラックスは、前述のように成長に使われる量  $GF$  を基準とし、これと代謝、糞の比が、20 : 61 : 9 になるとして決めている。したがって代謝量は  $GF$  の 3.05 倍 (61/20 倍)、糞は  $GF$  の 0.45 倍 (9/20 倍) となり、摂食量は成長、代謝、糞の合計の  $4.5 GF (= GF + 3.05 GF + 0.45 GF)$  となる。また、投餌量  $M$  からこの摂食量  $4.5 GF$  を引いた量 ( $M - 4.5 GF$ ) が残餌となり、このうち半分が懸濁態、残りが溶存態となる。懸濁態の残餌、糞の行方としては、いずれも海水交換による流出、分解、底層への沈降を考えている。これらに基づいて、魚体、糞、残餌の有機炭素の収支の式はそれぞれ以下のようなになる。

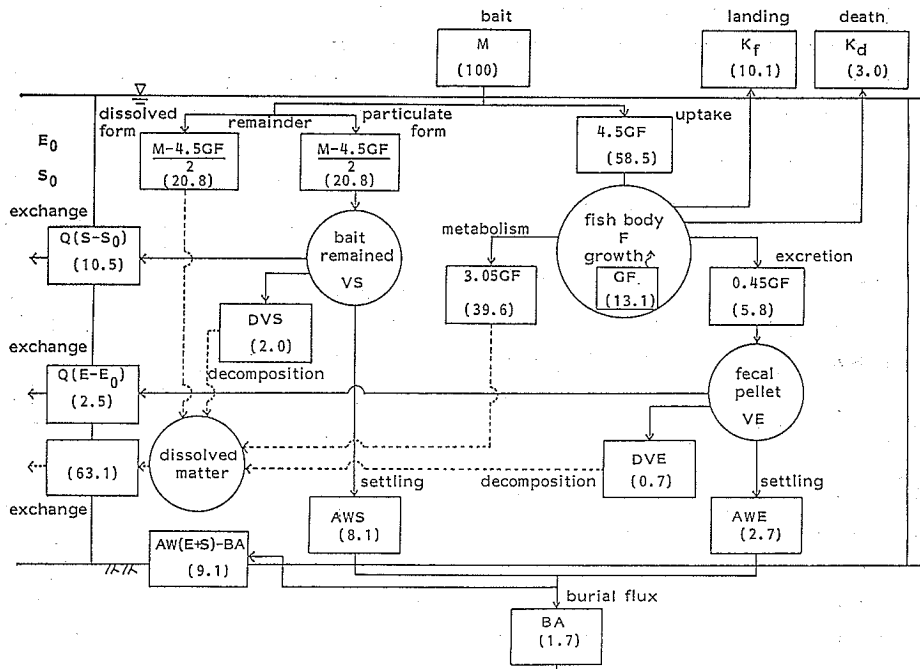


Fig. 2. Model of cycling of organic carbon in the ground of yellowtail culture. Valuables in squares denote flux. Values in the parentheses denote yearly mean of the calculated flux (gC/day).

$$dF/dt = GF - K_a - K_f \quad (1)$$

$$VdE/dt = 0.45GF - Q(E - E_0) - AWE - DVE \quad (2)$$

$$VdS/dt = 0.5(M - 4.5GF) - Q(S - S_0) - AWS - DVS \quad (3)$$

ここで  $t$  は日単位の時間である。(1)は、漁場内の魚体中の有機炭素の総量の時間変化が、成長による増加と水揚げ、死亡による減少の差し引きであることを示している。(2)は漁場内の懸濁態の糞中の有機炭素の総量の時間変化が魚体からの排泄量 (0.45 GF) と、海水交換による漁場外への排出量 ( $Q(E - E_0)$ ), 沈降水量 (AWE), 分解量 (DVE) の差し引きであることを、(3)は漁場内の懸濁態の残餌中の有機炭素の総量の時間変化が、懸濁態残餌の付加量 ( $0.5(M - 4.5GF)$ ) と、海水交換による漁場外への排出量 ( $Q(S - S_0)$ ), 沈降水量 (AWS), 分解量 (DVS) の差し引きであることを示している。(2), (3)中の沈降速度  $W$  と分解速度  $D$  は、いずれも糞の場合と残餌の場合では異なるかもしれないが、十分なデータがないためここでは同じとしている。

