

# 加入量がランダムに変動する資源に対するフィードバック管理 の問題点

誌名	中央水産研究所研究報告
ISSN	09158014
著者	須田, 真木 岸田, 達
巻/号	12号
掲載ページ	p. 81-96
発行年月	1998年12月

## 加入量がランダムに変動する資源に対する フィードバック管理の問題点

須田真木\*・岸田 達\*

### Effects of a Feedback Management on the Resource Production When Recruitment Fluctuates Randomly

Maki Suda\* and Tatsu Kishida\*

**Abstract :** We investigated the effects of a feedback management in which the TAC (total allowable catch) was decided according to the change of stock abundance index, using a Monte Carlo simulation technique. We supposed that the abundance of fisheries stock was not known, stock reproductions followed a Ricker type function with random fluctuations, and life span ranged two, four and six years. Recruitment fluctuation was simulated using random numbers of lognormal distributions and  $\alpha$  which decided the magnitude of the fluctuation. Cases in which information on the recruitment index was included, and was not included, were used to determine the abundance index, a factor used to decide the TAC, were examined. Simulations over a 100-year period, were repeated 100 times, and the management error was measured as the number of extinction of the stock by way of simulation. Within a certain level of recruitment fluctuation, the number of extinction was low irrespective of the length of life span. Once it exceeded the level, however, the risk of extinction increased with the shortening of life span. When the recruitment index was available for the TAC decision, the risk of extinction became remarkably low, and an exploitation rate became 1.3-1.6 times higher than the other case when it was not available.

国連海洋法条約の批准に伴い、わが国でもいくつかの近海資源に対して漁獲可能量 (TAC) の設定による資源管理が実施されることになった。

TACは、対象資源の予測資源量、再生産関係などを把握した上で、種々の管理基準を参照して設定するのが普通である。しかし、対象生物の資源学的な特性値が必要な精度で得られていなかったり、年齢別漁獲尾数など漁業に基づく情報が十分に得られない場合には予測資源量を算定した上でTACを算定する方式による資源管理が難しい。このような場合に、Tanaka (1980) は単位努力量あたり漁獲量 (CPUE)、つまり全年齢を込みにした資源量の指数だけがわかっている場合のフィードバック管理という手法を提案した。フィードバック管理についてはその後、Sakuramoto and Tanaka (1989), Harada *et al.* (1992) はさらに、発展、一般化させて、その安定性、諸特性について検討している。Magnússon and Stefánsson (1989) も別のフィードバック方式を検討した。また、Walters (1989) は再生産関係が確率的に変動する場合の最適漁獲方策を検討している。

今回は、資源特性値、資源尾数が十分に知られていない資源に対してTACによる管理を適用するための一方策として単純なフィードバック方式を考え、加入尾数が不規則に変動した場合の管理の問題点を確率モデルを用いて検討した。水産資源を対象とした管理を行う場合、最も問題となるのは加入尾数の不確実の変動であると考えられる。

## モデルと方法

検討に用いたモデルは、加入尾数が確率分布し、資源生物の寿命を2, 4, 6歳とした離散時間型の齢構成モデルである。仮想の個体群の資源特性は以下のとおりとした。

- (1) 再生産関係はRicker型とするが、加入尾数は対数正規分布に従う乱数によって変動をする。すなわち、親魚尾数を  $P$  とした時のRicker型再生産式

$$R' = aP \cdot \exp(-bP) \quad (1)$$

から定まる加入尾数  $R'$  に対し、以下の式で対数正規分布に従う乱数によるノイズを加えた  $R$  を加入尾数とする (Hilborn and Walters, 1992)。

$$R = R' \cdot \exp(\alpha \omega) \quad (2)$$

ここで、 $\omega$  は平均0、標準偏差1の正規分布  $N(0, 1)$  に従う正規乱数であり、 $\alpha$  は変動の大きさを表す係数で、0.05, 0.1, ……と0.05刻みで変化させる。すなわち、 $\alpha \omega$  は平均0、標準偏差  $\alpha$  の正規分布  $N(0, \alpha^2)$  に従う正規乱数となる。

- (2) 加入は0.5歳 (漁期直前)、産卵開始は1歳、産卵数は年齢に関係なく一定とする。  
 (3) 漁獲がなければ、同一コホートにおける加入後の個体数は指数関数的に減少し寿命に達した時点で個体数は加入尾数の1割になる。  
 (4) 産卵は年当初に行われ、漁獲は年の中間に一度に行われる。漁獲は0.5歳から始まり、年齢ごとの個体数に比例して漁獲される。また、許容された漁獲枠は取り尽くす。

すなわち、 $t$ 年当初の  $n$ 歳魚の尾数を  $B_{t,n}$ 、寿命を  $\ell$ 歳とすると、

$$P_t = B_{t,1} + B_{t,2} + \dots + B_{t,\ell} \quad (t \geq 0) \quad (3)$$

$$B_{t,1} = R_t \exp(-M/2) - C_{t,0} \exp(-M/2) \quad (t \geq 1) \quad (4)$$

$$B_{t+1,n+1} = B_{t,n} \exp(-M) - C_{t,n} \exp(-M/2) \quad (t \geq 0, 1 \leq n \leq \ell - 1) \quad (5)$$

ただし,  $C_{t,n}$ は  $TAC_t$  ( $t$ 年のTAC) を年齢ごとの個体数に比例して配分した  $n$ 歳魚の漁獲尾数,  $P_t$ ,  $R_t$ はそれぞれ,  $t$ 年当初の親魚尾数,  $t$ 年の加入尾数で, その関係は (1), (2) 式で表されているとする。モデルのパラメータ  $a$ ,  $b$ は, 便宜的に  $a = 5$ ,  $b = 3.0 \times 10^{-5}$ とした。 $a$ は卵から加入までの密度に独立した生残指数を表すパラメータで,  $b$ は密度に依存した生残指数を表すパラメータである。自然死亡係数  $M$ は寿命によって定まる (Table 1)。

**Table 1.** Natural mortality coefficient  $M$ , equilibrium point when catch = 0 and  $\alpha = 0$ , and initial value of simulation.  $R$  and  $P$  denote recruitment and parent, respectively.

