

## 広島湾マガキ *Crassostrea gigas* の成長および 排糞に対する養殖密度の影響

山本民次, 前田 一, 松田 治, 橋本俊也

(2008年8月1日受付, 2008年11月27日受理)

広島大学大学院生物圏科学研究科

Effects of culture density on the growth and  
fecal production of the oyster *Crassostrea gigas*

TAMIJI YAMAMOTO, HAJIME MAEDA,  
OSAMU MATSUDA AND TOSHIYA HASHIMOTO

Graduate School of Biosphere Science, Hiroshima University 1-4-4 Kagamiyama, Higashi-Hiroshima, Hiroshima 739-8528, Japan

The effects of culture density on the growth and fecal production of the oyster *Crassostrea gigas* in Hiroshima Bay were estimated using a numerical model expressing physiological processes of the oyster by changing the rate of water exchange into and out of the cultivation raft. While the individual-based growth of oyster was higher with decreasing culture density, total production was highest with 850 wires per raft. The individual-based fecal production increased with decreasing culture density, but the total amount of fecal production was highest with 950 wires per raft. From these results, it was concluded that 850 wires per raft was the appropriate cultivation density under the environmental conditions of Hiroshima Bay with no consideration of sediment deterioration.

キーワード：カキ, 成長, 排糞, モデル, 養殖密度

広島湾では全国カキ生産量の約6割を占めるほど盛んにマガキ (*Crassostrea gigas*) の養殖が行われている。しかし近年、カキの生育が遅く、出荷サイズになるまで長期の垂下が必要になっている。<sup>1)</sup> カキ養殖筏に養殖連を過密に垂下することにカキ生育鈍化の一因があるといわれている。<sup>2)</sup> 過密に養殖連を垂下すると筏内の海水交換が妨げられ、筏内餌濃度が低下する。<sup>3)</sup> Raillard and Menesguen<sup>4)</sup>は、カキ養殖密度(現存量)が増加すると成長率が低下し、最大個体重量が小さくなることを数値計算により示している。

過密養殖は、餌不足によるカキ個体の成長を抑制するだけでなく、カキ養殖総量が多いことによる糞・擬糞量の増加による漁場の劣化(老化)につながる。<sup>5)</sup> また、沈降した糞・擬糞が分解される過程で酸素が消費され、底泥は還元的になり、アンモニア態窒素等栄養塩の溶出などが促され、硫化水素の発生も引き起こされる。<sup>6,7)</sup> 硫化水素が底層水中に溶出するような事態になると、カキの

斃死が起こる場合もあることが報告されている。<sup>8)</sup>

以上から、カキ個体の成長速度を低下させず、底泥を極度に還元状態にしない適正な養殖密度を設定することにより、持続的なカキ養殖を行うことが望まれる。そこで本研究では、カキの生理的特性を組み込んだ数値モデルを用いて、筏内外の海水交換率を筏垂下連数によって変動させて実測値を再現するように計算を行うことで、養殖密度が個体成長・排糞量へ与える影響、および筏当たり生産量・排糞量へ与える影響について、定量的に明らかにすることを目的とした。

### 試料および方法

海水交換速度と筏内の粒状物濃度のモデル化 数値モデルで想定した筏のサイズは広島湾で使用されている標準的なサイズ20×10mとした。また連長は8mとした。筏1台当たりの垂下連数は現場観測から850連とし、一連当たり初期カキ個体数は資料に基づき、1023

個体とした。<sup>9)</sup>

流動場の中にカキ養殖連や藻場のように物体が存在する場では流速は弱まる。このような流動場では物質の輸送は移流による輸送より乱流が発生することで生じる渦動拡散による輸送が主体になる。<sup>10,11)</sup> 一方、筏内ではカキのろ過作用により筏外より粒状物濃度が低下し、筏外部との濃度差が生じる。<sup>12)</sup> このように濃度差があり、渦動拡散による物質の輸送が行われることから、筏内への餌料供給は拡散的に行われると考え、筏内への粒状物等の流入量は筏内外の濃度差に乱流による海水交換と移流による海水交換を一括した海水交換速度を乗じた量で表現した。

$$Q = K \cdot L$$

ここで  $Q$  は海水交換速度 ( $\text{m}^3 \text{day}^{-1}$ )、 $K$  は拡散係数 ( $\text{m}^2 \text{day}^{-1}$ )、 $L$  は筏の空間スケール (m) である。

また、次の通り、海水交換速度  $Q$  は連密度が増加すると減少する関数とした。養殖密度による海水交換阻害の影響を表現するため、養殖密度が増加すると海水交換速度が指数関数的に減少すると仮定した。

$$Q = Q_0 \cdot 10^{-\alpha N}$$

ここで  $Q_0$  は連がない状態での海水交換速度 ( $\text{m}^3 \text{day}^{-1}$ )、 $\alpha$  は海水交換阻害係数、 $N$  は連数、である。Okubo<sup>13)</sup>の海洋拡散ダイヤグラムによると 10 m スケールでは  $10^1$ – $10^2 \text{cm}^2 \text{sec}^{-1}$  であるが、上嶋・早川<sup>14)</sup>が見積もった瀬戸内海での拡散係数は  $10^6 \text{cm}^2 \text{sec}^{-1}$  であり、これらの値には大きな違いがある。ここでは以下に述べるように、計算では実測値に合うようにチューニングを行うため、実際には計算結果は  $Q_0$  に依存しないので、 $Q_0$  は後者の値に  $L$  (10 m) を乗じた値 ( $8.64 \times 10^7 \text{m}^3 \text{day}^{-1}$ ) を与えた。

