

有明海・八代海沿岸の河口干潟におけるムツゴロウの分布と生息密度

竹垣 毅・和田年史・兼森雄一・夏苅 豊

〒852-8521 長崎市文教町1-14 長崎大学大学院生産科学研究科

(2004年10月26日受付；2005年1月17日改訂；2005年1月19日受理)

キーワード：諫早干拓，希少種，絶滅危惧種，ハゼ科，保全

魚類学雑誌
Japanese Journal of
Ichthyology

© The Ichthyological Society of Japan 2005

Takeshi Takegaki*, Toshifumi Wada, Yuichi Kanemori and Yutaka Natsukari. 2005. Distribution and population density of *Boleophthalmus pectinirostris* in estuaries in Ariake and Yatsushiro Bays, western Kyushu, Japan. Japan. J. Ichthyol., 52(1): 9-16.

Abstract The distribution and population density of the endangered mudskipper, *Boleophthalmus pectinirostris*, in estuaries in Ariake and Yatsushiro Bay, were surveyed in September, 2003. The species was observed at 108 of 197 surveyed locations in Ariake Bay and 14 of 39 locations in Yatsushiro Bay. Comparison with the previous investigation in 1991 indicated a small distribution extension, although the population in the inner part of Isahaya Bay (Ariake Bay) was likely to be extinct, undoubtedly due to the Isahaya Bay reclamation project, which has resulted in more than 80% loss of estuarine habitats in that part of Nagasaki Prefecture. In most areas except for the inner part of Isahaya Bay, both distribution and population density of *B. pectinirostris* have shown a tendency to increase since the middle 1980s, when the species was in a very serious condition. But, past dynamics of both distribution and population density indicate the possibility that they fluctuate several-year time scale, showing that a species and habitat protection policy for *B. pectinirostris* should be established in all areas, as has been done for the Saga Prefecture portion of Ariake Bay.

*Corresponding author: Graduate School of Science and Technology, Nagasaki University, 1-14 Bunkyo-machi, Nagasaki 852-8521, Japan (e-mail: takegaki@net.nagasaki-u.ac.jp)

ムツゴロウ *Boleophthalmus pectinirostris* は水陸両生のハゼ科魚類で，日本，朝鮮半島，中国本土，台湾，香港の内湾および河口の干潟に分布し (Murdy, 1989; Yang et al., 2003)，国内では有明海と八代海にのみ分布する (明仁ほか，2000)。主な生息場所は平坦な泥干潟で，小潮時の平均高潮位よりも低い場所に位置する (鷺尾，1992)。本種は有明海の一部で漁獲される水産有用種であると同時に，有明海・八代海沿岸の干潟生態系を象徴する種でもあり，古くから多くの人々に親しまれてきた。

しかし，有明海では沿岸域の開発に伴う埋立や

干拓などによって，1978年から1989年までの11年間に13.6km² (6.3%)の干潟が消失したほか (環境庁，1994)，諫早湾干拓事業の潮受堤防建設により諫早湾が閉め切られ (1997年4月)，一度に29km² (14.0%)もの干潟が消失している (佐藤・田北，2000)。またそれ以外にも，最大の流入河川である筑後川に筑後大堰 (1985年完成)が，熊本県白川河口南方に熊本新港 (1993年完成)が建設されるなど，有明海の干潟環境に影響をおよぼすと考えられる大規模開発が実施されてきた。さらに，陸上からの農業・生活排水の流入や海苔養殖に使用される酸処理剤などによる水質汚染の

影響も懸念されている（佐藤・田北，2000）。

このような干潟環境の改変に同調するように、1970年代からムツゴロウの生息域の縮小および生息密度の低下が顕著になり、1980年代には生息状況が危機的な状況にまで陥った（田北，1991；古賀ほか，1993）。そして1991年に絶滅のおそれのある野生生物として環境庁のレッドデータブック（以下RDB）で危急種に選定され（環境庁，1991）、現在も絶滅危惧II類に選定されている（環境省，2003）。また、有明海沿岸の4県（以下有明4県）の県別RDBおよびレッドリストにおいても、準絶滅危惧（佐賀県，2004）あるいは絶滅危惧II類（福岡県，2001；長崎県，2001；熊本県，2004）に選定されている。