Life span	$M$	Equilibrium point		Initial value		
		$R$	$P$	$P$	TAC	
					Case 1	Case 2
2	1.54	61300	34600	34600	50000	30000
4	0.66	46600	64500	64500	62000	36000
6	0.42	36500	79600	79600	66000	40000

TACは, 資源尾数の指数の変化率に対応して漁獲尾数を変化させる方式とし, 以下の2つのケースを考えた。

ケース1

$$TAC_t = TAC_{t-1} \times BI_t / BI_{t-1} \quad (6)$$

ここで  $BI_t$ はCPUEなど資源尾数の指数となる数値で,  $t$ 年当初の値である。すなわち,  $BI_t = kP_t$  ( $k$ は定数) となる。漁獲は半年後に行われるため調査と漁獲の間に半年のずれがあることになる。

ケース1ではその年の加入尾数は考慮されていないが, これを考慮に入れたものについても次式で検討した。

ケース2

$$TAC_t = TAC_{t-1} \times \{(1 - d_{t-1})BI_t / BI_{t-1} + d_{t-1}RI_t / RI_{t-1}\} \quad (7)$$

ここで  $RI_t$ は, 年当初から半年後の漁期直前にある  $t$ 年の加入尾数の指数となる数値 (本来は推定値だが, 今回は  $RI_t = kR_t$ として計算),  $d_t$ は  $t$ 年の漁獲尾数における0歳魚の割合である。ケース2でも1歳以上の親魚尾数指数についてはケース1同様, 漁期の半年前の推定値である。

Ricker型の再生産関係では, 加入尾数の確率的変動がない場合パラメータによってさまざまな周期の振動, カオスがおこる場合もある (Le Page and Curry, 1995) が, 今回のパラメータ  $a$ ,  $b$ の値付近ではreplacement lineが再生産曲線と交わる平衡点に収束した。漁獲を考えた場合は, この平衡点より低いレベルでは, 再生産曲線とreplacement lineの差が持続生産量に相当し, その値は親魚量のレベルによって異なる。今回のモデルを用い

たシミュレーションでも加入尾数の確率的変動を0とした時 ( $\alpha=0$ ) に加入尾数、漁獲尾数に適当な初期値を入れれば、漁獲尾数、親魚尾数、加入尾数はすべて平衡状態に収束したが、その値は加入尾数と、漁獲尾数の初期値によって異なった。つまり (1) 式で TAC を設定して資源管理を行うと、目標となる資源水準に近づけるという操作を組み込んでいないので、収束する漁獲尾数、資源尾数は必ずしも MSY 及びそれを達成する資源尾数ではないということである。そこで、シミュレーションの初期値をどう設定するかという問題が生じる。ここでは加入尾数の確率的変動と漁獲尾数を0とした時に到達する親魚尾数と加入尾数の収束値を求め、それを親魚尾数の初期値としてシミュレーションを行った。すなわち、親魚尾数の初期値  $P_0$ 、それに対する加入尾数を (1), (2) 式で計算し、その値を加入尾数の初期値  $R_0$  とした。1歳魚  $B_{0,1}$ 、及び、 $n$ 歳魚  $B_{0,n}$  は、寿命を  $\ell$  歳とすると

$$B_{0,1} = R_0 \exp(-M/2) \quad (8)$$

$$B_{0,n+1} = B_{0,n} \exp(-M) \quad (1 \leq n \leq \ell - 1) \quad (9)$$

という式により計算した値を初期値とした。

ケース1で  $\alpha=0$  の場合、 $TAC_0 = \gamma P_0$  として計算すると、 $P_0$  の値によらず、 $\gamma$  の値 (親魚尾数初期値に対する許容漁獲量初期値の割合) だけで親魚尾数、TAC 等の値が平衡点に収束する。Fig. 1 は上記の条件でシミュレーションを行い、それぞれの  $\gamma$  の値における20年後の値をプロットしたものである。寿命の違いによる、管理の失敗の違いを見るため、 $\alpha=0$  の場合の漁獲率の収束値が0.4となる  $TAC_0$  の値を初期値とした (Table 1)。ケース2で  $\alpha=0$  の場合は  $TAC_0 = \gamma P_0$  としたとき、 $\gamma$  と  $P_0$  両方の値により、平衡点は変化したが、 $P_0$  をケース1と同様とした場合のグラフが Fig. 2 である。ケース2もケース1と比較するため、漁獲率の収束値が0.4となる  $TAC_0$  の値を初期値とした (Table 1)。ケース1, 2とも、 $TAC_t$  を計算した時点から漁獲した。

ケース1, 2による管理で、許容されたTACをすべて漁獲すると資源が絶滅する場合がある。この危険性を、100年間のモンテカルロシミュレーションを100回行った時の資源の絶滅回数によって測った。

## 結 果

ケース1の場合 これは、資源量の指数 (CPUE など) の推定時期を年当初、すなわち漁期の半年前としたため、新規加入量を考慮に入れられない場合である。

シミュレーションの例として、寿命が4歳で  $\alpha=0.3, 0.5$  の場合の年当初資源尾数と漁獲率の経年変動及び親子関係の一例を示す (Fig. 3)。 $\alpha=0.5$  の場合は23年目で絶滅した例である。 $\alpha$  が大きい方が当然親魚尾数に対する加入尾数のばらつきが大きくなり、資源尾数と漁獲率の変動も激しくなった。

100回のシミュレーションのうち100年間の途中で個体群が絶滅した回数  $h$  と  $\alpha$  の関係を示す (Fig. 4)。図では絶滅回数  $h$  を100から引いた数 ( $100-h$ ) を安全度 (safety) としている。また、100年間100回のシミュレーションをさらに100回行ったので、安全度はその100回の平均である。資源尾数 (=親魚尾数) に対して加入尾数が小さかった年は、漁期前の半年間での資源尾数の減少率が予想より大きくなってしまいうので、半年前に計算され

