

北海道水産試験場研究報告

第 100 号

SCIENTIFIC REPORTS
OF
HOKKAIDO FISHERIES RESEARCH INSTITUTES
No.100

北海道立総合研究機構水産研究本部

北海道余市町

2021年9月

Hokkaido Research Organization
Fisheries Research Department

Yoichi, Hokkaido, Japan

September, 2021

北海道立総合研究機構水産研究本部は次の機関をもって構成されており、北海道水産試験場研究報告は、これらの機関における研究業績を登載したものです。

Fisheries Research Department of the Hokkaido Research Organization will now comprise the following seven local Fisheries Research Institutes. The study achievements of these institutes will be published in the “Scientific reports of Hokkaido Fisheries Research Institutes”.

**地方独立行政法人
北海道立総合研究機構
水産研究本部**

(Local Independent Administrative Agency
Hokkaido Research Organization
Fisheries Research Department)

中央水産試験場

(Central Fisheries Research Institute)

046-8555

余市郡余市町浜中町238

(Hamanaka-cho, Yoichi, Hokkaido 046-8555, Japan)

函館水産試験場

(Hakodate Fisheries Research Institute)

040-0051

函館市弁天町20-5

函館市国際水産・海洋総合研究センター内

(Benten-cho, Hakodate, Hokkaido 040-0051, Japan)

釧路水産試験場

(Kushiro Fisheries Research Institute)

085-0027

釧路市仲浜町4-25

(Nakahama-cho, Kushiro, Hokkaido 085-0027, Japan)

網走水産試験場

(Abashiri Fisheries Research Institute)

099-3119

網走市鱒浦1-1-1

(Masuura, Abashiri, Hokkaido 099-3119, Japan)

稚内水産試験場

(Wakkanai Fisheries Research Institute)

097-0001

稚内市末広4-5-15

(Suehiro, Wakkanai, Hokkaido 097-0001, Japan)

栽培水産試験場

(Mariculture Fisheries Research Institute)

051-0013

室蘭市舟見町1-156-3

(Funami-cho, Muroran, Hokkaido 051-0013, Japan)

さけます・内水面水産試験場

(Salmon and Freshwater Fisheries
Research Institute)

061-1433

恵庭市北柏木町3-373

(Kitakashiwagi-cho, Eniwa, Hokkaido 061-1433, Japan)

「北海道水産試験場研究報告」100号の発刊を迎えて

水産研究本部長 木村 稔

「北海道水産試験場研究報告」（以下：北水試研報）は1963年に「北海道立水産試験場報告」として刊行され、1988年の第30号から「北海道立水産試験場研究報告」に、また、2010年の地方独立行政法人化に伴い第78号から現行名に改題とともに、2011年の第80号から「さけます・内水面水産試験場研究報告」を統合しました。北水試研報は一般読者を対象とした広報誌の「北水試だより」とは異なり、投稿規定に基づき専門的な内容・用語で書かれた論文であり、多くの研究者に引用文献等として活用されています。

得られた研究データや知見を取りまとめ論文化し後世に残していくことは大変重要なことであり、北水試研報に執筆された諸先輩をはじめ多くの研究者の方々に敬意を表するとともに、これまで第1号から58年が過ぎ、今回で第100号を迎えることができ、編集委員会や事務局に携われた皆様に感謝申し上げます。

さて、北水試研報では、1.海洋、2.漁具漁法・植物、3.動物（ヒドロ虫類・貝類・頭足類・甲殻類・棘皮動物・尾索類）、4.動物（魚類）、5.化学製造・水産工学・その他に分類し、これまでに約600近くの論文を掲載しています。発刊当初は1960年代に開発された「スケトウダラによる冷凍すり身の開発」の影響もあり、第10号くらいまでは化学製造（水産加工）に関連する研究報告が多い特徴がありました。その後は各分類の様々な論文掲載に加えて、冷凍すり身に関連するスケトウダラの資源や生態研究も進み、1993年の第42号で「スケトウダラ調査研究の歴史と問題点」を刊行し、生活史、年齢査定、産卵親魚量等の様々な研究報告を掲載しました。

また、1996年から「日本海ニシン資源増大事業」が始まり、行政、研究、普及指導、業界が一丸となつたプロジェクトが推進されました。このプロジェクトで多くの研究成果が得られたことから、水産試験場創立100周年（2001年）記念においてニシンシンポジウムを開催し、2002年の第62号に「ニシン特別号」を刊行しました。最近では海洋環境変化やサケマスに関連する研究報告も多くなっており、北水試研報から水産研究における時代の変遷も見ることができます。

一方、この58年の間で水産業においては1970年以降スケトウダラやマイワシの急増に伴い1987年に300万トンを超える水揚げを記録しましたが、その後の両魚種の減少に加えて近年では主要魚種であるサケ、スルメイカ、サンマの低迷やホタテガイのへい死もあり、100万トンを切る大変な年もありました。昨年はマイワシの増加やホタテガイの回復もみられ100万トンを超ましたが、新型コロナ感染症の影響もあり生産額は約2000億円と厳しい状況でした。こうした状況の中、水産研究本部では、水産物を持続的に供給するためのモニタリングや調査研究の推進、栽培漁業に加え養殖研究にも力を入れていくことや、マーケットインを踏まえた水産物の加工流通研究も進めていくことが重要と考えています。

北海道ではデジタルトランスフォーメーション、カーボンニュートラルの取組を積極的に推進しようとしているところであり、道総研では発足して11年が経過し、攻めの姿勢で能動的に将来の姿を提言し実現していく「シンク＆ドゥタンク」を進めています。こうした考え方や改正漁業法といった社会情勢の変化も的確に捉え、北海道の将来に貢献できるよう研究開発を進め、今後も研究報告を発信して参りたいと思います。これからも「北水試研報」をどうぞよろしくお願ひいたします。

北海道水産試験場研究報告

第100号

目 次

嶋田 宏

北海道沿岸における赤潮と貝毒の長期変動（総説） 1

稻川 亮, 志田 修

北海道東方沖北西太平洋におけるサンマ *Cololabis saira* の漁期前分布特性 13

守田航大

標準化CPUEを用いた北海道におけるサンマの来遊評価 29

金田友紀

キツネメバル稚魚への標識を目的とした腹鰓抜去の遊泳への影響 41

虎尾 充, 宮本真人, 小林美樹

魚油添加飼料の給餌がサケ稚魚の遊泳力発達と捕食回避に与える効果 47

夏池真史, 金森 誠, 山崎千登勢, 西田芳則, 本家一彦

安価なタイムラプスカメラを用いた中間育成中のホタテガイ稚貝の行動観察（技術報告） 55

星野 昇, 本間隆之, 美坂 正

資源低水準期の北海道日本海におけるスケトウダラの成長と成熟（資料） 63

星野 昇, 藤岡 崇

2010年代の北海道周辺におけるブリの漁獲量変動の特徴（資料） 71

(2021年9月)

**SCIENTIFIC REPORTS
OF
HOKKAIDO FISHERIES RESEARCH INSTITUTES**
No.100
CONTENTS

HIROSHI SHIMADA

Long-term fluctuation of red tide and shellfish toxin along the coast of Hokkaido (Review) 1

RYO INAGAWA and OSAMU SHIDA

Distribution of Pacific saury *Cololabis saira* in the pre-fishing season in the Northwestern Pacific off Hokkaido, Japan 13

KODAI MORITA

Evaluation of migration level of Pacific saury in Hokkaido by standardized CPUE 29

TOMONORI KANETA

The effect of pelvic fin removal on the swimming of fox jactopever *Sebastes vulpes* fry 41

MITSURU TORAO, MAHITO MIYAMOTO and MIKI KOBAYASHI

Effects of diet supplemented with fish oil on the swimming ability development and predation avoidance for chum salmon fry 47

**MASAFUMI NATSUIKE, MAKOTO KANAMORI, CHITOSE YAMAZAKI,
YOSHINORI NISHIDA and KAZUHIKO HONKE**

A case study of behavioral observation of interim cultured scallops using a low-priced time-lapse camera (Technical report) 55

NOBORU HOSHINO, TAKAYUKI HONMA and TADASHI MISAKA

Growth and maturity of walleye pollock in the Sea of Japan off Hokkaido in the lower level period of stock size (Note) 63

NOBORU HOSHINO and TAKASHI FUJIOKA

Characteristics of yellowtail catch in Hokkaido, Japan in the 2010s (Note) 71

(September, 2021)

北海道沿岸における赤潮と貝毒の長期変動（総説）

嶋田 宏*

北海道立総合研究機構水産研究本部

Long-term fluctuation of red tide and shellfish toxin along the coast of Hokkaido (Review)

HIROSHI SHIMADA*

Fisheries Research Department, Hokkaido Research Organization, Yoichi, Hokkaido, 046-8555, Japan

The occurrence of red tides in Hokkaido and long-term changes in shellfish toxin has been reviewed over the past 40 years. The red tides have occurred without damaging the fisheries until recent years. However, in 2014, harmful warm-water species were detected. In 2015, harmful red tides caused by the dinoflagellate *Karenia mikimotoi* occurred in Hakodate Bay. Regarding the changes of shellfish toxin, both paralytic and diarrhetic shellfish toxicity increased in the cold regime in the 1980s, and tended to subside after the transition to the warm regime in the 1990s. On the Tohoku coast, the occurrence of red tides and the change in shellfish poisoning tend to be similar to those in Hokkaido. To reveal the northward expansion of warm-water harmful/toxic species, it is necessary to start monitoring harmful organisms using morphological observations as well as molecular identification.

キーワード：赤潮，温暖化，貝毒，分布北上，有害有毒プランクトン

はじめに

近年、地球規模の温暖化を背景として、赤潮や貝毒の原因となる有害有毒プランクトンの高緯度域への分布拡大が危惧されている（例えばDale et al., 2006）。我が国周辺においても、ほぼ全ての海域で海面水温の上昇傾向が認められ（http://www.data.jma.go.jp/gmd/kaiyou/data/shindan/a_1/japan_warm/japan_warm.html, 2021年1月21日），その傾向は日本海において著しい。近年、貝類を殺す暖水性渦鞭毛藻*Heterocapsa circularisquama*が佐渡島加茂湖まで分布拡大したこと（近藤ら, 2012）は、我が国における暖水性有害種の分布拡大の実態を示すものである。一方、船舶のバラスト水や魚介類の種苗運搬等に伴う有害有毒プランクトンの人为的移入も問題となっており、移入された海域に有害種が定着したと推察されるケースが報告されている（例えばHallegraeff, 2004；Nagai et al., 2007）。このような情勢のなか、2015年秋季に函館湾で暖水性渦鞭毛藻*Karenia mikimotoi*の有害赤潮が北日本で初めて記録されたことは（嶋田ら, 2016；各務ら, 2018），海

洋温暖化を背景とした暖水性有害種の分布北上が北海道においても現実となったことの証左である。北海道は日本列島の北端に位置し、列島西岸を対馬暖流が北上する日本海と、列島東岸を親潮が南下する北西太平洋に面し、低緯度域および高緯度域の双方に由来する環境変動を並行して観測できる利点を持つ。このような地理的特性を踏まえ、北日本の状況を代表する長期変動データとして、北海道における有害種の出現記録を一覧できる資料をとりまとめることが重要である。本稿は、ホタテガイ養殖をはじめとする水産業の盛んな北海道沿岸域における有害有毒プランクトンの発生状況について、海洋温暖化との関連が危惧される赤潮原因種を含めて既往知見を整理し、有害種の監視体制の高度化ならびに漁業被害の低減策を提案することによって、本道水産業の持続的な発展に資するものである。

赤潮の発生記録

北海道における赤潮の発生記録をTable 1に、主要な

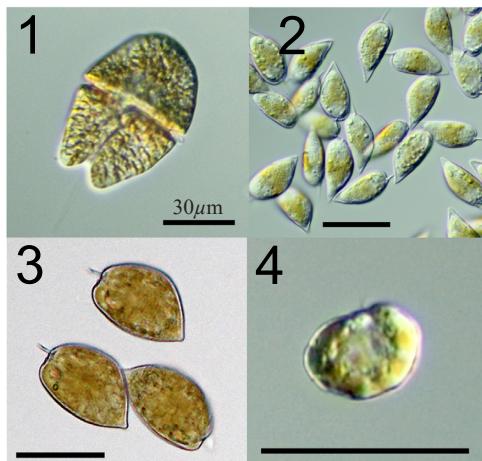


Fig. 1 Photomicrographs showing the common red tide species in Hokkaido.

1: *Akashiwo sanguinea*, 2: *Prorocentrum triestinum*,
3: *Prorocentrum micans*, 4: *Heterosigma akashiwo*

原因生物をFig. 1にまとめて示す。北海道における赤潮発生は、春季珪藻ブルームを「赤潮」とした記録（遠藤, 1911）を除くと、1972年十勝沿岸における種不明の渦鞭毛藻による赤潮が初めての記録である（田沢, 1972）。同様の赤潮は1983年にも記録され、原因種として渦鞭毛藻*Akashiwo sanguinea*および*Gymnodinium* sp.が記録されている（角田, 1984）。十勝沿岸の赤潮は1972年以降秋季に観察されるようになり、1985年には*A. sanguinea*, *Prorocentrum triestinum*および*P. micans*が混合赤潮を形成し（高杉・角田, 1986），翌1986年にはラフィド藻*Heterosigma akashiwo*の赤潮が出現したことが記録されている（高杉・角田, 1987）。十勝沿岸の赤潮は秋季の降雨後に発生する「降雨型赤潮」で、魚介類の斃死は伴わないものの、魚類が赤潮を回避するために、赤潮発生海域周辺の定置網漁業に悪影響を及ぼす（田沢, 1972；丸・角田, 2000；角田, 2001）。このため十勝沿岸では1985–1998年に赤潮の監視が継続されたが、1987年以降の発生記録はない（角田, 2001）。十勝沿岸を除く北海道沿岸における赤潮発生の記録は、2000年以前の期間について、1973年噴火湾沿岸（飯塚・駒木, 1974）および1974年サロマ湖における赤潮（清河・菊池, 1975）を除いて、残念ながら残されていない。これは、北海道沿岸における赤潮が、上述の十勝沿岸等を除いては、漁業被害を想定した監視の対象となっていたためである。北海道庁によって赤潮の通報体制が整備された2001年以降は、北海道各地沿岸でヤコウチュウ*Noctiluca scintillans*, *Prorocentrum micans*, *Heterosigma akashiwo*, *Akashiwo sanguinea*等による赤潮が記録されているが、後述する2015年の有害赤潮発生以前には、赤潮による魚介類の斃死の発生記録はない。北海道沿岸における赤潮の原因生物は、渦鞭毛藻

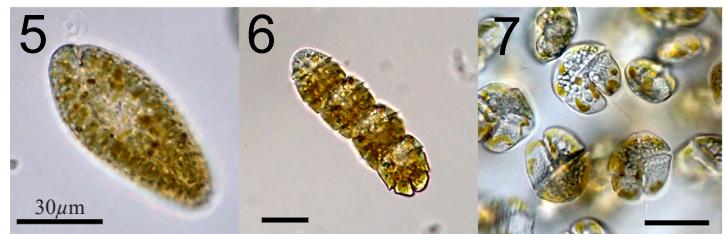


Fig. 2 Photomicrographs showing the harmful red tide species detected in Hokkaido after 2014.

5: *Chattonella marina*, 6: *Cochlodinium polykrikoides*,
7: *Karenia mikimotoi*

およびラフィド藻をはじめ、珪藻、緑藻、プラシノ藻およびクリプト藻といった植物プランクトンが主であるが、纖毛虫（*Tintinopsis* sp., *Mesodinium rubrum*）、カイアシ類（*Microsetella norvegica*）といった動物プランクトンも記録されていることから、微小生物による海水の着色現象として定義される広義の「赤潮」（岡村, 1916）は、必ずしも植物プランクトンによって発生するとは限らないことが分かる（Table 1）。

2014年夏季に北海道石狩湾沿岸でラフィド藻*Chattonella marina*、渦鞭毛藻*Cochlodinium polykrikoides*といった暖水性の有害赤潮生物の出現が北日本で初めて記録され、北日本においても魚介類を殺す有害赤潮の発生リスクがあることが明らかとなった（Shimada et al., 2016, Fig. 2, Table 2）。翌2015年の秋季には津軽海峡の函館湾で渦鞭毛藻*Karenia mikimotoi*による有害赤潮が発生し、赤潮による魚介類（サケ、スルメイカ、エゾアワビ）の斃死が北海道で初めて記録された（嶋田ら, 2016; Table 1）。これらの事実は、冒頭で触れたように、温暖化を背景として暖水性有害赤潮生物の分布ならびに有害赤潮の発生海域が北上していることの証左であろう。これら暖水性有害赤潮生物の分布北上メカニズムとして、我が国日本海沿岸を北上する対馬暖流による自然な輸送、または船舶のバラスト水等による人為的な移入が想定されており（Shimada et al., 2016; 嶋田ら, 2016），船舶による広域調査ならびに海況予測モデルを用いた粒子追跡実験等によって、分布北上メカニズムの解明が試みられている。

貝毒の発生記録

これまで北海道においては、有毒渦鞭毛藻*Alexandrium catenella* (Group I) (旧*A. tamarense*, 種名変更の経緯は坂本 (2020) に詳述) が原因生物と推察される麻痺性貝毒 (PST) および有毒渦鞭毛藻*Dinophysis* spp.を原因生物とする下痢性貝毒 (DST) が例年春季から夏季に発生して、

Table 1 Dates, areas, causative organisms, water color and other information of red tides recorded along the coast of Hokkaido since 1972.