日本におけるムツゴロウの生息分布・密度調査は、1972年（道津・鈴木，1985）に有明海と八代海で、1986年（田北，1991）と1991年（分布のみ；鷺尾，1992）に有明海で、1980年（小野原，1980），1984年（佐賀県有明水産試験場，1985），1988年（市原ほか，1989），1990年（北嶋ほか，1991）および1992年（古賀ほか，1993）に佐賀県内で実施されている。最後に有明海全域調査が行われた1991年以降、有明海では本種の主要な生息地である諫早湾が閉め切られるなど、本種の生息への影響が危惧されている（田北，2000；道津，2001）。また、八代海については1972年以降本種の生息状況に関する定量的な情報は皆無である。

有明4県の中で唯一ムツゴロウを漁獲対象としている佐賀県の漁獲統計によると、年間漁獲量は1965年の216トンピークにその後激減し、1988年には2トンとなり、近年は20トン前後で推移している（佐賀農林水産統計，1959–2002）。小野原（1980）は、漁獲量の変動は個体群動態だけでなく操業者数の変動にも影響されると推察している。また、佐賀県外の漁獲や漁業協同組合を経由しない販売流通も存在するため、漁獲統計のみによる個体群動態の正確な評価は難しいのが現状である。

本研究は、有明海と八代海沿岸のムツゴロウの分布および生息密度を調査し、過去の調査結果と比較することで、近年の分布域の変化と個体群動態を把握することを目的とした。

調査場所と方法

本研究のムツゴロウの分布および生息密度の調査は、過去の調査と同様に、日中の干潮時に干潟表面で活動する個体を双眼鏡で目視観察する方法で行った。1歳以上のムツゴロウは体サイズ（1+

齢個体の9月時の平均全長約115mm；竹垣，未発表データ）と行動の特徴から、同所的に生息するトビハゼ *Periophthalmus modestus*（最大全長約90mm）と識別可能であるが、ムツゴロウ当歳魚は体サイズ（0+齢個体の9月時の平均全長約80mm）がトビハゼと重複し正確な識別が困難である。また、調査時の当歳魚の生息密度は極めて高いが（最大約10個体/m²），その多くは冬期に死亡して春までに激減することが知られている（北嶋ほか，1992；鷺尾，1992）。そこで本研究では、信頼性の高い密度評価を行うために、過去に佐賀県で行われた調査と同様に（小野原，1980；市原ほか，1989；北嶋ほか，1991），1歳以上の個体のみを調査対象とした。ただし、過去3回の有明海の全域調査では当歳魚を含めて生息状況を評価しており、分布域と生息密度ともに過大評価されている可能性があるため、本研究との比較検討はこの点に留意して行った。

本種が巣穴から出て干潟表面に出現するかどうかは、天候や温度、潮汐の影響を受ける（古賀，1992；Yang et al., 2003）。すなわち温度が高く、潮位差の大きい晴天の日に数多く出現する傾向があり、逆に干潟表面の泥温が12°Cを下回る日が多い12–3月には出現は希になる。また、本種は各個体が所有する巣穴の周囲に摂餌縄張りを形成するため一般に定住性が高いとされているが、繁殖期の5–7月には岸から沖へ移動する個体が確認されている（松浦，1984；小野原・古賀，1992）。さらに、繁殖期間中（5–8月）は雄が卵保護のために巣穴内に滞在する傾向が強いと考えられることから、分布および生息密度調査を繁殖期に行うのは好ましくない。これらの条件および過去の調査時期（7–10月）を考慮して、本研究の分布調査は2003年9月22–27日（26日が新月）の曇天の25日を除く5日間に実施した。ただし、諫早湾干拓事業の潮受堤防建設により諫早湾奥部が閉め切られて形成された人工湖（以下調整池）およびその周辺の調査は、奥部締め切りにより水位の変化がなくなっているので、潮汐とは無関係に、2003年10月3日に実施した。

調査地点は、過去の調査地点（調査報告の分布図から推定）に基づいて、河川の河口域およびその周辺を中心に設定した。主要な河川についてはできるだけ上流に溯って分布の上限を確認した。有明海では長崎県南高来郡多比良町から熊本県三角町大田尾までの197地点、八代海では熊本県三角町黒崎から八代市肥後二見までの39地点の合計