係数  $\alpha$  の計算は次のように行った。広島湾奥部で 1996 年 1 月 23 日～8 月 12 日の間に行われた、水温、粒状物濃度、粒状態有機物濃度、粒状態炭素濃度の観測結果<sup>15)</sup>を線形補間し、毎日 1 レコードのデータセットを作成した。また、構築したモデルにおいて海水交換速度を  $10^4 \text{m}^3 \text{day}^{-1}$  からはじめ、 $5 \times 10^4 \text{m}^3 \text{day}^{-1}$ 、 $10^5 \text{m}^3 \text{day}^{-1}$ 、 $5 \times 10^5 \text{m}^3 \text{day}^{-1}$ 、 $10^6 \text{m}^3 \text{day}^{-1}$ 、 $5 \times 10^6 \text{m}^3 \text{day}^{-1}$ 、 $10^7 \text{m}^3 \text{day}^{-1}$ 、 $5 \times 10^7 \text{m}^3 \text{day}^{-1}$ 、 $10^8 \text{m}^3 \text{day}^{-1}$  まで 9 段階に変えて計算し、得られたカキ個体重量の経時変化と実際に測定した筏内濃度差の経時変化を比較した。これらから、カキ個体重量および筏内外の粒状物の濃度についての計算値がもっとも良く実測値を再現する海水交換速度を採用することで  $\alpha$  を定めた。

以上の海水交換速度  $Q$  を用いて、筏内の粒状物濃度の時間変化を、筏内外の濃度差と海水交換に基づく供給量と筏内のカキのろ過摂食による濃度減少に依存するとした。

$$V \frac{dC}{dt} = Q(C_{\text{out}} - C) - F_r \cdot C$$

ここで、 $V$  は筏内体積、 $C$  は筏内の粒状物濃度、 $C_{\text{out}}$  は筏外の粒状物濃度、 $F_r$  は筏一台当たりのカキによるろ過速度である。 $F_r$  は個体あたりのろ過量 ( $F$ ) にカキ個体数を乗じたものである。

カキ個体成長及び生理的応答のモデル化 マガキ個体による餌のろ過量、個体成長量および排糞量は、水温や粒状物濃度などの環境要因に対するマガキの生理的応答として表現したモデル<sup>9)</sup>を用いた。このカキ生理モデルで用いたパラメータを Table 1 に、用いた式を Table 2 に示す。このカキ生理モデルでは、ろ過摂食した餌をエネルギー量に換算し、同化率を乗じて同化エネルギー量を計算する。その同化エネルギー量から呼吸、排泄、生殖に使われるエネルギー量を差し引いた残りのエネルギー量にカキ乾燥重量あたりのエネルギー当量を乗じて成長量を求める。取り込まれたエネルギーが分配される過程を Fig. 1 に示す。

Gerdes<sup>12)</sup>によると *C. gigas* の同化率は粒状物濃度にも水温にも影響されなかったと報告している。また Valenti and Epifanio<sup>16)</sup>は植物プランクトン濃度が上昇しても *C. gigas* の同化率は有意な変動を示さなかったと報告している。そこで同化率は一定値の 0.746<sup>9)</sup>を与えて計算した。

本研究ではろ過摂食した粒状有機物量はその粒状物量に筏外部の有機物含有率を乗じて求めた。これに炭素含有量を乗じて取り込んだ炭素量とした。この炭素量にエネルギー当量を乗じて、取り込んだエネルギー量とした。なお粒状態有機物濃度を粒状物濃度で除して有機物含有率を、粒状態炭素濃度を粒状物濃度で除して炭素含有率とした。

Bernard<sup>17)</sup>および楠木<sup>18)</sup>は水温が上昇すると *C. gigas* のろ過速度も上昇したと報告している。本研究で用いた生理モデルにおいてもろ過速度に対する水温の影響は温度変数  $P_t$  をろ過速度に乘じることで考慮した。また、無機態粒状物濃度が著しく高濃度になるとろ過速度は減少すると考え、<sup>12)</sup> 無機態粒状物濃度が  $200 \text{mg l}^{-1}$  を超えるような場合にろ過速度が低下するように設定した。

粒状物は糞と擬糞として体外に排出される。Deslous-Poli *et al.*<sup>19)</sup>の結果を基に以下の式をモデルに適用し、取り込んだ量のうち一部を擬糞として排出するように設定した (Table 2 参照)。

$$\text{rejection rate} = 0.01 \cdot \left\{ \frac{37.14 \cdot (F \cdot \text{SESo} / W)}{F \cdot \text{SESo} / W + 117.13} - 13.58 \right\} \\ (r = 0.98)$$

ここで  $\text{SESo}$  は有機態粒状物濃度 ( $\text{mg DW l}^{-1}$ )、 $W$  は個体重量 ( $\text{g DW ind}^{-1}$ ) である。また、無機物は個体重量当たりのろ過粒状物量が閾値 ( $120 \text{mg DW day}^{-1} \text{g}$ )

**Table 1** Constants used for the oyster physiological model (cited from Songsangjinda, 1998).  
Subscripts o: organic matter, m: mineral matter.