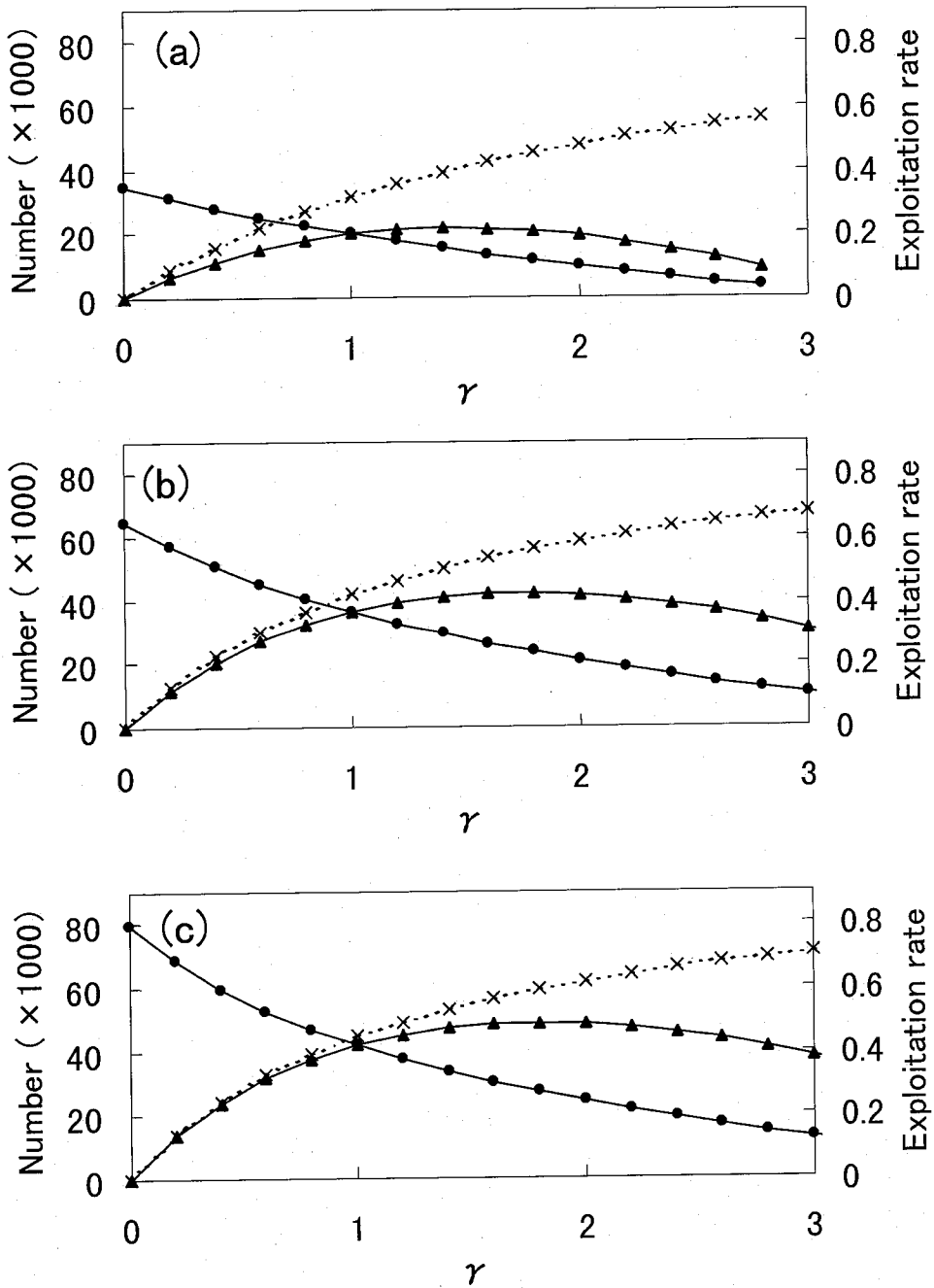
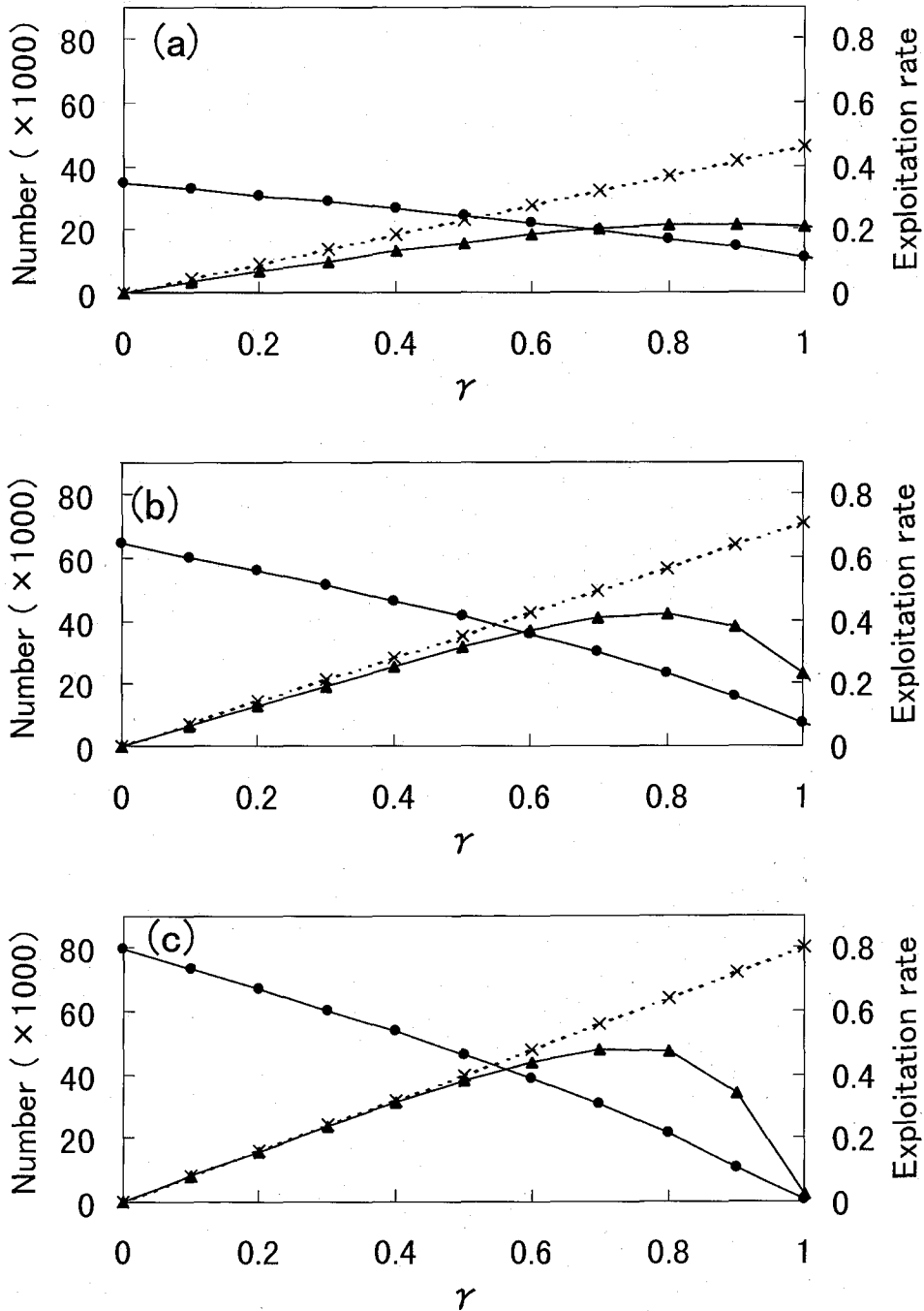
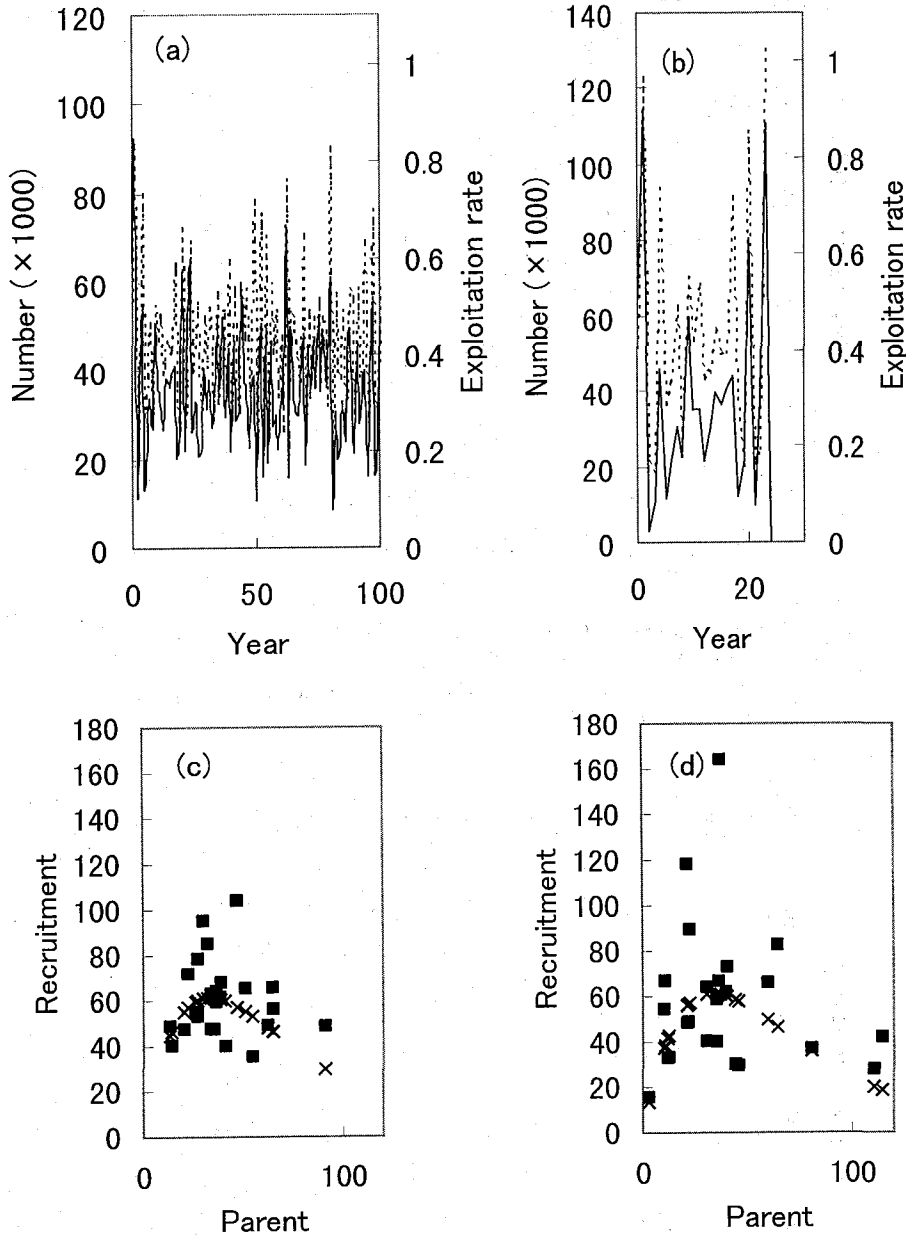


