

自然環境保全基礎調査

海域自然環境保全基礎調査

海棲動物調査報告書

平成11（1999）年3月

環境庁自然保護局 生物多様性センター

はじめに

自然環境保全基礎調査は、昭和48年度より、我が国における自然環境の現況及び改変状況を把握するために環境庁が自然環境保全法に基づき実施しているものであり、陸域、陸水域、海域を含む国土全体を対象としている。

沿岸域は、多様な生物が生息していることから、生物多様性の保全上重要な部分であるが、埋立等の人間活動による影響が大きいところでもある。よって、沿岸域における人間と自然との共生を実現するためには、沿岸域の自然環境の把握が不可欠である。

沿岸域に関する調査は、第1回自然環境保全基礎調査における海域自然度調査から始まり、第5回自然環境保全基礎調査における海辺調査まで、海岸の改変状況や干潟・藻場・サンゴ礁の分布状況の把握を主に行ってきた。

我が国では平成8年7月に国連海洋法条約が発効したが、同条約では海洋環境の保全に関して、従来からの海洋汚染の防止のみならず、海洋生態系・海洋生物の保全の推進を規定しており、我が国としても積極的に取り組むことが求められている。

このため、我が国の沿岸域における生物学的知見の一層の集積を図るために、平成9年度から従来の海域に係わる自然環境保全基礎調査を拡充し、海域自然環境保全基礎調査を開始することとなった。この中で海棲動物調査として、ウミガメ類、鯨類及び鰐脚類等を対象に既往知見のとりまとめ及び調査手法案の検討を行ってきた。

本報告書は、財団法人海中公園センターが請け負い、上記海棲動物の生息状況に関する最新情報の収集及び我が国の沿岸域に生息する海棲動物のうち、回遊せず、沿岸環境の改変による影響を受けやすいものと考えられるスナメリ（ネズミイルカ科）の調査手法案の検討を行ったものである。

平成11年3月

環境庁自然保護局生物多様性センター

		第1回基礎調査 (昭和48年度)	第2回基礎調査 (昭和53・54年度)	第3回基礎調査 (昭和58～62年度)	第4回基礎調査 (昭和63～平成4年度)	第5回基礎調査 (平成5～10年度)	
自然環境保全基礎調査	調査対象	自然度調査 植生自然度	すぐれた自然調査 植 物	植 生 調 査 特定植物群落調査	植 生 調 査 特定植物群落調査 巨樹・巨木林調査	植 生 調 査 特定植物群落調査	
	動 物		野生動物	動物分布調査	動植物分布調査 全種調査	動物分布調査 全種調査	
	地形・地質		地質・地形 歴史的 自然環境	表土変化状況調査	自然景観資源調査		
	陸水域 河 川	陸水域自然度 河 川		河 川 調 査	河 川 調 査	河 川 調 査	
	湖 沼	湖 沼		湖 沼 調 査	湖 沼 調 査	湖 沼 調 査 浸地調査	
	海 域	海域自然度	海中自然環境	海 岸 調 査 海域生物調査 干潟・藻場・キノコ 礁分布調査 海域環境調査	海 岸 調 査 海域生物環境調査	海 岸 調 査 海域生物環境調査	海 邊 調 査
	生態系	環境寄与度調査				生態系総合 モニタリング調査	生態系総合 モニタリング調査
海保全自然環境調査	調査対象					第1回海域基礎調査 (平成9～13年度)	
	海 域					海 邊 調 査 海棲動物調査 重要沿岸域生物調査	
生物多様性調査	種					種の多様性調査 (平成6～10年度)	
	生態系					生態系多様性地域調査 (平成6～15年度)	
	遺伝子					遺伝的多様性調査 (平成8～12年度)	

自然環境保全基礎調査・海域自然環境保全基礎調査・生物多様性調査骨子一覧

自然環境保全基礎調査検討委員会海棲動物調査分科会検討委員

内 田 詮 三	国営沖縄記念公園水族館館長
太 田 英 利	琉球大学熱帯生物圏研究センター助教授
大 泰 司 紀 之	北海道大学大学院獣医学研究科教授
粕 谷 俊 雄	三重大学生物資源学部教授
菅 沼 弘 行	(財)東京都海洋環境保全協会 小笠原海洋センター副館長

目 次

はじめに

第1章. 海棲動物類の生息状況に関する情報	1
1. ウミガメ類	3
1-1. 日本産ウミガメ類の保全に関する近年の研究と今後の課題	3
1-2. 最新の情報：文献リスト	29
2. 鰐脚類	31
最新の情報：文献リスト	
3. 鯨類	32
最新の情報：文献リスト	
第2章. 鯨類生息調査手法（案）	35
鯨類調査（スナメリ生息調査）実施要領（案）	

第1章. 海棲動物類の生息状況に関する情報

1. ウミガメ類

1-1. 日本産ウミガメ類の保全に関する近年の研究と今後の課題

太田英利（琉球大学熱帯生物圏研究センター）

はじめに

日本におけるウミガメ類の保全のよりどころとなる基礎資料は、これまでおもに産卵のために上陸する雌個体、および産み落とされた卵と孵化幼体を対象とした研究によってもたらされてきた。特に、産卵上陸の個体数、頻度、孵化率、種組成などについては、近年日本各地の産卵浜で調査が行なわれ、そのうちのいくつかでは定期的な調査によって経年変化に関するデータの蓄積も進んでいる（詳細は、亀崎・松井 [1997], Kamezaki and Matsui [1997] 参照）。しかしこうした繁殖の各パラメータへの大きな影響が予想される浜の物理的・人為的環境要因については、その保全上の重要性にも関わらず知見に乏しく、各要因の影響の有無やその度合いについては、世界的にみても2変量による相関分析以上の定量的な解析はほとんど行なわれていない。浜の環境に関するこれらの要因が、複合的にウミガメの繁殖の各パラメータに影響を与えていることは想像に難しくなく、その意味でこうした要因の相対的な重要性や影響の様式は、多変量的なアプローチによって検討されるべきであると考えられる。

一方、産卵のために上陸した雌個体や、産み落とされた卵、海に戻る前の孵化幼体に比べ、海中でのウミガメの生態については、知見はより限られている。とはいえ近年、大きな規模での回遊の地理的パターンについては、標識個体の再捕獲記録の解析や分子マーカーにもとづく孵化幼体の追跡、発信器装着個体の衛星による追跡などにより、知見が蓄積されつつある（亀崎・松井, 1997; Kamezaki and Matsui, 1997）。これに対し、日本近海の海中におけるウミガメの生態に関する知見は極端に少なく、領海内での生息域の確保や混獲の回避といった保全上重要な課題の検討にも支障をきたしている。

以上の問題を念頭に当研究室では、2名の大学院生（菊川章、平手康市の二氏）、ならびに日本ウミガメ協議会の亀崎直樹氏の協力のもと、沖縄島や周辺離島における、I. ウミガメの産卵浜の選択に浜のさまざまな環境条件がおよぼす影響、および II. 沿岸海域に出現するウミガメの種・性・サイズ組成とその季節変動についてデータを収集し検討を加えた。以下、これらの研究結果を紹介し、その保全学的な意義、ならびにウミガメ類の保全を進めるにあたり今後必要となる研究課題についてコメントする。

研究 I. 重回帰法を用いた、アカウミガメの産卵浜の選択に影響を与える浜の環境条件の解析

I-1. 材料と方法

上陸頻度の月間変動や産卵個体数、無産卵上陸の頻度に関する調査報告（Kikukawa et

al., 1996, 1998)で既報のように、1994～1996年の各年の産卵期間中、沖縄島および周辺離島の計113の砂浜を調査し、それぞれの浜について物理的、人為的な要因を中心に環境パラメータを浜の形質として定量化した。そして、環境要因ないし産卵頻度(Kikukawa et al., 1998)に関するデータが十分に揃わなかった12浜を除く101浜(図1)のデータについて、解析を行なった。

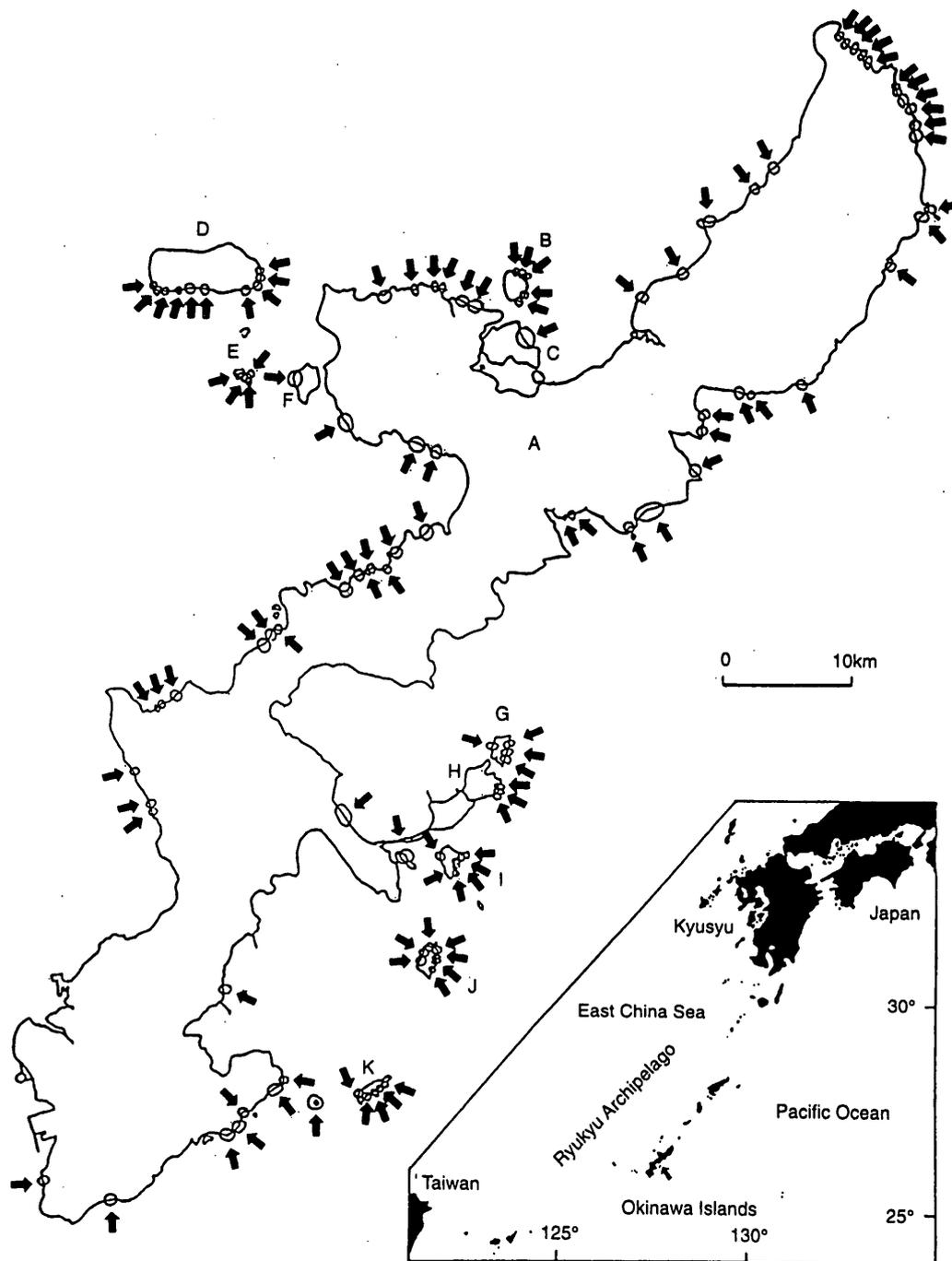


図1. 沖縄島と周辺離島の地図. 調査した砂浜を○と矢印で示す. 島名は, A: 沖縄島, B: 古宇利島, C: 屋我地島, D: 伊江島, E: 水納島, F: 瀬底島, G: 伊計島, H: 宮城島, I: 浜比嘉島, J: 津堅島, K: 久高島.

解析に当っては、調査期間中にみられた雌による掘巣跡（ボディーピット）の総数を BPt、調査回数を St、浜の波打ち際の長さを B1 としたときに、

$$BPd = BPt / (St \times B1)$$

で得られる掘巣跡密度 BPd を目的変数とした。

産卵浜の嗜好性は、同じウミガメでも種によって異なることがこれまでの海外での調査から示唆されている (Schultz, 1975; Mortimer, 1982; Prichard and Trebbau, 1984; Hays et al., 1995)。琉球列島では3種のウミガメ（アカウミガメ *Caretta caretta*, アオウミガメ *Chelonia mydas*, タイマイ *Eretmochelys imbricata*）の産卵が知られているが (Kamezaki, 1989)、今回の調査地での産卵は、80%以上がこのうちアカウミガメによるものであることが、これまでの調査から明らかになっている (Kikukawa et al., 1998)。そこで今回の調査結果は、おもにアカウミガメの産卵浜の選択に関するものととらえることができる。

各々の砂浜について調査した形質、およびその定量化法を以下に記す。

- (1) 浜の長さ：浜の波打ち際の長さ；10m の精度で沖縄県庁所蔵の航空写真より求める。
- (2) 浜の奥行き：現場で 1m の精度で実測する。
- (3) 浜の高さ：現場で 0.1m の精度で実測する。
- (4) 浜の後背地の地形：崖・平地に、それぞれ 1, 0 のダミー変数をあたえる。
- (5) 浜の砂の軟度：砂が湿ることによる影響を除くため、降雨時とその直後を避けて、図 2 に示す器具を用いて測定する；各測定では、おもり (B) を 50cm 持ち上げて離す操作を 5 回繰り返した後、砂中にめり込んだ棒 (A) の先端部の長さを 1cm 単位で記録する；それぞれの浜について、100m 間隔で測定点を設け、各々の測定点で上記の測定を 5 回ずつ繰り返す；得られたすべての値の平均値を求め、これをその浜における砂の軟度とする。

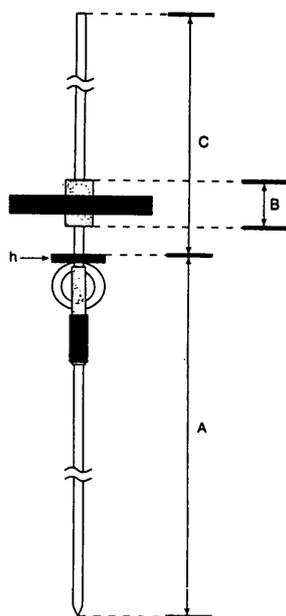


図 2. 砂の軟度を測定するために考案した装置の側面図。A：鉄製の棒，長さ 110 cm，直径 8 mm，重さ 520g，下端の尖り角 60 度。B：鉄製のおもり，外径 170 mm，内径 10 mm，重さ 2.5kg。C：アルミ製スライドレール，長さ 850 mm，直径 9 mm，重さ 105g。