Parameter	Definition	Value	Unit
$F_{max}$	Maximum filtration rate	48	$l \text{ day}^{-1} \text{ g}^{-1}$
$k_f$	Filtration exponent for clogging	0.07	
$T_{SES}$	Clogging threshold on filtration by seston concentration	200	$\text{mg } l^{-1}$
$b_f$	Allometric exponent of filtration	0.4	
$PFX_o, PFX_m$	Pseudo-fecal production step of organic and mineral seston	0.4, 0.8	
$kpI_o, kpI_m$	First step pseudo-feces exponent of organic and mineral seston	0.15, 0.1	
$kp2$	Second step pseudo-feces exponent	0.01	
$C1, C2$	Pseudo-feces thresholds	120, 2400	$\text{mg day}^{-1} \text{ g}^{-1}$
$Ass_{[o,m]}$	Assimilation efficiency for organic and mineral seston	0.746, 0	
$E_C$	Energy conversion of organic carbon	47.7	$\text{J mg}^{-1} \text{ C}$
$art$	Slope of respiration curve vs temperature	0.768	$\text{ml O}_2 \text{ day}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$
$ar0$	Intercept of respiration curve vs temperature	-0.528	$\text{ml O}_2 \text{ day}^{-1} \text{ g}^{-1}$
$br$	Allometric exponent of respiration	0.7	
$cg$	Avogadro's number	22.4	$l \text{ mole}^{-1}$
$N_{AW}$	Atomic weight of nitrogen	14	
$E_R$	Energy conversion of oxygen	20.33	$\text{J ml O}_2^{-1}$
$E_N$	Energy conversion of nitrogen	19.4	$\text{J ml N}^{-1}$
$ds$	Spawning period	141	
$as$	Proportional constant of spawning	$0.57 \times 10^{-2}$	
$bs$	Allometric exponent of spawning	1.28	
$DW$	Dry weight conversion of energy	0.05	$\text{g kJ}^{-1}$
$M$	Mortality	0.0017	$\text{day}^{-1}$

**Table 2** Parameters and equations used for the oyster physiological model (cited from Songsangjinda, 1998).

Parameter	Definition	Equation
$SES$	Total seston	$SES_o + SES_m$
$F$	Individual filtration rate	$F_{max} \cdot e\{k_f \cdot \min(0, T_{SES} - SES)\} \cdot W^{b_f} \cdot P_T$
$P_T$	Pumping rate	$0.5943 \cdot \ln(T) - 0.9958$
$Q_o, Q_m$	Filtered organic matter and mineral seston	$SES_o \cdot F, SES_m \cdot F$
$PF_{[o,m]}$	Proportion rejected as pseudo-feces (either organic matter or mineral seston)	$PFX_{[o,m]} \cdot [1 - e\{kpI_{[o,m]} \cdot \min(0, C1 - Ct)\}] + (1 - PFX_{[o,m]}) \cdot [1 - e\{kp2_{[o,m]} \cdot \min(0, C1 - Ct)\}]$
$Ct$	Standardized oyster consumption	$F \cdot SES / W^{b_f}$
$I_{[o,m]}$	Ingestion of organic matter or mineral seston	$(1 - PF_{[o,m]}) \cdot Q_{[o,m]}$
$Eg_{[o,m]}$	Egested organic matter or mineral seston	$(1 - Ass_{[o,m]}) \cdot I_{[o,m]}$
$A_o$	Assimilation of organic seston	$Ass_{[o,m]} \cdot I_{[o,m]}$
$EA_o$	Assimilated energy from organic matter	$A_o \cdot C_C \cdot E_C$
$oxy$	Specific oxygen consumption	$art \cdot T + ar0$
$R$	Individual oyster respiration	$oxy \cdot W^{b_r}$
$ER$	Energy loss by respiration	$R \cdot E_R$
$DN_{exc}$	Specific dissolved nitrogen excretion	$2.34 (oxy/cg)^{0.63} \cdot N_{AW}$
$EX_{dn}$	Individual dissolved nitrogen excretion	$DN_{exc} \cdot W \cdot 24$
$EEX_{dn}$	Energy loss by dissolved nitrogen excretion	$EX_{dn} \cdot E_N$
$Sfg$	Scope for growth	$EA_o - ER - EEX_{dn}$
$S$	Total energy loss by individual oyster spawning	$as \cdot W^{b_s}$
$ES$	Daily loss of energy by spawning	$S/ds$
$dW_i/dt$	Daily energy storage	Spawning season: $Sfg - ES$ ; Pre- and post-spawning season: $Sfg$
$W$	Oyster dry weight	$DW \cdot dW_i/dt$