date	area	causative organisms	cell density	water color	other information	references
28-29 Sep. / 1972	coast of Tokachi	unidentified dinoflagellate		brown	SST: 12.8-16.4°C	Tazawa (1972)
8-13 Sep. / 1973	coast of Toyoura (Funka Bay)	dinoflagellate (<i>Procentrum micans</i>)		reddish brown	SST: 20-22°C, SSS: 25-29	Izuka and Komaki (1974)
10-19 Sep. / 1974	Lake Saroma (Abashiri)	dinoflagellate (<i>Alexandrium affine</i> *)	652-6840 cells ML^{-1}	reddish brown	SST: 18.4-18.9°C, SSS: 28.7-31.3	Kiyokawa and Kikuchi (1975)
14-30 Sep. / 1983	coast of Tokachi	dinoflagellates (<i>Akashihwo sanguinea</i> **, <i>Gymnodinium</i> sp.)	250-2250 cells ML^{-1}	brown	SST: 14.6-15.4°C, SSS: 24.6-30.6	Fukuyo (1985)
3-4 Sep. / 1985	coast of Tokachi	dinoflagellates (<i>A. sanguinea</i> **, <i>Procentrum triestinum</i> , <i>P. micans</i>)	A. <i>sanguinea</i> * 60-2700 cells ML^{-1} , <i>P. triestinum</i> 490 cells ML^{-1} , <i>P. micans</i> 200 cells ML^{-1}	brown		Kakuda (1984)
11-14 Sep. / 1986	coast of Tokachi	raphodophyte (<i>Heterosigma akashiwo</i>)	2000 cells ML^{-1}	brown	SST: 17.19°C, SSS: 26.7	Takasugi and Kakuda (1986)
16-17 Nov. / 2001	Chirippu (Kushiro)	dinoflagellate (<i>P. triestinum</i>)	594 cells ML^{-1}	brown	SST: 5°C	***
5 Mar. / 2004	Otaru port	dinoflagellate (<i>Noctiluca scintillans</i>), diatom (<i>Thalassosira nordenskioeldii</i>)	<i>N. scintillans</i> 11600 cells ML^{-1} , <i>T. nordenskioeldii</i> 57300 cells ML^{-1}	reddish brown		***
12 Jul. / 2004	Muroran port	dinoflagellate (<i>N. scintillans</i>)		reddish brown		***
10 Aug. 2004	coast of Mori (Funka Bay)	euglenophyte (<i>Eutreptiella</i> sp.)		green	bloom length: 50 m	***
5 Sep. / 2004	Onishika fishing port (Rumoi)	dinoflagellate (<i>N. scintillans</i>)				***
6 Sep. / 2004	Rikiburi fishing port (Rumoi)	dinoflagellate (<i>N. scintillans</i>)	4570 cells ML^{-1}	light red		***
17 Sep. / 2004	Teshio fishing port (Rumoi)	dinoflagellate (<i>N. scintillans</i>)				***
5 Oct. / 2004	Hamanaoka Bay (Kushiro)	dinoflagellate (<i>Procentrum</i> sp.)		light red	length/width of bloom: 2000 m/500 m	***
14 Apr. / 2005	Wakkanai port	dinoflagellate (<i>N. scintillans</i>)	2220 cells ML^{-1}	orange yellow	SST: 7°C, SSS: 28.3	***
19 Jul. / 2005	Ohishika fishing port (Rumoi)	raphyodophyte (<i>H. akashiwo</i>)		dark yellow	length of bloom: 60-70 m	***
19 Oct. / 2005	Rikiburi fishing port (Rumoi)	dinoflagellate (<i>N. scintillans</i>)		rose pink	length of bloom: 30 m	***
14 Apr. / 2006	Masuura fishing port (Abashiri)	green algae (<i>Dunaliella</i> sp.)	800000 cells ML^{-1}	yellowish green	length of bloom: 30 m	***
5 Jun. / 2006	Lake Saroma (Abashiri)	cryptophyte (<i>Rhodomonas</i> sp.)	6600 cells ML^{-1}	reddish brown	SST: 0.5°C, SSS: 24.2	***
26 Sep. - 3 Oct. / 2006	coast of Tokachi	dinoflagellate (<i>P. micans</i>)	115 cells ML^{-1}	reddish brown	length/width of bloom: 1500 m/100-200 m	***
30 Oct. / 2006	Usu Bay (Funka Bay)	dinoflagellate (<i>A. sanguinea</i>)	1000 copepodites ML^{-1} , 300 nauplii ML^{-1} , 380 eggs ML^{-1}	orange yellow	SSS: 18.2°C	***
3 Aug. / 2007	Sukoton fishing port (Rebun Island)	copepod (<i>Microsetella norvegica</i>)				***
21 Sep. / 2007	Lake Notoro (Abashiri)	dinoflagellate (<i>Alexandrium affine</i>)	1500 cells ML^{-1}	brown	Chl-a 31.4 $\mu\text{g L}^{-1}$	***
10 Jul. / 2008	Sandmaru fishing port (Rumoi)	raphyodophyte (<i>H. akashiwo</i>)	720000 cells ML^{-1}	brown	SST: 21.1°C, SSS: 32.7	***
15 Jul. / 2008	Onishika fishing port (Rumoi)	raphyodophyte (<i>H. akashiwo</i>)	580000 cells ML^{-1}	brown		***
21 Jul. / 2008	off Suttsu and Iwanai (Shiribeshi)	diatom (<i>Rhizosolenia temperei</i>)	950 cells ML^{-1}	yellowish brown		***

* reported as *Gonyaulax tamarensis* and *Gonyaulax* sp. (= *Alexandrium tamarensis* and *Alexandrium* sp.)** reported as *Gymnodinium splendens* or *G. sanguineum* (= *Akashihwo sanguinea*)

*** data source: Hokkaido Government

Table 1 (continued)

date	area	causative organisms	cell density	water color	other information	references
24 Jul. / 2008	off Okushiri Island	diatom (<i>R. temperei</i>)	1620 cells ML^{-1}	yellowish brown		***
31 Mar. / 2009	coast of Mashike (Rumoi)	prasinophyte (<i>Tetraselmis</i> sp.)	900000 cells ML^{-1}	green	SST: 4.7°C	***
13 Apr. / 2009	coast of Sawara (Funka Bay)	dinoflagellate (<i>N. scintillans</i>)		reddish yellow		***
30 Aug. / 2010	coast of Oshamanbe and Yukumo Bay)	dinoflagellate (<i>N. scintillans</i>)			length of bloom: 40000 m	***
4 Apr. / 2011	coast of Toi (Tsugaru Strait)	green algae (<i>Chlamydomonas</i> sp., <i>Chlorococcum</i> sp.)		green		***
6 Sep. / 2011	Lake Saroma (Abashiri)	diatoms (<i>Skeletonema</i> sp., <i>Chaetoceros</i> spp., <i>Triaeniosira</i> spp.)		green		***
31 Oct. / 2011	Esandoman fishing port (Wakkanai)	dinoflagellate (<i>P. micans</i>)		reddish brown	Chl-a 11-13 $\mu\text{g L}^{-1}$	***
19 Sep. / 2012	off Abusa (Funka Bay)	copepod (<i>M. non-regica</i>)		reddish brown	SST: 13.9°C, SSS: 30.2	***
3-10 Oct. / 2013	coast of Tokachi	dinoflagellate (<i>N. scintillans</i>)		red		***
8 Oct. 2013	Moheji fishing port (Hakodate Bay)	dinoflagellate (<i>P. micans</i>)	870-8800 cells ML^{-1}	reddish brown	SST: 16.4-16.5°C, SSS: 27.0-29.2	***
28 Apr. / 2014	coast of Hokuto (Hakodate Bay)	ciliate (<i>Mesodinium rubrum</i>) ***		black - reddish brown		***
16 Jul. / 2014	off Cape Tachinachi (Tsugaru Strait)	green algae (<i>Chlamydomonas</i> sp., <i>Chlorococcum</i> sp.)		green	length of bloom: 150 m	***
3 Oct. / 2014	Hakodate Bay	diatom (<i>R. temperei</i>)		yellowish green		***
17 Oct. / 2014	Hakodate Bay	dinoflagellate (<i>P. dentatum</i>)		orange yellow		***
22 Oct. / 2014	Hakodate Bay	dinoflagellate (<i>P. dentatum</i>)		orange yellow		***
26 May / 2015	Hakodate fishing port (Hakodate Bay)	ciliate (<i>Tintinnopsis</i> sp.)		orange yellow		***
20 Oct. / 2015	Moheji fishing port (Hakodate Bay)	dinoflagellate (<i>Karenia mikimotoi</i>) ****	3200 cells ML^{-1}	yellowish green	SST: 15.7°C, SSS: 32.2	Shimada et al. (2016)
9 Nov. / 2015	Hakodate port (Hakodate Bay)	dinoflagellate (<i>K. mikimotoi</i>)	5350 cells ML^{-1}	brown	SST: 11.9°C, SSS: 31.8	Shimada et al. (2016)
9 Nov. / 2015	Hakodate fishing port (Hakodate Bay)	dinoflagellate (<i>K. mikimotoi</i>)	10900 cells ML^{-1}	brown	SST: 13.2°C, SSS: 32.0	Shimada et al. (2016)
17 Nov. / 2015	Hakodate port (Hakodate Bay)	dinoflagellate (<i>K. mikimotoi</i>)	11500 cells ML^{-1}	brown	SST: 14.1°C, length of bloom: 350 m	Shimada et al. (2016)
24 Nov. / 2015	Hakodate port (Hakodate Bay)	dinoflagellate (<i>K. mikimotoi</i>)	4940 cells ML^{-1}	brown	SST: 9.9°C, SSS: 32.1	Shimada et al. (2016)
13 Jul. / 2016	Kamiso fishing port (Hakodate Bay)	raphydophyte (<i>H. akashiwo</i>)	10800 cells ML^{-1}	dark yellow	SST: 20.1°C, SSS: 31.0	****
25 Apr. / 2017	Matsumae fishing port (Oshima)	euglenophyte (<i>Eutropielia</i> sp.)		yellowish green	SST: 12.1°C, SSS: 31.04	***
19-23 Jul. / 2018	coast of Hokuto (Hakodate Bay)	raphydophyte (<i>H. akashiwo</i>)	113000 cells ML^{-1}	dark yellow		***
7 Sep. / 2020	Akkeshi fishing port (Akkeshi Bay)	dinoflagellate (<i>Lepidodinium chlorophorum</i>)	2600 cells ML^{-1}	green		***
17-18 Sep. 2020	Tokachi port	dinoflagellate (<i>Araeolidinium sanguineum</i>)		light grayish yellow		***
19-26 Oct. 2020	Hakodate port (Hakodate Bay)	ciliate (<i>Mesodinium rubrum</i>)	300 cells ML^{-1}	right red		***

*** data source: Hokkaido Government

**** reported as *Myrionecta rubra* (= *Mesodinium rubrum*)

***** mortalities of fish and shellfish due to the red tide

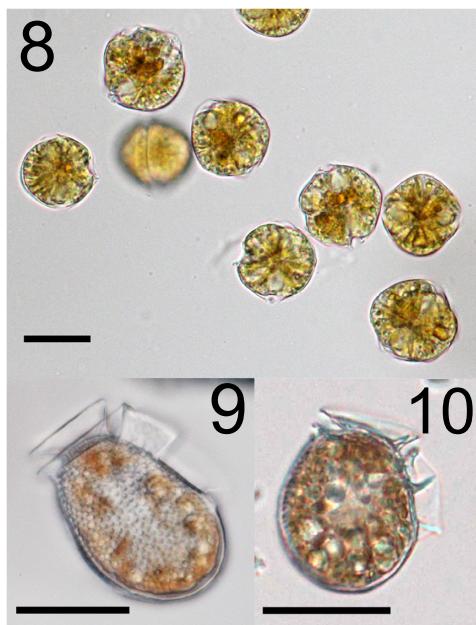


Fig. 3 Photomicrographs showing the common PST/ DST causative species in Hokkaido.
8: *Alexandrium catenella* (Group I), 9: *Dinophysis fortii*, 10: *Dinophysis acuminata*

ホタテガイ漁業に経済損失をもたらしてきた (Fig. 3, 4, 5)。麻痺性貝毒は、噴火湾産ムラサキイガイ *Mytilus galloprovincialis* の喫食による中毒事故が発生した1979年を初めに (佐藤, 1983), 1980年代の寒冷レジーム下で噴火湾を中心に高毒化したが (西浜, 1985; 北海道立総合研究機構・北海道, 2020, Fig. 4, 6), 1990年代以降の温暖レジーム下では、1992年から沈静化して推移している (Fig. 4)。下痢性貝毒については、1982年石狩湾産コタマガイ *Macridiscus melanaegis* 等の喫食による中毒事故を初めとして (佐藤, 1983), 1980年代に高毒化し (西浜, 1985), 1990年代後半以降やや沈静化している状況にある (北海道立総合研究機構・北海道, 2020, Fig. 5)。麻痺性貝毒の原因生物は1988年秋季噴火湾における *A. pacificum* (Group IV) (旧 *Alexandrium catenella*, 種名変更の経緯は坂本 (2020) に詳述) ブルームの出現 (Noguchi et al., 1990) を除けば全て *A. catenella* (Group I) であり、同属の有毒種である *A. ostenfeldii* の出現記録はあるものの (例えば 北海道 (2007), <http://www.hro.or.jp/list/fisheries/research/central/section/kankyou/kaidoku/att/j12s220000000e0u.pdf>, 2021年1月12日), 新たな有毒種による貝の毒化は観察されていない。本道沿岸における *A. catenella* (Group I) の分布は寒流の影響を受ける太平洋からオホーツク海沿岸に限られ、栄養細胞の出現状況はシスト (休眠接合子) の分布を反映している (Shimada and Miyazono, 2005; 宮園, 2015)。本種のシストは長期 (最長約100年) にわたって発芽能を維持することも分かっている (Miyazono et al.,

2012)。同属の *A. affine* による赤潮がサロマ湖および能取湖において1件ずつ記録されているが (清河・菊池, 1975; 福代, 1985, Table 1), 何れも貝の毒化は観察されていない。 *A. affine* は16連鎖以上の長い群体をつくる無毒種で (福代, 1985), サロマ湖および能取湖で秋季にしばしばブルームを形成することが知られている (例えば北海道 (2007), <http://www.hro.or.jp/list/fisheries/research/central/section/kankyou/kaidoku/att/j12s220000000e0u.pdf>, 2021年1月12日)。最近、西日本で有害赤潮生物として報告された *A. leei* (Shikata et al., 2020) は、2001年9月に根室海峡の標津沿岸で記録されているが (北海道, 2002), 魚介類の斃死は観察されていない。一方、下痢性貝毒については被疑種として *Dinophysis fortii*, *D. acuminata*, *D. norvegica*, *D. infundibula*, *D. rotundata*, *D. rudgei*, *D. tripos*, *D. caudata*, *D. mitra* の出現が記録されており、1980年代の高毒化には *D. fortii* の関与が (工藤ら, 2005), それ以降の散発的な毒化には *D. fortii* の他に *D. acuminata* 等数種の関与がそれぞれ疑われている (宮園ら, 2008)。2015年4月以降は下痢性貝毒検査の公定法がマウス試験から機器分析に移行し (https://www.maff.go.jp/j/syouan/tikusui/gyokai/g_kenko/busitu/pdf/150306_kaidoku_guide.pdf, 2021/1/12), CODEX (コーデックス, 国際食品規格委員会) が定めた下痢性貝毒成分 (オカダ酸 (OA) およびデイノフィリストキシン (DTX) 群) のみの監視が行われている。機器分析への移行に際して、経口毒性の低いペクテノトキシン (PTX) 群およびエッソトキシン (YTX) 群は監視の対照から外されたため、本道沿岸でしばしば発生していた *Dinophysis* 属由来のペクテノトキシン群 (宮園ら, 2008; Suzuki et al., 2009) による「見かけ上の毒化」はなくなり、現在に至っている。近年北海道沿岸において、暖水性有害赤潮生物の初記録が相次ぐなか (Shimada et al., 2016; 嶋田ら, 2016), オカダ酸群を産生する底生性渦鞭毛藻 *Prorocentrum lima* の生息が明らかとなっているが (Fig. 6, Table 2), このような新たな被疑種の出現に伴う貝の毒化は未だ観察されていない。以上のように、北海道沿岸における麻痺性/下痢性貝毒については、赤潮の場合とは異なり、例年同様の有毒種による季節的な貝毒発生が続くなか、その発生頻度は長期的に減少傾向にあることが伺われる。しかしながら、2002年夏季にオホーツク海沿岸で発生した麻痺性貝毒のように突発的な高毒化が観察される場合もあるため (嶋田, 2018), 長期的視野で広域的に注意深く監視を継続する必要がある。

東北地方沿岸における赤潮と貝毒の発生記録

東北地方沿岸における赤潮発生に関する情報は断片的

Table 2 Date of occurrences and cell densities of the harmful red tide species and the toxic species recently detected at the monitoring station at Yoichi (Japan Sea coast of Hokkaido) (Added data to Shimada et al. (2016)).

warm-water harmful/toxic species	Year	date of occurrence (month/day) (cell density, cells L ⁻¹)					
		2014	2015	2016	2017	2018	2019
Raphydophyceae							
<i>Chattonella marina</i>	7/3 (5) (20)	7/8 (3) (10) (3)	7/17 7/20 7/21 7/28 7/30 (3) (10) (10) (3)	7/17 7/20 7/21 7/28 7/30 (3) (10) (3) (3)	7/6 8/7 (3) (10) (3) (3)	7/30 7/31 8/1 (20) (10) (20) (40) (20)	8/2 8/7 ND
Dinoflagellates							
<i>Cochlodinium polykrikoides</i>	8/29 9/17 (30) (10) (1520) (40) (830) 9/26 9/29 (7) (4)	9/18 9/24 9/25 ND	ND	8/16 8/17 8/18 9/8 (20) (20) (10) (20)	9/9 ND	ND	8/2 8/5 (50) (20) (70) (30) (20)
<i>Karenia mikimotoi</i>	ND	ND	ND	11/2 (160)	ND	ND	8/23 9/17 (10) (20)
<i>Prorocentrum lima</i>	7/4 (10) (30) (10)	7/16 8/19 9/18 (5) (10)	9/2 (10)	9/15 9/19 9/26 (10) (10)	ND	ND	8/6 (10)
<i>Ostreopsis</i> sp.	7/11 7/17 (30) (10)	7/8 7/9 7/15 7/16 7/17 (40) (7) (10) (15) (7)	7/4 7/4 7/6 7/11 7/15 (10) (10) (10) (10) (10)	7/18 7/28 8/4 8/21 8/28 (20) (10) (10) (20) (10)	9/19 (20) (10) (10) (10) (10)	7/12 7/18 7/26 8/9 8/16 (10) (10) (10) (10) (10)	
		7/18 7/19 7/20 7/21 7/27 (5) (5) (10) (13) (3)	7/25 7/26 7/27 7/29 8/1 (10) (10) (20) (10) (10)	8/29 9/1 9/12 9/15 (10) (20) (30) (10)	9/13 (10)		
		7/28 7/30 8/1 8/6 8/7 (7) (7) (10) (7) (5)	8/3 8/8 8/9 8/17 8/30 (10) (10) (40) (10) (10)	8/30 (10) (20) (10) (20)			
		8/15 8/18 8/20 (5) (20) (3)	9/29 9/30 (10) (20)				

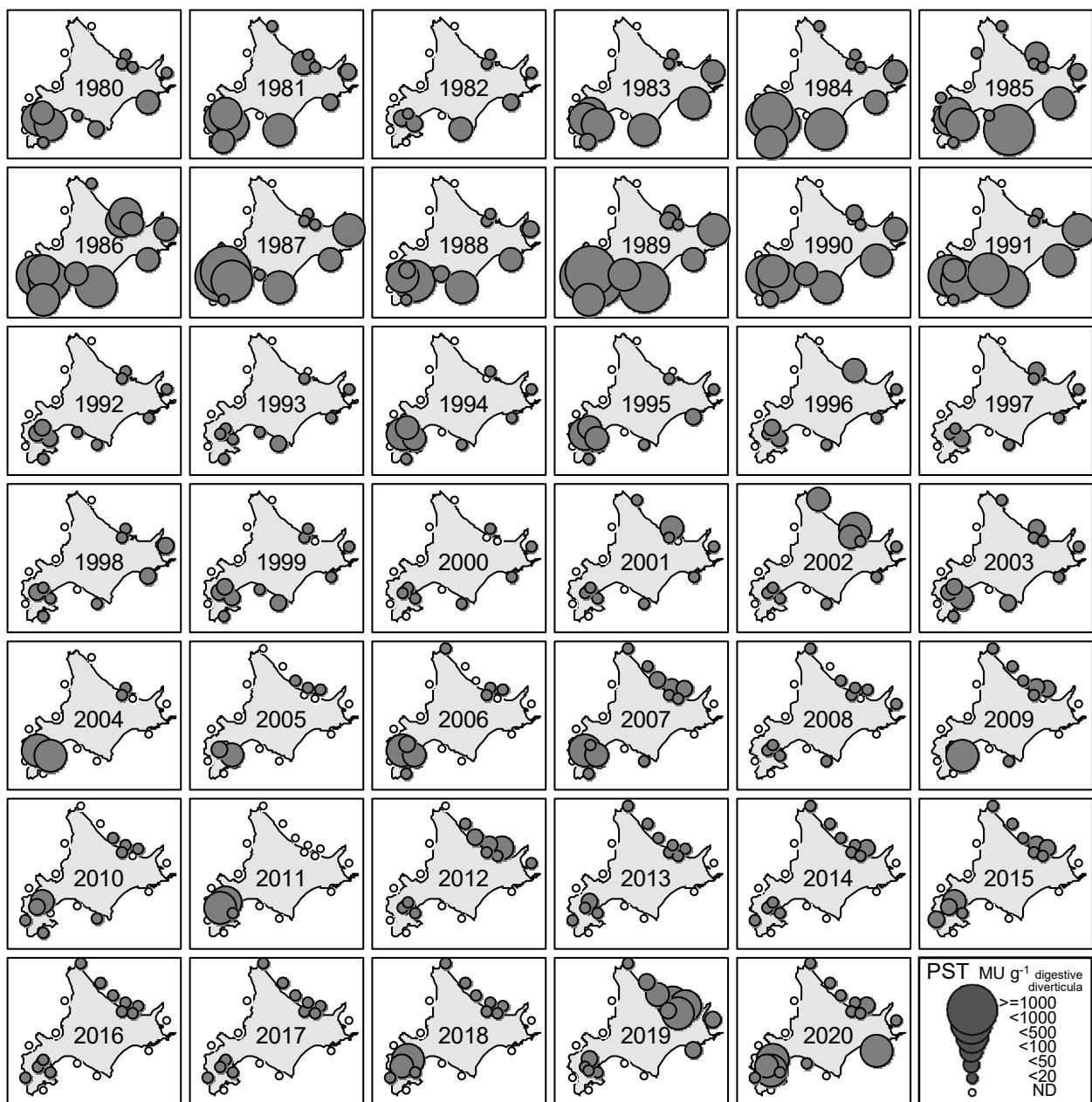


Fig. 4 Diagram showing the annual variation of PST accumulation by scallop around Hokkaido since 1980. Sizes of circles indicate annual maximum PST toxicity (MU g⁻¹ digestive diverticula of scallops)