Fig. 1. Relationships between  $\gamma (= TAC_0/P_0)$  and values of stock abundance (●) at the beginning of each year, TAC (▲), and exploitation rate (×) in the case (1), when  $\alpha = 0$  and year = 20. Panels a, b, and c indicate a life span of two, four, and six years, respectively.



**Fig. 2.** Relationships between  $\gamma$  ( $= TAC_0/P_0$ ) and values of stock abundance (●) at the beginning of each year, TAC (▲), and exploitation rate (×) in the case (2), when  $\alpha = 0$  and year = 20. Panels a, b, and c indicate a life span of two, four, and six years, respectively.



**Fig. 3.** An example of the simulated yearly change of stock abundance and exploitation rate (upper panels: **a** and **b**), and reproduction relationship (lower panels: **c** and **d**) in the case (1) for a life span of 4 years.  $\alpha$  is set at 0.3 in the left panels (**a** and **c**), and 0.5 in the right panels (**b** and **d**), respectively. In the upper panels, solid and dotted lines denote stock abundance at the beginning of each year and exploitation rate, respectively. In the lower panels, symbol + denotes recruitment when  $\alpha = 0$ .



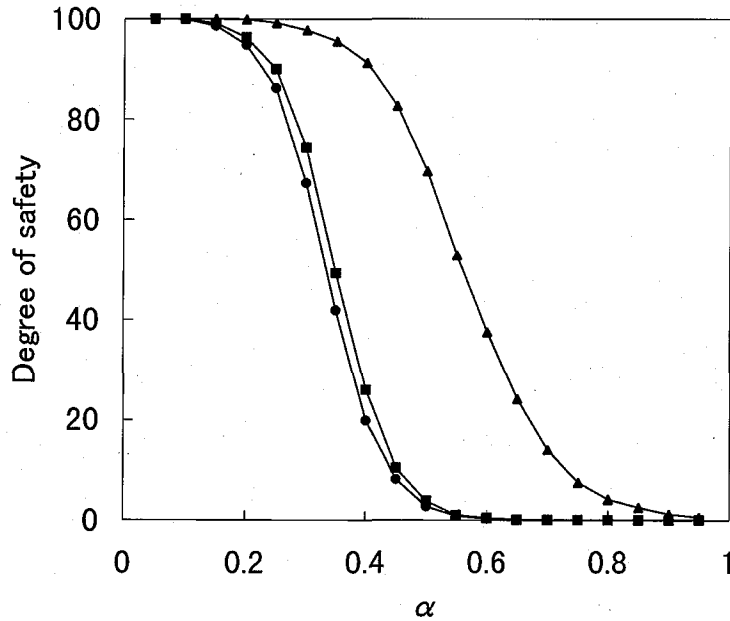


Fig. 4. Relationships between  $\alpha$  and safety in the case (1). Symbols  $\bullet$ ,  $\blacksquare$ , and  $\blacktriangle$  correspond to life spans of two, four, and six years, respectively. Safety is expressed as a value which is subtracted from the frequency of extinction of 100.