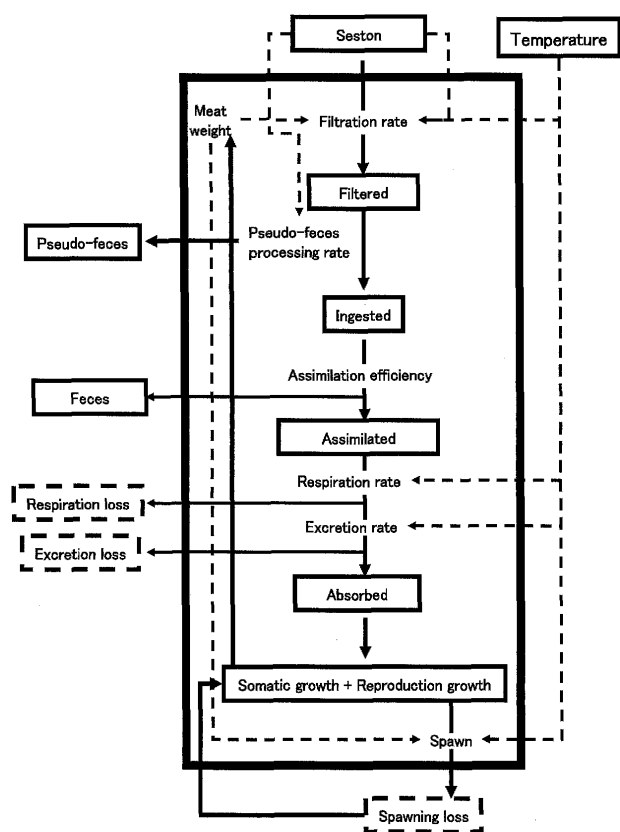


Fig. 1 Framework of the oyster physiological model used in the present study.

DW<sup>-1</sup>) を超えると擬糞として排出されるとした。

養殖連にはイガイ、ホヤ類などカキ以外にたくさんのろ過性付着生物が存在しており、これらはカキと餌を競合している。荒川ら<sup>20)</sup>および楠木<sup>21)</sup>によるとろ過性付着生物の筏当たりろ過量はカキによる筏当たりろ過量とほぼ同程度であったと報告している。そこで本研究では  $F_r$  を2倍することで、これらのろ過性付着生物による餌競合を考慮した。

モデルによるシミュレーション 養殖筏1台あたりの連数は漁業者により異なるが、実際に広島湾で行われている600~1200連の間で50連ずつ変化させ、合計12段階のシミュレーションを行った。先に推定した環境データをモデルに与え、個体重量、排糞量を連数ごとにタイムステップ  $5.0 \times 10^{-5}$  day で1月23日から300日間計算した。

なお、現場観測結果は収穫時期まではデータがないので、収穫時期までのデータを以下の方法で推定した。まず1996年1月から11月までの公共用水域水質測定結果から呉地先の粒状物濃度を、浅海定線観測結果からChl *a* 濃度を水柱平均した後、線形補間し一日一つのデータセットを作成した。次に現場観測日と同日の推定データと現場観測結果との直線回帰分析を行い、以下のような回帰直線を求めた。

$$Y_{ses} = 0.34X_{ses} + 1735.3 \quad (r^2 = 0.46)$$

$$Y_{chl} = 0.81X_{chl} + 0.41 \quad (r^2 = 0.35)$$

$$Y_{temp} = 1.04X_{temp} \quad (r^2 = 0.99)$$

ここで  $Y_{ses}$  は現場粒状物濃度 (mg DW l<sup>-1</sup>),  $X_{ses}$  は呉地先粒状物濃度 (mg DW l<sup>-1</sup>),  $Y_{chl}$  は現場Chl *a* 濃度 ( $\mu$ g l<sup>-1</sup>),  $X_{chl}$  は呉地先Chl *a* 濃度 ( $\mu$ g l<sup>-1</sup>),  $Y_{temp}$  は現場水温,  $X_{temp}$  は呉地先水温である。

最後にその回帰直線に呉地先データを適用し、現場の9月から11月の水温、粒状物濃度、粒状態炭素濃度を推定した。また粒状態有機物濃度、粒状態炭素濃度はSongsangjinda<sup>9)</sup>の結果を用いて推定した粒状物含有率から計算した。

## 結果と考察

現場筏内外海水交換速度の決定 海水交換速度を変化させて計算した際の筏内外の粒状物濃度差の結果では、 $5 \times 10^5$  m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup> のときが現場の濃度差と最も近い値となり、それより小さい海水交換速度では過大な濃度差を与え、それより大きな海水交換速度では濃度差がほとんど生じない結果となった (Fig. 2a)。Songsangjinda<sup>15)</sup> の計算によれば筏当たり海水交換速度は年間平均して  $1.2 \times 10^5$  m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup> であったので、今回の計算はそれほど間違っていないものと考えられる。

一方、カキ個体成長に関する計算結果では  $5 \times 10^5$  m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup> 以上の海水交換速度のとき、実測個体重量変化とほぼ同様の増加を示した (Fig. 2b)。以上の結果から現場筏内外海水交換速度は  $5 \times 10^5$  m<sup>3</sup> day<sup>-1</sup> とし、このときの係数  $\alpha$  を求めたところ0.54となった。以後の計算は、この値を用いた。