で、環境庁 (<https://www.biodic.go.jp/reports/2-4/b000.html> (1982), 2021/1/12), 宮城県 (伊藤ら, 2005; 伊藤, 2009, <https://www.pref.miagi.jp/soshiki/suikisei/akasio.html>, 2021/1/12), 福島県 (<https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/37380b/akashio3.html>, 2021/1/12), 岩手県 (加賀, 2011) および秋田県 (<https://www.pref.akita.lg.jp/pages/archive/40313>, 2021/1/12) の記録が残されている。これらの情報から既往の発生状況を概観すると、渦鞭毛藻の *Prorocentrum* 属, *Gymnodinium* 属, *Noctiluca scintillans*, ラフィド藻 *Heterosigma akashiwo* 等を主な原因生物とする魚介類の斃死を伴わない赤潮が記録されており、これら

は北海道における暖水性有害赤潮生物の記録以前の状況とほぼ同様であったことが伺われる。しかしながら日本海沿岸における記録は秋田県を除いて乏しく、赤潮生物の分布実態を把握するための情報が不足している。今後東北各地沿岸において、生鮮海水試料を用いて無殻鞭毛藻の監視を開始すれば、暖水性有害赤潮種の出現報告が相次ぐ可能性がある。

貝毒については、1961年岩手県大船渡湾産アカザラガイ *Chlamys farreri akazara* の喫食による中毒事故を初めとして (野口, 2003), 1975年以降は主に *A. catenella* (Group I) (旧 *A. tamarensis*) が原因生物と推察される麻痺性貝毒

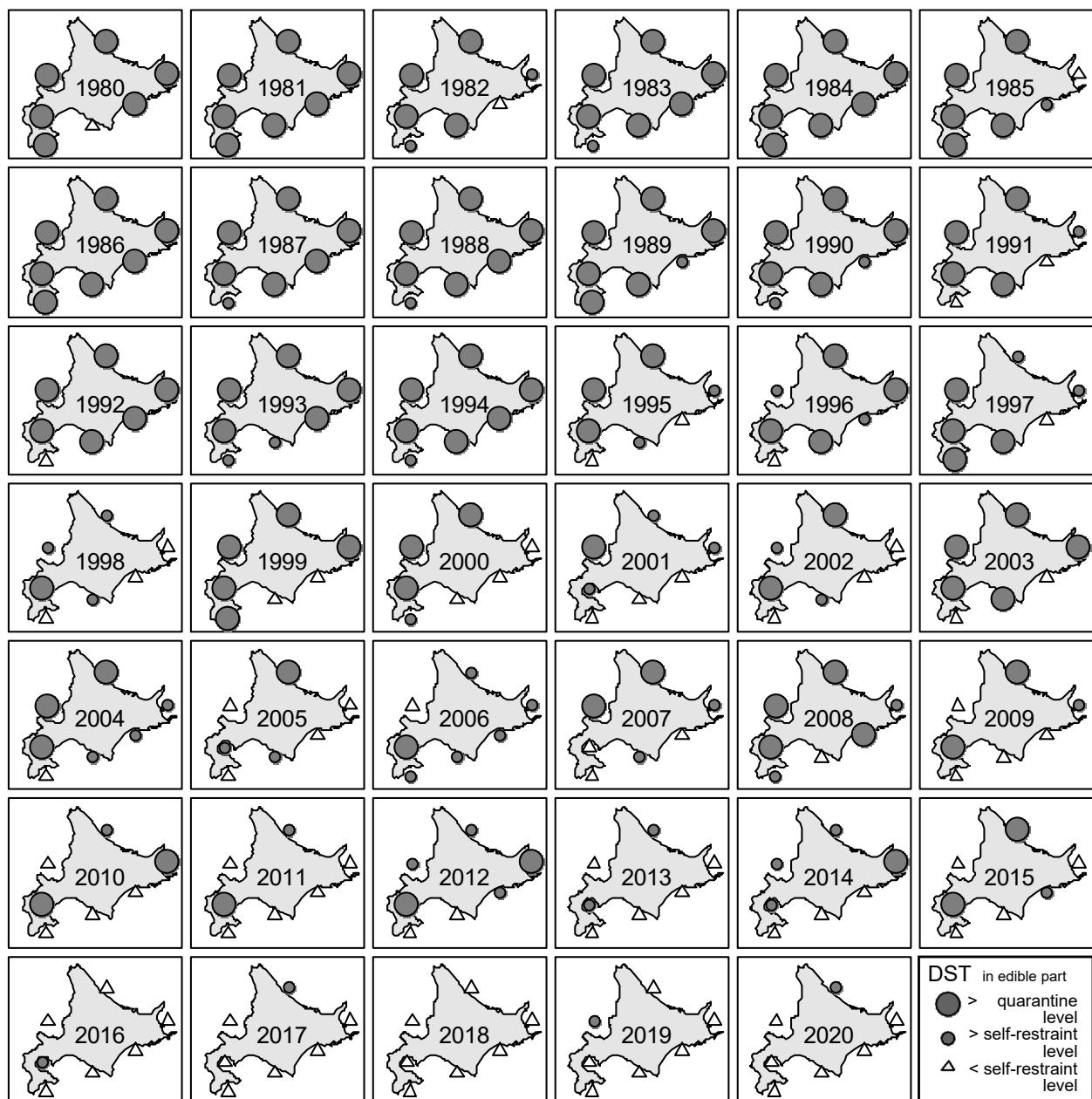


Fig. 5 Diagram showing the annual variation of DST accumulation by scallop around Hokkaido since 1980. Sizes of circles indicate the shipping restriction level due to DST in edible part of scallops.

(Modified from <http://www.hro.or.jp/list/fisheries/research/central/section/kankyou/kaidoku/att/yosatsu2019.pdf>)

が発生するようになり、原因生物の監視が継続されている（福代, 1985；加賀ら, 2006）。長期変動をみると、1980年代の寒冷レジーム下で最初の高毒化が記録された点は北海道と共に通するが（東北区水産研究所, 2007, Fig. 6）、1990年以降の温暖レジーム下においても、三陸沿岸では慢性的な高毒化が続いた点で異なる（加賀ら, 2012）。三陸沿岸の毒化には、*A. catenella* (Group I)だけでなく、夏季から秋季に出現する*A. pacificum* (Group IV)（旧*A. catenella*）の関与も指摘されている（加賀ら, 2006）。2011年の東日本大震災後は津波による底質の攪乱（シストの発芽促進）によって発生規模／頻度が再び増加したこ

とが報告されている（Kamiyama et al., 2014）。二枚貝以外では、トゲクリガニ*Telmessus acutidens*、イシガニ*Charybdis (Charybdis) japonica*およびマボヤ*Halocynthia roretzi* species group等について麻痺性貝毒による毒化例が報告されている（神山, 2017）。下痢性貝毒については、1976年宮城県でムラサキイガイ*Mytilus galloprovincialis*の喫食による中毒事故（野口, 2003）以降、*D. fortii*をはじめとした*Dinophysis*属を原因生物とする毒化が、寒冷レジームの1980年代を中心に頻発した（東北区水産研究所, 2007）。二枚貝以外では、マボヤ*H. roretzi* species groupについて下痢性貝毒による毒化例が報告されている（神山, 2017）。

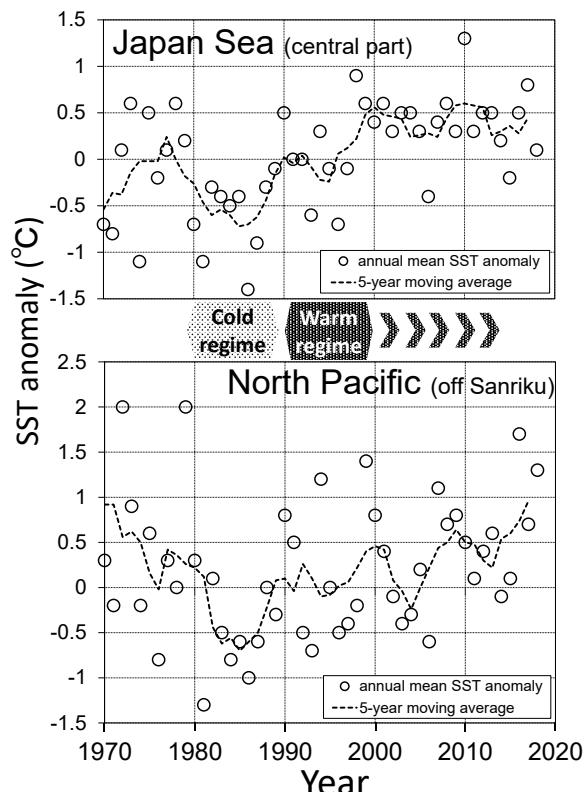


Fig. 6 Long-term changes of the annual mean SST anomalies in the central part of Japan Sea (above) and North Pacific off Sanriku (below). Shaded arrows between two graphs indicate the cold/warm regimes occurred after 1980s.

(Data source: Japan Meteorological Agency, http://www.data.jma.go.jp/gmd/kaiyou/data/shindan/a_1/japan_warm/japan_warm.html)

以上、東北地方における赤潮と貝毒の発生には原因生物および長期変動傾向において北海道と共通点が多いいため、東北地方以北を「北日本」として既往知見を把握したうえで、原因生物の監視を長期的視野で継続することが重要である。

北日本における有害赤潮生物監視の必要性

最近の北海道沿岸における暖水性有害赤潮生物の出現と有害赤潮発生の初記録は (Shimada et al., 2016; 嶋田ら, 2016, Fig. 2), 既往の北日本における有害有毒プランクトン、すなわち渦鞭毛藻 *Alexandrium* 属および *Dinophysis* 属といった貝毒原因種を対象とした既往の監視体制は不充分であることを示唆するとともに、有害赤潮が養殖ホタテガイ等の重要な漁業に被害をもたらす可能性があることを暗示するものである。これまで北日本においては固定海水を用いた貝毒原因種等の有殻種の監視が主に行われてきたが、多くが無殻種である有害赤潮原因種の監視

を早急に開始する必要がある。脆弱な無殻種の観察には原則として生鮮海水試料を用いる必要があるが (夏池ら, 2012), 外洋域で採集された海水試料は鮮度保持が困難であるため、無殻種の保存に有効な、新たな固定剤の開発が待望される。Sildever et al. (2019) は、メタバーコーディング技術を用いて北海道オホツク海沿岸に暖水性有害種が出現することを見出し、本道沿岸に低密度に分布する有害種の検出に分子生物学的手法が有効であることが示されている (長井ら, 2020)。北日本における有害赤潮原因種の監視体制充実のためには、暖水性有毒有害プランクトンの分布北上の進行を想定して、直接検鏡/分子同定技術 (real-time PCR: Coyne et al., 2005, LAMP 法; 牛久保, 2004; Nagai, 2013 等) の体制整備を急ぐ必要がある。以上のような監視体制の高度化を図ったうえで、暖水性有害種の来遊/移入メカニズムを早急に解明し、有害赤潮の発生を長期的視野で想定しながら、二枚貝養殖漁業に対して具体的な漁業被害軽減策を提案することが重要である。

北日本における暖水性有毒種監視の必要性

貝毒に関しては、今のところ新たな暖水性有毒種による魚介類の毒化は観察されていないものの、以下の点に留意して監視を継続する必要がある。麻痺性貝毒原因種については、1988年秋季に噴火湾でブルームを形成した *A. pacificum* (Group IV) (旧 *A. catenella*) は、*A. catenella* (Group I) (旧 *A. tamarensis*) よりも温暖な環境に出現することから (福代, 1985), 近年の温暖化を背景として、北海道沿岸で再びブルームを形成する可能性がある。最近、夏池ら (2021) は函館湾および噴火湾で *A. pacificum* (Group IV) の栄養細胞を単離、培養し、既往の報告と同等の毒性を持つことを明らかにしており、今後の状況を注視する必要がある。温暖化傾向が著しい日本海はもとより、親潮の弱勢が慢性化しつつある太平洋沿岸においても (例えば http://www.data.jma.go.jp/gmd/kaiyou/data/db/kaikyo/oyashio/oyashio_area.html, 2021年1月12日), *A. pacificum* (Group IV) のほか、*A. tamayavanichi* や *Gymnodinium catenatum* といった北日本において未記録の暖水性有毒種の出現も想定される (宮園ら, 2020)。一方、下痢性貝毒原因種については、*Dinophysis* 属だけでなく、*P. lima* 等の底生性/付着性の暖水性有毒種を新たに監視対象とすべきである。さらに近年、パリトキシン様毒を产生する付着性渦鞭毛藻 *Ostreopsis* sp. が北海道日本海沿岸に分布することが明らかとなっており (Sato et al., 2011, Fig. 7), 新奇有毒種の出現に対応した監視体制を整える必要がある。

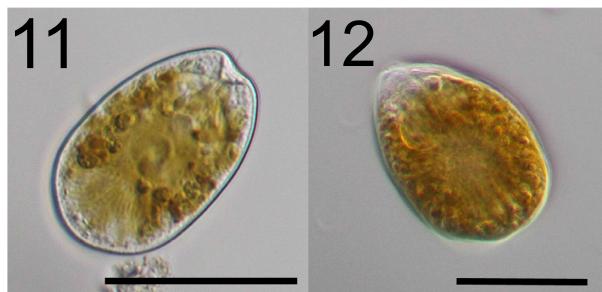


Fig. 7 Photomicrographs showing the warm-water toxic species recently detected in Hokkaido.
11: *Prorocentrum lima*, 12: *Ostreopsis* sp.

海洋温暖化に対応した被害低減策と監視体制の高度化

既往の我が国における有害有毒プランクトンの監視体制は、北日本は貝毒、西日本は赤潮に主眼をおいて継続されてきた（例えばFukuyo et al., 2002）。しかしながら温暖化を背景とする有害赤潮原因種の分布北上がり現実となり、北海道を含む北日本各地においては、新たな有害有毒種ブルームによる漁業被害発生を想定しつつ、赤潮／貝毒双方を対象とした有害種の監視および被害軽減策の策定を急ぐ必要がある。被害軽減策の検討に際しては、適正な漁場管理（過密養殖の防止等）を徹底したうえで、養殖施設の改良を行う必要があると考えられる。我が国最大の養殖ホタテガイ漁場である噴火湾では（島田ら2000, Kosaka and Ito, 2006），近年、台風を含む低気圧の通過に伴う養殖施設の損壊や（例えば <http://hnf.fra.affrc.go.jp/kaigi/h28block.pdf>, 2021年1月12日），ヨーロッパザラボヤといった外来付着生物の大量発生による漁獲量の減少が報告されている（金森ら, 2014）。今後のホタテガイ漁業の安定のためには、温暖化の進行を想定した有害有毒プランクトン監視の高度化と併せて、赤潮および付着生物による被害を低減するための養殖施設の改良も必要である。

有害有毒プランクトン監視の高度化に関して、海流による受動的輸送が想定される生物種については、海洋予測モデル（粒子追跡実験）を用いた分布動態予測が有効であると考えられる。海況予測モデルを用いれば、海流の上流域における有害種の出現情報から北海道沿岸に到達する凡その時期と海域を推定できるため、漁業被害の発生に対して事前に備えることができる。有害赤潮発生に対する被害低減手法としては西日本と同様に、有害種防除のための粘土（入来モンモリ）散布（前田ら2009）、魚類養殖については餌止めおよび生け簀の移動（古川・浦2017）、定置網等については漁具の解放等が想定される。

有害有毒プランクトン監視体制については、従来の顕

微鏡を用いた形態観察に加えて分子生物学的手法の導入が急務であるが、コストと技術の問題から、我が国の水産試験場等で通常の監視体制へ双方を導入した例は少ない。特に形態での判別が困難な麻痺性貝毒原因種の複数種を含む *Alexandrium tamarensis* species complex（坂本2020）については、現場海域で同時期に複数種が出現するケースがある（加賀ら2006）ことから、定期的な分子同定が不可欠である。近年の海洋温暖化を背景として北海道沿岸でも *A. pacificum* (Group IV) と *A. catenella* (Group I) の同時期の出現が明らかとなりつつあることから（夏池ら2021），公衆衛生の観点から財源を確保して監視体制を強化する必要がある。

謝 辞

本稿とりまとめの動機を頂いた北海道大学名誉教授の今井一郎博士に深謝いたします。北海道立総合研究機構水産研究本部中央水産試験場資源管理部の品田晃良博士、栗林貴範博士ならびに有馬大地氏には現担当者の立場から貴重な情報およびコメントを頂きました。記して御礼申し上げます。最後に、長年にわたり現場調査等にご協力頂いた漁業協同組合、水産技術普及指導所、市町村ならびに北海道庁の歴代担当者各位に感謝の意を表します。

引用文献

- Coyne KJ, Handy SM, Demir E, Whereat EB, Hutchins DA, Portune KJ, Doblin MA, Cary SC. Improved quantitative real-time PCR assays for enumeration of harmful algal species in field samples using an exogenous DNA reference standard. *Limnol Oceanogr Methods* 2005; 3: 381-391.
- Dale B, Edwards M, Reid PC. Climate change and harmful algal blooms. In: Graneli E., Turner J.T. (eds) *Ecology of Harmful Algae*. Springer, Berlin. 2006; 367-378.
- 遠藤吉三郎. 噴火湾の赤潮について. 水産調査報文 1911; 6: 36pp.
- 福代康夫. II. 貝毒プランクトンの生物学. 2. 分類と分布, 貝毒プランクトン－生物学と生態学 (福代康夫編), 恒星社厚生閣, 東京. 1985; 19-30.
- Fukuyo Y, Imai I, Kodama M, Tamai K. Red tides and other harmful algal blooms in Japan. *PICES Sci Rep* 2002; 23: 7-20.
- 古川新平, 浦啓介. 東町漁業協同組合の赤潮対策への取り組み. 日本水産学会誌 2017; 83: 703-706.
- Hallegraeff G. 1. Harmful algal blooms: A global overview.