以上のモデルは、有機炭素の収支を記述するものであるが、これをどのように運用するか、すなわち何を未知

数としてそれをどのように求めるかは計算の目的による。ここでは2つの理由により、 $WE + WS$ , すなわち糞と残餌をあわせた懸濁態の有機炭素の底層への沈降水量とその季節変化を計算する。理由の第1は、底質への有機汚濁負荷による底質の悪化が漁場の疲弊、環境の悪化の基本的な要因と考えられるため、底質への汚濁負荷量の定量的評価が漁場環境保全のための重要な要素と考えられることである。第2は、門谷ほか (1986) のセジメントトラップ実験によって遊子のハマチ養殖場における有機炭素の沈降水量が実測されているため、このデータと比較して、モデルの妥当性を検討することができるためである。

以上のモデルを更に発展させれば、溶存酸素の収支を計算するモデルもできる。溶存酸素の収支の計算はここでの主な目的ではないが、養殖に際しての重要な問題であり、従来のモデル (愛媛県農林水産部水産課, 1981) にいくつかの問題点も見られるので、ここで検討することとする。先のモデルと同様に漁場全体を一つのボックスと考え、養殖場内の溶存酸素濃度  $C$  が次の式に従うとする。

$$VdC/dt = Q(C_0 - C) - R_f N - R_e \quad (4)$$

ここに  $C_0$  は外海の溶存酸素濃度,  $R_f$  はハマチ 1 尾あたりの呼吸による酸素消費量 ( $\text{gO}_2/\text{day}$ ),  $N$  は養殖尾数,  $R_c$  は有機炭素の分解による消費量である。 $R_f$  は坂本 (1986) により次の式で表す。

$$R_f = 0.152 \times h^{0.89} \times T^{1.61} \times 10^{-3} \quad (5)$$

ここに,  $T$  は水温 ( $^{\circ}\text{C}$ ),  $h$  は魚体重 ( $\text{g}$ ) である。また  $R_c$  は,

$$R_c = 4OC \times (138/106) \times (8/12) \quad (6)$$

で表せるとする。ここに  $4OC$  は有機炭素の分解量で,  $(138/106)$  は酸素と炭素の Redfield 比 (REDFIELD *et al.*, 1963),  $(8/12)$  は酸素と炭素の原子量比である。 $4OC$  は水中での分解量 ( $D(E+S)V$ ) と底質表面での分解量を加えたものとし, 底質表面での分解量は先のモデルで計算される沈降量 ( $WA(E+S)$ ) から底質中での永久堆積物としての埋没量  $BA$  を引いたものとする。ここに  $B$  ( $\text{gC}/\text{m}^2/\text{day}$ ) は単位面積当りの埋没速度である。この酸素収支モデルと従来のモデルの主な相違点は, ①水中, 底質表面での有機物分解による酸素消費を含むこと, ②海水交換に関する考え方, 評価法が異なること, ③養殖場容積として海底付近までを考えていること, ④生簀内と養殖場内の区別をしていないこと, 等である。①については, 自然状態での有機物分解に伴う酸素消費は無視できるが, 残餌や糞などの分解による消費はそれをはるかに越えるものと考えられ, モデルに含まれる必要があると思われる。②については, 従来の方法 (愛媛県農林水産部水産課, 1981) では漁場に流入する流量をそのまま交換量と考えているが, 潮流のような振動流の場合は再び漁場に戻る部分があるため, このような方法では交換量を過大評価する可能性があり, このモデルのように正味の交換量を用いるほうがすぐれている。③については, これまでのモデルでは生簀の底の水深でましか漁場の範囲と考えていないため, 鉛直混合による底層から生簀内への酸素の供給を考えていないことになる。しかし我々のモデルでは, 底層水も含めて 1 つのボックスと考えており, このことは鉛直拡散係数を無限大としていることに相当し, 底層からの生簀内への酸素供給を過大評価する可能性がある。したがって将来は 2 層モデルにするなどの改良が必要である。④については, 生簀内と養殖場内の濃度を区別する従来のモデルの方が優れており, 我々のモデルも将来改良する必要がある。