養殖密度が個体成長に与える影響 養殖密度を増加させると、収穫時の個体重量は個体成長速度と同様に次第に減少した (Fig. 3a)。600連 Raft<sup>-1</sup> のとき1.6 g DW ind<sup>-1</sup> であったものが1200連 Raft<sup>-1</sup> のときには0.4 g DW ind<sup>-1</sup> と600連 Raft<sup>-1</sup> のときの約1/4にまで低下した。養殖密度を増加させると個体成長速度は低下し、600連 Raft<sup>-1</sup> のときに4.6 mg DW ind<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup> であったが、1200連 Raft<sup>-1</sup> のとき0.5 mg DW ind<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup> とおおよそ1/9になった (Fig. 3b)。このように養殖密度を増加させると収穫時の個体重量は低下し、その原因は個体成長速度の低下によるものであることが分かる。

個体を取り込んだ餌量を個体当たりの有機物取り込み量で表し、養殖密度ごとに比較した (Fig. 4)。600連 Raft<sup>-1</sup> のときに68.0 mg DW ind<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup> であったものが、養殖密度を増加させて1200連 Raft<sup>-1</sup> のときは27.6 mg DW ind<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup> と600連の約2/5に低下した。

養殖密度ごとに筏あたりの餌の消費量を比較するため、養殖密度ごとに筏当たりの有機物ろ過量を比較した (Fig. 5a)。養殖密度を増加させると600連 Raft<sup>-1</sup> のと

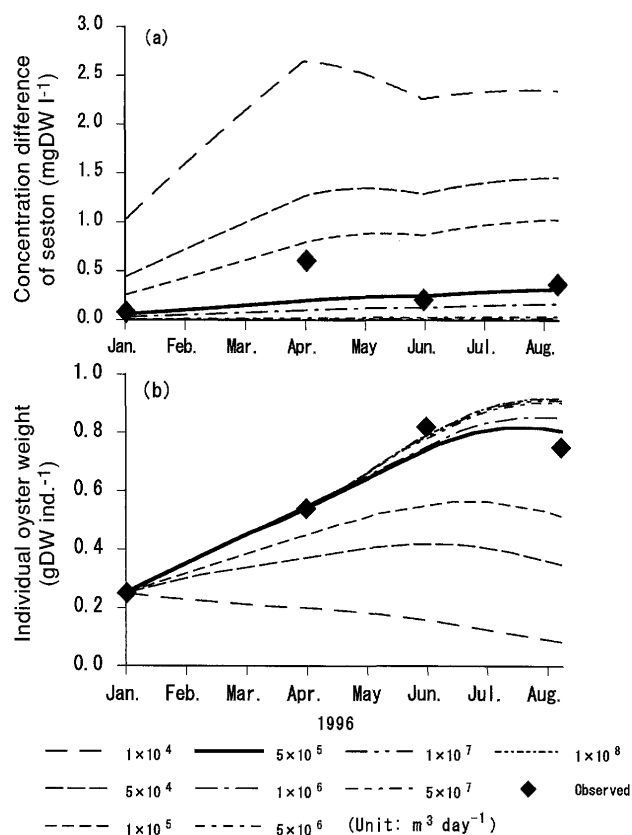


Fig. 2 Effects of rate of water exchange into and out of the oyster raft on (a) concentration difference of seston into and out of the oyster raft and (b) increase of individual oyster weight.

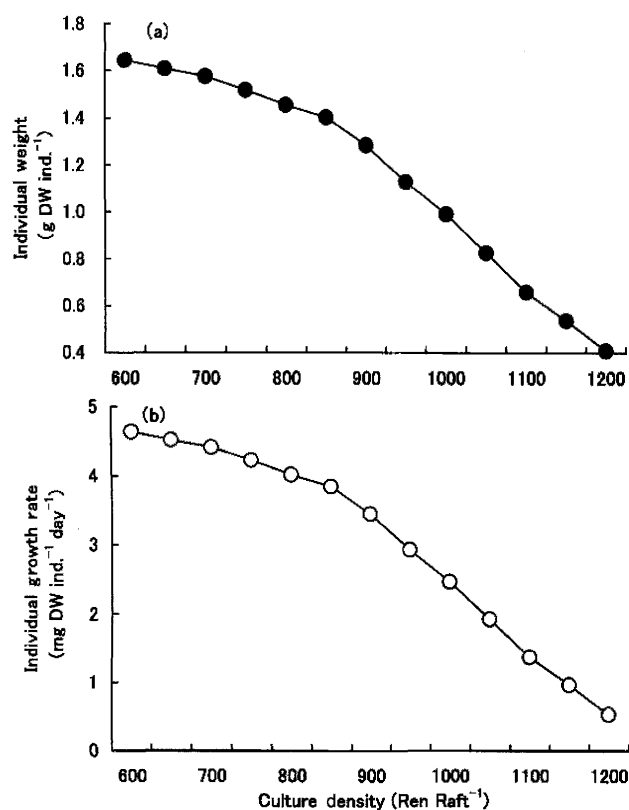


Fig. 3 Effects of oyster culture density on (a) individual weight and (b) individual growth rate.