- (6) 緯度：地図上で、30分単位で求める。
- (7) 浜の向き：浜の中央の波打ち際から海方向に出した垂線の向き；東向き，西向きに，それぞれ1,0のダミー変数をあたえる。
- (8) 沖合い3km以内における陸地の存在：その有無に，それぞれ1,0のダミー変数をあたえる。
- (9) 浜の開放角：浜の中央の波打ち際から左右にそれぞれの方向に，3km以内で陸域に入らないよう注意しつつ波打ち際ぎりぎりに引いた線の交角；地図を用い1度の精度で求める。
- (10) 波打ち際からリーフェッジまでの最短距離：航空写真を用い，10mの単位で測定する。
- (11) 礁池（ラグーン）の存在：航空写真を用いて陸域とリーフェッジとの間における，最干潮時の水深1m以深の水域の有無を判定し，それぞれに1,0のダミー変数をあたえる。
- (12) 礁原（リーフフラット）の存在：航空写真を用いて有無を判定し，それぞれに1,0のダミー変数をあたえる。
- (13) 水路の存在：航空写真を用いて波打ち際近くから沖合に向けて伸びる水路の有無を判定し，それぞれに1,0のダミー変数をあたえる。
- (14) 人工的な可視光の量：デジタル照度計（Fine, FLX-1334）を用い，4～10月の月の出ていない夜，各々の砂浜に100m間隔で設けた測定点における21:00, 23:00, 01:00, 03:00の上方，海側，陸側，および左右の汀線方向の光量を測定する；得られたすべての値の平均値を求め，これをその浜における人工光の量とする。
- (15) 最も近い集落までの距離：10m単位で測定する。
- (16) 最も近い舗装道路までの距離：10m単位で測定する。
- (17) 最も近い建造物までの距離：10m単位で測定する。
- (18) 浜に沿って設けられた人工堤の長さ：10m単位で測定する。
- (19) 人工堤の長さの，浜の長さに対する割合。
- (20) 外部からのヒトの侵入路の数。
- (21) 浜への車両の侵入の有無：それぞれに1,0のダミー変数をあたえる。
- (22) 沖合い3km以内における人工障害物の存在：その有無に，それぞれに1,0のダミー変数をあたえる。
- (23) レジャー施設の存在：その有無に，それぞれに1,0のダミー変数をあたえる。

なおこのうち(14)の人工的な可視光の量は，時間的な制約から，できるだけ位置的・地形的変異の大きな37の浜をまず選び，これらの浜に限って測定した。

以上23の浜の形質を説明変数の候補とし，この中から forward selection method によって説明変数を選択した。一般に重回帰モデルの信頼性を高くするためには，F値が2.0以上の変数を説明変数とするのが適当とされる。しかしここでは，少しでも影響のある変数を見落とさないために，説明変数の選択の基準を，F値1.5以上と設定する。

解析はまず，(a) 形質(14)が測定された37の浜のみを対象とし，(14)のデータを含む全23形質のデータセットを扱うもの，および(b)調査した101の全砂浜を対象とし，(14)を除く22形質のデータセットを扱うものに分け，それぞれコンピュータソフト StatView J4.5 (Abacus Concepts) を用いて行なった。

I-2. 結果と考察

調査した浜の各形質は、浜の間で著しい変異を示した(詳細は Kikukawa et al. [1999] の Appendix 参照). 可視光の量(14)を測定した 37 の浜に関する解析(a)では、(14)は十分に高い F 値を示さず($F=0.832$), 説明変数に選ばれなかった. よって以下では、(14)を除く 22 形質を扱い、101 の全浜について行なった解析(b)のみを問題とする.

forward selection による選択の結果、浜の 22 形質のうち 5 形質が、重回帰モデルにおける説明変数として選ばれた. これらを F 値の大きな順に挙げると、(5)浜の砂の軟度(正: $F=12.401$), (15)最も近い集落までの距離(正: $F=10.807$), (11)礁池(ラグーン)の存在(正: $F=6.719$), (1)浜の長さ(負: $F=2.149$), (3)浜の高さ(正: $F=1.744$)となった. 一方標準化部分回帰係数(standardized partial regression coefficient)の絶対値では、(15)が最も大きな値(0.296)を示し、わずかな差で(5)が続き(0.293), 以下は F 値と同様、(11)(0.217), (1)(-0.123), (3)(0.119)の順となった. R^2 の値は 0.379 と小さいが、統計的には有意性を示した($P<0.001$).

このような解析結果は、今回検討された浜の形質の中では、砂の軟度、最も近い集落までの距離、礁池の存在、浜の高さが、ウミガメの産卵浜の選択に対して正の効果を及ぼし、一方浜の長さは負の効果を及ぼすことを示している. F 値の大小から、最も影響の大きいのは砂の軟度で、最も近い集落からの距離が続き、礁池の存在、浜の長さ、浜の高さの順となると考えられる. 重回帰モデルの説明変数として砂の軟度が選ばれたことは、ウミガメの雌が産卵穴を掘り易い軟度の高い砂の浜を好むことを反映すると思われる. Mortimer(1990)はアセンシオン島におけるアオウミガメの産卵を調査し、粗く乾いた崩れやすい砂地ではウミガメはなかなか卵室を構築することができず、幾度となく巣を掘ろうとするため結果として多くの偽似産卵巣(dummy nest)が残されるとしている. 今回の調査地における砂の粒度は不明だが、仮にアセンシオン島の場合と同様、軟らかい砂地では砂が崩れやすいため卵室を掘るのが困難だとすると、高い掘巢跡の密度(BPd)は、実際の産卵頻度よりむしろ産卵巣構築の失敗の頻度を反映する可能性も考えられる. しかしながら今回の調査地では、掘巢跡数と実際に卵が産み落とされた巣の数との間に高い相関が認められ(Kikukawa et al., 1998), この可能性は否定される.

ウミガメの産卵巣の構築に浜の砂の性質が及ぼす影響を解明することを目的として、これまでに様々なアプローチが試みられてきた(Stancyk and Ross, 1978; Johannes and Rimmer, 1984; Mortimer, 1990). しかしながらこれらの研究の中で検討された砂の性質は、いずれもウミガメの産卵頻度と明確な相関を示さなかった. これに対しわれわれの解析結果は、今回考案された方法で定量化された砂の軟度が、ウミガメの産卵浜の選択を予測する上で重要な形質の一つであることを強く示唆しており、今後ウミガメの産卵地として浜を評価する際、あるいは浜をウミガメの産卵に好適な状態で保存してゆく策を考える際、この形質に十分な注意を払う必要があると思われる.

今回の解析で示唆された、最寄りの集落からの距離と産卵頻度との正の相関は、産卵雌にヒトの活動域から離れた場所を上陸場所に選ぶ傾向があることを示している. このような傾向は、前出のアセンシオン島のアオウミガメでも認められる(Stancyk and Ross, 1978; Mortimer, 1982).

礁池の存在も、重回帰モデルのなかで比較的高い正の影響を示した。Hughes (1974) は、南アフリカのトンガランドでの研究に基づき、アカウミガメが、岩が突出した場所や最干潮水面下にリーフの発達した場所の近くの浜で産卵する傾向を示すことを報告している。そしてこうした傾向は、アカウミガメがこのような特異な海底地形を、上陸場所に向け自らを定位する際に利用するため生じたのではないかと推測している。沖縄諸島では、リーフ内の海底地形は礁池の方がそれ以外より複雑な傾向があり、浜への上陸をひかえた雌がこうした礁地の地形を道しるべにしていることも考えられよう。

今回の解析で、浜の長さが、ウミガメの産卵浜の選択に負の影響を及ぼした理由を説明するのは難しい。沖縄では規模の大きな砂浜は、小規模な砂浜に比べ観光客をはじめ海水浴客等が多く訪れる傾向がある。今回の結果は、こうした人間の浜での活動が、ウミガメの上陸・産卵の障害となっていることを間接的に反映しているのかも知れない。

上記の重回帰モデルにおける浜の高さの正の影響は、雌が産卵巣の冠水を避けるため、大潮の満潮時でも十分水面の上になるような浜の高い位置に産卵しようとすることを反映すると思われる。Kikukawa et al. (1996) は今回のデータのうちの 1994 年と 1995 年の分を通常の回帰分析で解析し、掘巣跡密度と浜の奥行き間に有意な正の相関があることを報告している。浜の奥行きは、浜の高さと同様、雌のウミガメにとっての産卵場所の見つけ易さを反映する一定の指標となるかも知れない。しかし今回の解析結果は、浜の高さが浜の幅よりもより重要な形質であることを示している(各々の r 値は 0.313, 0.226)。

今回の解析では、これまで幾たびか指摘されてきた人工光のウミガメの上陸・産卵に対する悪影響 (Witherington, 1992; Salmon et al., 1995) を確認することはできなかった。これは、少なくとも今回観測された照度の範囲(0.00-0.28lux, $x=0.03$, $SD=0.05$)では、人工光はあまり影響を及ぼさないということかも知れない。しかしながら上でもことわったように、今回人工光に関するデータが得られたのは 37 の浜に過ぎず、上記の点に関して明確な結論を下すためには、より多くの浜におけるデータの収集と解析が必要であろう。また今回、光の形質としては照度のみを問題としたが、近年の研究では、同じ照度の光でもその波長によってウミガメに対する影響の出方が異なることが示されており (Witherington, 1992), 今後さらに解析を進める際には、この点についても考慮する必要があるだろう。

今回の重回帰モデルにおける R^2 値は有意ではあるものの 0.379 と比較的小さい。このことは、今回の解析からもれた要因の中にも、ウミガメの上陸・産卵に有意な影響を及ぼす要因のあることを示唆している。今後解析を進めるに当たっては、より多くの要因を拾い定量化する工夫も必要である。

研究 II. 沖縄島近海におけるウミガメの種・性・サイズ組成とその季節変動について

II-1. 材料と方法

沖縄島の中部東岸の宜野座村漢那地区沖に設置された定置網(図 3)に混獲されるウミガメを、1996 年 1 月から 1999 年 12 月までの 4 年間にわたって調査した。定置網という漁具の性質状、混獲されたウミガメには種や大きさ、性別による選択は働いていないと考えら

れる。すなわち調査海域に出現するウミガメを無作為に採集していることになり、したがって得られたウミガメの組成を分析することによって、調査海域に分布するウミガメ集団の組成が定量的に推定でき、沖縄近海におけるウミガメ類の生態を解明する手がかりが得られると期待できる。

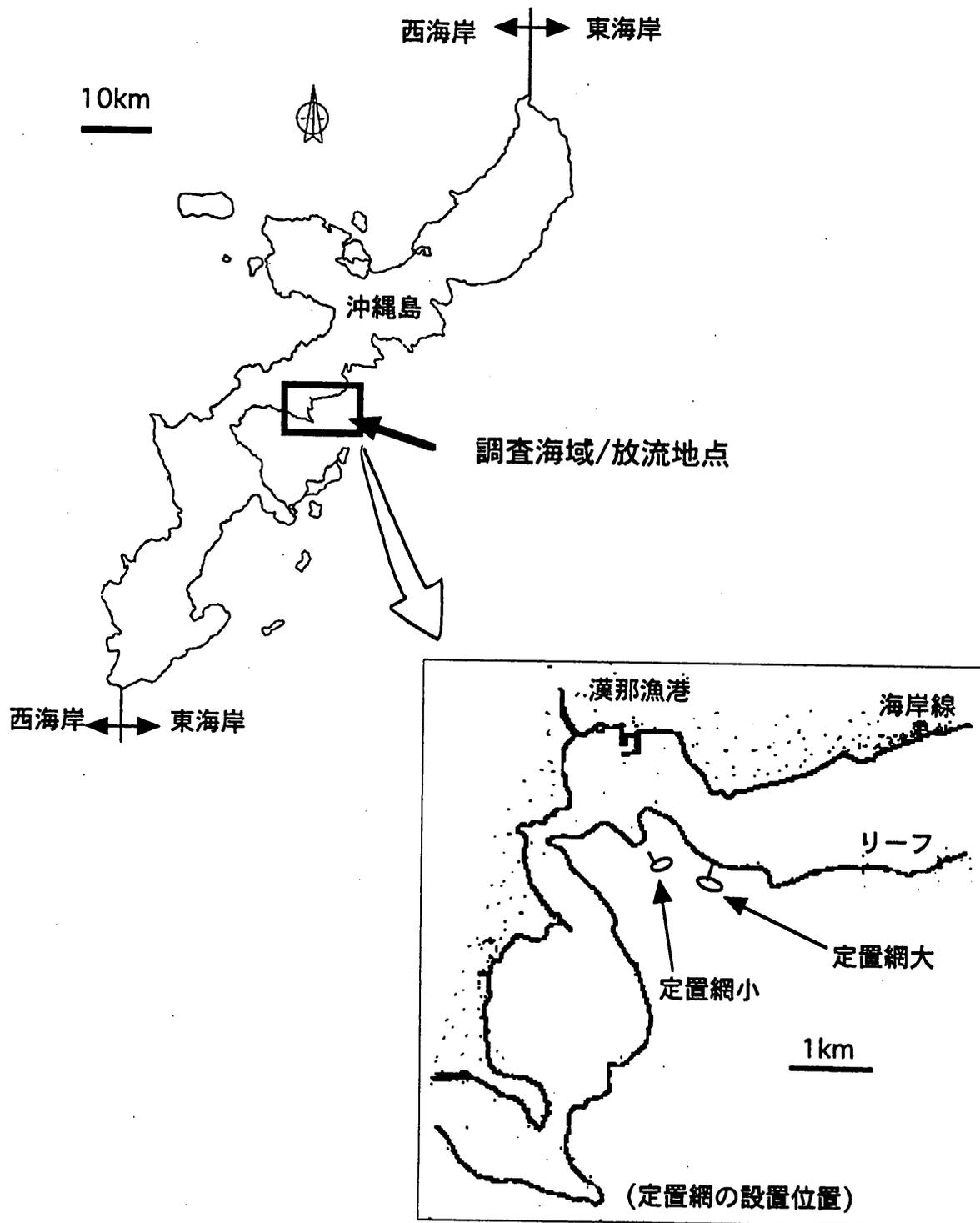


図3 調査海域と標識個体の放流，再捕海域の概要

定置網は大小2基あり、いずれも海岸線から約1km沖の水深20から30mの場所に設置されていた(図3)。網の大きさは、小が長さ約80m、幅約20m、大は長さ約260m、幅約60mで、メッシュの大きさはいずれも10mmであった(図4)。