### 3. 資料およびパラメータ

計算に必要なパラメーター等の値は以下のように決め

られる。

#### (1) $V, A$

Fig. 1 に示すように遊子のハマチ養殖漁場は, 2 つの漁場に分かれている。しかし, 後述の養殖に関する諸統計量はこの 2 つの漁場について合算したものとしてしか得られていないため, ここではこれらの漁場を合わせて 1 つのボックスと考える。このようにしても, 2 つの漁場での単位面積当りの統計量がほぼ同じと仮定すれば, 結果にはほとんど影響しない。この 2 つの漁場を合わせた  $V, A$  は, それぞれ  $9 \times 10^7 \text{m}^3$ ,  $1.8 \times 10^6 \text{m}^2$  である。

#### (2) $G, M, K_d, K_f, W$

遊子でのハマチ養殖は毎年 5 月に稚魚 (モジャコ) の養殖を始め, 翌年の 10 月より水揚げ, 販売を開始し, 養殖開始より 2 年後の 4 月に販売を終える。このような養殖のサイクルに関する諸統計量を Table 1 に示す。左より, 月, 魚体重, 尾数, 死亡数, 死亡量, 販売数, 販売量, 投餌量である。死亡量 ( $K_d$ ), 販売量 ( $K_f$ ), 投餌量 ( $M$ ) の値は炭素量に換算したものでなく, 魚体及び餌の重量で示している。また, 投餌量は, 1 年魚と 2 年魚に対する投餌量の合計を示している。この表のうち実際に現場での毎月のデータが得られているのは, 投餌量, 販売量の 2 つである。魚体重 ( $h$ ) については Fig. 3 (b) の黒丸のような実測値が得られている。この実測値より成長率 ( $G$ ) を Fig. 3 (a) のように推定した。この推定値から魚体重の変化を逆算したものが Fig. 3 (b) の実線である。Table 1 の魚体重の変化はこの実線に基づいている。死亡量 ( $K_d$ ) についてはデータがないため, 次のようにして推定する。養殖尾数は養殖開始時の 5 月と, 1 年魚の 3 月の値が既知である。後者の値は 2 年魚の生産調整に必要なため求められているものである。この間の減少が死亡によるものとし, 死亡率が一定とすると死亡数が得られる。2 年魚については成長につれて小さくなるような死亡率を仮定する。この仮定に基づいて (1) 式より  $F$  の時間的変化を計算し, 2 年後の販売終了後の  $F$  が 0 になるように, 死亡率の値を調節する。Table 1 の死亡尾数, 死亡量, 養殖尾数はこのようにして得られたものである。この計算の過程で, (1) 式の  $F$  は得られることになる。

#### (3) $Q$

養殖漁場の海水の交換速度はまだ得られていないが, 宇和島湾内の海水の交換速度は武岡 (1989) によって大まかな値が得られている。それによると, 宇和島湾の海水は, 夏期には湾外からの暖水塊の周期的な進入 (武岡・吉村, 1987; TAKEOKA and YOSHIMURA, 1988) に

Table 1. Cycle of the yellowtail culture in Yusu fish-culture ground.

month	weight (g)	number of fish ( $\times 10^3$ )	number of deaths ( $\times 10^3$ )	$K_d$ amount of deaths (t)	number of landing ( $\times 10^3$ )	$K_f$ amount of landing (t)	$M$ amount of bait (t)
1st year	5	4	1800	45	0.2	0	1854
	6	18	1755	45	0.8	0	2697
	7	62	1710	45	2.8	0	3072
	8	161	1665	45	7.2	0	3463
	9	336	1620	45	15.1	0	4122
	10	529	1575	45	23.8	0	5000
	11	663	1530	45	29.9	0	5028
	12	725	1485	45	32.7	0	4285
	1	796	1440	45	35.8	0	1370
	2	874	1395	45	39.3	0	995
	3	653	1350	45	42.9	0	1157
	4	1065	1305	45	47.9	0	1624
2nd year	5	1208	1260	40	48.3	0	
	6	1402	1220	40	56.1	0	
	7	1649	1180	40	66.0	0	
	8	1988	1140	35	69.5	0	
	9	2442	1105	35	85.5	0	
	10	2953	1070	35	103.4	94	278
	11	3441	941	30	103.2	74	253
	12	3822	837	30	114.7	108	413
	1	4075	699	20	81.5	150	611
	2	4154	529	10	41.5	156	648
	3	4158	363	8	32.3	199	829
	4	4184	156	6	25.1	150	628

