

(表3-9 続き)

05/15	10:13:17	R	158.5	4	1	34-49.00	136-49.24
05/15	10:18:55	R	161.3	1	0	34-48.58	136-40.34
05/22	9:34:33	R	164.6	6	0	34-27.59	136-54.39
05/16	9:58:40	R	169.2	2	0	34-41.32	137-04.01
05/16	10:18:15	R	175.1	1	0	34-40.04	137-08.01
05/15	11:32:52	R	175.4	6	1	34-37.00	136-39.22
05/15	11:33:18	R	177.4	2	1	34-37.00	136-38.40
05/16	9:30:23	R	177.4	2	0	34-43.05	137-00.00
05/16	9:58:52	R	178.2	3	0	34-41.14	137-04.01
05/15	11:45:39	R	185.2	1	0	34-34.04	136-45.15
05/15	10:29:25	R	190.4	2	0	34-45.59	136-35.11
05/15	11:50:15	R	191.4	3	0	34-33.59	136-52.19
05/15	10:29:27	R	207.2	3	0	34-45.59	136-35.14
05/15	11:30:03	R	221.5	2	0	34-37.01	136-43.53
05/16	9:58:35	R	221.5	1	0	34-41.39	137-04.01
05/16	10:16:08	R	224.6	3	0	34-43.06	137-08.00
05/15	10:14:04	R	226.5	3	0	34-49.02	136-48.12
05/16	10:16:04	R	234.4	1	0	34-43.12	137-08.00
05/15	10:20:55	R	235.1	2	0	34-49.01	136-37.23
05/16	9:58:47	R	246.7	1	0	34-41.21	137-04.01
05/15	11:33:13	R	247.5	3	1	34-37.00	136-38.48
05/16	9:58:31	R	252.1	2	0	34-41.45	137-04.00
05/16	9:45:13	R	260.3	2	1	34-41.18	137-02.00
05/16	9:59:04	R	260.3	3	0	34-40.57	137-04.00
05/15	10:13:53	R	331.3	2	0	34-49.01	136-48.29
05/15	10:29:21	R	339.7	1	0	34-45.59	136-35.05
05/15	10:19:22	R	345.6	2	0	34-48.59	136-39.50
05/15	11:34:32	R	395.0	1	0	34-37.03	136-36.38
05/16	9:58:50	R	-	4	0	34-41.17	137-04.01