- In: Manual on Harmful Marine Microalgae (Second revised edition), (Hallegraeff G, Anderson DM, Cembella AD eds), UNESCO, Paris. 2004 ; 25-49.
- 北海道. 平成13年度赤潮・特殊プランクトン予察調査報告書. 2002 ; 36pp.
- 北海道. 平成17・18年度赤潮・特殊プランクトン予察調査報告書 (2年間の拡大調査の総括). 2007 ; 91pp.
- 北海道立総合研究機構, 北海道. 平成31年度・令和元年度赤潮・特殊プランクトン予察調査報告書. 2020 ; 33pp.
- 飯塚篤, 駒木成. 1973年9月, 噴火湾豊浦沿岸で発生した *Prorocentrum* 赤潮について. 北海道区水産研究所研究報告1974 ; 40 : 60-66.
- 飯塚昭二. 沿岸性赤潮研究の現状と問題点. 沿岸海洋研究ノート 1983 ; 20 : 137-146.
- 伊藤博, 藤田則孝, 千葉充子. 気仙沼湾奥部における漁場環境の変遷. 宮城県水産研究報告 2005 ; 5 : 27-35.
- 伊藤博. 気仙沼湾の養殖漁場環境の変遷. 日本水産学会誌 2009 ; 72 : 1068-1076.
- 加賀新之助. 2010年に大船渡湾において発生した *Prorocentrum* sp. 赤潮発生の環境特性と茶変カキについて. 岩手県水産技術センター研究報告 2011 ; 7 : 7-13.
- 加賀新之助, 関口勝司, 吉田誠, 緒方武比古. 岩手県沿岸に出現する *Alexandrium* 属とその毒生産能. 日本水産学会誌 2006 ; 72 : 1068-1076.
- 加賀新之助, 渡邊龍一, 長井敏, 神山孝史, 鈴木敏之. 東日本大震災後の岩手県大船渡湾における *Alexandrium tamarensense* による貝類の毒化. 月刊海洋 2012 ; 44 : 321-327.
- Kamiyama T, Yamauchi H, Nagai S, Yamaguchi M. Differences in abundance and distribution of *Alexandrium* cysts in Sendai Bay, northern Japan, before and after the tsunami caused by the Great East Japan Earthquake. *J. Oceanogr.* 2014 ; 70 : 185-195.
- 神山孝史. 7章 わが国の二枚貝の毒化と貝毒原因プランクトンの海域による特徴. 貝毒－新たな貝毒リスク管理措置ガイドラインとその導入に向けた研究 (鈴木敏之, 神山孝史, 大島泰克編), 恒星社厚生閣, 東京. 2017 ; 109-126.
- 角田富男. 十勝沿岸の赤潮について. 釧路水試だより 1984 ; 52 : 17-20.
- 角田富男. 十勝沿岸の赤潮発生期の気象・海況と水質. 釧路水試だより 2001 ; 83 : 12-18.
- 各務彰記, 森田航也, 嶋田宏, 山口篤, 今井一郎. 2015年夏季北海道函館湾における有害渦鞭毛藻 *Karenia mikimotoi* の初検出および2015-2016年の出現動態. 日本プランクトン学会報 2018 ; 65 : 1-11.
- 金森誠, 馬場勝寿, 近田靖子, 五嶋聖治. 北海道における外来種ヨーロッパザラボヤ *Ascidia aspersa* (Müller, 1776) の分布状況. 日本ベントス学会誌 2014 ; 69 : 23-31.
- 環境庁. 第2回 自然環境保全基礎調査報告書, 4-11 海域環境調査, 1 赤潮の発生調査 (都道府県別), 東京. 1983.
- 清河進, 菊池和夫. サロマ湖に発生した *Gonyaulax* 属2種による赤潮について. 北水試月報 1975 ; 32 : 21-28.
- 近藤伸一, 中尾令子, 岩瀧光儀, 坂本節子, 板倉茂, 松山幸彦, 長崎慶三. 有害赤潮藻ヘテロカプサの分布域北上現象－佐渡島加茂湖での赤潮によるマガキの大量死－. 日本水産学会誌 2012 ; 78 : 719-725.
- 工藤勲, 宮園章, 嶋田宏, 磯田豊. 噴火湾における低次生産過程と貝毒プランクトンの中長期変動. 沿岸海洋研究 2005 ; 43 : 33-38.
- Kosaka Y, Ito H. Chapter 22 Japan. In: *Scallops: Biology, Ecology and Aquaculture*, (Shumway SE, Parsons GJ eds), Elsevier, Amsterdam. 2006 ; 1093-1141.
- 前田広人, 程川和宏, 奥西将之, 日高正康. 薬剤による赤潮駆除. 日本プランクトン学会報 2009 ; 56 : 69-73.
- 丸邦義, 角田富男. 十勝海域における渦鞭毛藻類の出現状況. 釧路水試だより 2000 ; 81 : 10-20.
- 宮園章, 鈴木敏之, 馬場勝寿, 菅原理恵子. 北海道噴火湾における *Dinophysis* 属の消長および下痢性貝毒・脂溶性貝毒成分含有量の経時・経年変化. 日本プランクトン学会報 2008 ; 55 : 25-28.
- Miyazono A, Nagai S, Kudo I, Tanizawa K. Viability of *Alexandrium tamarensense* cysts in the sediment of Funka Bay, Hokkaido, Japan: Over a hundred year survival times for cysts. *Harmful Algae* 2012 ; 16 : 81-88.
- 宮園章. 北海道, 噴火湾における麻痺性貝毒原因プランクトン *Alexandrium tamarensense* の生理生態学的研究 (学位論文). 北海道水産試験場研究報告 2015 ; 87 : 1-70.
- 宮園章, 嶋田宏, 品田晃良, 夏池真史. 北海道海域における麻痺性貝毒原因プランクトン発生と二枚貝毒化. 月刊海洋 2020 ; 593 : 165-170.
- Nagai S, Lian C, Yamaguchi S, Hamaguchi M, Matsuyama Y, Itakura S, Shimada H, Kaga S, Yamauchi H, Sonda Y, Nishikawa T, Kim CH, Hogetsu T. Microsatellite markers reveal population genetic structure of the toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarensense* (Dinophyceae) in Japanese coastal waters. *J Phycol* 2007 ; 43 : 43-54.
- Nagai S. Species-specific detection of six *Alexandrium*

- tamarensis* species from single vegetative cells by a loop-mediated isothermal amplification method. *DNA Testing* 2013; 5: 33–46.
- 長井敏, Sildever S, 西典子, 田澤賢, 葛西広海, 塩本明弘, 片倉靖次. 先端技術による有毒プランクトンのモニタリングの高度化. 月刊海洋 2020; 594: 205–207.
- 夏池真史, 金森誠, 馬場勝寿, 山口篤, 今井一郎. 噴火湾における球形シャットネラ *Chattonella globosa* の初報告. 北海道大学水産科学研究彙報 2012; 62: 9–13.
- 夏池真史, 金森誠, 馬場勝寿, 山口篤, 今井一郎. 北海道噴火湾における有害赤潮形成ラフィド藻 *Heterosigma akashiwo* の季節変動. 日本プランクトン学会報 2015; 62: 1–7.
- 夏池真史, 金森誠, 島田宏. 2018年の函館湾における有害ラフィド藻 *Heterosigma akashiwo* の季節変動および赤潮発生状況について. 北海道水産試験場研究報告 2019; 95: 11–17.
- 夏池真史, 金森誠, 菅原玲, 坂本節子. 北海道函館湾および噴火湾から単離された有毒渦鞭毛藻 *Alexandrium pacificum* の麻痺性貝毒成分組成ならびに水温, 塩分, 光強度に対する増殖特性. 日本プランクトン学会報 2021; 68: 1–9.
- 西浜雄二. III. 貝毒プランクトンの生態学 5. 北海道, 貝毒プランクトン – 生物学と生態学 (福代康夫編), 恒星社厚生閣, 東京. 1985; 47–58.
- Noguchi T, Asakawa M, Arakawa O, Fukuyo Y, Nishio S, Tanno K, Hashimoto K. First occurrence of *Alexandrium catenella* in Funka Bay, Hokkaido, along with its unique toxin composition. In: Toxic Marine Phytoplankton (Graneli E, Sundstrom B, Edler L, Anderson DM eds), Elsevier Science Publishing, New York. 1990; 493–498.
- 野口玉雄. マリントキシン(総説). 日本水産学会誌 2003; 69: 895–909.
- 岡村金太郎. 赤潮ニ就テ. 水産講習所試験報告 1916; 12: 26–41.
- 坂本節子. *Alexandrium* 属における分類と種名変更の現状と課題. 月刊海洋 2020; 52: 200–207.
- 佐藤七七郎, 石下真道, 川瀬史郎, 田沢悌二郎, 中川哲雄. 麻痺性および下痢性貝毒による食中毒の北海道における初発事例. 北海道立衛生研究所報 1983; 33: 78–83.
- Sato S, Nishimura T, Uehara K, Sakanari H, Tawong W, Hariganeya N, Smith K, Rhodes L, Yasumoto T, Taira Y, Suda S, Yamaguchi H, Adachi M. Phylogeography of *Ostreopsis* along West Pacific Coast, with Special Reference to a Novel Clade from Japan. *PLoS One* 2011; 6: e27983.
- Shikata T, Taniguchi E, Sakamoto S, Kitatsuji S, Yamasaki Y, Yoshida M, Oikawa H. Phylogeny, growth and toxicity of the noxious red-tide dinoflagellate *Alexandrium leei* in Japan. *Reg Stud Mar Sci* 2020; 36: 101265.
- 島田宏, 西田芳則, 伊藤義三, 水島敏博. 噴火湾八雲沿岸における養殖ホタテガイの成長, 生残と漁場環境要因の関係. 北海道水産試験場研究報告 2000; 58: 49–62.
- Shimada H, Miyazono A. Horizontal distribution of toxic *Alexandrium* spp. (Dinophyceae) resting cysts around Hokkaido, Japan. *Plankton Biol Ecol* 2005; 52: 76–84.
- Shimada H, Sakamoto S, Yamaguchi M, Imai I. First record of two warm-water HAB species *Chattonella marina* (Raphidophyceae) and *Cochlodinium polykrikoides* (Dinophyceae) on the west coast of Hokkaido, northern Japan in summer 2014. *Reg Stud Mar Scie* 2016; 7: 111–117.
- 島田宏, 金森誠, 吉田秀嗣, 今井一郎. 2015年秋季北海道函館湾における渦鞭毛藻 *Karenia mikimotoi* による有害赤潮の初記録. 日本水産学会誌 2016; 82: 934–938.
- 島田宏. 北海道オホーツク海沿岸における麻痺性貝毒の発生予測に関する生物海洋学的研究 (学位論文). 北海道水産試験場研究報告 2018; 93: 1–49.
- Sildever S, Kawakami Y, Kanno N, Kasai H, Shiromoto A, Katakura S, Nagai S. Toxic HAB species from the Sea of Okhotsk detected by a metagenetic approach, seasonality and environmental drivers. *Harmful Algae* 2019; 87: 101631.
- Suzuki T, Miyazono A, Baba K, Sugawara R, Kamiyama T. LC-MS/MS analysis of okadaic acid analogues and other lipophilic toxins in single-cell isolates of several *Dinophysis* species collected in Hokkaido, Japan. *Harmful Algae* 2009; 8: 233–238.
- 高杉新弥, 角田富男. 十勝沿岸の赤潮予察について. 鉾路水試だより 1986; 56: 8–11.
- 高杉新弥, 角田富男. 昭和六十一年十勝沿岸の赤潮について. 鉾路水試だより 1987; 58: 21–23.
- 田沢伸雄. 赤潮について. 鉾路水試だより 1972; 30: 3–5.
- 東北区水産研究所. 「東日本における貝毒発生と環境との関係」平成18年度東北ブロック水産業関係試験研究推進会議海区水産業部会・分科会報告書. 2007; 44–64.
- 牛久保宏. LAMP法の原理 – 遺伝子の簡易・迅速な增幅法 –. ウイルス 2004; 54: 107–112.

北海道東方沖北西太平洋におけるサンマ *Cololabis saira* の漁期前分布特性

稻川 亮¹, 志田 修²

¹北海道立総合研究機構中央水産試験場,

²北海道立総合研究機構函館水産試験場

Distribution of Pacific saury *Cololabis saira* in the pre-fishing season in the Northwestern Pacific off Hokkaido, Japan

Ryo INAGAWA¹ and Osamu SHIDA²

¹ Central Fisheries Institute, Hokkaido Research Organization, Yoichi, Hokkaido 0465-8555,

² Hakodate Fisheries Institute, Hokkaido Research Organization, Hakodate, Hokkaido 040-0051, Japan

The results of pre-fishery surveys for Pacific saury *Cololabis saira* fisheries conducted in the Northwestern Pacific off Hokkaido, Japan from 1986 to 2015 are reviewed in this paper. Immature age 1 (1 year old) fish and age 0 (0 year old) fish were distributed in the northeastern and southwestern parts of the survey area, respectively, and mature age 1 fish were found in the southwestern area. There was no correlation between the mean survey CPUEs, neither biomass, total catches, nor fishery CPUEs of stick-held dip net fisheries. However, a significant positive correlation was found between the mean condition factors of age 1 fish collected in the surveys and commercial fishery indices (total catches and fishery CPUEs of stick-held dip net fisheries). Furthermore, there was a significant positive correlation between the proportion of age 1 fish caught by the surveys and stick-held dip net fisheries. In this paper, we discuss the relationship between the indices of the surveys and commercial fisheries, and the origin of mature age 1 fish found in the surveys.

キーワード：夏季産卵群，漁期前分布特性，サンマ，生殖腺重量指数，西方回遊，年齢，肥満度，
北海道東方沖北西太平洋

サンマ *Cololabis saira* は、本邦においてTAC対象種に指定されている重要な水産資源であり、棒受網漁業の発達に伴い1950年代に漁獲量が増加した。1956年以降の日本の漁獲量は、年間4万トン（2019年）～58万トン（1958年）に達し（農林水産省（<https://www.e-stat.go.jp/dbview?sid=0003238631>，2021年1月5日）；全国さんま棒受網漁業協同組合（https://www.samma.jp/tokei/catch_year.html，2021年1月5日）），その大部分をさんま棒受網漁業が占めている。北海道においては、棒受網漁業以外に小規模ながらさんま流し網漁業が行われており、当初は自由漁業であったが、1993年頃から着業者が急増したため、1997年に北海道知事許可漁業となった（渡野邊，2004）。

棒受網漁業の漁獲対象となる資源は、日本近海では、春に黒潮水域から北上して、夏には主な摂餌場である親潮

水域に達し（北上期）、秋には親潮水域から日本列島東岸への南下を開始して（南下期）、冬に主な産卵場・育成場である黒潮水域で越冬する（福島，1979；Kurita, 2006；巣山ら, 2020；Fig. 1）。棒受網漁業の漁場は、このサンマ魚群の季節移動に合わせて、8月は千島列島沖から北海道東部太平洋海域（以降、道東海域と略す）、9月下旬から10月上旬は三陸沖、11～12月の漁期終盤には常磐沖から房総沖に形成される（巣山ら, 2020；Fig. 1）。一方、流し網漁業は7月から道東海域において行われるが、その漁獲物には、夏季に産卵すると思われる個体が含まれること、サンマウオジラミの寄生率が高いことなどから、これらは棒受網漁業の対象となっている群とは異なり、6～8月に三陸沿岸において定置網で漁獲される沿岸北上群（高橋, 2005；長澤, 1984）が起源とされているが（夏目

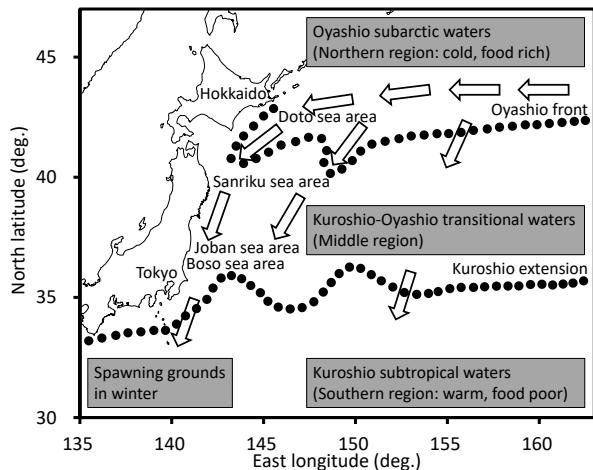


Fig. 1 Fishing grounds of the Pacific saury fisheries of Japan. White arrows indicate the southward migration routes of Pacific saury.

ら, 2009), その分布回遊には不明な点も残されている。

北海道立総合研究機構釧路水産試験場では, 1986年から2015年まで, サンマの漁獲量や漁獲物体長組成などの漁況を予測することを目的として, 漁期前の分布域である北海道東方沖において, 流し網を用いた漁獲試験と海洋観測(以降, 漁期前調査と称す)を実施してきた(例えば稻川, 2015)。本報では, これまで30年にわたって蓄積してきた漁期前調査の結果をレビューし, 日本近海の棒受網漁業の漁場へ来遊する前のサンマの生物学的特徴, 分布, および海洋環境との関係について記載する。また, それらの指標値と, 年齢組成, 資源量, 棒受網漁業の漁獲量, および来遊資源量指標との関係について検討する。さらに, 流し網漁業の対象となっている沿岸北上群の由来とその回遊について考察する。

材料と方法

漁期前調査 調査は1986~2015年の7月に, 釧路水産試験場所属試験調査船である初代北辰丸(219トン, 1968~1989年), 2代目北辰丸(216トン, 1989~2014年), および3代目北辰丸(255トン, 2014年~)により実施した。調査海域は日本近海に来遊するサンマが直前に通過する北海道東方沖とし, 17調査定点(ただし, St. 1~4は1993年以降に追加した)を北緯40度30分~46度30分, 東経149度30分~162度30分の範囲内に, 親潮の流軸方向に沿って設定した(Fig. 2)。サンマの分布とその生息環境の関係を調べるため, 各調査点において, 最大で深度1,000 mまでの水温をCTDにより観測した(1986年: Tsurumi Microm BT, 1987年: Guildline CTD, 1988年: Mechanical BT, 1989年: Niel Brown CTD, 1990~1996年: Niel Brown

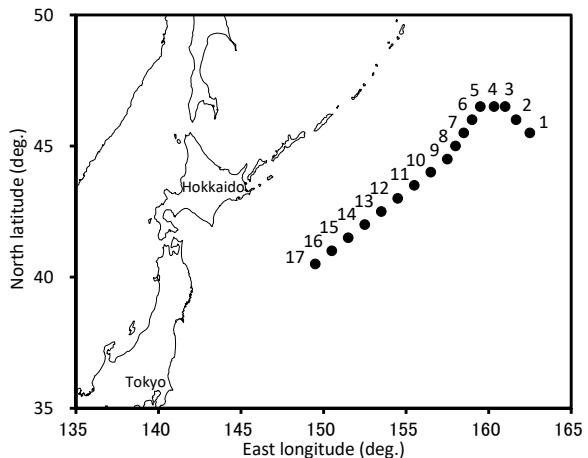


Fig. 2 The pre-fishery survey area and the survey stations.

Mark III, 1997年~: SBE 911 plus)。表面水温は, 海水をバケツにより海面から採取し, 棒状温度計で0.1°C単位まで測定した。観測終了後, 奇数番号の9調査点において, サンマの生物学的特徴と分布密度を把握するため, 流し網による漁獲試験を実施した。使用した流し網は22, 25, 29, 37, 48, 55, 63, 72, および82 mmの目合で構成され, 仕立ては原則としてTable 1に示す通りとした。この構成では, 流し網1反に30間切(25.8 m)と60間切(51.8 m)の2種類が混在する。これを補正するため, 本研究では30間切を基準とし, 60間切の反数を倍にして計算に用いた。これらの目合の他に, 網成りを良くするため, 各目合の間に182 mmの大きい目合の網を入れた。流し網は, 原則として18時に海中へ投網し, 翌朝の4時に揚網した。漁獲されたサンマは, 目合ごとに尾数を計数し, そのうち50尾を上限に生物測定用標本として, 無作為抽出して冷凍し, 実験室に持ち帰った。

本研究では, 調査点の分布密度を表す指標としてCPUE(Catch Per Unit Effort: 1式)を用いた。

$$\text{CPUE} = \text{漁獲尾数(尾)} / \text{流し網の反数(反)} \cdots (1)$$

CPUEの算出には, 調査で漁獲されたサンマのうち, 肉体長20~40 cmのサンマに対して適合目合とされる目合29, 37, 48 mm(夏目ら, 2009)で漁獲された個体のデータを用いた。なお, 肉体長は, 下顎吻端から尾鰭肉質部末端までの長さである(木村, 1956)。また, 年を指標するCPUEは, 釧路水産試験場が調査結果の公表に使用した, その年に実施した全調査点のCPUEの平均値とした。

調査漁獲物の生物測定 測定用標本として持ち帰ったサンマ17,218尾は, 実験室で自然解凍した後に, 肉体長を0.1 cm単位, 体重および生殖腺重量を0.1 g単位まで測定した。年齢は, 肉体長から推定した(後述)。これらに加えて, 回遊経路を推定するため, 体表面の肉眼観察によりサンマウオジラミ *Caligus macarovi*の寄生痕の有無を1

Table 1 Constitution of drift-nets used in the pre-fishery survey.