よって数週間以内で交換し、冬期には湾口から湾奥に向かう季節風による吹送流によって数日程度で交換する。養殖場の海水交換については、スケールが小さいためこれらの交換速度よりかなり速いものと考え、交換量を次のように仮定する。

$$Q = (4/7)V + (3/7)V \cos\{2\pi(t-290)/365\} \quad (7)$$

時間  $t$  の原点は 5 月 1 日である。この式で、交換量は 8 月半ばに最小、2 月半ばに最大となり、 $V/Q$  で得られる交換日数はそれぞれ 7 日と 1 日になる。

(4)  $W, D$

$W, D$  については適当に仮定して沈降量  $W (E+S)$  を計算し、実測の沈降量を再現するのに最適な値を選ぶことにする。次章に示す計算に用いられた値は、 $W=20\text{m/day}$ 、 $D=0.1/\text{day}$  である。これらの値に関する問題点については後に述べる。

(5)  $E_0, S_0, C_0$

$E_0, S_0$  については、養殖場外での糞、残餌の濃度は小さいと考え、いずれも 0 とする。漁場外の溶存酸素濃

度  $C_0$  は、 $5.4\text{gO}/\text{m}^3$  で年を通じて一定とする。

(6)  $T$

水温  $T$  は遊子の養殖場内での実測による上層の平均値に基づき (武岡・吉村, 1987), 次の式で与える。

$$T = 18.0 + 7.0 \cos\{2\pi(t-120)/365\} \quad (8)$$

この式で、最高は 8 月 27 日の  $25^\circ\text{C}$ 、最低は 3 月 1 日の  $11^\circ\text{C}$  である。

(7)  $B$

底質への有機炭素の埋没速度  $B$  は、門谷ほか (1986) が堆積物中の有機炭素濃度と田辺・立川 (1985) による遊子漁場での堆積速度から求めた値に基づき、 $0.09\text{gC}/\text{m}^2\text{day}$  とする。

4. 結果と考察

4-1 有機炭素の沈降量

前章に示したようなパラメータ等の値を用い、初期条件として 5 月 1 日に 180 万尾の 1 年魚と 126 万尾の 2 年魚の飼育を始めたとして計算を行った。計算は、(1)~

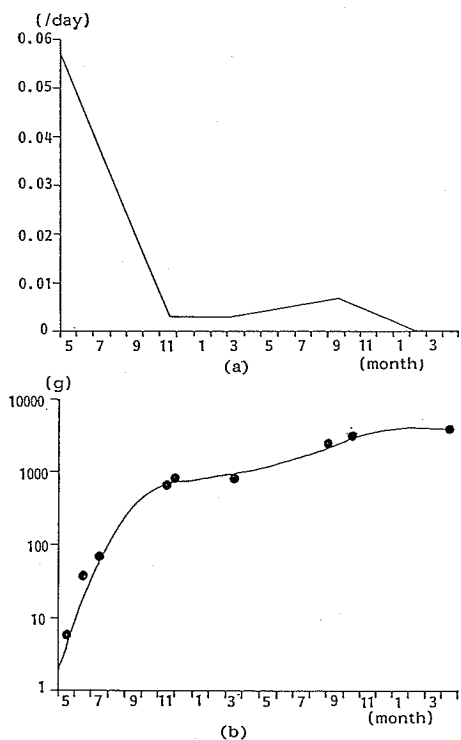


Fig. 3. Changes of the growth rate (a) and the weight (b) of yellowtail in two years from the beginning of the culture. Closed circle in (b) denotes the measured weight.

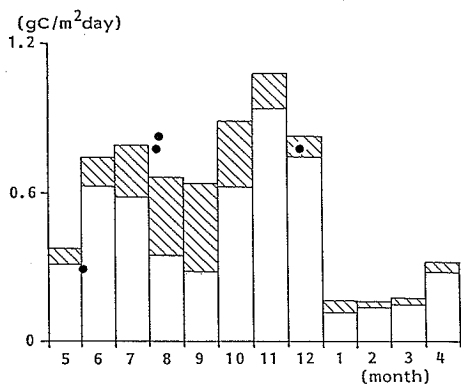


Fig. 4. Seasonal change of the flux of the particulate organic carbon into the bottom layer. Shaded part denotes the calculated flux of the fecal pellet and open part denotes that of the remained bait. Closed circle denotes the flux of organic carbon observed by MONTANI *et al.* (1986).