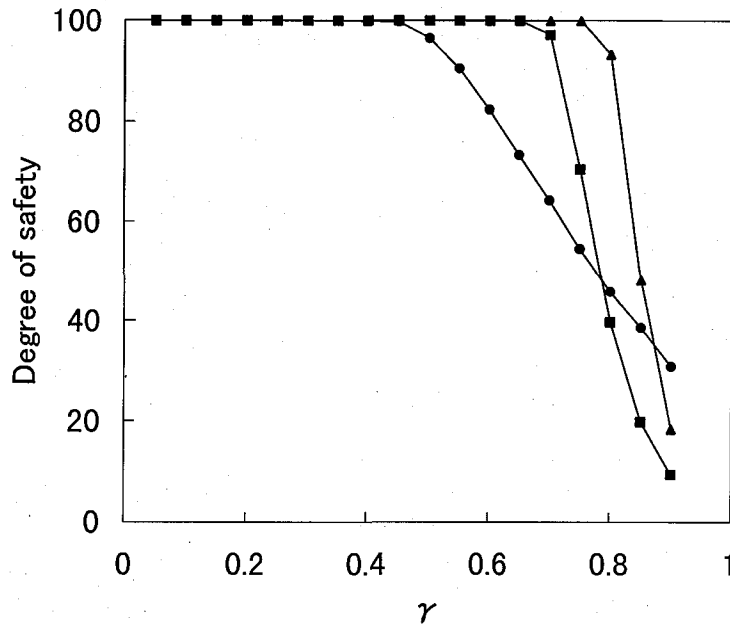
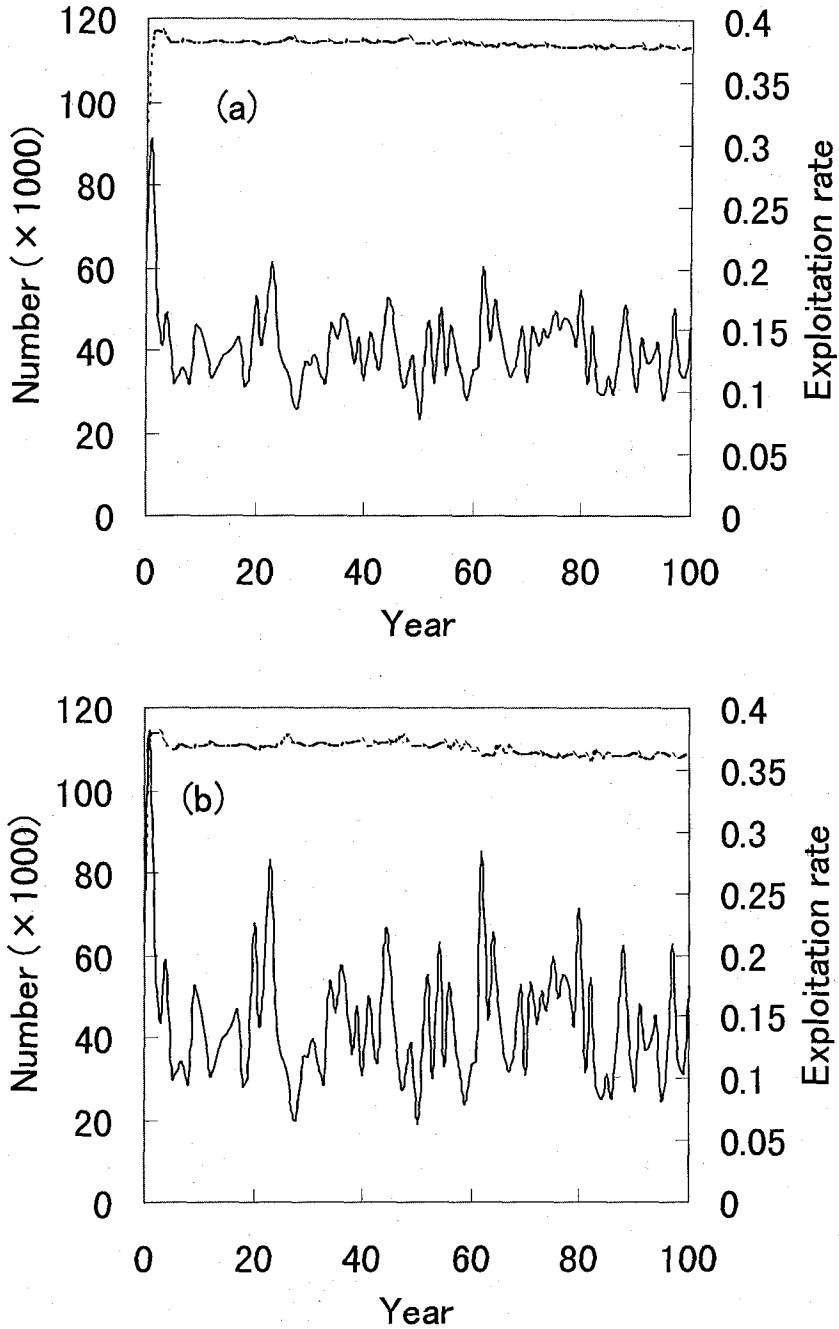


Fig. 5. Relationships between safety and  $\gamma (= TAC_0/P_0)$  in the case (1), when  $\alpha = 0.5$ . Symbols  $\bullet$ ,  $\blacksquare$ , and  $\blacktriangle$  correspond to life spans of two, four, and six years, respectively.



**Fig. 6.** An example of the yearly change of stock abundance and exploitation rate in the case (2) a life span of 4 years.  $\alpha$  is set at 0.3 in panel a, and 0.5 in panel b, respectively. Solid and dotted lines denote stock abundance at the beginning of each year and exploitation rate, respectively.

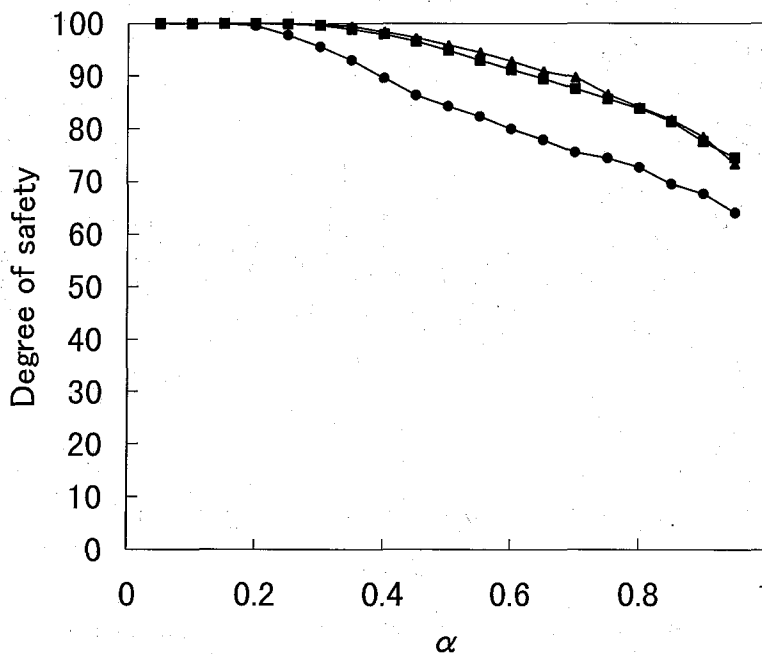
たTACに基づいて許容されただけ漁獲してしまうと資源が絶滅することが計算上は起こり得るわけである。**Fig. 4**によると、どの寿命の群でも $\alpha$ に対する安全度は逆S字状である。寿命が2, 4歳の場合には $\alpha$ が0.3付近で、また、寿命が6歳の場合には $\alpha$ が0.55付近で危険度の増加率が最大であった。

$\alpha$ が0.5のときの、TACの初期値と安全度の関係を示す(**Fig. 5**)。図ではTACの初期値を表すのに、親魚量に対する許容漁獲量の割合 $\gamma$  ( $TAC_0 = \gamma P_0$ ) を用いている。寿命が2歳の場合には $\gamma$ が0.5のときに、安全度が下がり始めるが、他の寿命の場合と比べて緩やかな下がり方であった。寿命が4歳, 6歳の場合にはそれぞれ、 $\gamma$ が0.7, 0.8を超えたところから、急激に安全度が落ちている。

ケース2の場合 漁期直前に加入量の指数を推定し、資源量(=親魚量)の指数と併せてTACを算定した場合である。シミュレーションをケース1と同様に寿命2, 4, 6歳; $\alpha = 0.05$ から0.05刻みについて行った。寿命が4歳で $\alpha = 0.3, 0.5$ の場合の年当初資源尾数と漁獲率を示す(**Fig. 6**)。この場合はケース1と異なり漁獲率はほぼ一定となった。

ケース2の $\alpha$ と安全度の関係を示す(**Fig. 7**)。**Fig. 4**のような逆S字状とはならなかった。また、ケース1に比べて $\alpha$ が大きい場合の安全度が高く、 $\alpha$ が0.4になってもどの寿命の場合も絶滅は15%以下であった。

加入尾数を把握し考慮した場合とそうでない場合の絶滅回数を異なる寿命ごとに比較し



**Fig. 7.** Relationships between  $\alpha$  and safety in the case (2). Symbols ●, ■, and ▲ correspond to life spans of two, four, and six years, respectively.