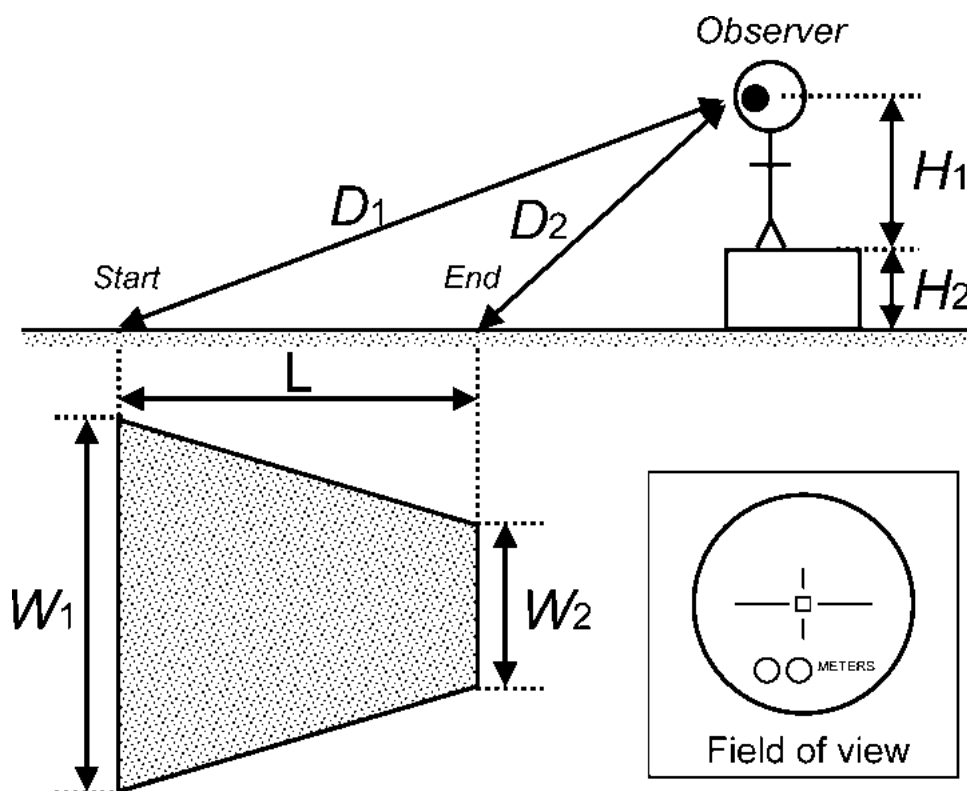


Fig. 1. Schematic diagram of measurements of the observation area (shaded portion) and viewing field of the laser rangefinder (box).

236地点を調査した。このうち有明海の52地点と八代海の2地点では、調査の時間的な制約あるいは生息範囲の局所性（幅60m未満、沖合30m未満）により、後述する密度の測定が困難であったため、生息の有無のみを記録した。各調査地点へは陸上からアプローチしたが、調整池内では、船で本明川河口から池内を岸に沿って一周しながら双眼鏡を用いて観察した。

生息密度の測定にはレーザー距離計付き双眼鏡（倍率4-6倍、精度±1m、Bushnell社、Speed 500, 600）を用いた。過去の調査では測定距離を目視で推定するため誤差が大きくなる欠点があったが（誤差5-27%；小野原，1980）、今回の調査ではレーザー距離計付き双眼鏡を用いたことで、距離の測定誤差は5%未満に、面積の測定誤差は約10%に抑えられたと推察される。測定は以下の手順で行った（Fig. 1）。

各調査地点における測定は、測定誤差をできるだけ抑えるために、干潟にできるだけ接近できる足場の低い場所で、かつ障害物の無い平坦な干潟が左右に30m以上広がっている場所から行った。

測定は、観察者の気配により巣穴に隠れたムツゴロウが干潟表面上に再出現するまで1-2分静止した後にいった。まず、干潟上の約30-50m沖に位置する任意の点を測定開始地点とした。レーザー距離計で観察者から測定開始地点までの直線距離を測定した（ D_1 ）。距離計を覗きながら視野を開始地点から真っ直ぐ手前に向かわせつつ、距離計のファインダー内にある水平の直線（Fig. 1）の間に確認されるムツゴロウの数（ N ）をカウントした。個体数のカウントは距離計で測定可能な最短距離（約20m； D_2 ）まで行った。実際の観察距離（ L ）は、足場の高さ（ H_1 ）と観察者の視点の高さ（ H_2 ）を補正して、次式により求めた。

$$L = \sqrt{D_1^2 - (H_1 + H_2)^2} - \sqrt{D_2^2 - (H_1 + H_2)^2}$$

距離計ファインダー内の水平線の長さ、任意の距離離れた場所でどれだけの長さに相当するかは、距離計の機種ごとにあらかじめ別の場所で実測幅を測定して求めた関係式により算出し、測定開始地点と終了地点の観察幅をそれぞれ W_1 、 W_2