(3)式を差分化し、時間ステップ0.5日で行った。得られた糞と残餌の沈降水量  $W (E+S)$  の季節的变化を Fig. 4 に示す。図の陰影部は糞の沈降水量、白抜き部分は残餌の沈降水量であり、黒丸は門谷ほか (1986) がセジメントトラップによって実測した有機炭素の沈降水量である。計算された沈降水量は  $W (E+S)$  であり、 $W$  は季節的に変化しないと考えているので、この沈降水量の季節変化のパターンは、懸濁態の有機炭素濃度  $(E+S)$  のそれと同じになる。計算された沈降水量は顕著な季節変化を示しており、10~12月を除けば基本的には夏期に大きく冬期に小さい。この季節変化の原因としては、ハマチの成長率の季節変化、それに伴う摂食量、投餌量の季節変化、更に海水交換量の季節変化などが考えられる。10~12月に沈降水量が大きいのは、夏を過ぎての成長率の減少に見合うだけ投餌量が減らされていないからであり、このことは、沈降水量のうちの残餌の占める割合が大きくなっていることから伺える。

Fig. 4 によれば、実測の沈降水量も季節変化を示しており、計算値とよくあっている。冬期については今のところ実測値がなく、今後実測される必要がある。実測値と計算値がこのようによく一致するのは、前章に述べたように、 $W$  と  $D$  の値を計算値と実測値がよく合うように選んだためである。この  $W$ 、 $D$  の値については確定的なものではないことに注意しておく必要がある。なぜなら、(2)、(3)式の右辺の沈降と分解の項はそれぞれ  $E (AW+VD)$ 、 $S (AW+VD)$  と書けることからわかるように、仮に  $W$  の大きな値を選んだとしても  $D$  の値を小さくすればこれらの項は変化せず、沈降水量の計算結果には影響しないからである。すなわち、 $W$ 、 $D$  については単独ではなくセットで値が決めている訳である。海水交換量  $Q$  についても類似のことが言える。 $Q$  については一応観測の結果に基づいているが、極めて粗い決め方であり、用いた値が必ずしも確定的なものではない。したがって、(2)、(3)式からもわかるように、 $W$ 、 $D$  の値をここで用いたものより大きくとっても  $Q$  を小さくすれば沈降水量を再現し得る。 $W$ 、 $D$ 、 $Q$  についてはこのように不確定性を含むものであるが、このことは、沈降水量を計算しようとする限りにおいては問題にならない。なぜなら、ここでは沈降水量が再現できるように、 $W$ 、 $D$  の値を決めたことになるからである。しかし、例えば  $E$  や  $S$  の濃度を定めるなど、その他の問題を詳しく扱おうとすれば、これらの不確定性を除かねばならない。

$W$ 、 $D$  の値については更に次の点に注意しておく必要

がある。萩野 (1977) によれば、残餌や糞の沈降速度は、数 cm/s のオーダーであり、この値はここで用いた 20m/day という値に比べ 2 桁程度も大きい。このように大きな沈降速度を持つのは、餌や糞の原型を留めた数 mm～数 cm の大型のものである。残餌や糞はこのような大型のものと同様に沈降速度が小さくて長時間浮遊する小型のものにわかれると考えられる。このモデルでは両者を含めて扱っていることになるが、このような沈降速度の大きな違いについてはどのように考えればよいであろうか。窪田 (1977) によれば、生簀直下の海底で原型を留めた残餌を見ることは稀であり、門谷ほか (1986) のセジメントトラップ実験によっても、このような大型の粒子は捕捉されておらず、このような大型の残餌や糞はほとんど海底に達していないと考えられる。この原因として、このような大型の粒子が海底に達するまでの短時間で分解することはあり得ず、考えられることの一つは中・底層の魚類によるすみやかな捕食である。実際に生簀近傍は残餌を求めて集まる魚が多く、宇和島沿岸の養殖場には、残餌を求めて集まる天然のハマチを釣る漁業者のいる場所もある。このような捕食による消失は、このモデルでは見かけ上分解として扱われていることになる。したがって、ここで用いた沈降速度や分解速度の値は、実際の値とは本質的に異なるものであり、今後モデルの改良によって大型と小型の粒子を別に扱うような場合には、これらの値は修正される必要がある。