Rの合計

49群 106頭

- : 観察時に発見が連続して、横距離推定用の透明シートへの打点ができず、値が算出できなかったことを示す。

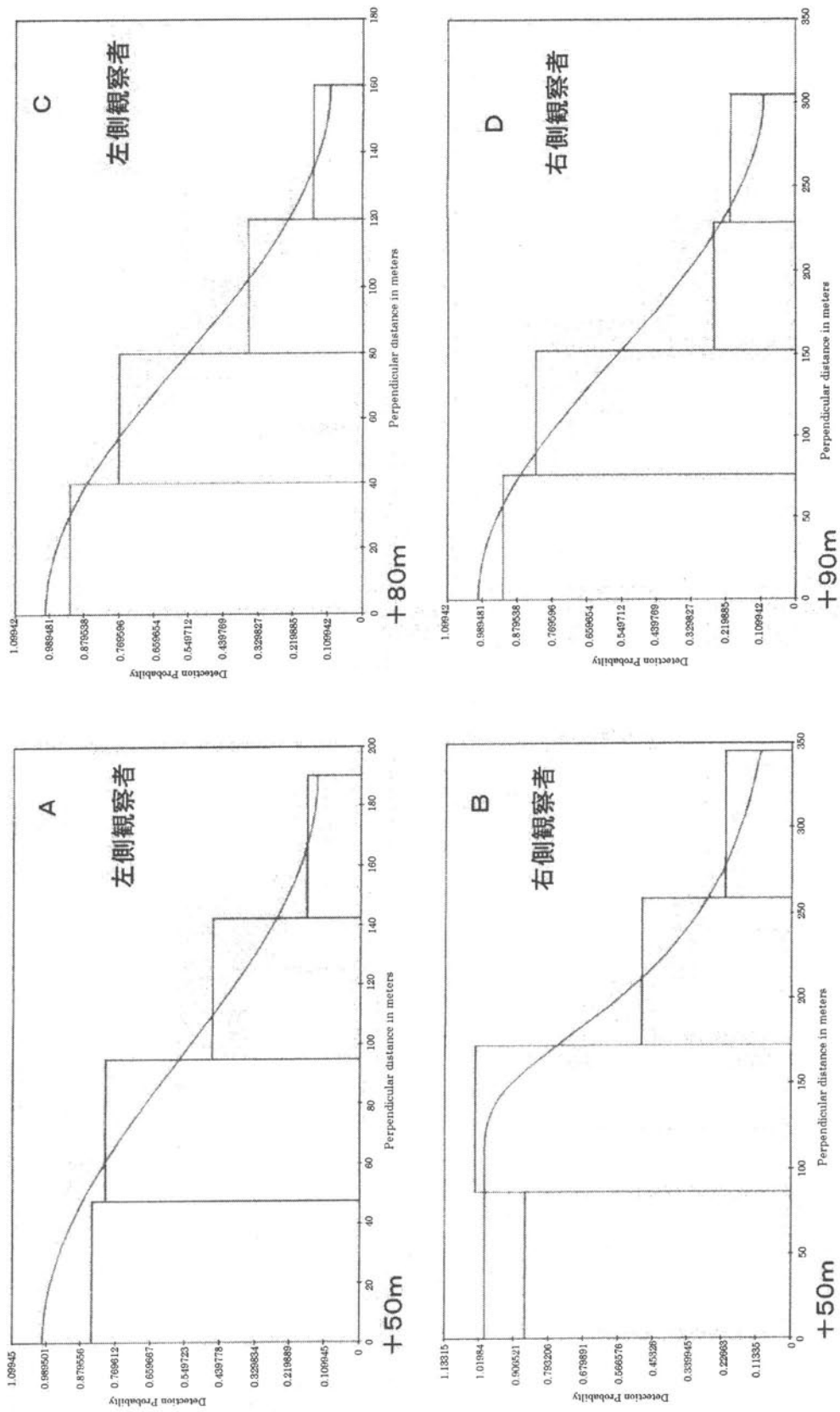


図3-1-1 左右の観察者の横距離に対する発見確率の頻度分布. 50m未満のデータを除いた場合 (A:左側観察者, B:右側観察者) と80m未満のデータを除いた場合 (C:左側観察者), 90m未満のデータを除いた場合 (D:右側観察者)

有効探索幅は、左側観察者については、50mの場合、108.03m ( $cv[w_f(\text{estimated})]=0.0863$ ), 80mの場合、88.152m ( $cv[w_f(\text{estimated})]=0.0785$ ) と計算され、同様に右側観察者については、50mの場合、224.46m ( $cv[w_g(\text{estimated})]=0.1157$ ), 90mの場合、167.95m ( $cv[w_g(\text{estimated})]=0.0725$ ) と計算された。

### 個体密度

有効調査線長（伊勢湾－258.11km，三河湾－139.10km）と有効総発見頭数（左側観察者：50m（計107頭）－伊勢湾87頭，三河湾20頭，80m（計78頭）－伊勢湾62頭，三河湾16頭；右側観察者：50m（計106頭）－伊勢湾68頭，三河湾38頭，90m（計100頭）－伊勢湾67頭，三河湾33頭）から、個体密度（D）は、有効探索幅の推定値により、

伊勢湾で；

ともに50mの場合： $D=(87+68)/(258.11 \times (0.10803+0.22446))=1.806$  頭/km<sup>2</sup> または

80m, 90mの場合： $D=(62+67)/(258.11 \times (0.088152+0.16795))=1.952$  頭/km<sup>2</sup>,

三河湾で；

ともに50mの場合： $D=(20+38)/(139.10 \times (0.10803+0.22446))=1.254$  頭/km<sup>2</sup> または

80m, 90mの場合： $D=(16+33)/(139.10 \times (0.088152+0.16795))=1.375$  頭/km<sup>2</sup>