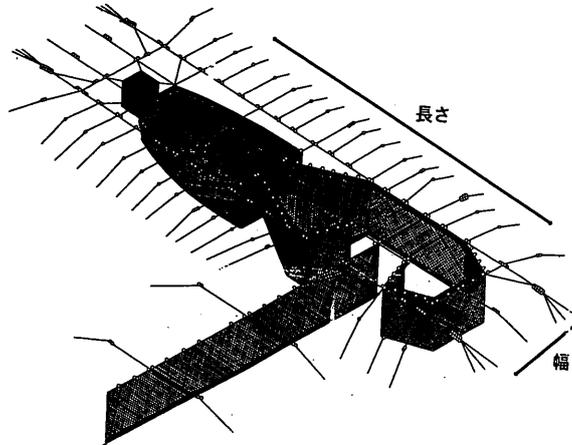


図4 調査した定置網の概略図。

混獲されたウミガメは、Marques (1990)や Prichard and Mortimer (1999)にしたがって頭部の形態や前額板の枚数、背甲の形態、肋甲板の枚数(図5)にもとづいて、どの種であるかを同定した。また各個体の標準直甲長(SCL)、直甲幅(SCW)、および腹甲長(PCL)を林業用ノギス(最大1100mmまで測定可能)を用いて1mm単位で測定し、体重(Bwt)はデジタル式重量計(AND社、FG-150K)を用いて50g単位で測定した。さらに雄の2次性徴である尾の伸長について定量化するために、腹甲の後端から総排セツ孔の中央までの距離(PV)をメジャーを用いて1mm単位で測定した(図5)。調査したウミガメは、再捕獲個体を識別するために左右の前肢にそれぞれ金属製とプラスチック製の標識を各1個ずつ装着し、捕獲地点近くの海岸から放流した。またアオウミガメの未成熟個体のうち39個体については、腹部に内視鏡(メディカルサイエンス社、MS-551L: 3.1mm)を挿入して直接生殖腺を観察し(Limpus and Reed, 1985; Owens, 1999; Wibbles, 1999)、性の判定を試みた。

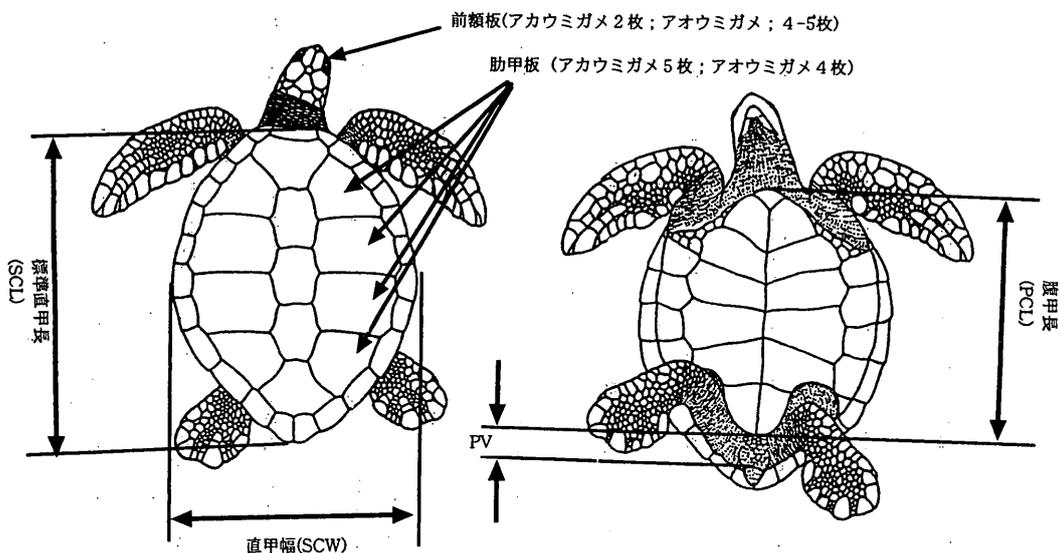


図5 混獲したウミガメの測定部位と同定形質。

II-2. 結果と考察

II-2-a. 沖縄島中部の東海岸近海に出現するウミガメの種組成

調査した定置網に混獲されたウミガメの種組成と各種の相対頻度を表1, 図6に示す. 捕獲個体は計273頭で, アオウミガメの出現個体数(244個体, 89.4%)はアカウミガメのそれ(29個体, 10.6%)に比べて有意に多かった(Fisherの正確確率検定: $p < 0.001$).

表1 沖縄島中部の東海岸沖に設定された定置網で混獲されたウミガメの種組成とそれぞれの種の出現頻度. Kikukawa et al. (1998)による沖縄島および周辺島嶼での上陸個体のデータも併せて示す.

観察状況	アオウミガメ		アカウミガメ	
	個体数	%	個体数	%
定置網での混獲	244	89.38%	29	10.62%
産卵浜への上陸	5	9.62%	47	90.38%

琉球列島におけるウミガメの種組成については, これまで上陸・産卵個体についてのみ調査が行なわれ, 定量的なデータが収集されてきた. このうち沖縄島や周辺離島については, Kikukawa et al. (1998)が, 産卵個体としては圧倒的にアカウミガメが多いとの調査結果を報告している(図6).

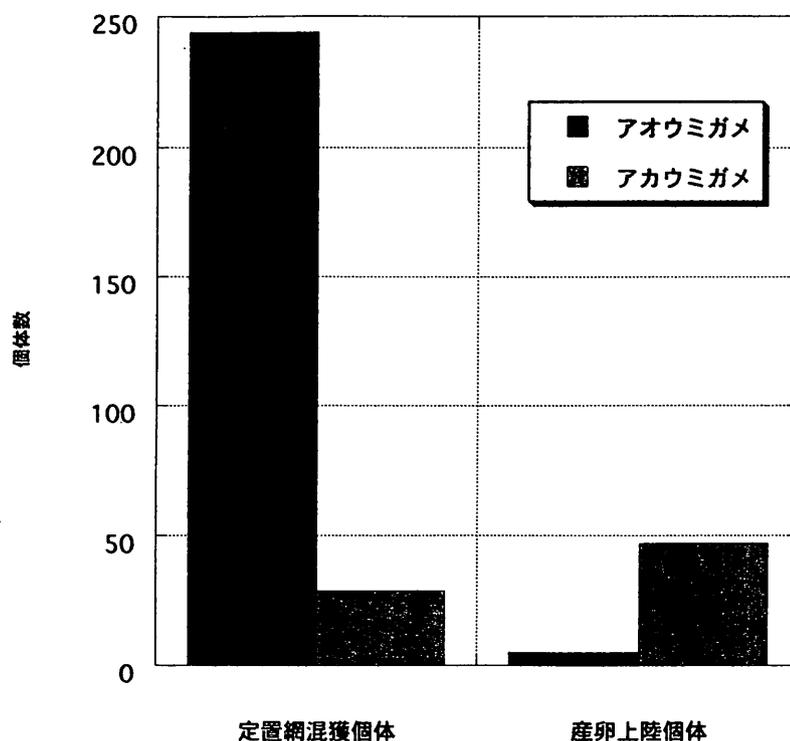


図6 沖縄島中部の東海岸に設置された定置網で混獲されたウミガメ類の個体数の比較.

Kikukawa et al. (1998)による沖縄島および周辺島嶼での上陸個体のデータもあわせて示す.

琉球列島の他の地域における産卵個体に関する同様な調査でも、そのほとんどでアカウミガメが優占するとの結果が得られている (Kamezaki, 1986, 1989; 亀崎, 1989, 1991). アオウミガメがある程度まとまって産卵する場所としては、西表島の南西部の砂浜 (Kamezaki, 1989; 亀崎, 1994) と慶良間諸島の一部 (沖縄県教育委員会, 1996; 菊川・平手, 1996) が知られるのみである. 本研究により、こうした産卵雌の場合とは対照的に、調査海域におけるウミガメ類の優占種はアオウミガメであることが明らかになった.

沖縄島近海に出現するウミガメ集団と付近の砂浜を産卵場として利用する集団との間に見られる、このようなアカウミガメとアオウミガメの相対的な出現頻度の劇的な差 (図 6) は、これら 2 種間における沖縄島やその近海の、生息場所としての利用様式に著しい差異があることを示唆している. これまでに行なわれた産卵場の調査の対象となったウミガメは、言うまでもなく繁殖を目的とした雌成体であり、このことから明らかに産卵場としての沖縄島や周辺離島の利用頻度はアカウミガメの方が高いといえる. これに対して、今回捕獲されたウミガメの中には未成熟個体が多く含まれており (アカウミガメ 14 個体 [48.3%], アオウミガメ 194 個体 [79.5%]: 表 2), これらの個体が繁殖に関係してこれらの海域を利用しているとは考えられない.

表 2 尾の伸長によって性判別された個体数と性判別の結果.

	全調査個体数	性判別個体数		雄率		P	
		(SCL>750 mm)		雄	雌		(雄/雄+雌)
アオウミガメ	244	50	20.49%	14	36	0.28	<0.05
アカウミガメ	29	15	51.72%	10	5	0.67	>0.05

アオウミガメとアカウミガメの生物学的性質の様々な面を比較したとき、とりわけ顕著に異なるのが食性である. すなわち、アオウミガメが主に海草や海藻類を中心とした植物食である (Hirth, 1971; Marques, 1990) のに対して、アカウミガメは底生動物や浮遊動物などを主食とすることが知られている (Dodd, 1988; Marques, 1990). そしてこれらの餌生物のうち、アオウミガメが摂食する海草・海藻類は、生育に光合成が必要なため、おもに海底まで太陽光のとどく沿岸の浅海域に分布している (Kemp, 1989). これに対してアカウミガメが捕食する底生・浮遊動物のほとんどは、あまり光に依存しておらず、沿岸から沖合海域に広く分布すると考えられる (Barnes and Hughes, 1982). したがってアオウミガメは、もっぱら沿岸の浅海域に集中してこうした環境に豊富な海草・海藻類を摂食し、これに対してアカウミガメは沿岸から沖合いにかけての広い範囲で底生・浮遊動物を捕食していることが考えられる. そしてそのため、沿岸の浅海域内にある本調査地ではアオウミガメが優占し、一方アカウミガメは相対的に出現頻度が低いと思われる.

特定の海域に出現するウミガメの種組成を定量的に扱った研究は世界的にも少なく、本研究以外では Cheng and Chen (1996) が、本調査海域から西南西 700~900km に位置する台湾の東部の海域における沿岸漁業での混獲状況を調べた研究があるに過ぎない. 彼らはア

オウミガメ 116 個体(70.0%), アカウミガメ 26 個体(15.8%), ヒメウミガメ *Lepidochelys olivacea* 14 個体(8.5%), タイマイ 8 個体(4.8%), オサガメ *Dermochelys coriacea* 1 個体(0.6%)の混獲を確認しており, このことから台湾近海でも, 他種に比べアオウミガメが圧倒的に高い頻度で沿岸海域を利用していることがうかがえる. とはいえ Cheng and Chen (1996)の結果のうちアオウミガメとアカウミガメに限った場合の各々の出現頻度と, 本研究における両種の出現頻度を比較したところ, Cheng and Chen (1996)のアオウミガメの出現頻度の方が有意に低かった (Fisher の正確確率検定: $P < 0.05$). このことや, さらには本研究で確認されなかったヒメウミガメ, タイマイ, オサガメが Cheng and Chen (1996)の調査で確認された理由として, 彼らが調査を行った範囲が本調査の場合ほど浅海域に限定されず, 様々な環境下での混獲が一括されたことが考えられる. さらに本調査海域では, 隣接した場所でアオウミガメの重要な餌として知られるアマモ類の群落(アマモ場)の存在が確認されており(沖縄県水産試験場, 1991), 台湾-琉球列島沿岸の浅海域の中でも, 特にアオウミガメの出現頻度が高い海域の一つであることも考えられる.

II-2-b. 沖縄島中部の東海岸近海に出現するアカウミガメ集団の構造とその季節変動

調査中に捕獲されたアカウミガメについて, 再捕獲分のデータを除外した上で SCL, SCW, PCL, Bwt 各々の度数分布をヒストグラムにまとめると, 図 7 のようにおおむね一山型となった. 各パラメータの値は($\bar{x} \pm SD$; range; n), SCL: $765.6 \pm 6.84\text{mm}$; 651-912mm; 29, SCW: $618.5 \pm 4.44\text{mm}$; 539-706mm; 29, PCL: $584 \pm 4.08\text{mm}$; 499-652mm; 29, Bwt: $63.82 \pm 15.39\text{kg}$; 42.5-99.9kg; 27 であった.

平手 (2000)に詳述されている方法にもとづき, SCL $>750\text{mm}$ の 15 個体のうち, 尾の伸長が認められる 10 個体を雄, 認められない 5 個体を雌と判定した. したがって雄に判別された個体の数を全体の個体数で除した雄率は 0.67 となり, 一方の性への有意な偏りは認められなかった (Fisher の正確確率検定: $p > 0.05$).

今回調査したアカウミガメの SCL を捕獲された月別にまとめ, さらに尾の伸長にもとづく性判別の結果を重ねて度数分布を描くと, 図 8 のようになる. 月別の出現個体の SCL の分布には, 後述のアオウミガメの場合のような統計的に有意な傾向はみられなかった (Kruskal-Wallis の検定: $H=10.75$, $p > 0.05$). 一方 SCL $>750\text{mm}$ の雄については 1-5 月に多い傾向が伺えたが, ここでも統計的な有意性は認められなかった (Kruskal-Wallis の検定: $H=4.289$, $p > 0.05$).

アカウミガメの孵化幼体はおおよそ SCL45mm で (Prichard and Mortimer, 1999), 一方本調査海域に出現した最小の個体は SCL651mm であった. この間の大きさの個体がまったくみられないことから, この成長段階のアカウミガメは, 本調査海域には生息していないと考えられる.

ウミガメ類は孵化した後, 一時的に外洋の表層で漂流生活を送ると考えられている (Carr, 1995; Bolten and Balazs, 1995). この漂流生活の段階にあると思われる個体の観察例はきわめて少なく, そのためこの年齢はしばしば失われた年齢 (lost year もしくは lost age) と呼ばれたりする. ある程度成長したウミガメの若齢個体は, 繁殖期以外その生涯のほとんどを外洋で送るオサガメを除き, やがて生息場所を沿岸海域に移して, 各々の種本来の

食性を示すようになる (Musick and Limpus, 1997).