た (Fig. 8)。いずれの場合も加入尾数を考慮した場合の効果は大きいですが、特に6歳と比べると2,4歳で著しかった。ただし、寿命が6歳の場合はTACの初期値を低く設定したときは、ケース1の方が、安全性が高かった (Fig. 8)。Fig. 8 (d) は  $\alpha=0$  のときの漁獲率の収束値が0.35となるように  $TAC_0$  の値を定めて、シミュレーションを行った。ケース1の場合のTACの初期値は53000、ケース2の場合は35000である。

漁獲率について 加入群を含む資源尾数に対する漁獲率 (絶滅しなかった場合の平均) を  $\alpha=0.3$  の場合について示す (Fig. 9)。平均漁獲率は寿命が長い資源の方が高かった。加入量を考慮した方式ではどの寿命の資源でも漁獲率が高く、 $\gamma=0.7$  のとき、2歳でおよそ1.3倍、4歳で1.5倍、6歳で1.6倍であった。ケース1では、平均漁獲率は  $\alpha$  の値による違いはほとんどなかったが、漁獲率のばらつきは当然、 $\alpha$  の値が高い方が大きかった。ケース2では、平均漁獲率も  $\alpha$  の値により最大0.1程度変化した。

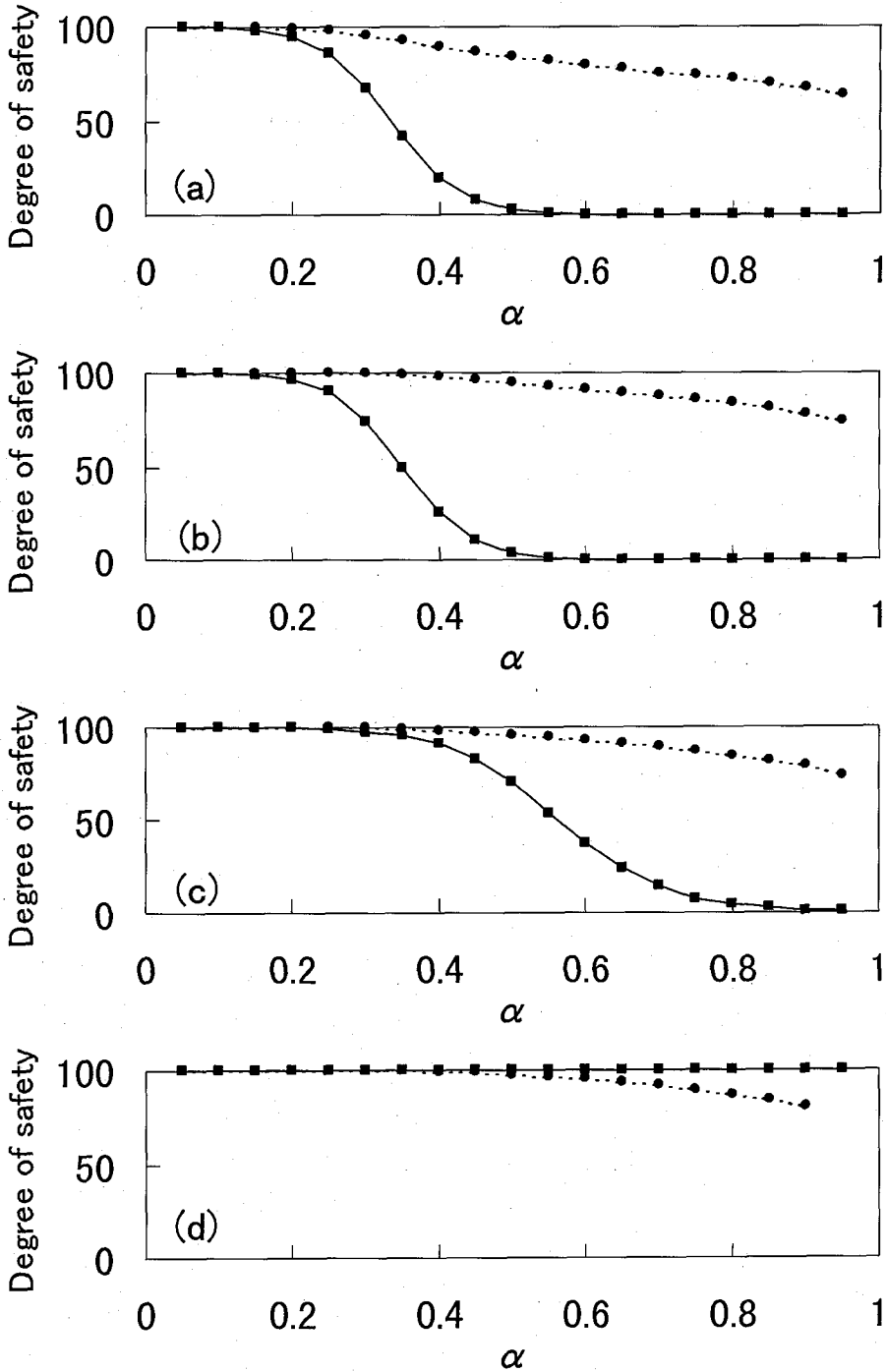
Fig. 10 は  $\alpha=0.5$  の場合の平均漁獲率と安全度の関係のグラフである。これは、 $\gamma$  の値を0から1まで0.05ずつ変えることでTACの初期値 ( $TAC_0 = \gamma P_0$ ) を変化させ、それによって得られた平均漁獲率と安全度のデータである。TACの初期値を大きくすると平均漁獲率も上がる (Fig. 9) が、同じ漁獲率の場合、寿命が長いほど安全性が高くなった。また、ケース1より、ケース2の方がどの寿命でも安全性は高くなった。

密度独立な生残指数を表すパラメータ  $a$  のとり方によっては確率的変動がない場合でも資源が周期的に変動したりカオスとなったりする。Fig. 11 は  $a=3, 6, 10$  の場合の  $\alpha$  と安全度の関係である (初期値は Table 2)。寿命が2年で  $a=3$  のときは確率的変動がない場合でも資源尾数は0へと近づいていったので Fig. 11 では省略した。また、寿命が4, 6年で  $a=10$  のときは確率的変動がない場合でもケース1では資源尾数は振動した。しかし、寿命が2年で  $a=3$  の場合以外はいずれも  $\alpha$  と安全度の関係は今回の  $a=5$  の場合 (Figs. 4, 7) と同様となった。