Mesh size (mm)	Number of piece(s) (tan)	Length of a piece (m)	Total length (m)
182	2	51.8	103.6
29	2	25.8	51.6
182	1	51.8	51.8
48	1	51.8	51.8
182	1	51.8	51.8
63	1	51.8	51.8
182	1	51.8	51.8
37	2	25.8	51.6
182	1	51.8	51.8
22	1	25.8	25.8
182	1	51.8	51.8
82	1	51.8	51.8
182	1	51.8	51.8
29	2	25.8	51.6
182	1	51.8	51.8
55	1	51.8	51.8
182	1	51.8	51.8
25	1	25.8	25.8
182	1	51.8	51.8
72	1	51.8	51.8
182	1	51.8	51.8
37	2	25.8	51.6
182	1	51.8	51.8
48	1	51.8	51.8
182	2	51.8	103.6
Total			1,345.8

歳魚について調べ、その個数を計数した。また、渡野邊（2005）が本調査で得られた1歳魚の肥満度と棒受網漁業の年間漁獲量の間に正の相関が認められることを報告していることから、1歳魚の肥満度（Condition Factor: 2式）を算出した。さらに、サンマの成熟状態を推定するため、1歳雌魚について生殖腺重量指数（Gonad Somatic Index: 3式、以降、GSIと略す）を算出した。

$$\text{肥満度} = \text{体重(g)} / \text{肉体長(cm)}^3 \times 10^3 \quad \dots \quad (2)$$

$$\text{GSI} = \text{卵巣重量(g)} / \text{体重(g)} \times 10^2 \quad \dots \quad (3)$$

雌の成熟度は小坂（2000）に従い、GSIの値から以下の4段階に区分した。

周辺仁期～卵黄胞前期：GSI 0.4未満

卵黄胞後期～第2次卵黄球期：GSI 0.4以上2.0未満

第3次卵黄球期：GSI 2.0以上4.0未満

成熟期：GSI 4.0以上

産卵が近づいて卵黄形成が始まると、急激にGSIが上昇して2.0以上となることが知られているため（巣山ら、1996）、GSI 2.0以上（小坂（2000）による区分の第3次卵黄球期および成熟期）の個体は夏季に産卵する魚と定義

した。

各調査年における肥満度、GSI、およびサンマウオジラミの寄生痕数の平均値は、調査点ごとの値をCPUEで重み付けして算出した。

漁期前調査で得られた指標値と、北西太平洋海域におけるサンマ資源量、さんま棒受網漁業の漁獲量、および来遊資源量指数の比較 北西太平洋海域におけるサンマの資源量として、漁期前調査と同時期に実施された資源量調査により推定された結果を使用した。この資源量調査は、2003年以降、水産研究・教育機構が表層トロール網を用いて実施しており、その結果が1区（東経141°～165°）、2区（東経165°～180°）、および3区（西経180°～163°）に区分された資源量として公表されている（水産研究・教育機構、2020）。このうち、漁期前調査海域が含まれる1区の資源量を漁期前調査のCPUE（以降、調査CPUEと略す）との比較に用いた。漁況との関係については、本間（1998）が本調査で得られた調査CPUEと棒受網漁業の年間漁獲量の間に類似性を報告していることから、調査CPUEと日本全国の年間漁獲量との比較を行い、さらに、漁期前調査直後の初漁期における日本近海への来遊量との比較を行った。年間漁獲量は、全国さんま棒受網漁業協同組合（https://www.samma.jp/tokei/catch_year.html）の統計資料を用いた。初漁期の来遊量の指標は、漁業情報サービスセンターが算出したさんま棒受網漁業データに基づく8月の来遊資源量指数（緯度経度30分升目の漁業CPUEの積算値；渡邊、2015；渡邊、2016；渡邊・矢吹、2017）を用いた。また、本調査で得られた1歳魚の肥満度についても、1区の資源量、日本全国の年間漁獲量、年間の来遊資源量指数との関係を検討した。

年齢組成 年齢組成は、下記の通り、体長組成から推定した。漁期前調査で採集されたサンマの体長組成は、目合ごとに漁獲された標本の体長組成と抽出率から調査点ごとに算出した。これにより得られた調査点別体長階級別の尾数を合算することで、その年の体長組成を算出した。さんま棒受網漁業の漁獲物体長組成は、漁業情報サービスセンターが運営管理する我が国周辺資源評価情報システムFRESCO（Fishery Resource Conservation）に入力された漁獲物の肉体長データと全国各港水揚量を用いて水産研究・教育機構が推定した組成を用いた。年齢は、7月における肉体長と年齢の関係（Suyama *et al.*, 2006）から、水産研究・教育機構（2020）に従い、漁期前の7月は肉体長27 cm以上を1歳魚、それ未満を0歳魚、漁期中の8月では肉体長29 cm以上を1歳魚、それ未満を0歳魚とした。

結果

漁期前調査における水温観測 1986~2015年の調査で観測された各調査点の表面水温は、7.4~22.1°Cであった。各調査点における平均水温は、北東側のSt. 1~7で8.9~9.7°C、南西側のSt. 9~17で11.1~18.7°Cと北東側の調査点ほど表面水温が低い傾向が認められた (Fig. 3)。また、同一調査点内における年変動は、北東側のSt. 1~7で小さく、南西側のSt. 9~17で大きかった (Fig. 3)。深度300mまでの水温鉛直分布を見ると (Fig. 4)、北東に位置するSt. 1からSt. 9ないしSt. 11の範囲では、5°Cの等温線が深度50 m付近に分布し、その下層には2~4°Cの水塊が分布した。また、その南西側では5°C等温線が垂直に深度150 m以深まで沈み込む構造が観察された。深度100 mの水温5°Cを親潮の境界とすると、30年の調査のうち27年はSt. 9~11に親潮の先端部が観察され、1991, 2005年はSt. 14, 2001年はSt. 13とそれより南西に位置していた。

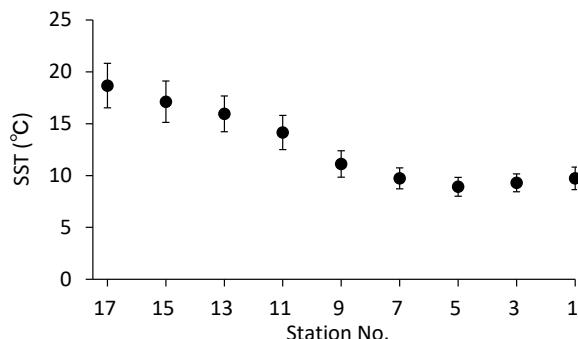


Fig. 3 Mean SSTs (Sea Surface Temperature) observed in the pre-fishery survey. Circles and vertical bars indicate mean values and standard deviations, respectively.

漁期前調査による漁獲試験 漁獲試験により合計100,337尾のサンマが採集され (Table 2), そのうちCPUEの算出に用いた目合29, 37, 48 mmによる漁獲は97,532尾 (97%) と大半を占めた。各調査点における年齢別の平均CPUE (尾/反) を見ると、0歳魚は調査海域の中央から南西側に位置するSt. 11~13 (Fig. 5A) で12~18尾/反と高く、1歳魚は中央から北東側の海域に位置するSt. 1~11 (Fig. 5B) で8~29尾/反と高かった。表面水温で見ると、サンマは7.4~22.0°Cの範囲で採集された。年齢別では、0歳魚は13~14°C (Fig. 6A) で15~19尾/反、1歳魚は7~14°C (Fig. 6B) で12~59尾/反と平均CPUEが高く、分布密度の高い分布水温の範囲は1歳魚の方が広く、かつ低い水温帯まで広がっていた。

調査CPUEと表面水温の関係を、年齢別・調査点別に経年変化としてFig. 7に示した。0歳魚は、1986~2015年

Table 2 Numbers of Pacific saury caught in the pre-fishery survey.

Year	St.1	St.3	St.5	St.7	St.9	St.11	St.13	St.15	St.17	Total
1986			931	293	354	297	88	21	381	2,365
1987			42	210	290	3	2	41	26	614
1988			562	1,057	439	449	3,029	247		5,783
1989			273	618	3,473	1,819	1,391	2,472	0	10,046
1990			1,814	987	1,177	1,400	241	104	142	5,865
1991			4,818	4,116	1,782	68	46	0	10,830	
1992			0	0	4,978	503	20	648	106	6,255
1993	774	424	2,586	61	361	2,590	154	6		6,956
1994	167	1,228	1,262	2,718	0	2,123	18	1	90	7,607
1995	106	1,310	3	1,017	613	11	102	0	3	3,165
1996	0	0	0	0	0	655	325	9	158	1,147
1997	0	0		51	742	6,082	19	753	6	7,653
1998	391	0	7	280	323		580	0	0	1,581
1999	2	0	0	0	0	2,082	244		0	2,328
2000	0	0	0	1	0	499	0	53	0	553
2001	20	0	0	43	19	1,864	826	9	0	2,781
2002	41	131	0	19	0	21	12	4	1	229
2003	40	172	4	1,008	1,173	346	436	405		3,584
2004	39	0	0	0	15	63	395	33	4	549
2005	329	2,181	12	0	215	259	532			3,528
2006	1	790	2,086	2	170	935	104	22	258	4,368
2007	4	0	1	49	178	153	1,217	1	0	1,603
2008	2	617	3	964	17	4	1	12	2	1,622
2009	524	91	31	193	63	117			11	1,030
2010	55	11	68	6	625	149	0	7	0	921
2011	89	0	0	47	2	122	707	1	6	974
2012	105	0	1	389	0	171	81	13	24	784
2013	0	0	0	1	0	750	97	1	2	851
2014	188	230			1,103	2	1	6		1,530
2015	157	889	1,864	241	31	2	51	0		3,235
Total	3,034	8,074	11,550	15,073	20,477	25,253	10,741	4,915	1,220	100,337

の調査期間を通して、12~15°Cの水温帯が分布するSt. 11~13のCPUEが高かった。1歳魚は、調査期間の前半である1988~1999年は、7~14°Cの分布域であるSt. 11から北東側で広くCPUEの高い点が分布したが、2000年以降はCPUEの高い点が減少し、その分布水温および調査点もばらつきが大きくなった。先述の水塊構造との関係で見ると、0歳魚の分布密度の高かったSt. 11~13は親潮の先端およびそのやや南側に位置しており、1歳魚は1990年代まではSt. 9~11に分布した親潮の先端からその北側の親潮水域で分布密度が高かったが、2000年以降は親潮の先端付近の分布密度が著しく低くなかった。また、親潮の先端が例年より南側のSt. 13~14まで南下していた1991, 2001, および2005年における1歳魚の分布域は、他の年と大きく変わらずSt. 11より北側にあった。

漁期前調査で採集されたサンマの生物学的特徴 漁期前調査で採集されたサンマの肉体長は12.7~36.2 cmの範囲にあり、体重は6.9~262.0 gの範囲にあった。これらのサンマは、肉体長から判断して0歳魚および1歳魚と考えられた。肉体長-体重関係 (Fig. 8) から推定した成長式は以下の通りである。

$$\text{体重(g)} = 0.0008 \times \text{肉体長(cm)}^{3.541}$$

漁期前調査で採集された1歳魚の肥満度は、3.4~7.5の範囲にあった。調査点ごとの平均値を見ると、北東のSt.

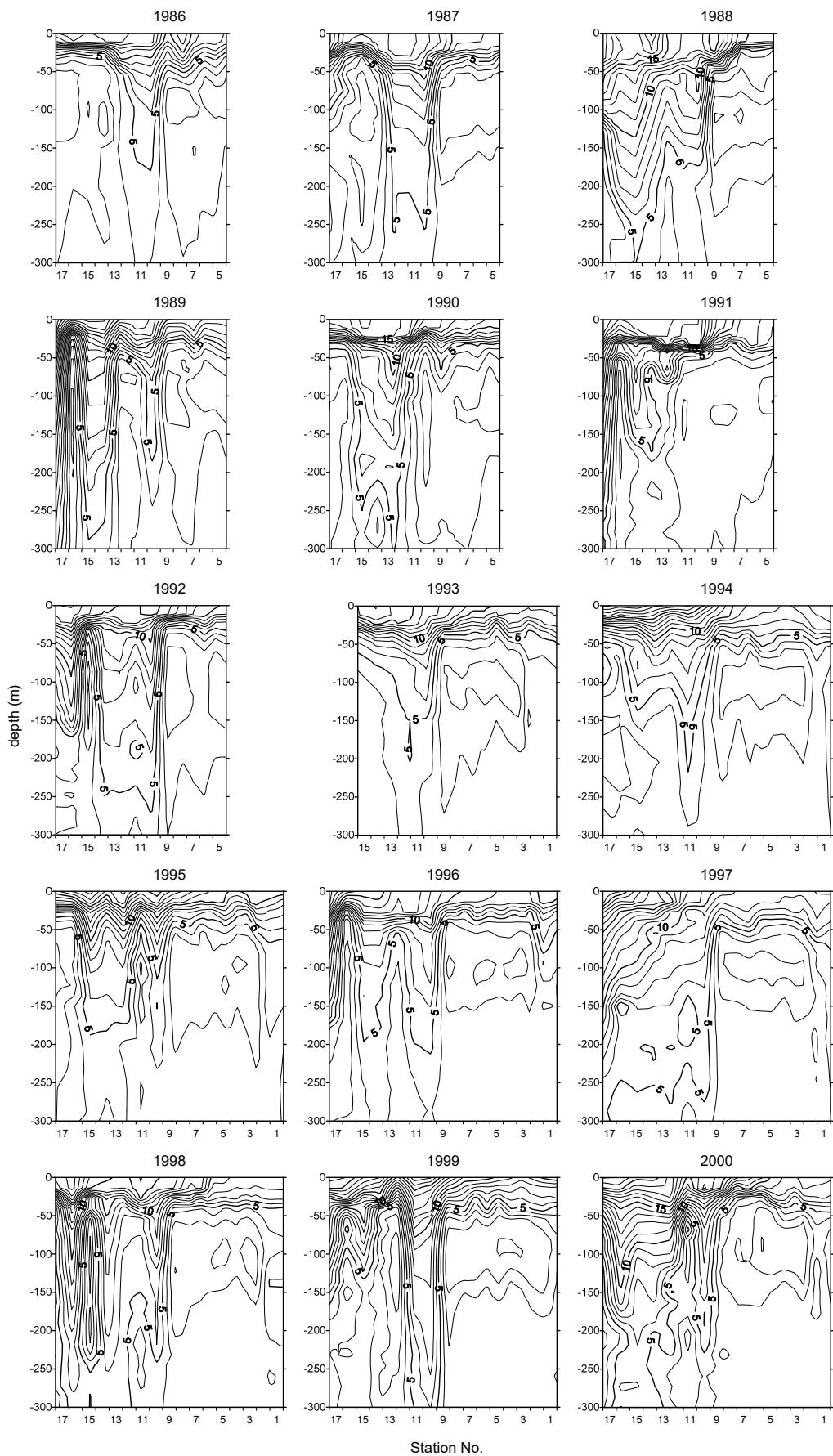


Fig. 4 Vertical water temperature profiles in the pre-fishery survey.

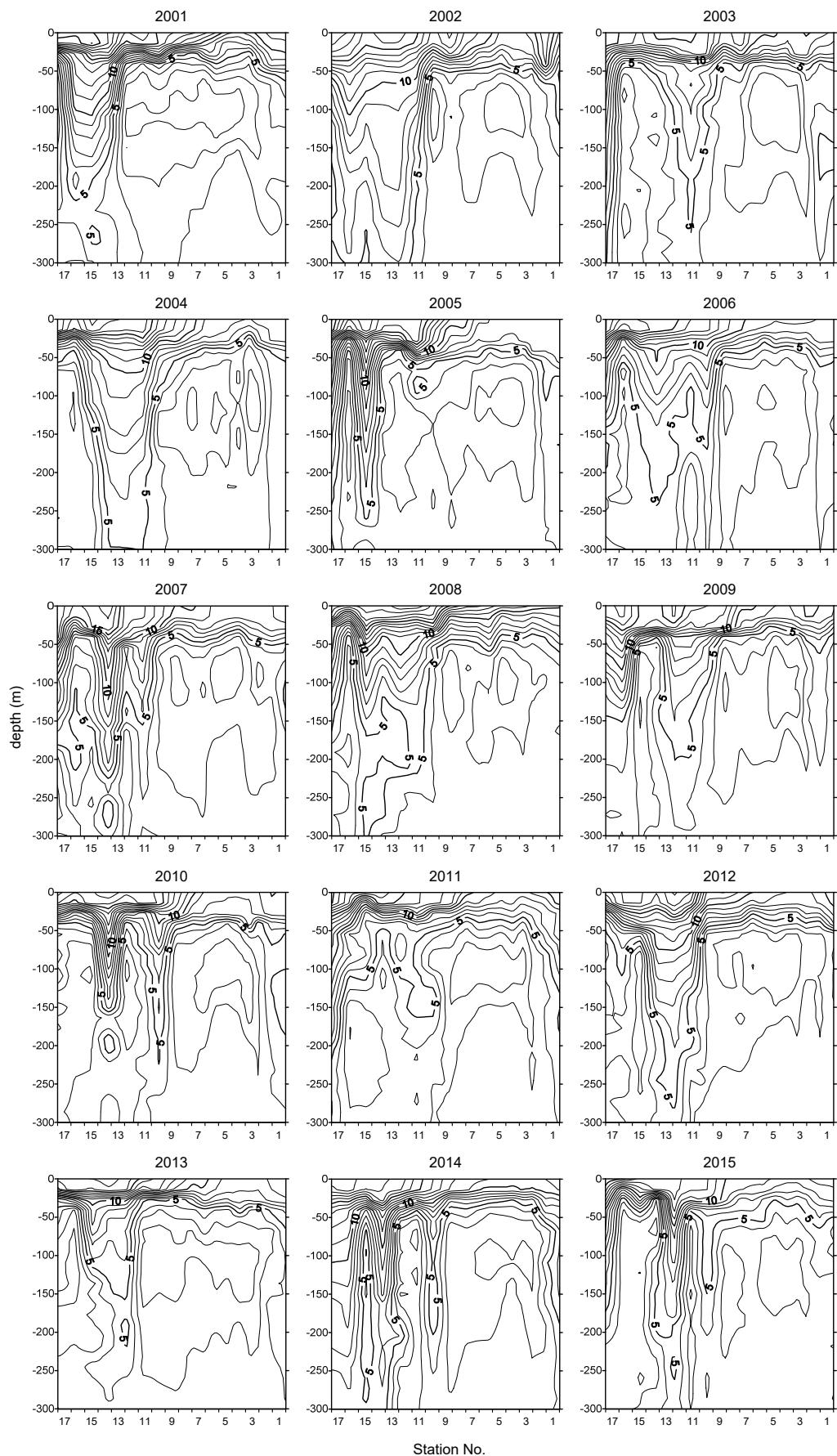


Fig. 4 Vertical water temperature profiles in the pre-fishery survey. (continued)

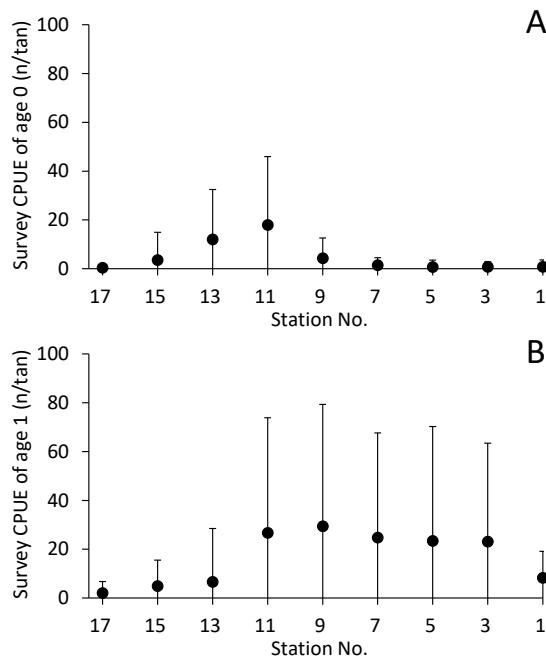


Fig. 5 Mean survey CPUEs (Catch Per Unit Effort) of survey stations. Circles and vertical bars indicate mean values and standard deviations, respectively. (A) Age 0 and (B) Age 1.