北太平洋におけるアカウミガメの産卵場は日本の本州から琉球列島のみ知られているが、その出現範囲は北太平洋の全海域におよぶ (Marques, 1990). このうちとりわけ、近くに産卵場の見あたらない北アメリカの西部沿岸海域に出現する未成熟個体を主体とした曲甲長 (CCL) 200-950mm のアカウミガメの起源は、ながらく謎とされていた (Frazier, 1985) が、近年 Bowen et al. (1995) が、この海域のアカウミガメの幼体と日本の産卵場で採集されたアカウミガメ孵化幼体を遺伝学的手法を用いて比較し、これらが同一の繁殖集団に属することを明らかにした。これは、日本の産卵場で孵化したアカウミガメが、lost age 期を経て北アメリカ西部の沿岸海域に到達していることを示し、その後成長にともなって産卵場のある日本本土-琉球列島の近海に回遊することを示唆している。しかしこうした回遊の経路や、回遊する個体についての知見は少なく、依然不明な部分が多く残されている。

以上から考えて、今回の調査で確認された最小の個体の大きさ (SCL651mm) は、東太平洋から回遊をはじめるときの個体の大きさに近いと考えられる。ただしかつて、紀伊半島の沿岸海域で SCL475mm (宮脇, 1994)、台湾の東部沿岸では CCL460-550mm (Cheng and Chen, 1996) の個体が、それぞれ一頭ずつではあるが確認されている。このことや、アラスカからカリフォルニア半島沖に見られるアカウミガメ集団の中に未成熟個体のみならずその大きさから成熟個体と思われるものも含まれていることから、東太平洋から西太平洋への回帰を行う個体の体サイズにはかなりの幅があることが予想される。このことは今回捕獲された個体の測定結果の頻度分布がおおむね一山型になる (図 7) ことから、強く示唆される。

一般的に多産型の生物は、出生直後が最も生残率が低く、成長にともない生残率が高く

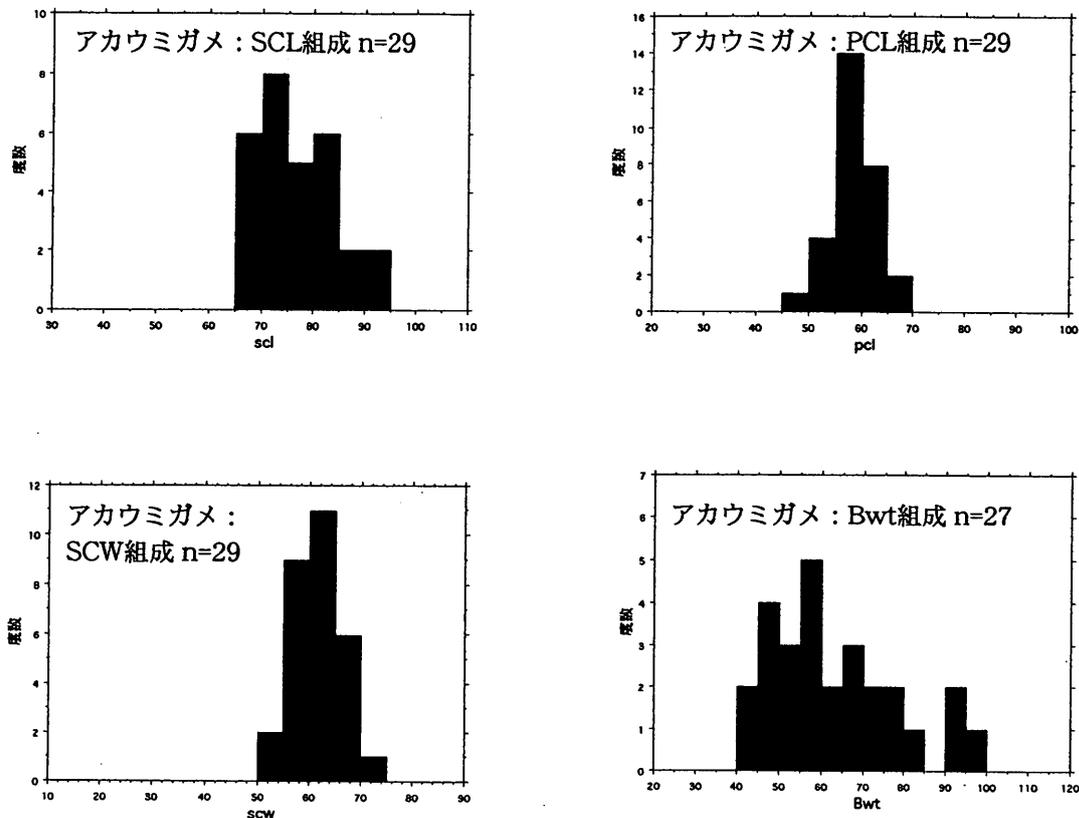


図 7 沖縄島中部の東海岸の定置網に混獲したアカウミガメの SCL, SCW, PCL, および Bwt の度数分布。

なると考えられている(伊藤ほか, 1992). ウミガメ類についてもこのような体サイズと生残率の関係が想定されており(Hirth, 1971), したがって特定の大きさの個体だけで特異的に死亡率が高くなるか, あるいは特定の大きさの個体が特に高い頻度で移出入をおこなうことを想定しない限り, 特定の海域にみられる集団における体サイズの度数分布は, 孵化個体に相当する階級で最も高くなり, その後, 体サイズの増加とともに急落した後, 徐々に降下の割合が鈍るような分布を示すはずである. しかし図 7 に示した分布は明らかにこの想定には合わない. これは前述のように, アカウミガメがその生活史の初期に, 太平洋を横断する大回遊を行うことを反映するとともに, 最小サイズ(SCL650mm)以上で, ある程度のサイズ幅の個体が漸次的に調査海域の集団に加入することを強く示唆している.

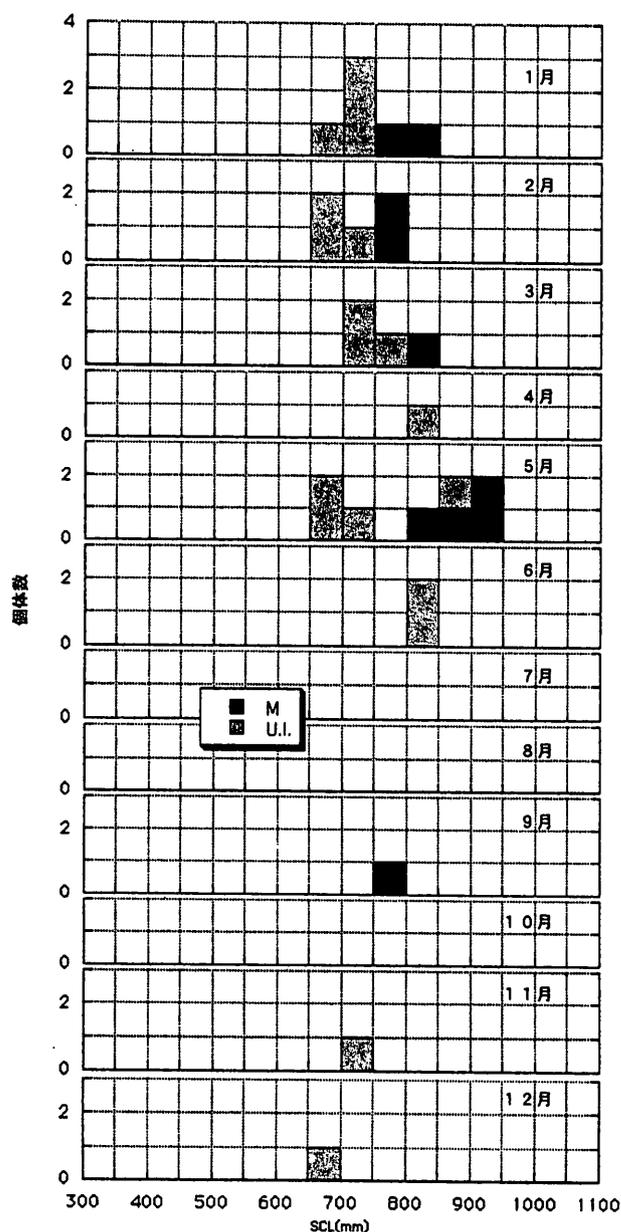


図8 沖縄島中部の東海岸の定置網に混獲したアカウミガメの月別のSCLの頻度分布.

MはSCL750mm以上で尾の伸長が確認できた個体を示し,
U. I. は尾の伸長が確認できなかったすべての個体を示す.

本研究で得られたアカウミガメの性比には、有意な偏りは認められなかった。これは調査海域に出現するアカウミガメが、雌雄間で生息海域を異にしないことを示唆している。ただし本種では雄が、産卵期ないしその少し前の交尾期に、産卵場付近にある交尾海域にある程度集中することが、オーストラリア東部沿岸での研究にもとづいて報告されており (Limpus, 1993)、沖縄島周辺のアカウミガメ集団でも、海域によっては一時的に雄が優占的になる可能性も残されている。

調査海域に出現するアカウミガメの体サイズに、明瞭な季節的变化がみられないことから、本種では、後述のアオウミガメの場合と違って、特定の大きさの個体が季節的に移動することはないと思われる (図 8)。

亀崎ほか(1997)は、標識再捕獲調査の結果にもとづいて、日本の主な産卵場に上陸したアカウミガメの成体雌の多くが、産卵後東シナ海で捕獲されることを報告し、同海域がアカウミガメにとって重要な摂餌海域となっている可能性を指摘している。このことから、本調査で確認されたアカウミガメは、摂餌個体が主体であることが予想される。もっとも、統計的に有意ではないものの成体の雄に限っては、1-5月に比較的多く捕獲された。この種の交尾期が3-5月であること (Dodd, 1988)、近隣にアカウミガメの産卵地が存在すること (Kikukawa et al., 1998) などから考えて、これらの成体雄個体は交尾を目的に調査海域に侵入した可能性も完全には否定できない。この問題については今後、捕獲・再捕獲の例数を増やすとともに、発信器を用いた個体追跡法により、さらに検討してゆく必要がある。また産卵期に相当する4-8月 (Kikukawa et al., 1998) に出現した成体雌の中には、沖縄島や周辺離島の砂浜を産卵場所として利用する個体が含まれていることが予想されるが、この点についても、今後さらに資料を増やして検討する必要がある。

II-2-c. 沖縄島中部の東海岸近海に出現するアオウミガメ集団の構造とその季節変動

捕獲されたアオウミガメの測定結果から再捕獲分のデータをのぞいたサイズパラメータの度数分布をヒストグラムに表すと、図 9 に示すようにいずれのパラメータについても二山型となった。

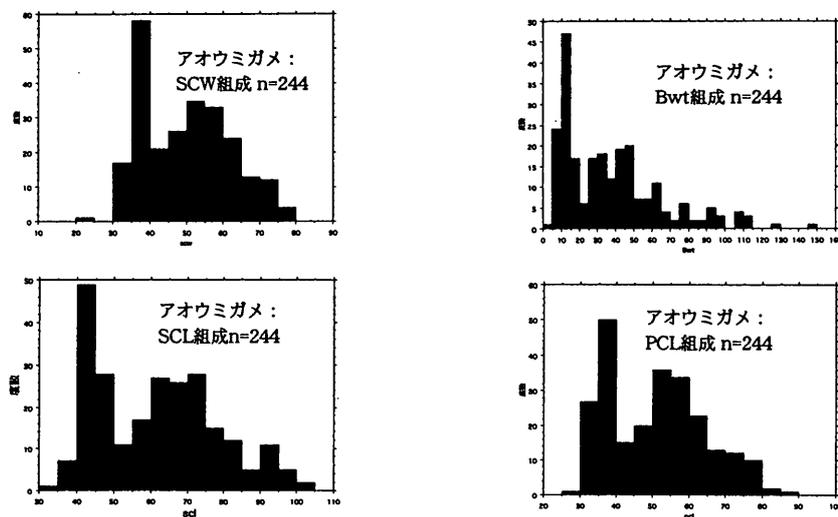


図 9 沖縄島中部の東海岸の定置網に混獲したアオウミガメの SCL, SCW, PCL, および Bwt の度数分布。

なお各パラメータの値は($x \pm SD$; range; n), SCL: $616.2 \pm 16.60\text{mm}$; 317-1034mm; 244, SCW: $498.5 \pm 11.83\text{mm}$; 245-777mm; 244, PCL: $508.3 \pm 13.40\text{mm}$; 261-867mm; 244, Bwt: $37.26 \pm 27.80\text{kg}$; 4.1-150.0kg; 239 であった。

アカウミガメの場合と同様, 平手(2000)の方法にもとづいて, SCL>750mm の個体について雌雄の判別を行なった。この判別の結果, 対象となった 50 個体のうち 14 個体は雄, 36 個体は雌と判別された。雄と判定された個体数を, 性判別の対象とした全個体数で除した雄率は 0.28 となり, 雄に比べて雌が有意に多かった (Fisher の正確確率検定: $P < 0.05$)。

内視鏡による生殖腺の観察を試みた未成熟の 39 個体のうち, 3 個体は雄, 10 個体は雌と判別されたが, 残りの 26 個体については生殖腺を探り当てることができず, 性別は決定できなかった。

混獲されたアオウミガメの SCL の度数を月別にまとめ, さらに尾の伸長に基づいた性判別の結果を重ねると図 10 のようになる。

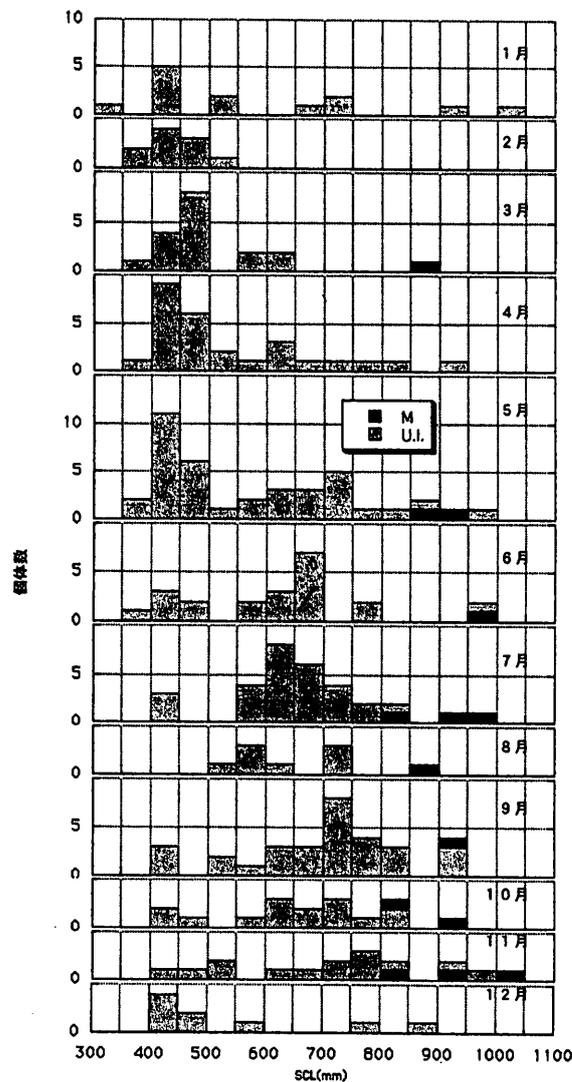


図 10 沖縄島中部の東海岸の定置網に混獲したアオウミガメの月別の SCL の頻度分布

M は SCL750mm 以上で尾の伸長が確認できた個体を示し,
U. I. は尾の伸長が確認できなかったすべての個体を示す。

月別出現個体の SCL のモードは、2-5 月までは 400-450mm の区間にあるが、6 月にはいきなり 650-700mm の区間に移り、その後 10 月までこの区間にモードがあった。10 月から 1 月にかけては SCL のばらつきが大きくなり、それ以外に明確な傾向は認められなかった。本研究によって得られたアオウミガメの SCL 組成を月毎にまとめ比較したところ、上記のような季節的変動は統計的にも有意であることが分かった (Kruskal-Wallis 検定: $H=53.35$, $p<0.001$)。一方成体雄だけに限って行なった同様の解析では、その出現頻度に統計的な有意性は認められなかった (Kruskal-Wallis 検定: $H=5.28$, $p>0.05$)