#### 4-2 有機炭素の平均フラックス

Fig. 2 に四角で示した有機炭素の各フラックスの年平均値を Fig. 2 中の括弧内に示した。これらは前節の計算の過程で得られる季節変化の値を平均したものである。数字は投餌量に対する百分率である。この結果によれば投餌量 100 に対し、水揚げ量は 10.1 とほぼ 1 割である。その他の有機炭素の最終的な行方は、死亡、漁場外への流出、底層への沈降の 3 つである。漁場外へは懸濁態の糞と残餌として出て行くものが 13 ( $Q(S-S_0) + Q(E-E_0) = 10.5 + 2.5$ ) で、溶存態の残餌と分解して無機化したものもほとんどは流出するものと考えられ、これらが 63.1 ( $(M - 4.5GF)/2 + 3.05GF + DVS + DVE = 20.8 + 39.6 + 2.0 + 0.7$ ) であり、合計 77.1 となる。このように投餌量全体の 8 割近くが漁場外へ流出していることになる。底層への沈降量は 10.8 ( $AWS + AWE = 8.1 + 2.7$ ) で全体の約 1 割である。更にこの沈降物の行方について考えると、実測によれば永久堆積物として底質中に埋没するのは 1.7 に過ぎない。したがって、門谷ほか (1987) のセジメントトラップは海底上 5 m に設置

されているので、差し引き 9.1 のものが海底から 5 m 以内でどこかへ失われていることになる。沈降速度などから考えれば、この消失は底層水中より底質表面で起こっている可能性が高い。酸素収支の計算ではこの消失はすべて分解によるものと仮定しているが、そのほかにも大型の底棲魚類などによる消費 (門谷ほか, 1987) も考えられる。また、冬期の吹送流により底層より流出があること (武岡, 1989) を考えれば、夏期に沈降・蓄積したものが冬期に再懸濁し、流出するという物理的な原因も考えられる。これらはいずれもまだ明らかではないが、底層水、底質中で有機炭素はどこに行くのか、その過程で何が起り、それが生態系、更に漁場環境全体にどのような影響を与えるのかを明らかにすることは、今後、適正な養殖規模や養殖法を考える上で不可欠の課題である。

#### 4-3 溶存酸素濃度

4-1 の計算に並行して溶存酸素濃度の季節変化を計算した結果を Fig. 5 に示す。この結果では、夏期に溶存酸素濃度のかなりの低下が見られる。この濃度は漁場全体の平均であるが、夏期には成層が発達して鉛直混合が弱いため、酸素消費の大部分を占める呼吸が集中している表層では平均より濃度が下がること、更に生簀内では生簀外より濃度が下がることなどを考慮すれば、生簀内の濃度はこの計算結果よりかなり低いものと考えられる。そのような濃度ではハマチが死滅してしまう可能性があるが実際にはそのようなことは起こっていない。したがって、計算された夏期の溶存酸素濃度の低下量は大き過ぎると思われる。このように低い濃度が計算された原因としては、海水交換量が過小評価になっていることと、呼吸による酸素消費が過大評価になっていることとの

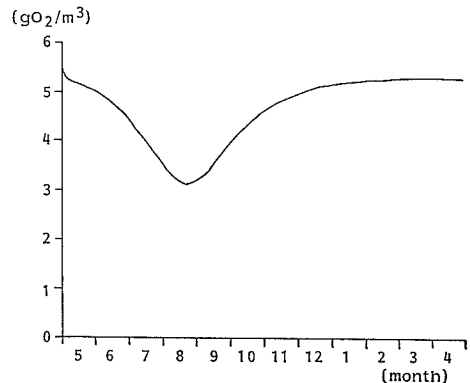


Fig. 5. Seasonal change of the calculated concentration of dissolved oxygen.

主に2つの可能性が考えられる。後者については次のような問題点が指摘される。このモデルでは、(5)式から呼吸による酸素消費量を計算している。坂本(1986)によればハマチの体内で消費される酸素と炭素の重量比は308.4:115.6であり、この比から(5)式で計算される酸素の消費量に対し同時に消費される有機炭素量を計算すると、既に計算されている代謝量の2倍以上になってしまう。したがって(5)式による酸素消費量の過大評価の可能性もあると考えられる。そのほか、底層での有機炭素の消失をすべて分解によるものと考えたことによる酸素消費量の過大評価も原因として考えられるが、Fig. 2から考えて、この影響はあまり大きくないであろう。このように、溶存酸素の問題については、現段階での再現性は良好とは言えず、今後更に改良の必要がある。