とした。観察面積 (A) は高さを L とする左右対称の台形の面積となる。密度の測定は 1 調査地点につきそれぞれが 30 m 以上離れた 3 カ所で行い、1 カ所につき連続して 2 回、計 6 回測定し、その平均値をその地点の生息密度とした。

結果と考察

分布域 有明海では調査した 197 地点のうち 109 地点 (55%) で、八代海では 39 地点のうち 14 地点 (36%) でムツゴロウの生息が確認された (Fig. 2d)。今回の調査で、福岡県大牟田市の堂面川 (Fig. 2, No. 19) と熊本県熊本市の坪井川 (No. 22) では初めて本種の生息が確認された。分布域の辺縁部である熊本県宇土半島の有明海側の宇土市戸口町港内および八代海側の不知火町二本松で生息が確認され、過去の調査よりも分布が半島沿いにわずかに西側へ拡大していた。熊本県緑川河口 (No. 24) から宇土半島に沿って続く干潟はムツゴロウの生息には適さない砂質干潟であるが (鷺尾, 1992), 点在する港の中に泥干潟が形成されており、本種の生息を可能にしている。また、長崎県の諫早湾北岸の金崎町から小長井町の佐賀県境に到る干潟 (6 地点) で、1972 年以来 31 年振りに生息が確認された。

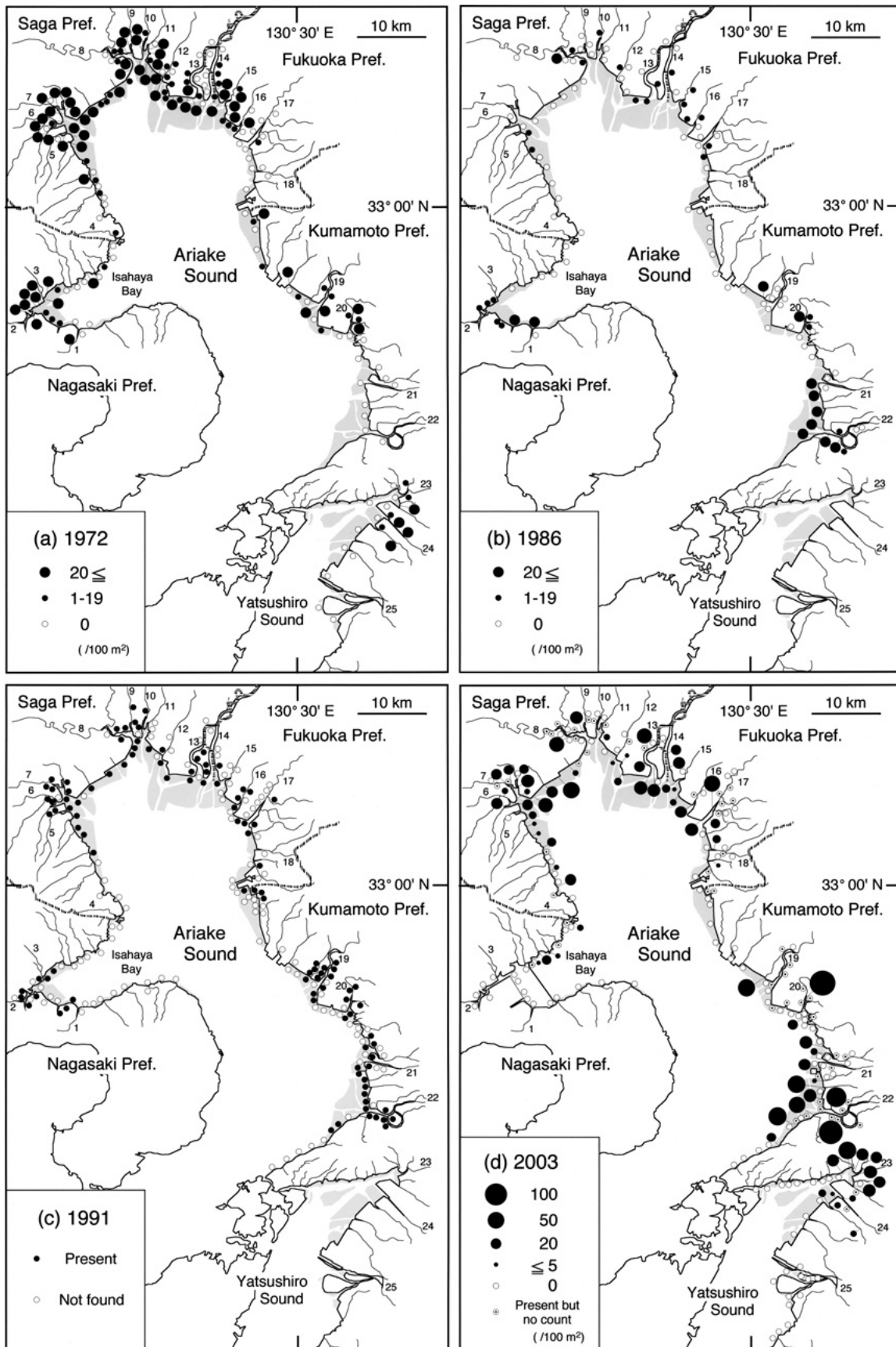
逆に今回の調査で分布が消失していた主な地点は、福岡県三池郡の隈川河口 (No. 18) と長崎県諫早湾奥部の河口干潟である。隈川河口の黒崎樋門は農林水産省の有明海東部海岸保全事業により 1999 年から約 2 年間工事が行われていたが、それ以前の生息状況に関する情報は 1991 年以降無く、消失が事業の影響なのかどうかは判断できない。本明川 (No. 2) をはじめとする複数の河川が流れ込む諫早湾奥部は、かつてはムツゴロウの分布密度が高い地域の 1 つであったが、諫早湾干拓事業に伴う 1997 年 4 月の水門閉鎖による潮汐の消失および調整池の淡水化が本種に与える影響が危惧されていた。水門閉鎖後少なくとも 1999 年の夏までは調整池内に生息が確認されていたが (田北, 2000),