孵化直後のアオウミガメは SCL が約 49mm で (Prichard and Mortimer, 1999)、これがある程度の大きさに成長して沿岸海域に出現するまでは、アカウミガメの場合と同様、外洋において漂流生活をすると考えられている (Carr, 1968, 1995; Hirth, 1971)。アオウミガメが lost age 期を終えて沿岸海域に出現する大きさは、SCL で 200-300mm 付近と推定されているが (Balazs, 1995; Bjorndal and Bolten, 1995)、本調査で確認された最小の個体もこれに相当する大きさで、この推測を支持している。アカウミガメと違いアオウミガメでは、産卵地は太平洋に広く分布しているが、各々の産卵集団は遺伝的・表型的な分化を示す傾向があり、生殖的にある程度独立していることが予想される (Bowen et al., 1992)。

琉球列島近海の個体群の lost age 期についての情報はほとんどないが、平手・木村 (1996) は沖縄島と宮古島の間付近で、外洋を漂流中の SCL157mm のアオウミガメ幼体を捕獲し、島 (1999) は西表島西部の海岸に死亡漂着した SCL 約 150mm の幼体を確認している。これらが沿岸の生息場所に近い海域で確認されたことから、アオウミガメは lost age 期の生活史において、前述のアカウミガメの場合のような長距離の移動を行わず、比較的沿岸に近い海域で漂流生活を送っていることが予想される。

アオウミガメの SCL, SCW, PCL, Bwt について得られた特異的な二山型の頻度分布 (図 9) は、アカウミガメのものとは異なるもののやはりある特定のサイズクラスの個体の高い頻度での転出や加入を想定しなければ、説明は困難である。最も考えられるのは、2つの山に囲まれた谷の部分に相当するサイズクラス (SCL500-650mm) の転出であるが、より大きなサイズクラスの個体の外部からの加入による可能性も考えられる。

成体サイズにおいて尾の伸長の有無で性を判別した場合、アオウミガメでは性が有意に雌に偏った。その理由として、沖縄島および周辺離島の砂浜を利用する繁殖個体群においては、温度依存性決定 (TSD) のはたらきにより孵化幼体の時点ですでに雌への偏りが生じ、それがその後維持されていることが考えられる。このほか雌に比べて強い死亡要因が雄にあり、その結果成長にともなう生残率の降下が雄でより早くなった結果である可能性や、雌雄で平常時に生息する海域が異なり、今回の海域では雌が優占している可能性なども考えられる。

アカウミガメと同様、アオウミガメについても TSD による一次性比が、海域に生息する集団の性比に影響していることを示す知見はない。また成長過程において、性に対して不均衡に死亡要因が影響することを示す知見もない。一方 Fitzsimmons et al. (1997) は、mtDNA (ミトコンドリア DNA) を指標としたアオウミガメの雄の母浜回帰と定住性について検討を加え、この種の雌雄が摂餌海域を区別して利用していることを示唆する結果を得ている。以上から少なくとも現時点では、本調査海域に出現する成体のアオウミガメの性比の雌への偏りが、琉球列島近海でも利用海域が雌雄で異なることを反映している可能性が

考えられる。この予想を検証するためには、発信器を用いた個体追跡によるデータの収集が必要である。

平手(2000)は、標識・再捕獲データにもとづいて本海域におけるアオウミガメの成長速度を算出しているが、その値は最大でも10.7mm/年であった。したがってサイズ別度数分布のピークの大幅な季節変動を、本海域内でのアオウミガメの成長の表われとするには無理があり、やはり調査海域でアオウミガメの小型個体と大型個体の入れ替わりのあることが考えられる。

日本の周辺海域においてアオウミガメは、北海道の近海にまで北上することが知られている(菅沼, 1994)。また、今回平行して行なった標識-再捕獲調査の結果、2月から5月に多い小型個体が、6月には本州沿岸に移動している可能性も示唆された(平手, 2000)。これらは未成熟個体なので、餌の地理的分布の季節変動が、回遊を引き起こした主な要因ではないかと予想される。アオウミガメの摂餌場所となる海草の群落(アマモ場)は、面積でみる限り琉球列島の近海(6,902ha)よりも本州の近海(42,562ha)の方が圧倒的に豊富である(環境庁, 1994)。アマモ類の成長は夏季に最大となるが(Kemp, 1989)、新生した葉は古い葉に比べ、リグニンの蓄積が少ない一方で窒素の含有量が多く栄養効率がよいため、アオウミガメは選択的に新しい葉を摂食することが報告されている(Bjorndal, 1980, 1995)。このことから考えて、夏季にアオウミガメの小型個体が本州沿岸海域に移動するのは、この海域に豊富なアマモの、より栄養状態のよい新葉を摂食するためではないかと思われる。一方アオウミガメのもうひとつの重要な餌である海藻類(Brand-Gardner et al., 1999)については、日本近海での分布や現存量に関する情報に乏しく、実質的な検討を加えるのは現時点では不可能だが、その地理的分布や季節的消長もアオウミガメの生活史に影響を与えていることが予想される。

アオウミガメにとって温帯海域は、アマモ類が豊富に存在する反面、冬季には水温の低下による麻ヒヤ凍死の危険性をはらんでいる(Morreale et al., 1992; Ogren and McVea, 1995)。特に閉鎖的な環境においては水温が8℃以下になるとウミガメが死亡する(Witherington and Ehrhart, 1989)ため、このような水域に生息しているアオウミガメは、冬季には低温水域を避けて温暖な海域に移動することが予想される(Musick and Limpus, 1997)。またMendonca(1983)は、フロリダ沿岸のMosquito Lagoonにおいて、アオウミガメの未成熟個体が水温25℃の時には1.2-4.1kmの範囲に定着するが、水温が11-18℃に低下すると1日に5-10km以上も移動した事例を報告している。日本沿岸海域の年間の最低水温は、室蘭で2.0℃(3月上旬)、富山で10.6℃(3月下旬)、和歌山で15.1℃(3月上旬)、鹿児島で16℃(3月場-中旬)、沖縄で19.4℃(2月上旬)で(北海道地下資源調査室, 1997)、本州以南の水温はアオウミガメの生存を脅かすほどではないが、小型の未成熟個体に長距離の移動を促す要因にはなっているのかも知れない。本調査で冬季に小型個体が多く出現したことは、この可能性を示唆している。一方大型の個体は、低水温に対して比較的抵抗性があると考えられ(Spotila et al., 1997)、より餌の豊富な温帯海域に残留することが可能なため、南下回遊を行う頻度が低いのかも知れない。

夏季に混獲が増えるSCL600mm以上の大型個体のうち、SCL900mm以上の雌個体は産卵可能な状態にあることが予想される(菅沼, 1994)。とはいえこれらの個体が琉球列島に産卵のために回遊して来ることを示す具体的な証拠は、いまのところ得られておらず、現段階で

捕獲された位置関係だけから上記のように結論づけるのは危険である。なぜならアオウミガメは、成体でも長距離を移動することが知られているからで、たとえば平手・大牟田(1998)は、多良間島の近海で捕獲し標識放流したアオウミガメ(放流時 SCL956mm)が屋久島で産卵したことを確認している。また Cheng(1997)は、台湾の澎湖島で産卵のため上陸したアオウミガメ 7 個体に発信器を装着して人工衛星による追跡を行い、うち 3 頭がそれぞれ南九州の甌島の近海、本調査地に近い沖縄島の中部東岸の近海、および石垣島の近海に到達したことを報告している。

一方、大型個体が多くみられる6-9月に成体とともに多く出現するSCL600-850mmの個体は、性的にまだ十分に成熟していないと思われる(Balazs, 1995)。したがってこれらの個体が夏季に多くなる理由は、繁殖活動とは別にあるのかも知れない。もっとも調査海域に出現するアオウミガメの雄のなかには、二次性徴である尾の伸長が実際にはSCL600mmあたりから認められる個体も含まれており(平手, 2000)、こういう個体では実質的に繁殖に参加はできなくとも生殖腺など繁殖に関係する器官の発達ははじまっている可能性があり、行動的にも、繁殖にはいたらないまでも疑似的に繁殖回遊を行なっている可能性が考えられる。

ウミガメ類が成熟して繁殖を開始する際、どのようにして産卵浜を発見ないし選択するかについては、大きく二つの仮説がある。一つは孵化時に記憶(inprinting)した産卵上の臭いや地磁気などを手がかりにして出生した産卵場に回帰するとする母浜回帰説(Natal beach homing: Carr, 1968)、もう一つは、偶然に出会った産卵経験のある個体に追従して好適な繁殖場所を認識するようになるとする社会的強化説(Social facilitation: Hendrickson, 1958)である。最近の遺伝学的手法を用いた研究の結果は、このうち母浜回帰説を証明しているように見えるが(Meylan et al., 1990)、成熟個体が孵化幼体時代にinprintingされた情報だけを手がかりにして産卵回帰するという確証はない。一方、社会的強化を受けた結果出生した浜で産卵するようになるとする考え方は、Meylan et al. (1990)の結果とも矛盾しない。Owens et al. (1982)は、アオウミガメの未成熟個体の腹甲にRarhke's glands(分泌腺の一種)があり、そこから放出されるフェロモンが個体間の認識に一役買っている可能性があること(Prichard, 1969; Ehrenfeld and Ehrenfeld, 1973)から推論を進め、アオウミガメの産卵浜への回帰が複合的な機構によって行われていること、その一つに社会的強化があることを予想している。本調査で6-9月に多く現れたSCL600-800mmのアオウミガメも、産卵回帰のための回遊に向けて、社会的な強化を受ける段階にあるのかも知れない。いずれにせよ、沖縄近海のアオウミガメで夏季に大型個体の出現頻度が増大する理由は、現時点では憶測の域を出ず、より多くの資料の収集・分析にもとづいて今後の研究が進められることを期待したい。

II-2-d. 総合考察

沖縄島中部東岸の近海に見られるアカウミガメ、アオウミガメ集団それぞれについて明らかになったSCLの度数分布のパターンは、台湾東部沿岸に出現する両種のCCL曲甲長(Cheng and Chen, 1996)の頻度分布パターンと類似している。このうちアカウミガメのSCLの頻度分布は、東オーストラリア、ブリスベンのモートン湾に出現する同種のもの(Limpus et al., 1994)にも類似している。これに対し大西洋の米国バージニア州沿岸では、漂着するアカウ

ミガメの多くは CCL500mm 以上であるが、CCL250-300mm の大きさの個体も見られることが報告されている (Lutcavage and Musick, 1985). モートン湾とバージニア州沿岸に出現するアカウミガメの間で CCL の頻度分布にこのような違いが生じる理由として、Musick and Limpus (1997) は、太平洋と大西洋の海流系の構造的な大きさの違いにより浮遊生活海域と沿岸生息海域の距離が両者の間で異なること、および浮遊・成長期が大西洋の集団より太平洋の集団でより時間を要することをあげ、そのいずれか、または両方がこうした差異を引き起こしているのであろうと述べている。また彼らは、バージニア州チェサピーク湾 (大西洋岸) のアカウミガメが明確な季節的回遊を行うのに対して、モートン湾のアカウミガメは季節的回遊を行うことなく長期間 (8-20 年) にわたって特定の摂餌海域にとどまることを紹介している。

一方、Musick and Limpus (1997) は、ハワイ諸島やガラパゴス諸島のアオウミガメの未成熟個体が、同諸島の海域に留まることが多くあまり移動しないのに対して、北米の大西洋岸やオーストラリア東部の沿岸の集団は、明確な季節的回遊を行うことを指摘し、種内でも海域毎に回遊生態が異なるとしている。

これらの事例が示すように、ウミガメ類は同種であっても分布する海域の水温の季節変化や、餌の分布、他の海域との隔離性などにより、異なる様式の回遊を行っている可能性があり、その解明には海域毎に取り組む必要があると考えられる。そしてこのことは、絶滅が危ぐされるウミガメ類の有効な保全策を考える上でも、海域ごとのウミガメ類の生態や生活史をよく理解する必要があることを示している。

沖縄島近海に出現するウミガメは主にアオウミガメであることが、本研究によって明らかになった。アオウミガメは主に海草や海藻類を摂食していることから (Brand-Gardner et al., 1999), これらの豊富な同島沿岸の浅海域を、主要な摂餌場としていると思われる。しかしこの海域は、漁業をはじめとした人間の活動が盛んな場所でもあり、近い将来には土地の造成を目的とした埋め立てや在沖米軍基地の移設なども計画されている。こうした操作はアオウミガメの摂餌場であるアマモ場を直接的に破壊したり、あるいは潮流や波当たりなどの物理的な環境の変化を引き起こして間接的に消失させる恐れがある。さらに沿岸から沖合いの海域に分布すると思われるアカウミガメも、沖合いトロール漁業などによって混獲されることが知られており、その防止策がアカウミガメの保全策として上位に挙げられている (亀崎ほか, 1997)。

現在日本では、各産卵場における環境の保全、および産卵個体や産出された卵、海にもどる前の孵化幼体の保護がウミガメの保全策の中心となっている。たとえば沖縄県では、産卵個体の保護を目的として沖縄県漁業調整規則により、6-7 月の間すべてのウミガメの捕獲を禁止している。しかし本研究によって明らかになった、沖縄島近海のアオウミガメ集団に一年を通して未成熟個体が多く含まれているという事実は、少なくとも沖縄近海では、未成熟個体も視野に入れた周年にわたる保全策をこうじる必要性があることを強く示している。とはいえ漁業活動が盛んな沿岸海域において完全にウミガメの混獲を防止することは現実にはきわめて困難であろう。むしろ混獲されても再度放逐されるまでその個体が死にいたらないような、漁具や魚法の改善が強く望まれる。

謝辞

上記の研究のうち研究 I は、菊川章氏が中心となり、亀崎直樹氏や琉球大学理学部生物学科の学生(当時)諸氏の協力のもとで進めたプロジェクトの成果で、氏の修士論文の一部となっている(Kikukawa et al., 1999). また研究 II は、平手康市氏が中心となって進めた研究の成果で、氏の未公表修士論文(平手, 2000)の一部である。これらの貴重な資料を本報告書の中で取り上げ紹介することを快諾して下さった両氏に厚くお礼申し上げます。

引用文献

Barazs, G.H. 1995. Growth rates of immature green turtle in the Hawaiian Archipelago. In: K.A. Bjorndal (ed.), *Biology and Conservation of Sea Turtles*, Revised Edition, pp.117-125. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.