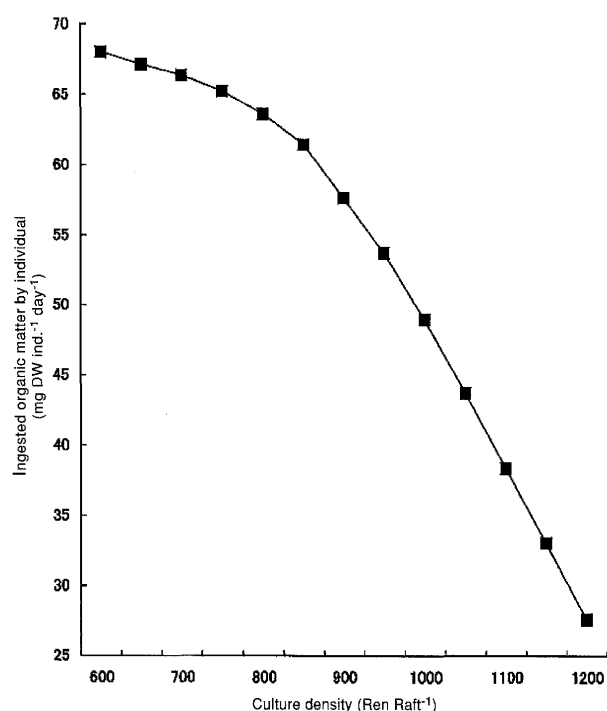


Fig. 4 Effects of oyster culture density on ingested organic matter by individual oyster.

き 63.4 kg DW Raft<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>であったものが次第に増加し, 950 連 Raft<sup>-1</sup> のときには 82.1 kg DW Raft<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup> とピークになった。さらに養殖密度を増加させると今度は後当たりの有機物過量は減少し, 1200 連 Raft<sup>-1</sup> のとき 52.8 kg DW Raft<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup> になった。

餌としての有機物が筏外から筏内に流入する量を養殖密度毎に比較した (Fig. 5b)。600 連 Raft<sup>-1</sup> のとき 63.3 kg DW Raft<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup> であったものが養殖密度を増加させるにともない増加し, 850 連 Raft<sup>-1</sup> のとき 80.5 kg DW Raft<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup> まで急増し, さらに 950 連 Raft<sup>-1</sup> のときに 81.9 kg DW Raft<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup> とピークを示した。さらに養殖密度を増加させると有機物流入量は減少し, 1200 連 Raft<sup>-1</sup> のとき 52.7 kg DW Raft<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup> になった。

以上のように養殖密度が高くなると筏内での消費量が増加し, 筏内餌濃度が低下する。それにもない筏内外濃度差が大きくなるため筏内への餌流入量 (供給量) は増加するが, 養殖連数の増加にともない餌流入量 (供給量) の増加は線形的に増加しないので, 1 個体あたりの餌取り込み量は低下し, 個体成長が低下すると考えられる。

養殖密度が筏あたり生産量に与える影響 養殖密度を増加させると, それにもない筏あたり生産量は増加し, 600 連 Raft<sup>-1</sup> のとき 0.63 t DW Raft<sup>-1</sup> であったものが 850 連 Raft<sup>-1</sup> のとき 0.72 t DW Raft<sup>-1</sup> となった (Fig. 6)。その後, 養殖密度を増加させると筏あたり生産量

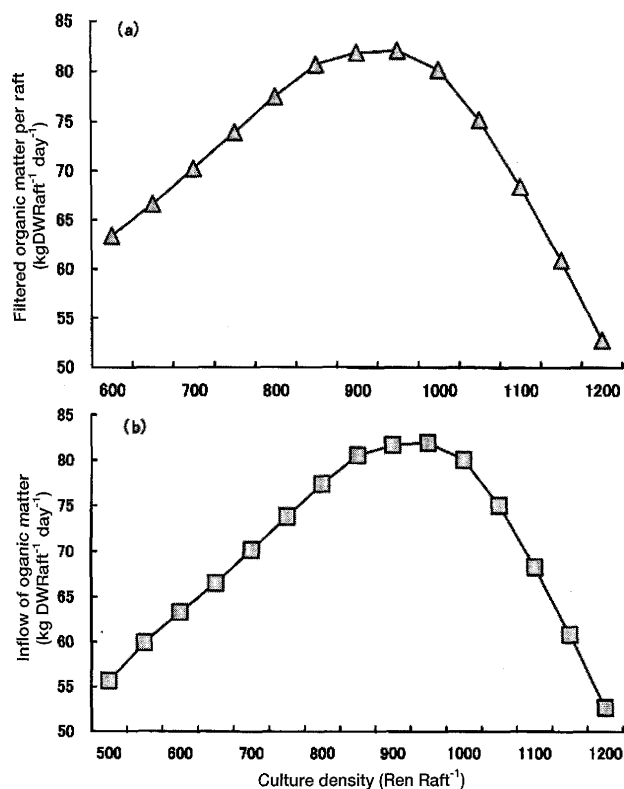


Fig. 5 Effects of oyster culture density on (a) raft-based filtered organic matter and (b) raft-based inflow of organic matter from the surrounding water.