今回の調査では調整池内および本明川河口域でムツゴロウを確認できなかっただけでなく、泥干潟も存在しなかった。よって諫早湾奥部に生息していたムツゴロウは絶滅したか、もし生き残っていたとしても調査時点ではごくわずかであったと考えられる。また、現在の環境が続く限り個体群の回復の見込みはないと思われる。

諫早湾奥部が潮受堤防で分断される以前は、長崎県内では湾奥部南の有明川 (No. 1) 河口から小長井町の佐賀県境まで続く干潟でムツゴロウの生息が確認されていた。その生息地 (沖合の干潟も含む) の推定総面積は約 18.1 km² であったが、分断後に残された干潟はその 12% の約 2.2 km² に過ぎない (1991 年国土地理院発行 5 万分の 1 地形図に基づき推定)。前述したように、潮受堤防の外の諫早湾北岸のいくつかの地点で本種が再確認されているが、主要な生息地は湾奥部の干潟であったことから (Fig. 2a-c), 個体数についても生息地面積と同様に 80% 以上は減少したと推察される。2001 年に発表された長崎県の RDB では、環境庁が 1997 年に発表した RDB カテゴリーに準拠する形で、定性的要件によってムツゴロウを絶滅危惧 II 類に選定している。しかし、環境省が 2003 年に改訂した RDB のカテゴリー分け、すなわち定性的要件に加えて定量的要件についても選定材料とする方針に従うとすれば、本研究の調査結果は長崎県のムツゴロウ個体群が現在よりも 2 ランク絶滅危険性の高い絶滅危惧 IA 類の条件を満たすことを示している。

生息密度 今回の調査で生息が確認され、生息密度が測定された地点の平均密度は 24.3 個体/100 m² で、県別では熊本県が最も高く、以下佐賀県、福岡県、長崎県の順となった (Table 1)。100 個体/100 m² 以上の生息密度が熊本県の 2 地点で、50 個体/100 m² 以上の密度が熊本県の 5 地点、福岡県、佐賀県の各 1 地点でそれぞれ確認された (Table 1, Fig. 2d)。過去の調査では、佐賀県内の調査を除いて (最大 20.9 個体/100 m²; 古賀ほか,

Fig. 2. Distribution and population density of *Boleophthalmus pectinirostris* in estuaries in Ariake and Yatsushiro Bays in (a) 1972 (modified from Dotsu and Suzuki, 1985), (b) 1986 (modified from Takita, 1991), (c) 1991 (modified from Washio, 1992) and (d) 2003 (present study). Note that all year class fish are included in the results of the previous studies (1972, 1986 and 1991) but young-of-the-year individuals were not included in the present study. Thick dotted lines and shaded areas indicate prefectural boundaries and mud flats, respectively. The thick line crossing Isahaya Bay indicates a sea dike. 1, Ariake River; 2, Honmyo R.; 3, Fukanomi R.; 4, Tagori R.; 5, Hama R.; 6, Kashima R.; 7, Shiota R.; 8, Rokkaku R.; 9, Fukushoe R.; 10, Kase R.; 11, Honjoe R.; 12, Hattae R.; 13, Hayatsue R.; 14, Chikugo R.; 15, Okinohata R.; 16, Shiotsuka R.; 17, Yabe R.; 18, Kuma R.; 19, Domen R.; 20, Kikuchi R.; 21, Tojin R.; 22, Tsuboi R.; 23, Shira R.; 24, Midori R.; 25, Ohno R.; 26, Hikawa R.; 27, Kuma R.