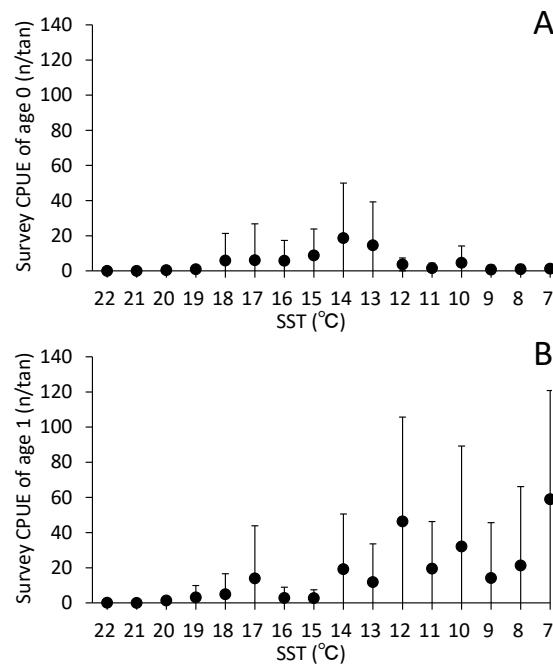


Fig. 6 Mean survey CPUEs and SST in the pre-fishery survey. Circles and vertical bars indicate mean values and standard deviations, respectively. (A) Age 0 and (B) Age 1.

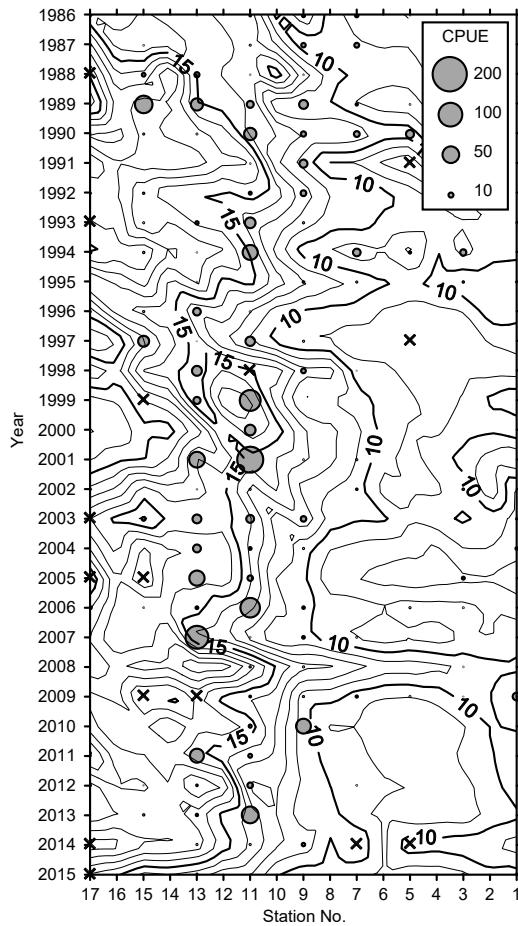


Fig. 7 Distribution of survey CPUEs and SST in the pre-fishery survey. X marks indicate missing data. (Left) Age 0 and (Right) Age 1.

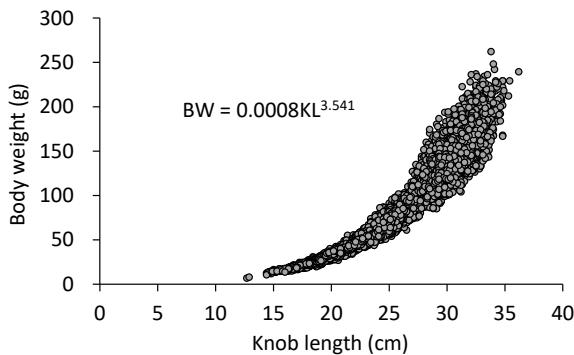


Fig. 8 Relationship between knob length and body weight of Pacific saury in the pre-fishery survey. BW and KL indicate body weight and knob length, respectively.

1~11は5.1~5.3と大きな変化が認められなかったが、St. 13~St. 17では調査点が南西に向かうに従って4.7~4.3まで徐々に減少した (Fig. 9A)。

1歳魚の1個体当たりのサンマウオジラミ寄生痕数は、0~15個の範囲にあった。調査点ごとの平均値を見ると、北東のSt. 1~11は0.4~0.8と低く、St. 13~17では南西に向かうに従って2.0~4.3まで増加した (Fig. 9B)。

1歳雌魚のGSIは、0.0~9.3の範囲にあった。調査点ごとの平均値を見ると、St. 1~9はいずれも0.4と低く (Fig. 9C)，これらの調査点においては、採集された全てのサンマがGSI 2.0未満の未成魚であった (Fig. 9D)。一方、St. 11~17では南西に向かうに従って、夏季に産卵すると考えられるGSI 2.0以上の個体の割合が3.9~56.0%と段階的に増加したことから (Fig. 9D)，GSIの平均値は0.5~3.1と大きく増加した (Fig. 9C)。

本調査でGSIが2.0以上の1歳雌魚は286尾採集された。これらの肉体長は28.1~35.5 cm, 肥満度は3.7~6.3, サンマウオジラミの寄生痕数が0~12であった。また、採集された調査点における表面水温は12.0~20.4°Cであった。St. 11~17で採集された1歳雌魚を、GSI 2.0未満とGSI 2.0以上に分け、肥満度とサンマウオジラミの寄生痕数の関係をFig. 10に示した。GSI 2.0未満のサンマでは、肥満度は3.7~6.9の範囲にあり、その平均値±標準偏差は 5.2 ± 0.6 、寄生痕数は0~11の範囲にあり、その平均値±標準偏差は 0.8 ± 1.6 であった。一方、GSI 2.0以上のサンマでは、肥満度は3.7~5.9の範囲にあり、その平均値±標準偏差は 4.4 ± 0.4 、寄生痕数は0~12の範囲にあり、その平均値±標準偏差は 2.0 ± 2.5 と、GSI 2.0未満のサンマに比べ、肥満度は有意に低く、寄生痕数は有意に高かった (ともに $p < 0.05$, Welch's t-test)。さらに、St. 11~17で採集された1歳雌魚について、表面水温とGSIとの関係をFig. 11Aに、表面水温とGSI 2.0以上のサンマの出現率との関係をFig. 11Bに示した。12°C以上でGSI 2.0以上のサンマが出

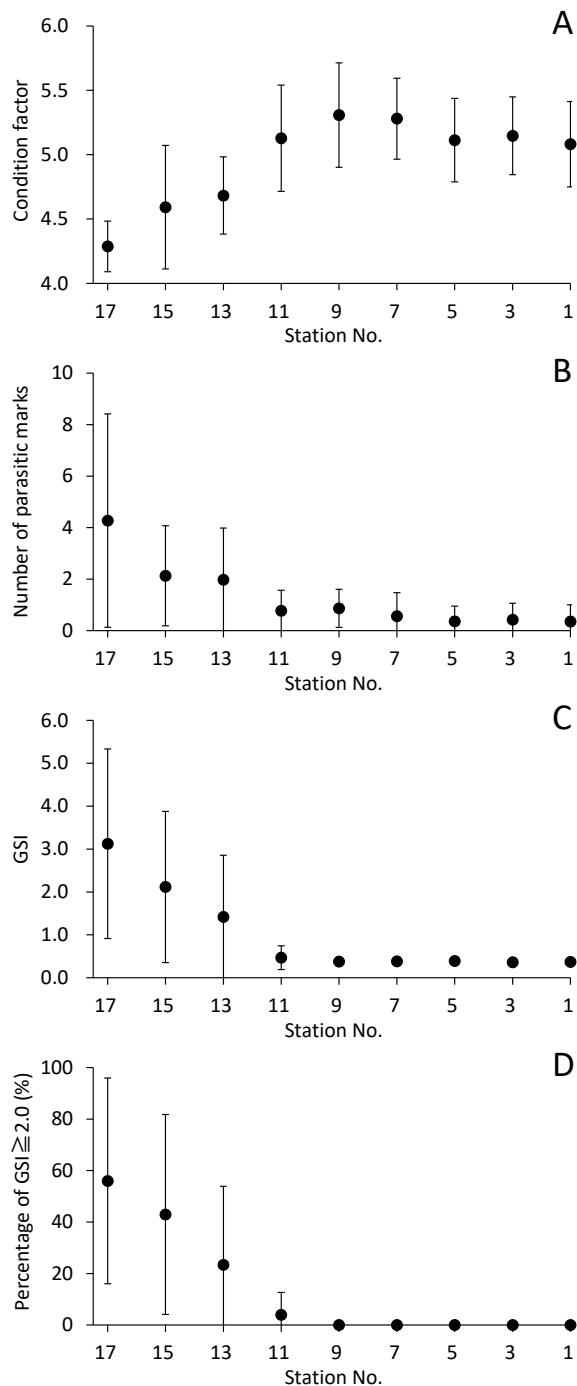


Fig. 9 Biological factors of Pacific saury collected in the pre-fishery surveys and survey stations. Circles and vertical bars indicate mean values and standard deviations, respectively. (A) Condition factor of age 1. (B) Number of parasitic marks of age 1. (C) GSI (Gonad somatic index) of female age 1. (D) Percentage of mature female age 1 ($GSI \geq 2.0$).

現し、12°Cの2%から20°Cの74%まで、表面水温が上がるほど、出現率が上昇する傾向が見られた。

1986~2015年の30年間の調査期間中、1歳魚の割合は1 (2013年) ~100% (2015年) と大きく変動した (Fig. 12A)。

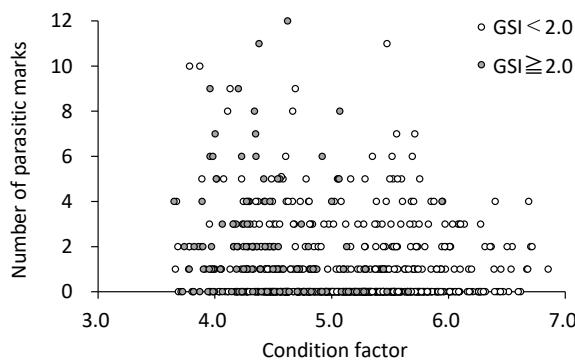


Fig. 10 Relationship between condition factor and number of parasitic marks of female age 1 collected in St. 11-17.

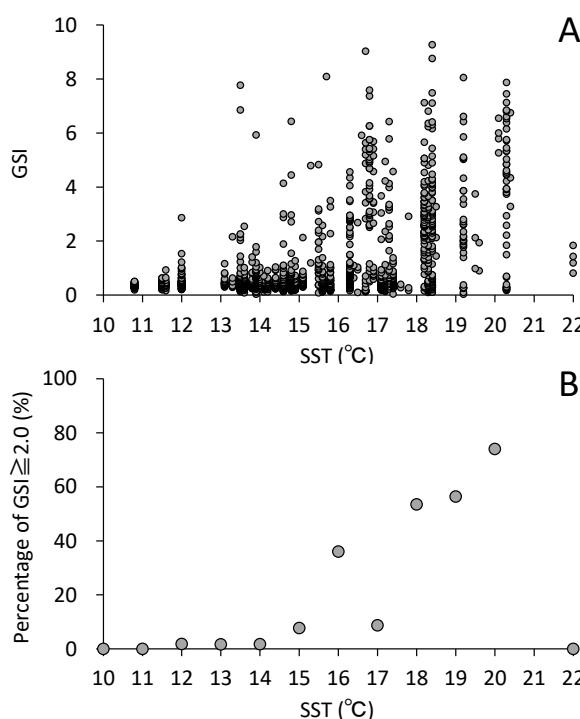


Fig. 11 Relationship between SST and GSI of female age 1, and percentage of mature female age 1 ($GSI \geq 2.0$) in St. 11-17.

このうち、2000～2001、2004、2007、2011、2013年の6年は、1歳魚の割合が1（2013年）～23%（2000年）と30%未満で低く、その一方、1986、1988～1995、1997、2002～2003、2005～2006、2008～2009、2012、2014～2015年の19年は、72（1989年）～100%（2015年）と70%以上で高かった。

さんま棒受網漁業（8月）により漁獲されたサンマの特徴 さんま棒受網漁業において、1986～2015年の漁期始めの8月に漁獲されたサンマの肉体長は、14～35 cmの範囲にあった。肉体長から判断して、これらは漁期前調査と同様に0歳魚および1歳魚と考えられた。主な漁獲対象

である1歳魚の漁獲物中に占める割合の経年変化を見ると（Fig. 12A）、13（2000年）～98（1991年）%と、年による変動が非常に大きかった。このうち、1987、1990、1996、1999、2000、2002、2011年の7年は、13（2000年）～24（1996年）%と30%未満で低く、その一方、1989、1991～1994、1997、2003～2005、2008、2010、2014、2015年の13年は70%以上で高かった。これら漁業における1歳魚の割合と、前述の漁期前調査における1歳魚の割合を比較すると（Fig. 12A）、1986、1988、1990、1995、1996、2002、2004、2010および2013年の9年は両者の間に大きな乖離が見られたが、その他の21年は概ね一致し、両者の間に有意な正の相関が認められた（Table 3）。

漁期前調査により得られた各種指標値と資源および漁業との関係 調査CPUEと、資源量（6～7月）、漁獲量（年間）、および来遊資源量指数（8月）の経年変化を比較し、それぞれFig. 12B、Fig. 12C、Fig. 12Dに示した。また、漁期前調査で得た1歳魚の肥満度と、資源量（6～7月）、漁獲量（年間）、および来遊資源量指数（年間）の経年変化を比較し、それぞれFig. 12E、Fig. 12F、Fig. 12Gに示した。

調査CPUE（Fig. 12B、12C、12D）は、1986～2015年の調査期間中、2（2002年）～75（1991年）尾／反の範囲で変動した。1986～1995年の10年間は、1986年の14と低い水準で始まり、1991年の75のピークに達すると、その後は1995年の15まで落ち込んだ。1996～2005年の10年間は、隔年で激しく増減した。2006～2015年の10年間は、2006年の39と比較的高い水準で始まるが、その後は減少して2013年まで低い水準で推移し、以降に2015年の34まで增加了。

漁期前調査で得た各調査年における1歳魚の肥満度（Fig. 12E、12F、12G）は、1986～2015年の調査期間中、4.7（1987年）～5.7（2007年）の範囲で変動し、1992年（5.6）を最大値とする1986（4.7）～1999（4.7）年の増減と、2007年（5.7）を最大値とした2000（4.7）～2015（4.9）年の増減の、2つのピークが見られた。

水産研究・教育機構が6～7月に実施した資源量調査により推定された1区の資源量（Fig. 12B、12E）は、2003～2015年の調査期間中、5（2010年）～317（2004）万トンの範囲で変動した。調査が開始された2003年は166万トンで、翌年の2004年が317万トンでピークとなった。その後は、最低値である2010年の5万トンまで減少し、2011～2015年は80万トン未満で推移した。

全国の通年漁獲量（Fig. 12C、12F）は、1986～2015年の期間中、11（2015年）～34（2008年）万トンの範囲で変動した。1986～1997年は、全国さんま棒受網生産調整組合により臨時休漁措置および漁期の切り上げ等による

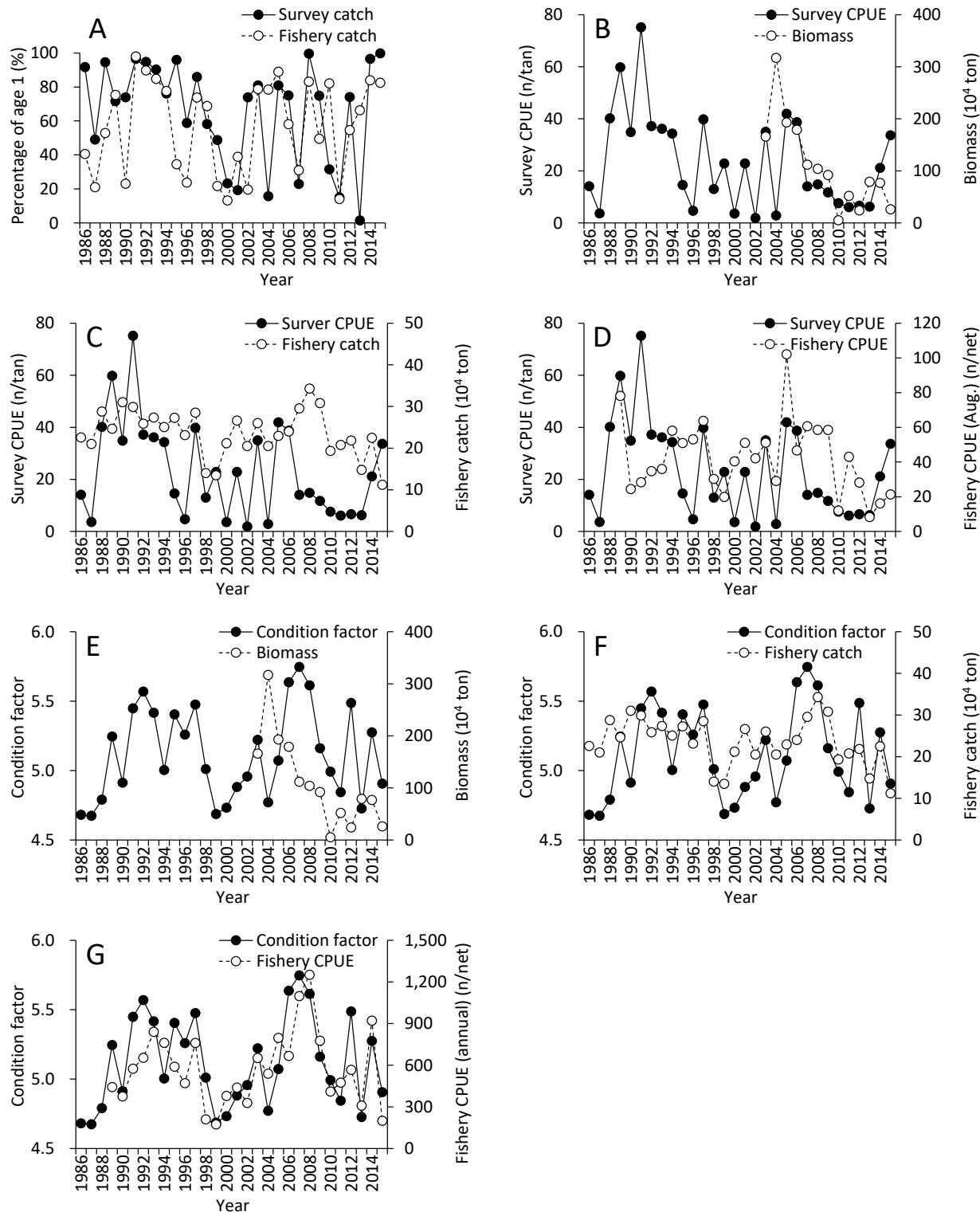


Fig. 12 Inter-annual changes in indices from survey results and commercial fisheries. (A) Percentage of age 1 in the pre-fishery survey catch vs. in the fishery catch. (B) Survey CPUE vs. biomass (Jun-Jul). (C) Survey CPUE vs. fishery catch (annual). (D) Survey CPUE vs. fishery CPUE (Aug.). (E) Condition factor (age 1) vs. Biomass (Jun-Jul). (F) Condition factor (age 1) vs. fishery catch (annual). (G) Condition factor (age 1) vs. Fishery CPUE (annual).

生産調整が行われていたこと等から（須能, 1999）、21 (1987年) ~31 (1990年) 万トンの範囲で安定していたが、その後、1998年の14万トン、1999年の13万トンと大きく

減少した。2000~2006年は、21 (2004年) ~27 (2001) 万トンの範囲で安定していたが、2007~2009年は、30 (2007年) ~34 (2008年) 万トンと30万トンを超え、2008

Table 3 Statistical evaluations of the correlative analysis for indices of the pre-fishery surveys.