Barnes, H., and N.F. Hughes. 1982. Pelagic and benthic systems of the deep sea. In: *An Introduction to Marine Biology*, pp.194-203. Blackwell, London.

Bjorndal, K.A. 1980. Nutrition and grazing behavior of the green turtle *Chelonia mydas*. *Mar. Biol.* 56: 147-154.

Bjorndal, K.A. 1995. The consequences of herbivory for the life history pattern of *Chelonia mydas*. In: K.A. Bjorndal (ed.), *Biology and Conservation of Sea Turtles*, Revised Edition, pp.111-116. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.

Bjorndal, K.A., and A.B. Bolten. 1995. Comparison of length-frequency analyses for estimation of growth parameters for a population of the green turtles. *Herpetologica* 51: 160-167.

Bolten, A.B., and G.H. Balazs. 1995. Biology of the early pelagic stage - the "lost year". In: K.A. Bjorndal (ed.), *Biology and Conservation of Sea Turtles*, Revised Edition, pp.579-581. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.

Bowen, B.W., A.B. Meylan, J.P. Ross, C.J. Limpus, G.H. Balazs, and J.C. Avise. 1992. Global population structure and natural history of the green turtle (*Chelonia mydas*) in terms of matriachal phylogeny. *Evolution* 46: 865-881.

Bowen, B.W., F.A. Abreu-Grobois, G.H. Balazs, N. Kamezaki, and R.J. Ferl. 1995. Trans-Pacific migrations of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) demonstrated with mitochondrial DNA markers. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 92: 3731-3734.

Brand-Gardner, S.J., J.M. Lanyon, and C.J. Limpus. 1999. Diet selection by immature

green turtles, *Chelonia mydas*, in subtropical Moreton Bay, south-east Queensland. Aust. J. Zool. 47: 181-191.

Carr, A. 1968. So Excellent a Fish: A Natural History of Sea Turtle. Cassel, London.

Carr, A. 1995. Notes of the behavioral ecology of sea turtles. In: K. A. Bjorndal (ed.), Biology and Conservation of Sea Turtles, Revised Edition, pp.19-26. Smithsonian Institution Press, Washington D. C.

Cheng, I.-J. 1997. Studies on Chinese sea turtles. In: E. Zhao (ed.), Chinese Chelonian Research, pp.27-53. Chengdu, Sichuan.

Cheng, I.-J., and T.-H. Chen. 1996. The incidental capture of five species of sea turtles by coastal setnet fisheries in the eastern waters of Taiwan. Biol. Conserv. 82: 235-239.

Dodd, C. K., Jr. 1988. Synopsis of Biological Data on the Loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758). U. S. Fish and Wildlife Service, Washington, D. C.

Ehrenfeld, J. G., and D. W. Ehrenfeld. 1973. Externally secreting glands of freshwater and sea turtles. Copeia 1973. 305-313.

FitzSimmons, N. N., C. J. Limpus, J. A. Norman, A. R. Goldizen, J. D. Miller, and C. Moritz. 1997. Philopatry of male marine turtle inferred from mitochondrial DNA markers. Proc. Nat. Acad. Sci. USA 94: 8912-8917.

Frazier, J. 1985. Misidentifications of sea turtles in the East Pacific: *Caretta caretta* and *Lepidochelys olivacea*. J. Herpetol. 19: 1-11.

Hays, G. C., A. Mackay, C. R. Adams, J. A. Mortimer, J. R. Speakman, and M. Boerema. 1995. Nest site selection by sea turtles. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 75: 667-674.

Hendrickson, J. R. 1958. The green sea turtle, *Chelonia mydas* (Linn.) in Malaya and Sarawak. Proc. Zool. Soc. London 130: 455-535.

平手康市. 2000. 沖縄近海に出現するウミガメ類集団の種, 性, サイズ組成とその季節変動に関する研究. 理工学研究科修士論文. 琉球大学, 西原.

平手康市・木村基文. 1996. ロストエイジ期のアオウミガメの琉球列島での発見 (速報).

- うみがめニュースレター 29: 10-11.
- 平手康市・大牟田一美. 1998. 多良間島に生息していたアオウミガメが屋久島で産卵した例. うみがめニュースレター 35: 9. [講演要旨]
- Hirth, H.F. 1971. Synopsis of Biological Data on the Green Turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758). FAO Fisheries Synopsis No.85. FAO, Rome.
- 北海道立地下資源調査所. 1997. 日本全国沿岸水温の記録第2号 -1995(平成7)年の順平均 -.
- Hughes, G.R. 1974. The sea turtles of southeast Africa. 1. Status, morphology and distribution. Oceanogr. Res. Inst. Invest. Rep. Durban 35: 1-144.
- 伊藤嘉昭・山村則男・嶋田正和. 1992. 動物生態学. 蒼樹書房, 東京.
- Johannes, R.E., and D.W. Rimmer. 1984. Some distinguishing characteristics of nesting beaches of the green turtle *Chelonia mydas* on North West Cape Peninsula, Western Australia. Mar. Biol. 83: 149-154.
- Kamezaki, N. 1986. Notes on the nesting of the sea turtles in the Yaeyama Group, Ryukyu Archipelago. Jpn. J. Herpetol. 11: 152-155.
- Kamezaki, N. 1989. The nesting sites of sea turtles in the Ryukyu Archipelago and Taiwan. In: M. Matsui, T. Hikida, and R.C. Goris (eds.), Current Herpetology in East Asia, pp.342-348. Herpetological Society of Japan, Kyoto.
- 亀崎直樹. 1989. 南西諸島のウミガメ類の産卵場. うみがめニュースレター 1: 7-12.
- 亀崎直樹. 1991. 琉球列島におけるウミガメ類の産卵場の分布とその評価(予報). 沖縄生物学会誌 29: 29-35.
- 亀崎直樹. 1994. 南西諸島のウミガメ類の産卵場. 亀崎直樹・藪田慎司・菅沼弘行(編), 日本のウミガメの産卵地, pp.7-15. 日本ウミガメ協議会, 大阪.
- 亀崎直樹・松井正文. 1997. 日本におけるウミガメ類の生物学的研究(総説). 沖縄生物学会誌 35: 1-18.
- Kamezaki, N., and M. Matsui. 1997. A review of biological studies on sea turtles in Japan. Jpn. J. Herpetol. 17: 16-32.

亀崎直樹・宮脇逸朗・菅沼弘行・大牟田一美・中島義人・後藤清・佐藤克文・松沢慶将・鮫島正道・石井正敏・岩本俊孝. 1997. 日本産アカウミガメ (*Caretta caretta*) の産卵後の回遊. *Wildlife Conservation, Japan* 3: 29-39.

環境庁. 1994. 第4回自然環境保全基礎調査, 海域環境調査報告書 (干潟, 藻場, サンゴ礁調査). 第2巻. 藻場. 環境庁, 東京.

Kemp, W.M. 1989. Estuarine seagrasses. In: J.W. Day, Jr., C.A.S. Hall, W.M. Kemp, and A.Y. Arancibia (eds.), *Estuarine Ecology*, pp.226-253. Wiley, New York.

菊川章・平手康市. 1996. ウミガメ類の産卵場としての屋嘉比島の現状とその保全生物学的意義. *沖縄島嶼研究* 14: 10-11.

Kikukawa, A., N. Kamezaki, K. Hirate, and H. Ota. 1996. Distribution of nesting sites of sea turtles in Okinawajima and adjacent islands of the central Ryukyus, Japan. *Chelonian Conserv. Biol.* 2: 99-101.

Kikukawa, A., N. Kamezaki, and H. Ota. 1998. Current status of the sea turtles nesting on Okinawajima and adjacent islands of the central Ryukyus, Japan. *Biol. Conserv.* 87: 149-153.

Kikukawa, A., N. Kamezaki, and H. Ota. 1999. Factors affecting nesting beach selection by loggerhead turtles (*Caretta caretta*): a multiple regression approach. *J. Zool., Lond.* 249: 447-454.

Limpus, C.J. 1993. The green turtle, *Chelonia mydas*, in Queensland: breeding males in the southern Great Barrier Reef. *Wildlife Res.* 20: 513.

Limpus, C.J., and M.A. Reed. 1985. The green turtle, *Chelonia mydas*, in Queensland: a preliminary description of the population structure in a coral reef feeding ground. In: G. Grigg, R. Shine, and H. Ehmann (eds.), *Biology of Australasian Frogs and Reptiles*. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton.

Limpus, C.J., P.J. Couper, and M.A. Reed. 1994. The loggerhead turtle, *Caretta caretta*, in Queensland: population structure in a warm temperate feeding area. *Mem. Queensland Mus.* 37: 195-204.

Lutcavage, M., and J.A. Musick. 1985. Aspects of the biology of sea turtles in Virginia. *Copeia* 1985: 449-456.

Marques, R.M. 1990. Sea Turtles of the World. FAO Species Catalogue, 11. FAO, Rome.

Mendonca, M.T. 1983. Movements and feeding ecology of immature green turtles (*Chelonia mydas*) in a Florida lagoon. *Copeia* 1983: 1013-1023.

Meylan, A.B., B.W. Bowen, and J.C. Avise. 1990. A genetic test of the natal homing versus social facilitation models for green turtle migration. *Science* 248: 724-727.

宮脇逸朗. 1994. 和歌山県串本町地先海域で捕獲されたウミガメ類とその直甲長について. 亀崎直樹・藪田慎司・菅沼弘行(編), 日本のウミガメの産卵地, pp.75-80. 日本ウミガメ協議会, 大阪.

Morreale, S.T., A.B. Meylan, S.S. Sadove, and E.A. Standora. 1992. Annual occurrence and winter mortality of marine turtles in New York waters. *J. Herpetol.* 26: 301-308.

Mortimer, J.A. 1982. Factors influencing beach selection by nesting sea turtles. In: K. Bjorndal (ed.), *Biology and Conservation of Sea Turtles*, pp.45-51. Smithsonian Institution Press, Washington.

Mortimer, J.A. 1990. The influence of beach sand characteristics on the nesting behavior and clutch survival of green turtles (*Chelonia mydas*). *Copeia* 1990: 802-817.

Musick, J.A., and C.J. Limpus. 1997. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. In: Lutz, P.L., and J.A. Musick (eds.), *The Biology of Sea Turtles*, pp. 137-163. CRC Press, Boca Raton.

沖縄県教育委員会. 1996. ウミガメ類生息実態調査報告書.I - 沖縄島および周辺離島における調査結果 -. 沖縄県天然記念物調査シリーズ 36 集. 沖縄県, 那覇.

Ogren, L., and C. McVea, Jr. 1995. Apparent hibernation by sea turtles in North American waters. In: K.A. Bjorndal (ed.), *Biology and Conservation of Sea Turtles, Revised Edition*, pp.127-132. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.

Owens, D.W. 1999. Reproductive cycle and endocrinology. In: Eckert, K.L., K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois and M. Donnelly (eds.), *Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles*, IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication 4, pp.119-123. IUCN, Gland.

Owens, D.W., M.A. Grassman, and J.R. Hendrickson. 1982. The imprinting hypothesis

and sea turtle reproduction. *Herpetologica* 38: 124-135.

Prichard, P.C. 1969. Studies of the systematics and reproduction of the genus *Lepidochelys*. Unpublished Ph.D. Dissertation. Univ. Florida, Gainesville.

Prichard, P.C., and J. Mortimer. 1999. Taxonomy, external morphology, and species identification. In: Eckert, K.L., K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois and M. Donnelly (eds.), *Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles*, IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication 4, pp.21-38. IUCN, Gland.

Prichard, P.C.H., and P. Trebbau. 1984. *The Turtles of Venezuela*. Fundacion de Internados Rurales, Caracas.

Salmon, M., R. Reiners, C. Lavin, and J. Wyneken. 1995. Behavior of loggerhead sea turtles on an urban beach. I. Correlates of nest placement. *J. Herpetol.* 29: 560-567.

Schulz, J.P. 1975. Sea turtle nesting in Surinam. *Sticht. Natuurb. Suriname* 3: 1-143.

島達也. 1999. 西表島網取湾で確認されたアオウミガメの漂着幼个体(速報). *うみがめニュースレター* 42: 13.

菅沼弘行. 1994. アオウミガメ. 水産資源保護協会(編), *日本の希少な水生野生生物に関する基礎資料 (I)*, IV. 両生・爬虫類, pp.469-478. 水産資源保護協会, 東京.

Spotila, J.R., M.P. O'Conner, and F.V. Paladino. 1997. Thermal biology. In: Lutz, P.L., and J.A. Musick (eds.), *The Biology of Sea Turtles*, pp. 297-314. CRC Press, Boca Raton.

Stancyk, S.E., and J.P. Ross. 1978. An analysis of sand from green turtle nesting beaches on Ascension Island. *Copeia* 1978: 93-99.

Wibbles, T. 1999. Diagnosing the sex of sea turtles in foraging habitats. In: Eckert, K.L., K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois and M. Donnelly (eds.), *Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles*, IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication 4, pp.139-143. IUCN, Gland.

Witherington, B.E. 1992. Behavioral responses of nesting sea turtles to artificial lighting. *Herpetologica* 48: 31-39.

Witherington, B.E., and L.M. Ehrhart. 1989. Hypothermic stunning and mortality of

marine turtles in the Indian River lagoon system, Florida, USA. *Copeia* 1989: 696-703.

1-2. 最新の情報<文献リスト>

Sakamoto, W., T. Bando & N. Arai. 1997. Migration Paths of the Adult Female and Male Loggerhead Turtles *Carette caretta* Determined through Satellite Telemetry. Fisheries Sci., 63(4):547-552.

阿部寧. 1998. ウミガメの資源回復に向けた研究の展望. 農林水産技術研究ジャーナル, 21(2):28.

大須賀哲夫. 1998. アカウミガメが来る渥美半島表浜海岸. 海岸, 38(1):11-19.

奥田直久・安田直人. 1998. 国立・国定公園におけるウミガメ産卵地保護のための乗入れ規制地域の指定について. 国立公園, 567:14-17.

亀崎直樹. 1996. プラスチックは便利だけど… (第7回) ウミガメに対する影響. 私たちの自然, 37(7):12-14.

亀崎直樹・松井正文. 1997. A review of biological studies on sea turtles in Japan. 爬虫両棲類学雑誌, 17(1):16-32.