1993), 20個体/100m²以上の生息密度は値が示されていないため最大密度を比較することはできない。しかし, これまでに知られている最大値が1970年代の諫早湾奥部における40個体/100m²以上であることに加えて(道津, 2001), 今回の調査では過去3回の全域調査でデータに含まれていた当歳魚を除外していることから, 現在の有明海と八代海にはかなりの高密度個体群が存在していると考えられる。

1972年の調査では, 有明海奥部と諫早湾奥部の調査地点のほとんどで20個体/100m²以上の高密度個体群が確認されていたが(Fig. 2a), 1976年に佐賀県内で行われた調査では, ムツゴロウの生息が確認された52地点のうち39地点(75%)で生息密度が5個体/100m²未満となっている(小野原, 1980)。さらに, 1986年の調査では, 熊本県緑川河口周辺を除く有明海のほぼ全域で分布域・生息密度ともに激減している(Fig. 2b)。この1972年以降の減少傾向は, 佐賀県内におけるムツゴロウの漁獲量の推移とも一致する(佐賀農林水産統計, 1959–2002)。佐賀県内では, 1984年の出現密度(干潟上へ出現した個体の密度: 本研究の生息密度と同意)が1978年のわずか6.9%にまで激減したが(佐賀県有明水産試験場, 1985), その4年後の1988年には分布・密度ともに1978年とほぼ同じレベルまで回復し(古賀ほか, 1993), 今回の調査では多くの地点でさらに高い密度が確認された。また, その他の地域についても, 諫早湾奥

部を除いて, 1972年と同等かあるいはそれを上回る密度に回復している地点が確認された。しかし, 近年の生息状況は高密度で広範囲に分布していた1965年前後の状況には遙かに及ばないとされている(田北, 2003)。

ムツゴロウの分布および密度調査の最大の問題点は, 干潟が岸から数キロに亘って発達しているのに, 岸からの観察では岸寄りの数十mの範囲しか目視できない点である。ムツゴロウの分布は干潟の岸近くから沖に向かって必ずしも一様ではなく, 沖側の生息密度が岸近くより数倍高い場所もある(竹垣, 未発表データ)。このことはムツゴロウ漁が岸から数百m先の干潟で行われていることから示唆される。すなわち, 岸寄りの生息密度と干潟面積を単純に掛け合わせるだけでは干潟全域のムツゴロウの生息個体数を推定することはできない。沖合の泥干潟の調査方法には, 干潮時に岸から湯スキー(押し板, 素板)でアプローチする方法や干潮前に船で沖合に出て座礁させる方法などがあるが, いずれも機動力に乏しく, 短時間で広大な干潟を調査することは困難である。最近, カメラを搭載した自律航行型無人ヘリコプターを用いて干潟を上空から撮影し, カニの巣穴の数からカニの個体数を推定する方法が開発されている(奥田, 2003)。機影や飛行音の影響や費用などの問題がクリアできれば, ムツゴロウ調査においても有効な手段になると思われる。

ムツゴロウの保護 ムツゴロウの分布域および生息密度は数年単位で大きく変動し, 場合によっては危機的な状況にまで激減する可能性がある(Fig. 2)。本種の保全・管理を進めるには, 定期的な生息調査を実施して生息状況を把握しておくと同時に, 必要に応じて個体数を回復させるための法制度の整備が不可欠である。現在, ムツゴロウは有明4県のいずれにおいても県別のRDBで絶滅のおそれのある種とされている。しかし, 希少な野生生物の保護に関する条例が制定されているのは佐賀県と熊本県の2県で, ムツゴロウの保護に関連する規制があるのは佐賀県だけである。佐賀県ではムツゴロウの漁獲量が減少したため, 増殖策の一環として1986年に六角川(Fig. 2, No. 8)の河口堰から河口までの約4km全域に採捕禁止区域(保護区)を設置すると同時に, 県内全域で採捕禁止期間(5月)と採捕禁止サイズ(全長10cm以下)を設定している。採捕禁止期間が繁殖盛期前であることから, その効果が疑問視されているが(田北, 2003), 六角川河口域の生息密度は,