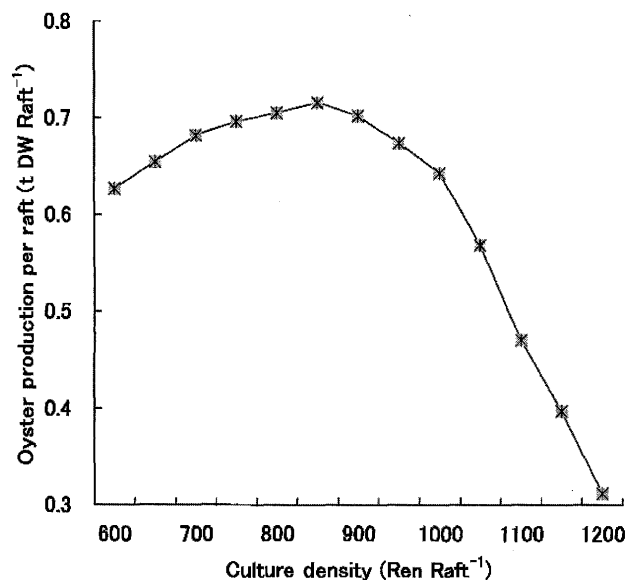


Fig. 6 Difference of raft-based oyster production with culture density.

は次第に減少し、1200連 Raft<sup>-1</sup>では0.02 t DW Raft<sup>-1</sup>と最大値の約1/36となった。このように850連 Raft<sup>-1</sup>までは養殖密度を増加させるにともない生産量は増加したが、それ以上では生産量は低下した。つまり、850連 Raft<sup>-1</sup>以上の過密養殖は好ましくないことが明らかである。

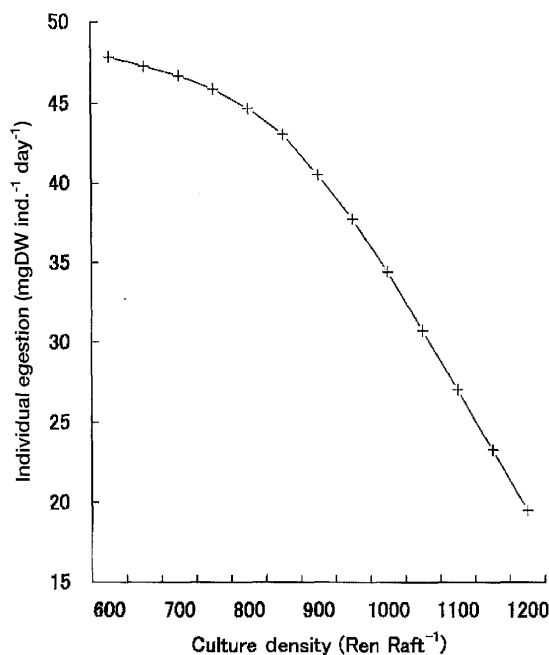


Fig. 7 Decrease in individual egestion with increasing oyster culture density.

**養殖密度が個体排糞量に与える影響** 養殖密度を増加させると個体排糞量は次第に減少した (Fig. 7)。600連 Raft<sup>-1</sup>のときには47.9 mg DW ind.<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>であったものが1200連 Raft<sup>-1</sup>のときには19.5 mg DW ind.<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>と約1/5になった。このように個体排糞量は過密養殖では1個体あたりの餌の配分が少なくなるため、排糞量が減少するものと思われる。

**養殖密度が筏当たり排糞量に与える影響** 養殖密度を増加させると筏一日当たり排泄物量は増加し、600連 Raft<sup>-1</sup>のとき21.8 kg DW raft<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>となり950連 Raft<sup>-1</sup>のときに最高値28.2 kg DW raft<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>となった (Fig. 8)。さらに養殖密度を増加させると排泄物量は減少し、1200連 Raft<sup>-1</sup>のときには18.2 kg DW raft<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>となった。

養殖密度を増加させると1個体あたりの餌の配分が少なくなり個体重量が低下する。このため個体排糞量は減少する。ただし、950連 Raft<sup>-1</sup>までは養殖密度の増加にともなう養殖カキ個体数の増加による排糞量の増加が上回るため、筏当たり排糞量は増加したと考えられる。

**結論および今後の課題** 養殖密度を増加させると個体成長速度が低下し、収穫時の個体重量が低下した。しかし筏当たり生産量は850連 Raft<sup>-1</sup>までは養殖密度が増加するにともない増加した。さらに養殖密度を増加させると生産量は低下した。このとき、筏当たり排糞量は950連 Raft<sup>-1</sup>まで増加し、その後低下した。これらの結果から、広島湾の環境条件では、カキ個体の成長から考えると、850連 Raft<sup>-1</sup>程度が適正養殖量であると言える。

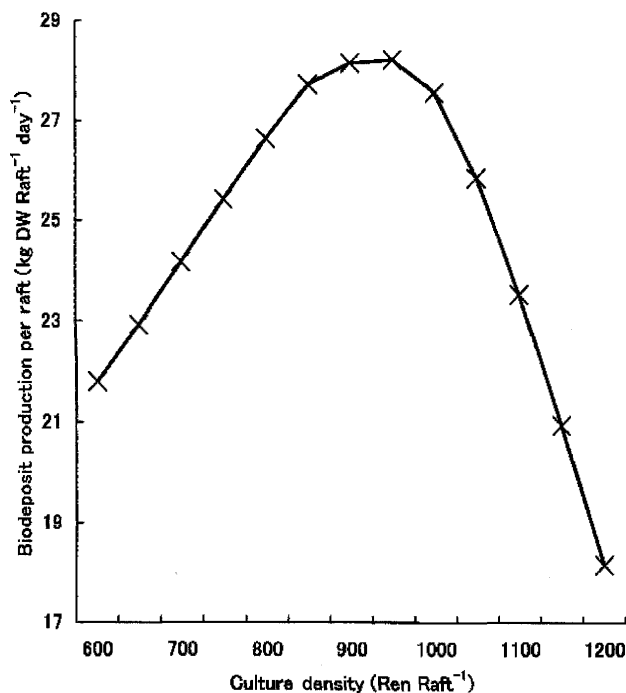


Fig. 8 Difference of biodeposit (feces) production by the difference of oyster culture density.