## 考 察

TACによる資源管理の安全性は、対象資源の加入量変動の大きさと漁獲にさらされる年数の長さ依存しているとされる (Pope, 1984)。今回の単純なフィードバック方式でのシミュレーションの結果では加入量の確率的変動がある程度大きくなると寿命による安全性の差が顕著に現れた。すなわち自然死亡が大きい寿命の短い資源は危険が大きいということになる。しかし加入量の確率的変動がある程度小さいと今回の方式でも寿命に関係なく危険は小さいということが示された。

加入量の確率的変動が大きい場合でも加入量の指数を組み入れたケース2の場合には効果がやはり顕著であった。ケース2の場合でも加入量の確率的変動が大きくなると資源の絶滅が避けられないのは、1歳以上の資源量指数をモニターするのが漁期の半年前であるため漁期までに自然死亡があるのと、最高齢魚については資源からの除外があるためである。このため加入量が親魚量に対して極端に小さいと資源量に対するTAC (つまり漁獲量) が1を超えてしまい絶滅してしまうことがあった。これによる絶滅を防ぐには親魚量指数のモニターについても時間遅れを避けるとか、その間の自然死亡を考慮に入れてTACを設定



**Fig. 8.** Relationships between  $\alpha$  and safety in the case (1) and (2). Panels **a**, **b**, and **c** indicate life spans of two, four, and six years, respectively. Panel **d** indicates a life span of six years, and exploitation rate of 0.35. Solid and dashed lines represent case (1) and (2), respectively.

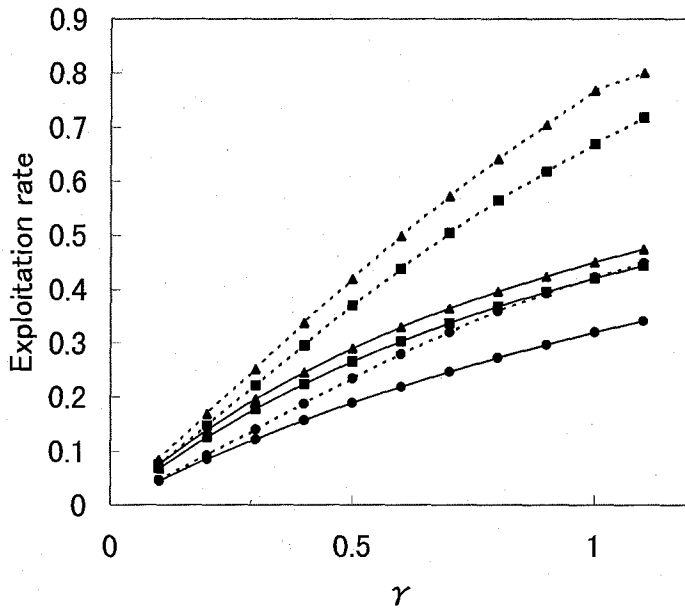


Fig. 9. Relationships between  $\gamma (= TAC_0/P_0)$  and exploitation rate when  $\alpha = 0.3$ . Solid and dashed lines represent case (1) and (2), respectively. Symbols  $\bullet$ ,  $\blacksquare$ , and  $\blacktriangle$  correspond to life spans of two, four, and six, respectively.

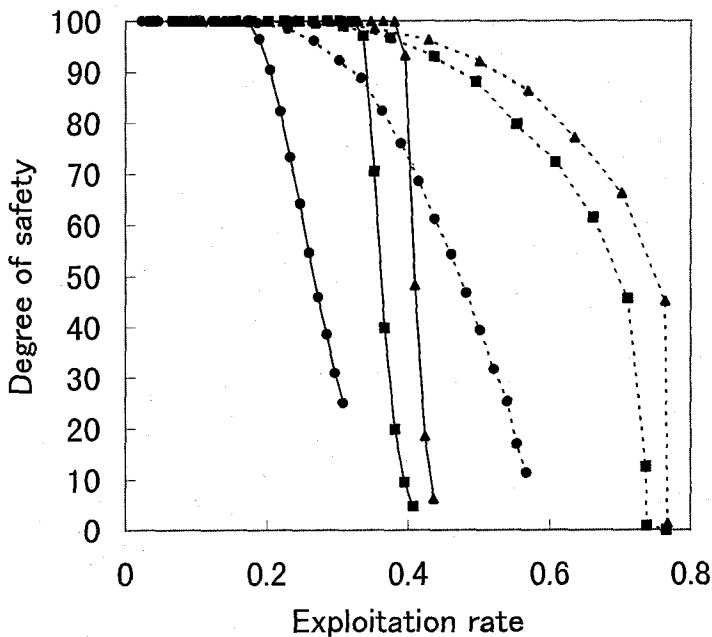


Fig. 10. Relationships between exploitation rate and safety when  $\alpha = 0.5$ . Solid and dashed lines represent case (1) and (2), respectively. Symbols  $\bullet$ ,  $\blacksquare$ , and  $\blacktriangle$  correspond to life spans of two, four, and six years, respectively.