とそれぞれ算出された。

### 個体数

調査海域の面積を伊勢湾，三河湾2海区（湾口域を除く）それぞれについて、1556.1km<sup>2</sup>，512.5km<sup>2</sup>とすると、推定個体数は、個体密度の推定値により、

(1) 伊勢湾では；

ともに50mの場合： $1.806 \times 1556.1=2810$  頭，または

80m, 90mの場合： $1.952 \times 1556.1=3038$  頭 となった。

総有効発見頭数の分散の推定値  $var(n)$ は、

ともに50mの場合： $258.11 \times 9.58969=2475.195$ ,  $cv=0.321$

80m, 90mの場合： $258.11 \times 7.13251=1840.972$ ,  $cv=0.277$  となり、

$cv[M(\text{estimated})]=[cv[n]^2 + cv[w(\text{estimated})]^2]^{1/2}$  から、個体数推定値の変動係数は、

ともに50mの場合： $[0.321^2 + \{(86.918+674.442)^{1/2}/(108.03+224.46)\}^2]^{1/2}$   
 $=0.332$

$$80\text{m}, 90\text{m}\text{の場合} : [0.277^2 + \{(47.885+148.264)^{1/2}/(88.152+167.95)\}^2]^{1/2} \\ =0.282$$

となった。

個体数推定値の95%信頼区間は、推定値の分布が対数正規分布にしたがう (Burnham *et al*, 1987) と仮定して、

$$95\% \text{信頼区間} : (N(\text{estimated})/C, N(\text{estimated}) \cdot C)$$

で与えた。ここで、

$$C = \exp[1.96 \times \{\ln(1 + cv[M(\text{estimated})]^2)\}^{1/2}] \text{ より、信頼区間は、}$$

$$\text{ともに } 50\text{m}\text{の場合} : (M(\text{estimated})/C, M(\text{estimated}) \cdot C) = (2810/1.885, 2810 \times 1.885) \\ = (1491, 5297), \quad \text{または}$$

$$80\text{m}, 90\text{m}\text{の場合} : (M(\text{estimated})/C, M(\text{estimated}) \cdot C) = (3038/1.720, 3038 \times 1.720) \\ = (1766, 5225)$$

と算出された。

(2) 三河湾では、同様にして；

個体数推定値は、

$$\text{ともに } 50\text{m}\text{の場合} : 1.254 \times 512.5 = 643 \text{ 頭, または}$$

$$80\text{m}, 90\text{m}\text{の場合} : 1.375 \times 512.5 = 705 \text{ 頭 となり,}$$

総有効発見頭数の分散の推定値  $v(n)$ は、

$$\text{ともに } 50\text{m}\text{の場合} : 139.10 \times 2.26127 = 314.543, \quad cv = 0.306$$

$$80\text{m}, 90\text{m}\text{の場合} : 139.10 \times 2.43038 = 338.066, \quad cv = 0.375,$$

$cv[M(\text{estimated})] = [cv[n]^2 + cv[w(\text{estimated})]^2]^{1/2}$  から、個体数推定値の変動係数は、

$$\text{ともに } 50\text{m}\text{の場合} : [0.306^2 + \{(86.918+674.442)^{1/2}/(108.03+224.46)\}^2]^{1/2} \\ = 0.317$$

$$80\text{m}, 90\text{m}\text{の場合} : [0.375^2 + \{(47.885+148.264)^{1/2}/(88.152+167.95)\}^2]^{1/2} \\ = 0.379$$

となった。

したがって、個体数推定値の95%信頼区間は、

$$\begin{aligned} \text{ともに50mの場合：} & (N_{\text{estimated}})/C, N_{\text{estimated}} \cdot C = (643/1.834, 643 \times 1.834) \\ & = (351, 1179), \quad \text{または} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{80m, 90mの場合：} & (N_{\text{estimated}})/C, N_{\text{estimated}} \cdot C = (705/2.050, 705 \times 2.050) \\ & = (344, 1445) \end{aligned}$$