Percentage of age 1 in survey catch vs.		Survey CPUE vs.			Condition factor vs.		
Percentage of age 1 in fishery catch	Biomass	Fishery catch	Fishery CPUE (Aug.)	Biomass	Fishery catch	Fishery CPUE (Annual)	
r	0.42	0.21	0.34	0.27	-0.04	0.55	0.71
p	0.02<0.05	0.49	0.07	0.17	0.90	0.00<0.01	0.00<0.01
n	30	13	30	27	13	30	27

年がピークとなった。2010年には19トンと大きく減少し、その後は23万トン未満で推移して、2015年は11万トンで最低値となった。

8月の来遊資源量指数 (Fig. 12D) は、1989～2015年の期間中、8 (2013年)～102 (2005年) の範囲で変動した。1989年の78から1990年の24にかけて急激に減少し、その後、1997年の64まで緩やかに増加した。1998～2004年は20 (1999年)～51 (2001年) の範囲で推移し、2005年には102と最高値となった。2006～2009年は47 (2006年)～61 (2007年) の範囲で推移し、その後の2010～2015年は低下して、8 (2013年)～43 (2011年) の範囲で推移した。

通年の来遊資源量指数 (Fig. 12G) は、1989～2015年の期間中、174 (1999年)～1,252 (2008年) の範囲で変動し、1993年 (840) を最大値とする1989 (443)～1998 (210) 年の増減と、2008年 (1,252) を最大値とした1999 (174)～2015 (200) 年の増減の、2つのピークが見られた。

漁期前調査で得られたCPUEおよび肥満度と、1区の資源量、全国の漁獲量、および棒受網漁業の日本近海漁場への来遊資源量指数の関係を見ると (Table 3)，漁期前調査CPUEはいずれとも有意な相関は見られなかった。その一方、肥満度は、1区の資源量 (6～7月) とは有意な相関は見られなかったが、全国の漁獲量 (通年)、日本近海への来遊資源量指数 (通年) と有意な正の相関が認められた。

考 察

本研究では、北海道東方沖北西太平洋において実施されたサンマ漁期前調査の30年分のデータを用い、本種の分布水温、年齢、肉体長、体重、肥満度、GSI、サンマウオジラミの寄生痕数を調べて、漁期前のサンマの分布特性・生物学的特徴をとりまとめた。

調査時期の海洋構造とサンマの分布 本研究を実施した7月は、サンマが混合水域を経て親潮水域へと移動回遊する北上期にあたる (福島, 1979)。小坂 (2000) は、北上期に実施した高速ネットによる採集結果から、中小型の成魚 (体長20.0～26.9 cm: 本研究の0歳魚に相当) の一部

と成魚 (27.0 cm以上: 本研究の1歳魚に相当) が表面水温9°Cを指標とする親潮前線を超えて北側に分布することを報告している。また、福島 (1979) は、7月に入ると黒潮勢力の急激な増大に伴って、サンマの北方移動が急速となって親潮域に入ること、この過程で魚体の大小による南北の序列が明瞭となり、大きいものがより北方に分布するようになると述べている。本研究においても、30年の調査期間を通じて、1歳魚は親潮の先端から親潮域まで、0歳魚は親潮の先端およびその南側に分布することが観察され (Fig. 4, 7)、このような分布様式が長期間にわたって大きく変化していないことが明らかとなった。中神ほか (2013) は、本調査より広い海域において2000年代から開始された水産教育・研究機構の調査結果から、0, 1歳魚とも表面水温15°C以上での分布密度は低かったこと、年齢別にみると、1歳魚は低水温帶域では8°Cから出現して12°C台で最も密度が高く、0歳魚は8°C台では密度が低く、9～14°Cで高かったことを報告している。また、年齢による違いとして、10°C台以下では1歳魚の密度が高く、それ以上では0歳魚の密度が高いことを指摘している。これらの水温と年齢別分布の関係は本研究と概ね一致しており、年齢と分布水温の関係も調査期間を通じて大きな変動がなかったと考えられる。ただし、1歳魚に関しては2000年代以降親潮の先端域にあたるSt. 9～11における分布密度が低くなっている、より北方で本道沿岸により遠い東側の水域に偏って分布する変化が観察された (Fig. 4, 7)。年齢による分布の相違については、中神・巣山 (2006) は、肉体長150 mmを超えるサンマにとって移行域 (混合水域) は栄養蓄積するのに十分な餌料環境ではなく、餌条件の良好な親潮域の方が栄養蓄積には有利と考えられることから、体サイズによる南北方向の分布の違いが餌料環境と遊泳能力によると考察している。本研究でも、親潮域にあるSt. 1～11における肥満度が高く、それより南西に位置する調査点で肥満度が減少しており (Fig. 9A)、中神・巣山 (2006) の考察を裏付ける結果であった。

漁期前調査で得られた指標値と漁況 漁期前調査は、漁獲量や漁獲物体長組成などの漁況予測を目的として実施された。しかし、調査CPUEと、資源量、漁獲量、および漁期はじめの漁場への来遊量を示すと考えられる8月

の来遊資源量指数との間には、有意な相関が認められなかった。その理由として、サンマは西経域までの広い範囲に分布するが (Suyama *et al.*, 2012), 漁期前調査の調査範囲がこの時期における分布の西端にあり、かつ海域全体の分布量推定には調査点数も少なすぎたと考えられる。また、2010年代は漁期前調査を実施した海域におけるサンマの漁期前分布量が急激に減少したことが報告されており (巣山ら, 2020), 調査海域が主要な分布域を含まなくなつたために、漁獲の主体となる群れの大きさを捉えることができなくなったことも、一因として挙げられる。これらに加えて、本研究においては、漁獲の主対象である1歳魚のCPUEの高い調査点が、2000年以前では漁期前調査海域の北東側半分の比較的広い範囲で観測されていたが、それ以降では北東側に縮小した。そのため、2000年以降はまとまった漁獲があった調査点が少なくなり、それらの値が平均値に大きな影響を与えて推定誤差が大きくなつたことが可能性として考えられる。本間 (1998) は、1986~1996年の漁期前調査における平均CPUEと全国の年間漁獲量の増減傾向に類似性があることを指摘したが、これらの要因により、調査CPUEと漁獲量や来遊資源量指数との間に関連性が見られなくなつたと推察される。

漁期前調査で採集されたサンマ1歳魚の肥満度と、年間漁獲量および年間の来遊資源量指数との間には、有意な正の相関が認められた。渡野邊 (2005) は、1990~2003年の漁期前調査結果を用いた解析で同様の関係を見出し、この指標値を用いた漁獲量予測の可能性を示した。漁獲量については、結果で述べたとおり生産調整が行われたり (須能ら, 1999), 1997年以降はTACによる漁獲量の制限が設けられていることなどから、分布量の以外の人為的な要因の影響が強く反映された年があったと推測される。一方、谷津ら (2019) は、2010年代の漁期前における資源量と漁獲量との間には有意な正の相関が認められること、長期的には棒受網漁業のCPUEと漁獲量との間にも類似した経年変動が見られることを述べている。そこで、本研究では漁況予測の最も重要な項目である漁獲量についても解析に加えて検討し、肥満度については来遊資源量指数だけでなく、漁獲量との間にも相関があることを確認した。これにより、調査海域における分布量の減少と分布の偏りが顕著となった2000年代および2010年代においても、漁況予測における肥満度の有効性を示すことができた。谷津ら (2019) は、秋季に漁獲されたサンマ1歳魚の粗脂肪含量と来遊量との間に有意な正の相関があることを示し、サンマの日本近海への来遊は、漁期直前の資源量、海況、漁場における1歳魚の割合だけでなく、栄養状態にも依存すること、即ち8月に栄養状態が

良い個体は、早期に日本近海への来遊を開始するため、その年の総来遊量は増加するという仮説を提唱している。本研究は、この仮説を強く支持する結果となった。

漁期前調査の1歳魚の割合と、初漁期である8月の棒受網漁業の1歳魚の割合に年変動があり、両者の間には有意な正の相関が認められた。水産教育・研究機構による資源量調査においても、日本近海から西経177度以西海域に分布するサンマの1歳魚の割合が高い年は、その後の棒受網漁業の漁獲物でも1歳魚の割合も高くなることが報告されおり (水産総合研究センター, 2015), 本研究の結果と一致する。北上期の北西太平洋海域では、0歳魚は東側の海域で、1歳魚は西側の海域で、分布割合が高くなること (中神ら, 2013), さらに、0歳魚は東西に大きく回遊せず、1歳魚は6月以降に西方回遊することが知られている (Suyama *et al.*, 2012 : Suyama *et al.*, 2019)。また、南下期には日本近海に近い魚群から順次、漁場に加入してくるとされている (水産総合研究センター, 2015)。従って、漁期前調査で観察された1歳魚の割合の年変動は、資源量の年変動と、このような年齢による分布および回遊の違いを反映していると推察される。7月の漁期前調査における1歳魚の割合と8月の初漁期の漁獲物に占める1歳魚の割合との間に有意な正の相関が認められたことは、これらを強く支持する結果と考えられる。本研究では、30年のうち9年間で漁期前調査とその後の初漁期との間で1歳魚の割合の乖離が大きく、このうち、前半 (1986, 1988, 1990, 1995, 1996, 2002年) では初漁期より漁期前調査で割合が高く、後半 (2004, 2010, 2013年) はその逆であった (Fig. 12A)。この乖離の傾向が変化した時期は、漁期前調査海域における1歳魚の分布が北東側に縮小し、まとまった漁獲が少なくなった2000年頃に一致する (Fig. 7)。本研究の結果からは、乖離が生じる原因について明らかにできなかったが、年代による北上期の分布様式の変化が影響している可能性が考えられた。

漁期前調査で採集された夏季産卵群の生活史 サンマの産卵は冬季が中心であるが (Watanabe and Lo, 1988), 夏季にも表面水温13°C以上の海域で産卵する個体が確認されている (目黒ら, 1987 ; 巢山ら, 1996 ; Kurita, 2006)。また、巣山 (2013) は、サンマの水槽飼育実験において、時期に関係なく、飼育水温を13°C以上とすることで産卵が開始されることを確認している。本研究では、低密度ではあるものの、調査海域の南西側に位置する表面水温12°C以上の調査点において、夏季に産卵すると考えられるGSI 2.0以上の1歳雌魚が採集され、その出現率は、表面水温が12°Cから20°Cへ上がるのに伴い上昇した (Fig. 11)。この観察結果は、Kurita (2006) が報告した、5~7月に表面水温が13°Cを超える海域で産卵個体が確

認められ、表面水温が上がるほど出現率が上昇し、18°Cを超えるとほとんどが産卵することに概ね一致する。本研究で、夏季産卵個体は、肥満度が低く、サンマウオジラミによる寄生痕が多いことで特徴付けられた (Fig. 10)。高水温域に多いサンマウオジラミはサンマに寄生して体重を減少させること (堀田, 1962; Nishimura, 1964) から、これらの夏季産卵個体は、低温で餌の豊富な親潮域まで北上せず、その途中で成熟の為にエネルギーを使い、さらにサンマウオジラミに寄生されることで痩せたと考えられる。この夏季産卵個体の特徴は、夏目ら (2009) が言及した、夏季に道東沖で行われるさんま流し網漁業の漁獲物の特徴に良く一致する。夏目ら (2009) は、これらが本州沿岸の常磐海域から、三陸海域を経て、道東海域に北上し、沿岸北上群として漁獲されるとしたが、それ以前の回遊については言及していない。Kurita (2006) は、サンマが冬季の産卵場である本州南部海域から黒潮続流にのって東方沖合へ移動し、その途中、北上期に様々な経度で北上することを示している。さらに、すべての成熟したサンマが最終的には親潮海域へ北上するが、それまでの間、それより南で産卵を継続するものと、早期に産卵をやめて親潮海域へ北上するものがいることを示した。一方、サンマの寿命は2年であることが知られている (Suyama *et al.*, 2006) が、初回成熟は孵化後1年頃に起

きる (Suyama *et al.*, 2019)。初回成熟による産卵後も死亡することなく、その半年後も再び産卵することなどから、孵化時期が異なる魚群同士も交雑して遺伝的に隔離されないと考えられている (巣山ら, 1996)。これらのこと考慮し、サンマの主産卵期である冬季に生まれた魚群の生活史を模式的にFig. 13に示した。①冬季に生まれた0歳魚は、秋季に本州沿岸を南下し、②冬季に本州南部海域に到達して1歳魚となり、その一部は産卵する。産卵後、春季に再び北上するが、その際に③本州沿岸を通るもの (Corstal northward school) と、③'沖合を北上するもの (Other northward school) がいる。④これらはいずれも、夏季に餌の豊富な北海道東方沖およびさらに北東の親潮海域まで到達して摂餌するが、その途中、一部の個体はそれより南の13°C以上の高水温域で産卵する。⑤秋季になると本州沿岸を南下する。⑥冬季に本州南部海域に到達して産卵し、寿命を迎えて死亡する。このような生活史を有することにより、サンマは東西に広がる分布を維持し、様々な季節に生まれた個体同士が交雑して遺伝的に均一化されやすい構造となっていると考えられる。このことは、本種が北太平洋に広く分布し、遺伝的変異が非常に小さいとしたChow *et al.* (2009) の報告と矛盾しない。この生活史において、沿岸北上群 (夏目ら, 2009) はFig. 13の③の魚群に相当し、道東海域でさんま流し網

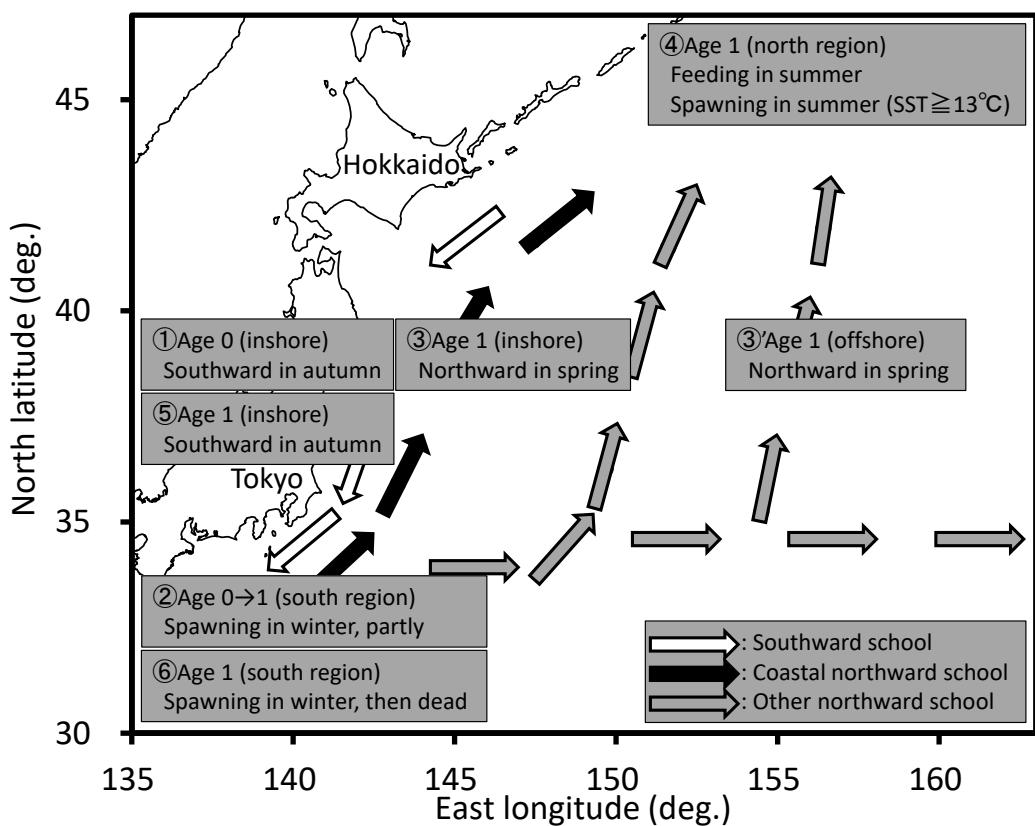


Fig. 13 Estimated seasonal migration routes and life history of Pacific saury born in winter in adjacent waters of Japan.

漁業により漁獲されていると考えられる。従って、これらは、北西太平洋に広く分布する群の一部であり、他の群とは回遊経路は異なるものの、遺伝的に隔離された群ではないと考えられる。中神ら (2011) は、サンマは南下期の秋季から冬春季に日本近海から東方へ分布を変え、それには東方への流れ（黒潮および黒潮続流）の強弱などが影響すると推察している。これらのことから、道東海域でさんま流し網漁業の対象となる沿岸北上群の道東への来遊量は、冬季に主産卵場である本州南部海域に到達した来遊量と、本州沿岸を北上しやすい海況が形成されるか否かに強く影響されて変動し、それが近年の当該漁業による漁獲量減少の要因になっていると考えられる。

前述のように、北西太平洋海域においては、2003年から水産研究・教育機構が大型の表層トロール網を用い、本研究の調査海域を含む広域の資源量調査を行っている。この調査から、日本に来遊するサンマ資源の分布域をカバーする広域の海洋環境およびサンマの生物学的特性などのデータが収集されるようになり、サンマ資源の評価および各種の漁況予測にはこれらが主として利用されるようになっている。そこで、水産研究・教育機構による広域調査が開始されてから10年以上が経過し、両調査のデータの比較も可能となった2015年をもって、流し網を用いた漁期前調査は終了することとなった。本研究では、1986～2015年の30年間にわたる漁期前調査の結果をとりまとめた。サンマ資源は2010年以降急激に減少し（巣山ら, 2020），近年、漁獲量も大幅に減少しており（巣山ら, 2020），その要因について明らかにすることが急務である。資源減少以前の海洋環境やサンマの分布との関係などは、資源減少要因を検討する上で非常に重要であることから、本研究の結果がその一助になるとと考えられる。

謝 辞

本研究では、釧路水産試験場においてサンマ研究を担当した今井義弘氏、本間隆之氏、渡野邊雅道氏、夏目雅史氏、三橋正基氏が収集したデータを使用した。ここに氏名を記載し、深く感謝の念を表する。また、標本採集への多大な協力、調査船の安全な運航、およびデータ収集方法への有益なアドバイスを賜った歴代の釧路水産試験場試験調査船北辰丸の船長ならびに乗組員諸氏に厚く御礼を申し上げる。データの分析・解釈については、サンマ等小型浮魚資源研究会議等にて、水産研究・教育機構、漁業情報サービスセンター、各県、およびその他関係機関の諸氏から、有益な助言をいただいた。また、北海道立総合研究機構水産研究本部の諸氏には、有益な討論と様々な配慮をしていただいた。深く御礼申し上げる。

本研究の一部は、水産庁委託「我が国周辺水域資源評価等推進事業」の一環として行われた。

引用文献

- Chow S, Suzuki N, Brodeur RD, Ueno Y. Little population structure and recent evolution of the Pacific saury (*Cololabis saira*) as indicated by mitochondrial and nuclear DNA sequence data. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 2009; 369: 17–21.
- 福島信一. 北西太平洋系サンマの回遊機構の総観的解析. 東北区水産研究所研究報告 1979; 41: 1–70.
- 本間隆之. 北上期におけるサンマ魚群分布の経年変化. 第46回サンマ資源研究会議報告 1998; 46: 263–269.
- 堀田秀之. サンマウオジラミ (*Caligus macarovi* GUSSEV) によるサンマの皮膚寄生病. 東北海区水産研究所研究報告 1962; 21: 50–56.
- 稲川 亮. 北辰丸によるサンマ漁期前調査について. 第63回サンマ等小型浮魚資源研究会議報告 2015; 63: 228–231.
- 木村喜之助. 標準体長として測るべき魚体の部位に就いて. 東北海区水産研究所研究報告 1956; 7: 1–11.
- 小坂 淳. 北西太平洋におけるサンマの生活史とそれにともづく資源変動の考察. 東北区水産研究所研究報告 2000; 63: 1–95.
- Kurita Y. Regional and interannual variations in spawning activity of Pacific saury *Cololabis saira* during northward migration in spring in the north-western Pacific. *J. Fish Biol.* 2006; 69: 846–859.
- 目黒敏美, 安間 元, 梶原善之, 山口秀一, 山本昭一, 島崎健二. 北西太平洋におけるサンマの南北分布. 北海道大學水產學部研究彙報 1987; 38: 126–138.
- 長澤和也. 1983年に問題となったサンマヒジキムシについて. 北水試月報 1984; 41: 221–236.
- 中神正康, 巢山 哲. 北上期におけるサンマの摂餌について. 第54回サンマ等小型浮魚資源研究会議報告 2006; 54: 269–272.
- 中神正康, 巢山 哲, 納谷美也子, 上野康弘. 北西太平洋におけるサンマの分布と近年の資源動向. 海洋と生物 2011; 192: 30–36.
- 中神正康, 巢山 哲, 納谷美也子, 上野康弘. 漁期前調査結果によるサンマの年齢別分布. 第61回サンマ等小型浮魚資源研究会議報告 2013; 61: 266–268.
- 夏目雅史, 森 泰雄, 辻 浩司. 北海道東部太平洋で夏期にさんま流し網漁業により漁獲されるサンマの来遊起源について. 北海道立水産試験場研究報告