## 5. あとがき

以上、本研究では宇和島市遊子のハマチ養殖漁場を対象とし、そこでの有機炭素の循環を記述する数値モデルを作製した。このモデルにより、漁場環境への影響の基本的要因と考えられる底層への有機炭素の沈降を、定量的にほぼ再現できると考えられる。今後は、このモデルあるいは用いたパラメータを、酸素収支の記述とも整合性のとれるように改良していく必要がある。またモデルの構造そのものもより詳しいものへと改良される必要がある。今後必要と思われる改良点としては以下のようなものがあげられる。まず、溶存態物質の問題である。ここで溶存態物質を扱わなかったのは、計算結果と比較すべき現地のデータがないこと、溶存態物質の漁場、あるいは海洋環境への影響が解明されていないこと、累積的な環境悪化の問題には、懸濁物質のほうが重要と考えられることなどの理由によるが、今後は溶存態物質も含めた取り扱いも必要であろう。次はモデルの物理的構造の問題である。このモデルでは、養殖場全体を1ボックスと考えているため、特に酸素収支の計算に際し生簀内外の濃度差や成層の効果を表現できない。したがって今後は、2層モデルにするとともに、生簀内外を別に扱う必要がある。また1ボックスモデルでは、底質への沈降量の場所的変化が扱えないという問題もある。遊子の場合には水深が40m程度と深いため、沈降物質は海底に達するまでにかなり拡散すると思われるので、大きな問題はないが、水深の浅い漁場ではこのような場所的違いを考慮する必要がある。更に、底層への有機物負荷によって漁場環境がどのような影響を受けるかを明らかに

することが、底層への負荷の許容限度を決め、ひいては適正な養殖の規模や方法を決める上で今後不可欠の課題であろう。

最後に、本研究を進めるにあたり重要な討論をして頂いた香川大学農学部門谷茂博士、資料を提供して頂いた遊子漁業協同組合の古谷和夫組合長はじめ関係各位に厚く御礼申し上げる。なお本研究の一部は、昭和62年度の文部省科学研究費補助金による重点領域研究(2)「養殖場の物質循環」(課題番号62602529)によるものであることを付記する。

## 文 献

- 愛媛県農林水産部水産課(1981) 魚類養殖漁場利用適正化調査結果報告書。33pp.
- 萩野静也(1977) 汚染物質の物理的挙動。浅海養殖と自家汚染, 日本水産学会編, 恒星社厚生閣, 東京, 31-41.
- 窪田敏文(1977) 魚類養殖場。浅海養殖と自家汚染, 日本水産学会編, 恒星社厚生閣, 東京, 9-18.
- 門谷 茂・三島康史・岡市友利(1986) 宇和島湾の化学環境Ⅱ—ハマチ養殖場の有機物動態—。昭和60年度宇和島湾浅海養殖漁場環境調査報告書, 遊子漁業協同組合, 24-35.
- 門谷 茂・三島康史・川柴浩幸・岡市友利(1987) 宇和島湾の化学環境Ⅲ—魚貝類養殖場周辺の有機物動態—。昭和61年度宇和島湾浅海養殖漁場環境調査報告書, 遊子漁業協同組合, 19-31.
- REDFIELD, A. C., B. H. KETCHUM and F. A. RICHARDS (1963) The influence of organisms on the composition of sea-water. *In*, The sea, Vol. 2, ed. M. N. HILL, Interscience Publishers, New York, 26-77.
- 坂本市太郎(1986) 魚類給餌養殖の視点からの窒素・リン負荷の規制。漁業からみた閉鎖性海域の窒素・リン規制, 村上彰男編, 恒星社厚生閣, 東京, 96-133.
- 武岡英隆・吉村友利(1987) 宇和島湾の物理的環境(Ⅰ)—水温急変現象—。愛媛大学工学部紀要, 11, 233-240.
- TAKEOKA, H. and T. YOSHIMURA (1987) The Kyucho in Uwajima Bay. *J. Oceanogr. Soc. Japan*, 44, 6-16.
- 武岡英隆(1989) 宇和島湾の物理的環境(Ⅲ)—海水交換の季節変動—。愛媛大学工学部紀要, 13, (準備中).
- 田辺信介・立川 涼(1985) 宇和島湾の底質汚濁。昭和61年度宇和島湾浅海養殖漁場環境調査報告書, 遊子漁業協同組合, 16-24.
- 田中啓陽(1977) 汚染物質の堆積過程。浅海養殖と自家汚染, 日本水産学会編, 恒星社厚生閣, 東京, 42-51.