亀崎直樹・松井正文. 1997. 日本におけるウミガメ類の生物学的研究(総説). 沖縄生物学会誌, 35:1-18.

川村軍蔵. 1997. 魚類の生態から見た漁法の検討(67) ふぐ籠のアカウミガメによる被害. 水産の研究, 16(1):52-55.

小池裕子&岡山俊直. 1997. ミトコンドリアDNA多型解析のタイマイ保全生物学への応用. 海洋, 29(5):315-320.

坂本亘他. 1993. 産卵期アカウミガメの潜水様式と遊泳海域の環境. 日本水産学会誌, 59(7):1129-1137.

田中秀二他. 1995. 胃内温度から見た産卵期アカウミガメの摂餌. 日本水産学会誌, 61(3):339-345.

八田文夫. 1996. 生態系に配慮した道路整備—アカウミガメにやさしい道づくり. 建設, 40(9):26-29.

平手康市&下池和幸. 慶良間諸島阿嘉島において確認したタイマイ (*Eretmochelys imbricata*) の産卵.

藤井弘章. 1998. 紀伊半島南部におけるウミガメ漁とその食習俗. 日本民族学, 2 15:49-79.

2. 鰭脚類<最新の情報 : 文献リスト>

文献リスト

- 大泰司紀之・和田一雄 編著 1999 トドの回遊生態と保全, 東海大学出版会, 東京. 372pp.
- 和田一雄・伊藤徹魯 1999. 鰭脚類 アシカ・アザラシの自然史, 東京大学出版会, 東京 284pp.
- Wada, K. 1998. Steller sea lions: Present status of studies of migratory ecology, and conflict between fisheries and conservation in Japan. *Biosphere Conservation*, 1 : 1-6.
- Loughlin, T. R., A. S. Perlov, J. D. Baker, S. A. Blokhin, and A. G. Makhnyr. 1998. Diving behavior of adult female Steller sea lions in the Kril Islands, Russia. *Biosphere Conservation*, 1 : 21-31.
- Konishi, K. and K. Shimazaki. 1998. Halarachnid mites infesting the respiratory tract of Steller sea lions. *Biosphere Conservation*, 1 : 45-48.
- Takahashi, N. and K. Wada. 1998. The effect of hunting in Hokkaido on population dynamics of Steller sea lions in the Kril islands : a demographic modeling analysis. *Biosphere Conservation*, 1 : 49-62.
- Bickham, J. W., T. R. Loughlin, J. K. Wickliffe, and V. N. Brukanov. 1998. Geographic variation in the mitochondrial DNA of Steller sea lions: Haplotype diversity and endemism in the Kuril Islands. *Biosphere Conservation*, 1 : 107-118.
- Goto, Y. and K. Shimazaki. 1998. Diet of Steller sea lions off the coast of Raus, Hokkaido, Japan. *Biosphere Conservation*, 1 : 141-148.
- Isono, T. 1998. Development of the external morphology, skull and canines of Steller sea lions. *Biosphere Conservation*, 1 : 149-160.
- Ishinazaka, T. and T. Endo. 1999. The reproductive status of Steller sea lions in the Nemuro Strait, Hokkaido, Japan. *Biosphere Conservation*, 2 : 11-20.
- Pavlov, N.N. and T. Isono. 1999. Population surveys of Steller sea lions in the Kuril Islands in 1995-1996. *Biosphere Conservation*, 2 : 51-58.
- 石名坂豪. 2000. 海の哺乳類. in pp.164-225 斜里町立博物館編「知床のほ乳類 I」. 斜里町・斜里町教育委員会, 斜里, 北海道.
- 近藤憲久・服部薫. 1999. 根室で捕獲された2頭のラッコ. 根室市博物館開設準備室紀要, 13 : 71-75.
- Nevedomskaya, I. A.・青木則幸・近藤憲久. 1998. 国後島、及び北海道東部におけるゼニガタアザラシとゴマフアザラシの上陸場所の個体数. 根室市博物館開設準備室紀要, 12 : 33-40.
- 倉持利明. 1999. 9. 海産哺乳類の寄生蠕虫相. In pp.121-128 日本における寄生虫学の研究 第6巻. 目黒寄生虫館, 東京.
- 若林郁夫・塚田修・久保田正. 1998. 駿河湾、遠州灘及び熊野灘で記録された北方性海産哺乳類. 東海大学海洋研究所研究報告, 19 : 105-112.

3. 鯨類<最新の情報：文献リスト>

天野雅男 1998. ハセイルカ. p. 266-267. 日本水産資源保護協会（編）日本の希少な野生水生生物に関するデータブック（水産庁編）. 日本水産資源保護協会発行. 437+4pp.

天野雅男・天野あずさ・大泉宏・丸井美穂 1998. 1992年4月から1996年4月までの大槌魚市場におけるイルカの水揚げ状況. p. 1-32. 宮崎信之（編）水産庁委託研究 いるか資源管理調査委託事業報告書. 242pp.

天野雅男・天野あずさ・大泉宏・田中美穂 1998. 冬期三陸沖で捕獲されるイシイルカ型イシイルカの起源. p. 61-67. 宮崎信之（編）水産庁委託研究 いるか資源管理調査委託事業報告書. 242pp.

天野雅男・天野あずさ・大泉宏・田中美穂 1998. 冬期三陸沖で捕獲されるイシイルカ型イシイルカの起源—続報. p. 69-76. 宮崎信之（編）水産庁委託研究 いるか資源管理調査委託事業報告書. 242pp.

天野雅男・大泉宏・田中美穂・丸井美穂・天野あずさ 1998. 大槌魚市場に水揚げされたイシイルカの生物学的調査. p. 33-50. 宮崎信之（編）水産庁委託研究 いるか資源管理調査委託事業報告書. 242pp.

大隅清治 1998. スナメリ. p. 264-265. 日本水産資源保護協会（編）日本の希少な野生水生生物に関するデータブック（水産庁編）. 日本水産資源保護協会発行. 437+4pp.

大隅清治 1998. コククジラ. p. 282-283. 日本水産資源保護協会（編）日本の希少な野生水生生物に関するデータブック（水産庁編）. 日本水産資源保護協会発行. 437+4pp.

大隅清治 1998. ニタリクジラ. p. 284-285. 日本水産資源保護協会（編）日本の希少な野生水生生物に関するデータブック（水産庁編）. 日本水産資源保護協会発行. 437+4pp.

大隅清治 1998. シロナガスクジラ. p. 286-287. 日本水産資源保護協会（編）日本の希少な野生水生生物に関するデータブック（水産庁編）. 日本水産資源保護協会発行. 437+4pp.

大隅清治 1998. ナガスクジラ. p. 288-289. 日本水産資源保護協会（編）日本の希少な野生水生生物に関するデータブック（水産庁編）. 日本水産資源保護協会発行. 437+4pp.

大隅清治 1998. ザトウクジラ. p. 290-291. 日本水産資源保護協会（編）日本の希少な野生水生生物に関するデータブック（水産庁編）. 日本水産資源保護協会発行. 437+4pp.

神谷俊郎 1998. アカボウクジラ. p. 270-271. 日本水産資源保護協会 (編) 日本の希少な野生水生生物に関するデータブック (水産庁編). 日本水産資源保護協会発行. 437+4pp.

神谷俊郎 1998. ハブスオウギハクジラ. p. 274-275. 日本水産資源保護協会 (編) 日本の希少な野生水生生物に関するデータブック (水産庁編). 日本水産資源保護協会発行. 437+4pp.

神谷俊郎 1998. コブハクジラ. p. 276-277. 日本水産資源保護協会 (編) 日本の希少な野生水生生物に関するデータブック (水産庁編). 日本水産資源保護協会発行. 437+4pp.

神谷俊郎 1998. イチョウハクジラ. p. 270-271. 日本水産資源保護協会 (編) 日本の希少な野生水生生物に関するデータブック (水産庁編). 日本水産資源保護協会発行. 437+4pp.

Kasuya, T. 1999. Review of biology and exploitation of striped dolphins in Japan. J. Cetacean Res. Manage. 1(1) : 81-100.

Kasuya, T. 1999. Examination of the reliability of catch statistics in the Japanese coastal sperm whale fishery. J. Cetacean Res. Manage. 1(1) : 109-122.

粕谷俊雄・山本祥輝 1999. 瀬戸内海のスナメリは減少したか - 過去 20 年間の比較. 日本哺乳類学会講演要旨.

加藤秀弘 1998. セミクジラ. p. 280-281. 日本水産資源保護協会 (編) 日本の希少な野生水生生物に関するデータブック (水産庁編). 日本水産資源保護協会発行. 437+4pp.

丸井美穂 1998. イシイルカ型イシイルカの白斑による系群判別. p. 51-60. 宮崎信之 (編) 水産庁委託研究 いるか資源管理調査委託事業報告書. 242pp.

宮下富夫 1998. シャチ. p. 268-269. 日本水産資源保護協会 (編) 日本の希少な野生水生生物に関するデータブック (水産庁編). 日本水産資源保護協会発行. 437+4pp.

Miyazaki, N. and Amano, M. 1994. Skull morphology of two forms of short-finned pilot whales off the Pacific coast of Japan. Rep. int. Whal. Commn 44:499-508.

山田格 1998. オウギハクジラ. p. 272-273. 日本水産資源保護協会 (編) 日本の希少な野生水生生物に関するデータブック (水産庁編). 日本水産資源保護協会発行. 437+4pp.

Yoshida, H., Shirakihara, K., Kishino, H. and Shirakihara, M. 1997. A population size estimate of the finless porpoise, *Neophocaena phocaenoides*, from aerial sighting surveys in Ariake Sound and Tachibana Bay, Japan. *Res Popul. Ecol.* 39(2) : 239-247.

Yoshida, H., Shirakihara, K., Kishino, H., Shirakihara, M. and Takemura, A. 1998. Finless porpoise abundance in Omura Bay, Japan: estimation from aerial sighting surveys. *J. Wildlife Management*. 62(1):286-291.

古田英可 1998. 日本沿岸域に生息するスナメリの地域個体群の識別研究. *月刊海洋*, 39(9):563-567.

第2章. 鯨類生息調査手法 (案)

鯨類調査（スナメリ生息調査）
実施要領（案）

1. 調査目的

本調査は、我が国のスナメリの主要分布域において、航空機による目視調査を行い生息頭数の推定と、統一的な調査手法による個体群間の生息頭数の違いの解明を行い、スナメリ保護対策の立案に資すると共に将来の個体群の動向モニターのための基礎資料を得る事を目的とする。

2. 調査協力体制

調査実施にあたっては次の研究者の参加協力を求める。

白木原国雄	三重大学生物資源学部教授（海洋個体群動態学）	代表者
白木原美紀	三重大学生物資源学部研究生（鯨類学）	目視観察
岸野洋久	東京大学農学生命科学研究科教授（統計学）	データ解析
天野雅男	東京大学海洋研究所助手（鯨類学）	目視観察
吉岡基	三重大学生物資源学部助教授（鯨類学）	目視観察

この他、若干の研究者、調査補助員の参加を求める事がある。

[アドバイザー]

粕谷俊雄 三重大学生物資源学部教授（鯨類学）

3. 調査方法及び調査海域

3. 1 航空機による目視観察

調査方法は、高翼型セスナ機による目視調査とする。スナメリはふつう1-3頭の小群で生活するので、大群を形成する種に比べれば見落としの確率は大きいと予測されるが、航空機には短期間に広範囲をカバーできる事と、海岸線にあまり影響されずに調査コースを設定できるという利点がある。後の点は、スナメリのように分布が海岸線に著しく影響を受ける種の密度調査において極めて重要な点である。

航空機からスナメリを観察する場合、その発見は調査線からのへだたり、海水の透明度、潜水時間、群サイズ、飛行高度、飛行速度、海況、観察者の特性など様々な要因に影響される。その中の第一の要素、すなわち飛行コースから隔たった個体は発見しがたいという要素は通常の調査データから推定可能なので、本調査でもこれを補正する（ライントランセクト法：後述）。

3. 2 調査海域

調査海域は、これまでの研究により、(1) 大村湾、(2) 有明海・橘湾、(3) 瀬戸内海、(4) 伊勢湾・三河湾、(5) 外房沿岸―仙台湾とする。

3. 3 海域別の調査回数

調査回数は、5 海域ともに 1 回の調査を原則とする。調査回数は飛行回数のことではなく、一つの生息数推定値を得るための一連の調査をさす。

3. 4 目視方法の統一

海域間の密度の比較のために目視方法を以下の点で統一する。

使用するセスナ機：パイロットを含め 4 人乗り高翼機

1 回の飛行に参加する調査員：観察者 2 名と記録係 1 名

飛行高度：法律で決められた最も低い高度の 500 フィート（約 150m）

飛行速度：80–90 ノット（時速約 160km）

目視方法：ライントランセクト法に基づく視野固定方式観察

目視方法としては、鯨類の調査に広く用いられているライントランセクト法（5. 1 参照）を採用する。この方法では調査線（機の飛行コースを水面に投影した線）から発見個体までの鉛直距離（横距離）の測定が必要である。その方法として Yoshida et al (1997, 1998) の方法を採用する。これはセスナ機の窓に透明シートを貼り、窓と眼の距離を一定に保ちつつ（観察者の額と窓枠の間に台を置く）、スナメリ発見時の俯角を透明シート上に打点記録する方式である。高度と俯角から横距離を算出する（図 1）。

航空機の位置は GPS を用いて自動的に記録する。発見時のスナメリの位置（緯度・経度）は発見時の機の位置から推定される。

4. 調査にあたっての留意事項

4. 1 天候

スナメリには背鰭がなく、泳ぐ時は背中の一部を海面に出すのみで、水面上を跳躍することは滅多にないし、大きな群れも作らない。このため、発見しにくく航空機からのスナメリの発見は波の影響を強く受ける。とくに白波がたつと（ビューフォート風力階級が 3 以上）、発見は不可能に近い。雨の日の調査も避けるべきである。沿岸海域の気象条件は、地形と風向の関係で天気予報と異なる場合があるので注意を要する。

濁度や海面反射もスナメリの発見に影響する。大雨の後には海水が濁る上に、流木が多くスナメリ判別を混乱させる。海面反射を避けるために、南北方向の調査線は夕方の西日が強い時間帯をさけ、東西方向を飛ぶ時には午後の時間帯を避けるようにする。

このように調査の実施は予測困難な天候に大いに影響されるので、本調査では好天待ちの時間を加えて、滞在日数を調査日数の 2 倍と想定する。また、天候悪化により調査中断の場合に備えて、飛行時間を実際の計画飛行時間の 40% 増しと想定する。