と算出された。

なお、既述のように、湾口域では、スナメリの発見が0であったため、個体数推定値は0となる。

#### 3-4 考察

ストランディング等の近年の記録から(吉岡ら, 未発表), 熊野灘, 遠州灘につらなる伊勢湾湾口域にスナメリの発見があることが期待されたが, 少なくとも今回の調査では発見がなかった。しかし, このことからスナメリが湾口から外に出ていかないと考えるのは早計であり, 調査を行った5月期には, 湾内に留まる傾向が強いのかもかもしれない。一例ではあるが, DNA解析から伊勢湾・三河湾の個体群に頻出するハプロタイプ(遺伝子型)をもった個体が, 和歌山県那智勝浦町沖の定置網に混獲されたこともある(Yoshida *et al*, 2001)。本個体群における季節的な移動パターンの解明は今後の検討課題であり, 生息域が限られた本種のような行動追跡には, データロガーやテレメトリーによる調査もかなり有効であると考えられる。

また, 前回調査と今回の調査との間で, 分布に関する知見において食い違いが見られた点は, 今回の調査で, 伊勢湾の中央部と三河湾の東部(奥部)にスナメリの発見がなかった(あるいは少なかった)ことである。いずれの湾においても, 今回の目視観察は良好な観察条件下で行われており, これらの海域で群れの見落としがあったとは考えにくい。この6年間で, スナメリの分布に変化がでてきた可能性もあり, 今後, 海洋環境や餌生物の分布状況などとの関連からさらにこの事実を検証していく必要がある。

次に親子づれの出現についてであるが, Furuta *et al* (1989)は, 伊勢湾における本種の出生体長を75~85cmと推定し, 出産期は春から初夏(3~6月), そのピークは4月にあると報告している。当該海域における新生仔のストランディング件数は, 1998-2000年の3年間のデータを見ても, 春 初夏に多いことから(吉岡ら, 未発表), 今回の調査において親子づれの発見が全発見の約3割を占めたことは, これらの知見を裏付けるものとなった。

個体密度（1 km<sup>2</sup>あたりの頭数）については、宮下ら（1994）は、1991-1994年に行った目視調査において、4-6月期の値として、伊勢湾で0.49、三河湾で1.50と推定している。今回の5月期の調査では、それぞれ、1.806あるいは1.952、1.254あるいは1.375となり、三河湾の値はほぼ同程度であるものの、伊勢湾の推定値は6年前の3倍強となり、かつ密度の高低が伊勢湾と三河湾で逆転する結果となった。伊勢湾・三河湾海域は、沿岸での人間活動が盛んな地域であり、スナメリの生息にとって、この6年間で環境が改善しているとは考えにくく、少なくとも個体数が増加していることは期待できない。したがって、両海域とも、密度が6年前の調査時に比べてほぼ同程度か、あるいは高い値を示したのは、船舶と航空機という観察方法の違い、すなわち、航空機による発見効率の高さに依存している部分が多いと考えられる。三河湾より、伊勢湾において密度がかなり高くなった理由については、現時点で定かではないが、伊勢湾と三河湾の個体群の少なくとも一部は、2つの湾の間を互いに往来している可能性が高く、今回の調査時期に、三河湾から伊勢湾に移動している個体が多いとすれば、伊勢湾でのより高密度の説明の一部となるかもしれない。しかし、これについてはさらに検討が必要であろう。

個体数推定については、発見数が多くなかったこと、およびラインによる発見数のばらつきがかなり大きかったことから、推定精度はあまりよくなかった。変動係数は、4つの推定値で28.2~37.9%となり、30%を上回る結果が多かった。伊勢湾では、横距離で、左側80m、右側90m以近のデータを除いた推定値の方が、50m以近のデータを除いた場合よりも推定精度が5%程度増加したが、三河湾では必ずしもそうはならず、むしろ後者の場合では精度が37.9%に低下した。しかしながら、50m以近のデータを除いた場合では、有効探索幅の推定のところで述べたように、個体数を過小推定する可能性が高いため、三河湾での精度はやや悪いものの、いずれの海域についても、左側80m、右側90m以近のデータを除いて得られた個体数推定値、すなわち伊勢湾3,038頭、三河湾705頭を暫定的な推定個体数として採用する。三河湾では、発見数が少なく、またラインによる発見のばらつきが大きかったことも、変動係数が大きい原因と考えられる。今後、別の推定方法も検討し、推定精度を高める方策を模索する必要がある。