ただし、大型個体の方が市場価格は高いので、総生産量を下げても大型個体を生産する方が収入という点では高くなるかもしれない。この点については、市場価値を考慮した解析が必要である。また、排糞量の点では950連Raft<sup>-1</sup>が最大であり、底泥への負荷量の許容限度については底層での糞の分解速度との関係について今後明らかにしてゆく必要がある。

### 謝 辞

本研究を進めるに当たり、協力・助言をしていただいた広島県水産漁港課および広島県水産海洋技術センターの方々に感謝の意を表します。なお本研究は平成7, 8, 9年度文部省科学研究費「マガキによるN, Pの除去機能に注目した広島湾の環境保全と持続的生産に関する研究」ならびに平成9, 10年度広島県委託研究費「広島湾の持続的カキ養殖における浄化能力の評価」による支援を受けて行われたものである。

### 文 献

- 1) 木村知博. 広島湾におけるカキ養殖の問題点と将来展望. 広島湾北部海域水産振興基本計画, 参考資料(1). 1996.
- 2) 楠木 豊, 下中元信, 柳谷弘道, 大久保忠, 西本和也. カキ養殖筏設置による潮流の変化について. 広島水試研報 1974; 5: 17-21.
- 3) 川西 澄, 菊池伸哉, 内田卓志, 松山幸彦. カキ養殖場における流動と水質. 沿岸海洋研究 1998; 36: 69-75.
- 4) Raillard O, Menesguen A. An ecosystem box model for estimating the carrying capacity of a macrotidal shellfish system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1994; 115: 117-130.
- 5) 楠木 豊. カキ養殖場における漁場老化現象に関する研究. 広島水試研報 1981; 11: 1-93.
- 6) Grant J, Hatcher A, Scott DB, Pocklington P, Shafer CT, Winters GV. A multidisciplinary approach to evaluating impacts of shellfish aquaculture on benthic communities. *Estuaries* 1995; 18: 124-144.
- 7) Hatcher A, Grant J, Shofield B. Effects of suspended mussel culture (*Mytilus* spp.) on sedimentation, benthic respiration and sediment nutrient dynamics in a coastal bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1994; 115: 219-235.
- 8) 清石禮造, 富山哲夫. 浜名湖に於ける牡蠣の斃死と底土中の硫化物含有量との関係. 日本海洋学会誌 1942; 1: 75-84.
- 9) Songsangjinda P. The role of suspended oyster culture on carbon, nitrogen and phosphorus cycles in northern Hiroshima Bay. PhD Thesis, Graduate School of Biosphere Sciences, Hiroshima Univ., Higashi-Hiroshima. 1998.
- 10) Nepf HM, Sullivan JA, Zvistoske RA. A model for diffusion within emergent vegetation. *Limnol. Oceanogr.* 1997; 42: 1735-1745.
- 11) Leonard LA, Luther ME. 1995, Flow hydrodynamics in tidal marsh canopies. *Limnol. Oceanogr.* 1995; 40: 1474-1484.
- 12) Gerdes D. The pacific oyster *Crassostrea gigas* part I. Feeding behavior of larvae and adults. *Aquaculture* 1983; 31: 195-219.
- 13) Okubo A. Oceanic diffusion diagrams. *Deep-Sea Res.* 1971; 18: 789-802.
- 14) 上嶋英機, 早川典生. 瀬戸内海の物質分散, 分散特性. 沿岸海洋研究ノート 1982; 20: 1-11.
- 15) Songsangjinda P, Matsuda O, Yamamoto T, Hashimoto T, Maeda H. Uptake and release of particulate materials by suspended oyster culture in Hiroshima Bay: Results from raft study. *J. Fac. Appl. Biol. Sci. Hiroshima Univ.* 1997; 36: 147-159.
- 16) Velenti CC, Epifanio CE. The usefulness of a biodeposition collector for estimation of assimilation efficiency in oysters. *Aquaculture* 1981; 25: 89-94.
- 17) Bernard FR. 1974, Annual biodeposition and gross energy budget of marine pacific oysters, *Crassostrea gigas*. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 1982; 31: 185-190.
- 18) 楠木 豊. マガキ排糞物と懸濁物捕捉量との関係. 日水誌 1978; 44: 1183-1185.
- 19) Deslous-Paoli JM, Lannou AM, Geairon P, Bougrier S, Raillard O, Heral M. Effects of the feeding behavior of *Crassostrea gigas* (bivalve mollusks) on biosedimentation of natural particulate matter. *Hydrobiol.* 1992; 231: 85-91.
- 20) 荒川好満, 楠木 豊, 神垣正昭. カキ養殖場における生物源堆積減少 (Biodeposition) の研究 (I) 養殖密度について. *Venus* 1971; 30: 113-128.
- 21) 楠木 豊. カキ及び付着性物の排泄物量について. 水産養殖 1970; 18: 45-51.