Table 1. Mean population density ($\pm SD$) and range of 1 year-old⁺ and older *Boleophthalmus pectinirostris* in four prefectures in 2003

Prefecture	Density (/100 m ²)*		
	Mean \pm SD	Range	n
Nagasaki	8.2 \pm 6.5	3.4–15.6	3
Saga	18.7 \pm 14.0	1.7–51.8	30
Fukuoka	18.0 \pm 13.9	2.7–50.3	10
Kumamoto**	35.1 \pm 30.2	0.9–120.9	26
Ariake Bay	46.8 \pm 35.3	4.2–120.9	14
Yatsushiro Bay	21.5 \pm 15.1	0.9–55.9	12
All prefectures	24.3 \pm 22.8	0.9–120.9	95

* Surveyed points where no fish were observed were not included in the analysis; ** Data for Kumamoto Prefecture portion of Ariake Bay and Yatsushiro Bay shown separately.

最も低下した1984年から増加傾向にあり(古賀ほか, 1993), 現在も高い密度が維持されている。

今回の調査で, 熊本県では有明4県で最も多く的高密度個体群が確認されたが, 最高生息密度を記録した唐人川(No. 21)河口干潟では, 調査直後の2003年10月に農林水産省による玉名横島海岸保全事業により数千 m^2 にわたるムツゴロウの生息場所が消滅した。干潟に依存した生活様式をもつムツゴロウにとって, このような開発による干潟の破壊は致命的であり, 速やかに本種を熊本県の希少野生生物に, そしてその生息場所を保護区に指定すべきである。2004年に発表された熊本県の保護上重要な野生生物リスト(熊本県, 2004)には, 種そのものに加えて生物多様性を考える上で重要度の高い植物群落やハビタットがいくつかリストアップされた。その中にはムツゴロウの主要な生息場所でもある有明海の緑川, 八代海奥部の大野川(No. 25)と氷川(No. 26)の河口干潟が含まれているが, 現段階では保護区に制定されていない。特に, 八代海の個体群は有明海の個体群と遺伝的に分化しつつある可能性が示唆されており(兼森ほか, 未発表データ), 本種の遺伝的多様性を保全する意味からも, 早急な保護政策の策定が望まれる。

謝 辞

本稿の御校閲を賜った長崎大学の田北 徹名誉教授に心から感謝する。長崎大学大学院生産科学研究科の秋月 晃氏, 鳥羽敦史氏, 吉田 雄氏には野外調査において多大な協力を頂いた。また, 長崎大学の東 幹夫名誉教授には諫早調整池調査に関する貴重な情報を頂いた。日本獣医畜産大学の羽山伸一助教授には絶滅危惧種に関する条例についてご教示頂いた。なお, 本研究は財団法人河川環境管理財団の河川整備基金助成事業によって実施した。

引用文献

- 明 仁・坂本勝一・池田祐二・岩田明久. 2000. ハゼ亜目. 中坊徹次(編), pp. 1139-1310, 1606-1628. 日本産魚類検索: 全種の同定, 第二版. 東海大学出版会, 東京.
- 道津喜衛. 2001. ムツゴロウ. 長崎県県民生活環境部自然保護課(編), p. 374. ながさきの希少な野生動物植物: レッドデータブック 2001. 長崎県県民生活環境部自然保護課, 長崎.
- 道津喜衛・鈴木政文. 1985. ムツゴロウの増養殖に関する研究2: 分布・仔魚の飼育実験. pp. 14-24. 昭和59年度科学研究費補助金研究成果報告書, 有明海の