4. 2 1回の飛行時間

長時間の調査により、観察者は疲労のため発見能力が低下する。1回の飛行での目視観察時間を3時間以下、1本の調査線の観察時間を15分以下を原則とする（調査線間の移動時に眼を休めることを前提としている）。4人乗りセスナ機はトイレがないので、1回の飛行時間（離陸してから着陸するまでの時間）は4時間以内とする。

4. 3 観察者の選定

海域間の密度の比較のためには、発見能力の等しい観察者が調査に参加する必要がある。ここでいう発見能力とはスナメリそのものの発見能力（視力と集中力）と長時間の飛行でも同じ見方を維持する能力（持久力）の両方である。前者は船からの目視ほど個人差が現れにくい、後者には個人差が大きく、その規格化は定量データをとるために大切である。このため、研究意識の高い者を観察者とするべきである。

4. 4 調査時期

大村湾、有明海、瀬戸内海、伊勢湾・三河湾では春に生息密度が高くなることが知られている。これら海域では春に調査を行うのが望ましい。

調査海域の広さも考慮すべき要因である。調査面積が広いなどの理由で（前述）、複数日にわたって調査を行わざるを得ない時に、その間隔日数を大きくすると、調査海域間での個体の移動等によりスナメリの分布パターンが変化してしまう恐れがある。このような事態が起ると生息個体数の推定値は、過大あるいは過少になり好ましくない。そのためにも、好天の予想される季節を選択する必要がある。

5. 目視による生息頭数推定

5. 1 推定の原理

2人の観察者がセスナ機の右側と左側の座席に座り、それぞれが進行方向と直角の方向（右側と左側）の海面を目視観察する。セスナ機の総移動距離を L 、各観察者の観察する横距離（セスナ機の進行方向に直角な距離）を w とすると、観察海面面積は $2Lw$ である。なお、セスナ機が一定の高度を保ちつつ水平飛行を行えば、窓からの観察範囲を固定することにより w を一定値に保つことができる。この観察で見落としが全くなく、2名が合計 n 頭のスナメリを発見したとすると、観察面積内の生息密度 D は $n/2Lw$ となる。調査海域全体を代表するように観察海面を選んでいれば、 D はそのまま全域の生息密度の推定値となる（セスナ機の真下 50m 前後は観察不能なので、実際にはこれを補正しなければならない）。

$$D \text{ (estimated)} = n/2Lw \quad (1)$$

これに調査海域面積 A を乗じて、全域の生息頭数推定値を得る。

$$N \text{ (estimated)} = An/2Lw \quad (2)$$

このように観察者の観察横距離を固定して、観察者が調査線上を移動しながら発見数だけを記録し、その範囲内では横距離に関わらず見落としがないと仮定して行う推定方法をストリップトランセクト法と呼ぶ。一方、発見頭数の計数のみならず、発見時の観察者の位置から対象物までの横距離を記録し、横距離の増加による見落としがある事を前提にする方法はライントランセクト法とよばれる（岸野、1991）。

ライントランセクト法では横距離の測定データをもとに、発見確率と横距離の関係を定量的に表し、この関係から有効探索幅の推定値 w (estimated) を得る。ライントランセクト法でも上記のストリップトランセクト法の生息頭数推定の考え方を適用できる（機体直下の観察不能部分の補正も同様に必要）。

$$D \text{ (estimated)} = n/2Lw \text{ (estimated)} \quad (3)$$

$$N \text{ (estimated)} = An/2Lw \text{ (estimated)} \quad (4)$$

ただし、生息頭数の推定精度を求める時に、 w (estimated) の推定精度の考慮が必要となる。生息頭数推定値の分散の推定値は

$$v[N(\text{estimated})] = N(\text{estimated})^2 \{v[n]/n^2 + v[w(\text{estimated})]/w(\text{estimated})^2\} \quad (5)$$

ここで v は分散の推定値を表す。変動係数 cv (推定値の分散の平方根/推定値) を用いて表現しなおすと

$$cv[N(\text{estimated})]^2 = cv[n]^2 + cv[w(\text{estimated})]^2 \quad (6)$$

(6) から、生息頭数推定値の精度は総発見個体数 n のばらつきと有効探索幅の推定精度に影響されることが分かる。同じ長さ l の k 本の調査線からの発見頭数が $n_1 \cdot n_2 \cdots n_k$ であった時 ($L=lk$, $n = \sum n_i$)、総発見個体数 n の分散推定値は経験的に次のように与えられる (Buckland ら、1993)。

$$v(n) = k \sum (n_i \cdot n/k)^2 / (k-1) \quad (7)$$

(7) から明らかなように、 n_i のばらつきが大きいと $v(n)$ が大きくなり、生息頭数推定値の精度が落ちる。

ごく遠方の希な発見は $w(\text{estimated})$ の推定に大きな影響を与えないので、今回の調査では、調査線から左右 450m 以内のみを観察対象とする。これによって、近距離の発見能力の向上を期待する。

5. 2 調査線の配置と長さ

生息頭数推定値の精度を高め、かつ推定値の偏り避けるるために、調査線の配置と長さを原則的に以下のようにする。

- 1) 調査線は海岸線に垂直（に近くなるよう）に東西方向あるいは南北方向に定める。
- 2) 各調査線は海岸から水深 60m までとする。
- 3) 実際に飛行する調査線の複数倍の調査線を設定し、飛行する調査線はこの中から系統抽出する。

1) は調査線を期待されるスナメリの密度勾配に平行に設定する事に大きな意義がある。もしも、調査線が勾配と直交すると調査線の位置により、推定値に大きな偏りが生ずる恐れがある。また、これは調査線ごとの発見個体数のばらつきを小さくすることにも貢献す

る（推定精度の向上）。東西あるいは南北の調査線は、パイロットが飛行しやすくなり、記録係がコースの正確さを機上で監視するのを容易にもする。

2) はそれ以遠にはスナメリがほとんどいないという既往知見に基づく。

3) は Buckland ら (1993) が推奨する方法である。例えば、上から m 本の調査候補線から 1 本を無作為に選び、後は m 本ごとに系統的に調査線を抽出する ($m = 2, 3, 4 \dots$)。

5. 3 調査線の数

調査海域全域をおおう複数の平行な調査線をひくことを想定し、調査海域ごとに調査線数と生息頭数推定精度の関係について検討する。

状況を簡単にするために、各調査海域を長方形に近似する。どの海域であれ、1 本の調査線の長さ l (km) は一つの海域内で同一とする。また、調査線の本数を k 本とする。調査線をスナメリの分布と無関係に無作為に（実際には系統的に）置くとすれば、調査線あたりの発見頭数はどの調査線でも等しいことが期待される。この状況で、調査線あたりの発見頭数は調査線に依存せず、その平均を μ 、分散を σ^2 とする。 μ は海域密度 D (頭/km²)、有効探索幅 w (estimated) と l から、

$$\mu = 2Dw(\text{estimated}) l \quad (8)$$

となる。この分散 σ^2 は不明であるが、ここでは簡単にするために平均と分散の比例関係を想定し

$$\sigma^2 = r\mu \quad (9)$$

とする。 r は分布の集中度を示す指標となる平均・分散比である（1 本の調査線の探索面積ごとの個体数がランダムな変動をする時に 1、この個体数が集中分布をする時に >1 ）。

さて総発見頭数 n の期待値は $k\mu$ 、その分散は $k\sigma^2$ となる。そこで (6) から、

$$\begin{aligned} cv[N(\text{estimated})]^2 &= k\sigma^2 / (k\mu)^2 + cv[w(\text{estimated})]^2 \\ &= r / (k\mu) + cv[w(\text{estimated})]^2 \\ &= r / (2Dklw(\text{estimated})) + cv[w(\text{estimated})]^2 \end{aligned} \quad (10)$$

有効探索幅の推定値は、過去の長崎沿岸域での調査（今回と同じ方式）から、

$$w(\text{estimated}) = 0.144 \text{ km},$$

$$cv[w(\text{estimated})] = 0.06$$

と得られている。これを代入して

$$cv[N(\text{estimated})] = \text{sqrt}[r / 0.288Dkl + 0.0036] \quad (11)$$

となる。

(11) から、生息頭数推定の精度を高くする ($cv[N(\text{estimated})]$ を小さくする) ための条件は

- ・ r が小さい（調査線ごとの発見数のばらつきが小さい）
- ・ 生息密度 D が高い
- ・ 調査線の本数 k が多い
- ・ 調査線長 l が長い

このうち、 r は直接的に制御できない。スナメリが偶然に調査海域内の特定の場所に集まっている時に調査をしてしまうと、 r は大きくなってしまふ。個体のこのような海域内

空間配置は同じ日の中でも時間帯で変化することは十分に考えられる。ただし、調査海域を分布密度の濃淡をもとに複数の海域に分けると、 r をある程度は小さくすることができるかもしれない。

6. 海域別の調査計画

6. 1 大村湾

調査線の設定は、東西方向に12本の調査線（1海里間隔）とする。同一日に2回調査を繰り返し、計24本の調査線を置き、のべ4時間の飛行をする。

6. 2 有明海・橘湾

調査線の設定を以下のようにする。

- 1) 橘湾西部の水深60m以深域を密度ゼロとみなして調査しない。
- 2) 推定精度を高めるために、有明海、橘湾ともに2海里間隔に東西方向の調査線を置き、有明海で21本、橘湾で8本とする。1回の飛行時間の制約（4. 2）を考慮して、飛行回数は3回、調査日数は3日とする。

6. 3 瀬戸内海

南北方向に調査線を設定する。瀬戸内海は有明海より調査面積は広く調査線を長くとれるが、密度は低いと考えられる。さらに、スナメリがほぼ全域的に分布する有明海と異なり、海域内での密度のばらつきが大きいと予想される。したがって r が極めて大きくなり、高い推定精度が期待できない。そこで全域を密度の低いと予想される東部（今治の近くの来島海峡以東）と高いと予想される西部（北九州市藍島周辺域を含む）に分割する。

東部は9海里間隔に13本、西部は6海里間隔に21本の調査線を設定する。なお、東部については、分布密度の低いと予想される大阪湾と水深60m以深域の割合の高い紀伊水道は調査を行わない。

6. 4 伊勢湾・三河湾

伊勢湾では東西方向に14本（3海里間隔）、密度がより高いと期待される面積の小さい三河湾では南北方向に10本（2海里間隔）とする。1回の飛行時間の制約（4. 2）を考慮して、3回飛行、3日間の調査とする。

6. 5 外房沿岸～仙台湾

事前に海域の層化を行わず、調査海域全城をカバーするように調査線を設定し、分布についての定量的知見の収集に狙いを置くことを目指して、調査線は東西方向に33本（6海里間隔）とする。1回の飛行時間の制約（4. 2）を考慮して、4回の飛行、4日間の調査とする。

6. 6 訓練飛行

観察者として予定している者に対して、三河湾で本番の形式にしたがった目視方法によ

る訓練飛行を1回2時間（空港の往復時間などを含む）で3回行う。

6.7 セスナ機目視とフェリー目視の発見率の比較実験

伊勢湾口の鳥羽～伊良湖のフェリーから目視を1日3往復行い、単位距離あたりの平均発見頭数のデータを得る。同一日にフェリー航路上をセスナ機で5往復し、単位距離あたりの平均発見頭数のデータを得る。これから発見率の相対比を求める。

引用文献

Yoshida, H., Shirakihara, K., Kishino, H. and Shirakihara, M. 1997. A population size estimate of the finless porpoise, *Neophocaena phocaenoides*, from aerial sighting surveys in Ariake Sound and Tachibana Bay, Japan. *Res. Popul. Ecol.* 39(2):239-247.

Yoshida, H., Shirakihara, K., Kishino, H. Shirakihara, M. and Takemura, A. 1998. Finless porpoise abundance in Omura Bay, Japan: estimation from aerial sighting surveys. *J. Wildlife Management* . 62(1):286-291.

岸野洋久 1991. ライトランセクトサンプリングによる鯨類のモニタリング. 桜本和美ほか編「鯨類資源の研究と管理」, 恒星社厚生閣, 117-131.

Buckland, S.T., Anderson, D. R., Burnham, K.P., and Laake, J.L. 1993. *Distance sampling*. Chapman and Hall, London, 446pp.

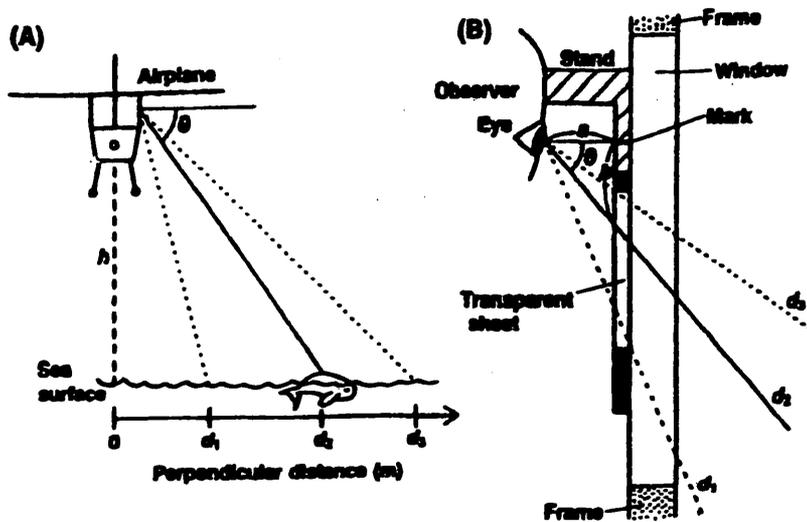


図1 セスナ機からの目視観察の方法

表1 セスナ機目視調査計画の概要

調査海域	調査線の方向	調査線間隔 (海里)	距離 (海里)				飛行時間 (時)	飛行回数 (注1)	空港
			調査線	線間移動	空港往復	計			
大村湾	東西	1	189	66	27	283	3.5	1	長崎
有明海・橘湾	東西	2	295	105	148	550	6.9	2	長崎
瀬戸内海	南北	6 (注2)	875	538	459	1,872	23.4	8	岡山
伊勢湾・三河湾	東西(注3)	3 (注4)	399	118	210	727	9.1	3	名古屋
外房～仙台湾	東西	6	333	232	347	918	11.5	4	竜ヶ崎
計			2,091	1,059	1,191	4,350	54.4	18	

- 注1) : 調査日数に等しい。
 2) : 東部は9マイル
 3) : 三河湾は南北
 4) : 三河湾は2マイル

自然環境保全基礎調査

海域自然環境保全基礎調査

海棲動物調査報告書

平成11（1999）年3月

環境庁自然保護局 生物多様性センター

〒403-0005 山梨県富士吉田市上吉田剣丸尾 5597-1

電話：0555-72-6031（代表）

業務名 平成10年度 海域自然環境保全基礎調査
海棲動物調査業務

請負者 財団法人 海中公園センター

〒105-0002 東京都港区愛宕1丁目3番1号 三興森ビル7階