今回得られた個体数推定値を、先に船舶によって行われた目視調査で得られた結果と比較すると、伊勢湾では前回の約3倍、三河湾ではほぼ同じ値という結果になり、両海域を合計した値は、今回調査が3,700頭、前回調査が1,950頭であり、全体では2倍増という結果となった。船舶と航空機という調査方法に違いがあり、かつまた6年という時間が経過しているため、どちらの要因が強く働いているかの断定は困難であるが、個体密度のところでも述べたように、

この6年間という短期間での生息環境の改善およびそれによる個体数の増加はほとんど期待できないため、推定値の増加は、航空機による発見率の増加によってもたらされたものとするのが妥当であろう。ただし、三河湾の個体数推定は、横這いか、やや小さい値となっているため、発見効率の高い航空機によっても、この結果が得られたことは、三河湾ではスナメリの生息環境が悪化して個体数が減少している可能性も否定できない。三河湾奥部（東部）で発見がまったくなかったこともそれを示唆するものと思われる。

また、1998～2000年の3年間におけるこの海域でのスナメリのストランディング件数は、それ以前の時期と比べると著しく増加し、財団法人日本鯨類研究所がとりまとめている「ストランディングレコード」に報告されているだけでも、年間40件を越えている。この原因が何であるかの特定にはさらなる調査・検討が必要であるが、沿岸の人間活動の影響を受けた生息・海洋環境の変化とともに、混獲などの漁業活動が強く影響している可能性がある。今回の調査結果をもとに双方の実態調査が急務である。

### 第3章引用文献

- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., and Laake, J. L., 1993. Distance sampling: estimating abundance of biological populations. Chapman & Hall, London.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R., White, G. C., Brownie, C., and Pollock, K. H. 1987. Design and analysis methods for fish survival experiments based on release-recapture. American Fisheries Society, Monograph 5.
- Furuta, M., Kataoka, T., Sekido, M., Yamamoto, K., Tsukada, O., and Yamashita, T., 1989. Growth of the finless porpoise *Neophocaena phocaenoides* (G. Cuvier, 1829) from the Ise Bay, Central Japan. *Annual Report of Toba Aquarium* 1: 89-102.
- 古田正美, 長谷川修平, 宮下富夫, 河村章人, 帝釈元, 浅井康行, 島田裕之, 加藤秀弘, 粕谷俊雄, 1994. 伊勢湾・三河湾におけるスナメリ目視調査と分布概要. 平成6年度日本水産学会秋季大会講演要旨集, p. 57.

- 宮下富夫, 島田裕之, 帝釈元, 浅井康行, 1994. 伊勢湾・三河湾におけるスナメリの密度とその季節変動. 平成6年度日本水産学会秋季大会講演要旨集, p. 58.
- Shirakihara, K., Yoshida, H., Shirakihara, M., and Takemura, A., 1992. A questionnaire survey on the distribution of the finless porpoise, *Neophocaena phocaenoides*, in Japanese waters. *Marine Mammal Science* 8: 160-164.
- Shirakihara, M., Takemura, A., and Shirakihara, K., 1993. Age, growth, and reproduction of the finless porpoise, *Neophocaena phocaenoides*, in the coastal waters of western Kyusyu, Japan. *Marine Mammal Science* 9(4): 392-406.
- Yoshida, H., Shirakihara, K., Shirakihara, M., and Takemura, A., 1995. Geographic variation in the skull morphology of the finless porpoise *Neophocaena phocaenoides* in Japanese waters. *Fisheries Science* 61: 555-558.
- Yoshida, H., Shirakihara, K., Kishino, H., Shirakihara, M. and Takemura, A., 1998. Finless porpoise abundance in Omura Bay, Japan: Estimation from aerial sighting surveys. *Journal of Wildlife Management* 62: 286-291.
- Yoshida, H., Yoshioka, M., Chow, S. and Shirakihara, M., 2001 (*in press*). Population structure of finless porpoises (*Neophocaena phocaenoides*) in coastal waters of Japan, described by mitochondrial DNA sequences. *Journal of Mammalogy* 82.