- 有用干潟生物の分布と増殖に関する研究.
- 福岡県. 2001. 福岡県の希少野生生物: 福岡県レッドデータブック 2001. 福岡県総務部県民情報広報課, 福岡. 447 pp.
- 市原 厚・杠 学・馬場浴人・古賀秀昭・野田進治・青戸 泉・吉本宗央. 1989. 昭和63年度地域特産種増殖技術開発事業報告書(ムツゴロウ). 佐賀県有明水産試験場, 佐賀. 42 pp.
- 環境庁. 1991. 日本の絶滅のおそれのある野生生物, 脊椎動物編. 日本野生生物研究センター, 東京. 331 pp.
- 環境庁自然保護局(編). 1994. 第4回自然環境保全基礎調査: 海域生物環境調査報告書(干潟, 藻場, サンゴ礁調査), 第1巻, 干潟. 環境庁自然保護局・海中公園センター, 東京. 291 pp.
- 環境省. 2003. 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物: レッドデータブック4, 汽水・淡水魚類. 財団法人自然環境研究センター, 東京. 230 pp.
- 北嶋博卿・古賀秀昭・吉本宗央・野田進治・青戸 泉・大隅 斉. 1991. 平成2年度地域特産種増殖技術開発事業, 魚類・甲殻類グループ総合報告書(ムツゴロウ). 佐賀県有明水産試験場, 佐賀. 39 pp.
- 北嶋博卿・古賀秀昭・吉本宗央・野田進治・大隅 斉・山口忠則. 1992. 平成3年度地域特産種増殖技術開発事業, 魚類・甲殻類グループ総合報告書(ムツゴロウ). 佐賀県有明水産試験場, 佐賀. 34 pp.
- 古賀秀昭. 1992. ムツゴロウの干潟上への出現と環境要素との関係. 佐賀大学農学部浅海干潟総合実験施設研究紀要, 6: 27-32.
- 古賀秀昭・吉本宗央・野田進治・大隅 斉. 1993. 資源生態調査. 佐賀県有明水産振興センター(編), pp. 23-52. ムツゴロウの増殖法と生態の研究(1986-1992年度の研究成果). 佐賀県有明水産振興センター, 佐賀.
- 熊本県. 2004. 熊本県の保護上重要な野生生物リスト: レッドリストくまもと2004. 熊本県ホームページ: <http://www.pref.kumamoto.jp/eco/red-list/mokuji.html>
- 松浦修平. 1984. ムツゴロウ. 丸茂隆三(編), pp. 50-53. 海洋の生物過程. 恒星社厚生閣, 東京.
- Murdy, E. O. 1989. A taxonomic revision and cladistic analysis of the oxudercine gobies (Gobiidae; Oxudercinae). *Rec. Australian Mus., Suppl.*, 11: 1-93.
- 長崎県. 2001. ながさきの希少な野生動物植物: レッドデータブック 2001. 長崎県県民生活環境部自然保護課, 長崎. 568 pp.
- 奥田哲也. 2003. 河口干潟生態系における環境評価手法の研究: ラジコンヘリによる干潟底生動物分布把握手法. 応用技術株式会社, OGI Technical Reports, 14: 49-53.
- 小野原隆幸. 1980. ムツゴロウの生態1, 漁業生産, 布および成長について. 佐賀県有明水産試験場報告, 7: 123-150.
- 小野原隆幸・古賀秀昭. 1992. ムツゴロウの生態5, 標識放流からみた個体成長と移動. 佐賀県有明水産試験場報告, 14: 1-8.
- 佐賀県. 2004. 佐賀県レッドデータリスト2003年版.

- 佐賀県ホームページ： <http://www.pref.saga.lg.jp/contents/kankyo/kankyo/env/index.html>
- 佐賀県有明水産試験場. 1985. 有明海特産魚介類漁業の振興に関する研究. 昭和58・59年度組織的調査研究活動推進事業報告書. 佐賀県有明水産試験場, 佐賀. 44 pp.
- 佐賀農林水産統計. 1959-2002. 佐賀県の海面漁業・養殖業生産額. 九州農政局佐賀統計・情報センター, 佐賀.
- 佐藤正典・田北 徹. 2000. 有明海の生物相と環境. 佐藤正典 (編), pp. 10-35. 有明海の生きものたち. 海遊舎, 東京.
- 田北 徹. 1991. 有明海における特産魚類の分布について. 淡水魚保護, (4): 69-75.
- 田北 徹. 2000. 魚類. 佐藤正典 (編), pp. 213-252. 有明海の生きものたち. 海遊舎, 東京.
- 田北 徹. 2003. ムツゴロウ. 環境省 (編), pp. 176-177. 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物: レッドデータブック4, 汽水・淡水魚類. 財団法人自然環境研究センター, 東京.
- 鷺尾真佐人. 1992. 有明海産ムツゴロウ *Boleophthalmus pectinirostris* の生物学的研究. 長崎大学大学院生産科学研究科, 平成4年度博士学位論文. 134 pp.
- Yang, K. Y., S. Y. Lee and G. A. Williams. 2003. Selective feeding by the mudskipper (*Boleophthalmus pectinirostris*) on the microalgal assemblage of a tropical mudflat. Mar. Biol., 143: 245-256.