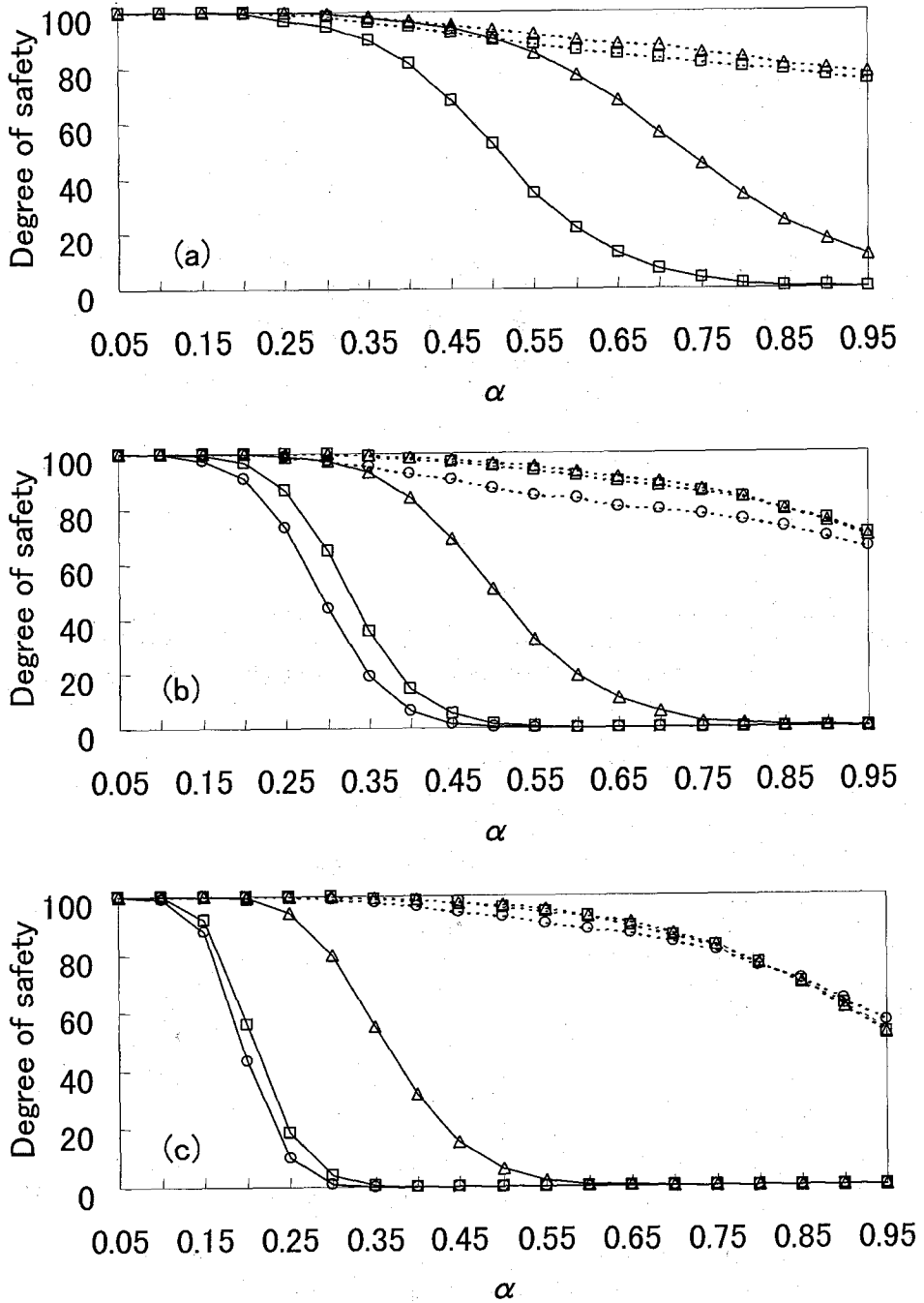


Fig. 11. Relationships between  $\alpha$  and safety. Symbols ○, □, and △ correspond to life span of two, four, and six years, respectively. Solid and dashed lines represent case (1) and (2), respectively. Panels a, b, and c indicate  $a=3$ ,  $a=6$ , and  $a=10$  respectively.

**Table 2.** Natural mortality coefficient  $M$ , equilibrium point when catch = 0 and  $\alpha = 0$ , and initial value of simulation.  $R$  and  $P$  denote recruitment and parent, respectively.

Life span	$M$	$a$	Equilibrium point		Initial value		
			$R$	$P$	$P$	TAC	
						Case 1	Case 2
2	1.54	3	31100	17540	17540	25400	15500
		6	72000	40645	40645	58900	36000
		10	102200	57700	57700	83700	51000
4	0.66	3	34300	47500	47500	44200	27000
		6	50900	70600	70600	65700	40000
		10	63200	87600	87600	81500	50000
6	0.42	3	28700	62600	62600	52000	32000
		6	39300	85700	85700	71100	43000
		10	47140	102700	102700	85200	52000

するといった更にきめの細かい管理方策が必要になる。今回は寿命が1年という資源（年魚）は扱わなかったが、この場合は再生産関係が把握できない限り、加入量豊度の把握はTAC設定のために必須の要件であろう。寿命が長い魚種でも加入量の直前予測は効果があることが今回のシミュレーションで示された。

TACの初期値が低く、寿命が6歳の場合はケース2よりもケース1の方が安全性が高かった (Fig. 8)。これは寿命が6年の場合、ケース1では、TACの初期値が親魚量の初期値の7割 ( $P_0 = 79600$ のとき、 $TAC_0 = 55720$ ) 程度までは、 $\alpha$ の値が大きくなっても、安全性が100と高いのに対し、ケース2では、 $\alpha$ の値が大きくなるにつれて平均漁獲率も上がり、安全性が低くなるためである。

寿命が短い場合や加入量変動が大きい場合には資源の絶滅の危険が大きい一方で、利用率も低く、その変動も大きいことが示された。これは卓越年級群が発生したような場合でもTACにその情報を組み込めないため取り残しが生じるためである。寿命の短い資源ではその分が再生産に寄与できずに自然死亡してしまうことになる。加入量指数の予測は通常漁業情報には頼れないので、独自の調査体制を組む必要があり、調査コストがかかることになるが、これによって乱獲の危険が減るばかりでなく、資源の有効利用（漁獲率の増加）も期することができる。TACが漁期途中で変更可能であれば漁期開始以降にCPUEなどの漁業情報から加入豊度を推定し、TACの修正を行うこともできる。

資源量指数の推定に誤差はつきものと考えられるが、資源量指数を過大推定するとTACを実際の許容量より多く与えてしまい資源に悪い影響があるであろう。今回のフィードバ



ック方式では指数による変化率に基づいてTACを算定しているため、系統的な誤差であれば相殺されてしまい影響はないと考えられる。しかしランダムに誤差があった場合には、それがあがる程度大きくなると資源の絶滅を招き得るといった問題が生じることが知られている (Sakuramoto and Tanaka, 1989)。

今回はシミュレーションの初期値には  $TAC=0$  とした時の平衡値を用い、資源の再生産力、密度依存性、適正水準などについての情報は一切ないものとした。しかし、実際には過去のデータから適正なCPUEの水準は推定できる場合が多く、現実の水準はそれを下回っている場合が多いであろう。このような場合には経験的にでも資源量指数の目標水準を設定し、再生産関係が好転した場合の加入の増加をすべて漁獲の増加に振り向けるのではなく、一部を資源水準の回復に振り向けるような方策 (Tanaka, 1980) を採るべきであろう。

## 謝 辞

本論文をまとめるにあたり、有益なご助言をいただいた中央水産研究所赤嶺達郎博士に謝意を表す。

## 文 献

- Harada Y., Sakuramoto K., and Tanaka S., 1992 : On the stability of the stock - harvesting system controlled by a feedback management procedure. *Res. Popul. Ecol.*, **34**, 185 - 201.
- Hilborn R. and Walters C.J., 1992 : Quantitative fisheries stock assessment, 1st ed., Chapman and Hall, New York, pp. 264 - 266.
- Le Page C. and Curry P., 1995: Age dependent fecundity and the dynamics of a density - dependent population model. *Math. Comput. Model.*, **21**, 13 - 26.
- Magnússon K.G. and Stefánsson G., 1989 : A feedback strategy to regulate catches from a whale stock. *Rep. Int. Whal. Commn. (Special Issue II)*, 171 - 189.
- Pope J.G., 1984 : Notes on the scientific problems of TAC management. *FAO Fish. Rep.*, **289**, sup. 2, 129 - 147.
- Sakuramoto K. and Tanaka S., 1989 : A simulation study on management of whale stocks considering feedback systems. *Rep. Int. Whal. Commn. (Special Issue II)*, 199 - 210.
- Tanaka S., 1980 : A theoretical consideration on the management of a stock - fishery system by catch quota and on its dynamical properties. *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish.*, **46**, 1477 - 1482.
- Walters C.J., 1989 : Value of short - term forecasts of recruitment variation for harvest management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **46**, 1969 - 1976.