- 2009; 74: 1-11.
- Nishimura S. Preliminary note on the so-called "louse-bit" saury in the Japan Sea. *Publ. Seto Mar. Biol. Lab.* 1964; 12: 295-305.
- 水産研究・教育機構. 令和2年度サンマ長期漁海況予報 2020. Internet web. Download from: (<http://tnfri.fra.affrc.go.jp/press/r2/20200731/20200731sanmayohou.pdf>) (2021.1.5)
- 水産総合研究センター. 平成27年度北西太平洋サンマ長期漁海況予報 2015. Internet web. Download from: (<https://www.fra.affrc.go.jp/pressrelease/pr27/20150731/20150731.pdf>) (2021.1.29)
- 須能紀之, 横須賀 功, 杉山豊樹. 1998年親潮第2分枝域で発見されたサンマ魚群について(短報). 茨城県水試試験場研究報告1999; 37: 189-190.
- 巣山 哲. 飼育下におけるサンマの産卵生態. 「漁業資源の繁殖特性研究 飼育実験とバイオロギングの活用(日本水産学会監修 栗田 豊・河邊 玲・松山倫也編)」恒星社厚生閣, 東京. 2013; 92-106.
- Suyama S, Nakagami M, Naya M, Ueno Y. Comparison of the growth of age-1 Pacific saury *Cololabis saira* in the Western and the Central North Pacific. *Fish. Sci.* 2012; 78: 277-285.
- Suyama S, Ozawa H, Shibata Y, Fuji T, Nakagami M, Shimizu A. Geographical variation in spawning histories of age-1 Pacific saury *Cololabis saira* in the North Pacific Ocean during June and July. *Fish. Sci.* 2019; 85: 495-507.
- Suyama S, Kurita Y, Ueno Y. Age structure of Pacific saury *Cololabis saira* based on observations of the hyaline zones in the otolith and length frequency distributions. *Fish. Sci.* 2006; 72: 742-749.
- 巣山 哲, 宮本洋臣, 阿保純一, 納谷美也子, 大島和浩, 富士泰期, 橋本 緑, 中山新一朗. 令和元年度国際漁業資源の現況 サンマ北太平洋 (Pacific Saury, *Cololabis saira*) 2020. Internet web. Download from: (http://kokushi.fra.go.jp/R01/R01_76_SAP.pdf) (2020.1.4)
- 巣山 哲, 桜井泰憲, 島崎健二. 夏季の中北部太平洋におけるサンマの成熟と日齢. 日本水産学会誌 1996; 62: 361-369.
- 高橋憲明. 岩手県定置網におけるサンマの漁獲について. 第53回サンマ等小型浮魚資源研究会議報告 2005: 53; 192-194.
- 渡邊一功. 2013年8月北西太平洋サンマ長期漁況予報の予測の検証. 第63回サンマ等小型浮魚資源研究会議報告 2015; 63: 170-171.
- 渡邊一功. 2014年8月北西太平洋サンマ長期漁況予報の予測の検証. 第64回サンマ等小型浮魚資源研究会議報告 2016; 64: 165-167.
- 渡邊一功, 矢吹 崇. 各機関調査結果 (6) 一般社団法人 漁業情報サービスセンター. 第65回サンマ等小型浮魚資源研究会議報告 2017; 65: 45-59.
- Watanabe Y, Lo NCH. Larval production and mortality of Pacific saury, *Cololabis saira*, in the Northwestern Pacific Ocean. *Fish. Bull.* 1988; 78: 601-613.
- 渡野邊雅道. さんま流し網漁業の紹介とその漁況予測. 第52回サンマ資源研究会議報告 2004; 52: 261-264.
- 渡野邊雅道. 漁期前調査で漁獲されたサンマの肥満度の経年変化と肥満度を用いた漁況予測の可能性. 第53回サンマ等小型浮魚資源研究会議報告 2005; 53: 207-209.
- 谷津明彦, 高橋清孝, 渡邊一功, 本田 修. 2012-2017年秋季の北日本近海におけるサンマ大型魚の可食部の粗脂肪含量と来遊量の経年変動. 水産海洋研究 2019; 83: 75-86.

標準化CPUEを用いた北海道におけるサンマの来遊評価

守田航大*

北海道立総合研究機構稚内水産試験場

Evaluation of migration level of Pacific saury in Hokkaido by standardized CPUE

KODAI MORITA*

Wakkanai Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, Wakkanai, Hokkaido 097-0001, Japan

I standardized catch per unit effort (CPUE) of stick-held dip net fishery for Pacific saury landing in Hokkaido from 1998 to 2019 with a generalized linear model for assessing the quantity of Pacific saury to migrate to fishing grounds. The estimates of annual changes in standardized CPUE were higher than the nominal CPUE from 2005 to 2009 and lower than that after 2010. The CPUE changes in August and fishing effort by fishing vessel size class were considered as factors causing the differences between these CPUEs. It is suggested that the nominal CPUE included these factors, and the standardized CPUE removed them reflecting the condition that Pacific saury migrated to fishing grounds. In conclusion, the standardized CPUE calculated in this study will be useful as an index for assessing the quantity of Pacific saury to migrate to fishing grounds.

キーワード：一般化線形モデル，サンマ，標準化CPUE，来遊評価

サンマ *Cololabis saira* は北西太平洋海域に広く分布する浮魚である (Hubbs and Wisner, 1980)。寿命は2年と短く (Suyama *et al.*, 2006), 大規模な季節回遊を行う。5~7月に索餌のため黒潮・親潮移行域北部・亜寒帯水域を北上回遊し, 6~7月は主に東経165度以東に分布する (巣山ら, 2016; Hashimoto *et al.*, 2020)。その後, 西方回遊を開始し, 8~12月に千島列島および日本近海に達し (Suyama *et al.*, 2012; Miyamoto *et al.*, 2019), 産卵場である親潮移行域・黒潮前線域・亜熱帯域へと南下する (福島, 1979)。

本種は重要な水産対象種であり, 日本では大半がさんま棒受網漁業によって漁獲される。本漁業は2019年の省令改正により漁期が周年化されたが, 主漁期は8~12月である (以降, 8~12月を漁期と呼ぶ)。日本のサンマの漁獲量は1980年代後半~2000年代にかけて20万~30万トンで安定的に推移してきた。しかし, 2010年以降減少傾向となり (巣山ら, 2020), 2019年の漁獲量は4.6万トンで1956年以降最低となった (農林水産省漁業・養殖業生産統計: https://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/kaimen_gyosei/, 2021年3月1日)。北海道 (道東主要港) におけるサンマの漁獲量は2000年以降, 10万トン前後で安定し

ていたが, 2011年の13.6万トンをピークに減少し, 2019年は2.6万トンと10万トンを大きく下回った (2020年度資源評価書「サンマ (太平洋~オホーツク海)」: <http://www.fishexp.hro.or.jp/exp/central/kanri/SigenHyoka/Kokai/>, 2021年3月1日)。

2010年以降, 漁獲量が減少した背景には, 漁期前におけるサンマの分布量減少がある (巣山ら, 2020)。サンマの分布量は, 水産研究・教育機構が実施している表層トロール網を用いた調査船調査 (資源量直接推定調査) により推定されている (東北区水産研究所, 2021)。この調査は2003年から毎年6~7月に実施され, 日本近海から西経165度を調査海域としている。調査海域を1区 (東経165度), 2区 (東経165度~180度), 3区 (180度~西経165度) に区分し, 2010年以降, 日本に近い1区の分布量が減少した (令和2年度サンマ長期漁海況予報: <http://tnfri.fra.affrc.go.jp/press/r2/20200731/20200731sanmayohou.pdf>, 2021年3月1日)。1区に分布するサンマは漁期初めに来遊して漁獲される群と考えられており, 1区の分布量が減少したことで8~9月上旬における漁況が悪化し (巣山ら, 2020), 結果として盛漁期の遅れに繋がった。

これに加え、漁場の沖合化も漁況が悪化した要因と考えられている。2000年代の漁場は、漁期序盤の8月に北海道東部沖から千島列島沖に形成され、9月下旬～10月上旬は三陸沖に、11～12月は常磐沖から房総沖に達するというように日本列島沿いを南下し、漁期を通じて排他的経済水域内に形成されていた（巣山ら, 2020）。2010年以降、漁場が沖合化する傾向が見られ、9～11月に漁場の一部が東経155度以西の公海に形成されるようになった（東北区水産研究所, 2012; 巢山ら, 2020）。2019年は漁期序盤から2010～2018年の漁場よりさらに沖合の東経155度以東の公海に漁場が形成され、これが10月上旬まで継続し、漁場の沖合化がより顕著となった（守田・山口, 2021）。

北海道立総合研究機構水産研究本部では、北海道における水産資源の適切な管理等に関する施策の策定・実施に係る重要事項を科学的知見に基づき総合的に検討するため、主要魚種について資源状態や動向を分析した「資源評価書」を毎年作成している。評価魚種は一般資源、浮魚資源、またがり資源の3つに分類され、このうち浮魚資源、またがり資源では来遊水準指数を用いて北海道への来遊水準を評価している。来遊水準指数は、各年の来遊状態の指標値を、基準年（過去20年：2020年度資源評価書では1995～2014年）の指標値の平均で除した値であり、この指標値としてサンマでは来遊資源量指数、それ以外の評価魚種では漁獲量または単位努力量あたり漁獲量（CPUE）が用いられている。

来遊資源量指数は、緯度経度30分メッシュの旬別CPUEを任意に設定した海域で集計し、これを累積した値である（東北区水産研究所, 1991）。サンマの漁況解析には漁場を11海域に分割した漁場図が従来から利用されており（渡邊ら, 2004）（Fig. 1）、これらの海域で集計した来遊資源量指数がサンマの来遊水準評価に用いられ

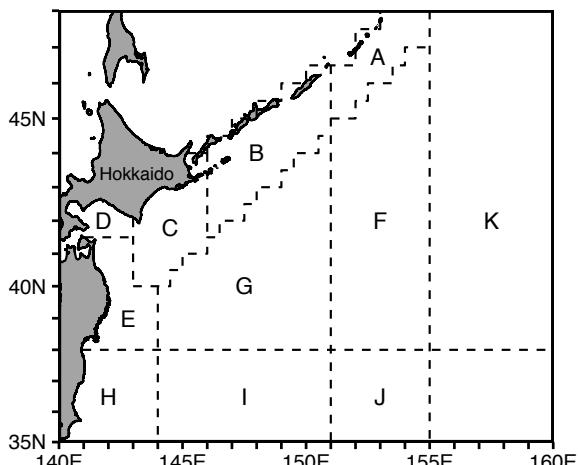


Fig. 1 Fishing grounds of stick-held dip net fishery for Pacific saury divided by Watanabe *et al.* (2004).

ている。例えば、2018年度以前の資源評価書では道東海域（C海域）を集計海域としていたが、2019年度以降は前述の漁況の沖合化に対応するため、集計海域が千島海域（B海域）、道東海域（C海域）、沖合海域（G海域）に拡大された。このように、来遊資源量指数はどの海域を集計するかによって、その値が変化する（Fig. 2）。前述のようにさんま棒受網漁場が沖合化している状況への対応として、今後も集計海域が変更される可能性がある。結果として、資源評価書における来遊状況の指標値、すなわち来遊水準評価の根拠が頻繁に更新される懸念があり、信頼性の高い来遊水準評価には来遊資源量指数に代わる新たな指標値の検討が必要となる。

CPUEは水産資源評価で広く用いられる資源量指標値のひとつであり、資源評価書における来遊水準評価でも多くの評価魚種で用いられている。総漁獲量（漁獲尾数や漁獲重量）を総漁獲努力量（漁具数や操業日数など）で除して算出されたCPUEはノミナルCPUEと呼ばれる。一般に資源評価には漁業データが用いられることが多く、商業船などの操業データから算出されたノミナルCPUEは、資源の年トレンド以外に季節、海区などの様々な要因を含んでいる（庄野, 2004）。統計モデルを用いてノミナルCPUEからこれらの要因を取り除き、資源の年トレンドを抽出する過程をCPUE標準化と呼び、この過程を経て得られたCPUEは標準化CPUEと呼ばれる（庄野, 2004）。すなわち、標準化CPUEは資源の年トレンドをより正確に表すようにノミナルCPUEを改良した値であり、データ上の制約が無ければ、標準化CPUEを用いることが望ましく、国際レベルの資源評価では資源量指標値としてノミナルCPUEが用いられるることは基本的ではない（水産庁・国立研究開発法人水産研究・教育機構, 2020）。さんま棒受網漁業の漁場は年々沖合化が進行しており、

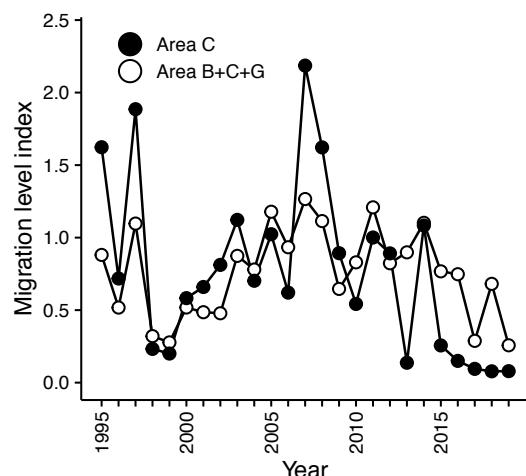


Fig. 2 Annual changes of migration level index.

この操業データから算出されるノミナルCPUEは季節や操業海域といった年以外の要因の影響が強くなっていると想定される。したがって、サンマの来遊状態の指標値としてCPUEを用いるには統計モデルによりこれらの効果を除いた標準化CPUEを算出する必要がある。CPUEの標準化には、これまで一般化線形モデル（GLM）が広く用いられており（Maunder and Punt, 2004），資源評価書においてもGLMによる標準化CPUEが来遊状態の指標値として利用されている（2020年度資源評価書「スルメイカ（日本海海域）」；2020年度資源評価書「イカナゴ（宗谷海峡海域）」：<http://www.fishexp.hro.or.jp/exp/central/kanri/SigenHyoka/Kokai/>, 2021年3月1日）。

本研究では、来遊資源量指数に代わる新たなサンマの来遊状態の指標値の検討を目的として、北海道の主要港へ水揚げしたさんま棒受網漁船の操業データから標準化CPUEを算出した。

材料と方法

水産庁委託事業による、さんま棒受網漁船への漁況聞き取り調査が8～12月にサンマの主要水揚港で実施され（北海道においては花咲港と釧路港），各船日別の操業データが我が国周辺漁業資源調査情報システム（Fishery Resource Conservation：以下、FRESCOと呼ぶ）に登録されている。このデータベースから1995～2019年における漁獲年月日、漁獲位置（緯度・経度）、漁獲量、網回数（操業回数）、漁場表面水温、漁船トン数、漁船登録番号、入港地（水揚港）を取得した。取得したデータのうち1997年の漁場表面水温が全て欠損値であったため、以降の解析では、1998年以降のデータから水揚港が北海道であるデータを抽出して用いた。

CPUEは1網当たりの漁獲量（漁獲量（トン）／網回数（回））とした。データにはゼロキャッチ（CPUE=0）がわずかに存在したが、さんま棒受網漁業は集魚灯を用い、サンマが海面付近に集まつたことを確認した後、これを網に誘導して漁獲するため、ゼロキャッチとなる可能性が極めて低いと考えられる。したがって、ゼロキャッチデータはエラーデータであると判断し、以降の解析から除外した。

さんま棒受網漁業のCPUEには年、月、漁船トン数、表面水温、海区が影響することが先行研究により示されているため（巣山ら, 2016；Hashimoto *et al.*, 2019），これらを説明変数に用いることとし、各説明変数について検討した。

年効果および月効果には、漁獲年と漁獲月をカテゴリカル変数として用いた。さんま棒受網漁業の漁期は8～12月であるが、例年漁場の南下に伴って、漁期終盤には北

海道への水揚量が減少し、本州への水揚げが主体となる。年と月でクロス集計を行ったところ、11月はデータの無い組み合わせがあり、データがある場合でも8～10月と比較すると極めて少なかった。さらに、12月はデータが皆無であった（Table 1）。このことから、解析に用いる月を8～10月とした。

漁船の大きさの効果には、漁船トン数をカテゴリカル化して用いた。さんま棒受網漁船は総トン数から小型船（20トン未満）、中型船（20トン以上100トン未満）、大型船（100トン以上200トン未満）の3階層に分けられており（巣山ら, 2020），この区分を利用した。2006年以前のデータには、漁船トン数が欠損しているデータが含まれたため、全国さんま棒受網漁業協同組合が毎年発行している

Table 1 Cross-tabulation of the number of data between years and months

Year	Aug.	Sept.	Oct.	Nov.	Dec.
1998	127	164	30	3	0
1999	111	203	73	4	0
2000	126	158	18	0	0
2001	162	115	17	0	0
2002	136	175	50	0	0
2003	146	151	94	2	0
2004	121	173	161	6	0
2005	133	161	110	8	0
2006	110	161	132	4	0
2007	127	129	97	5	0
2008	99	137	94	0	0
2009	142	191	55	0	0
2010	174	226	114	2	0
2011	206	214	125	16	0
2012	150	201	100	1	0
2013	143	261	138	0	0
2014	130	206	82	11	0
2015	172	300	122	9	0
2016	139	227	99	1	0
2017	114	220	201	14	0
2018	134	162	115	8	0
2019	75	243	188	23	0

「さんま漁業登録船名簿」に記載されている漁船登録番号を照会し、補完した。

表面水温の効果には、漁場表面水温をカテゴリカル化して用いた。自然対数変換したCPUEを応答変数、漁場表面水温を説明変数とした一般化加法モデル (GAM) を用いてこれらの関係を検討したところ、12~15°C、17.5~19.5°C付近でCPUEが高くなっていたことから (Fig. 3)、CPUEが高い水温帯と低い水温帯を目安に、12°C未満、12°C以上15°C未満、15°C以上17.5°C未満、17.5°C以上で漁場表面水温を4区分した。

海区の効果には、漁場を2海区に区分し、カテゴリカル変数として用いた。まず、漁獲位置を緯度経度30分メッシュの区域に分類し、この区域をHashimoto *et al.* (2019) に従い、5つの海区に分類した (Fig. 4a)。さんま棒受網漁場は漁期が進むにしたがって日本列島沿いを南下するため、これらの5海区を用いると、海区と月でデータが欠損する組み合わせが生じる。また近年、漁場が東へ広

がっていることから、Hashimoto *et al.* (2019) に従い、設定した海区のうち、1, 5および2, 3, 4をそれぞれ統合し、2海区を設定した (Fig. 4b)。なお、データにはオホーツク海での操業も含まれていた。オホーツク海でのサンマ漁業の主体は太平洋から当該海域へ回航したさんま棒受網漁船によるものであり、当該海域における漁獲にはサンマの来遊量だけでなく、漁船の回航の有無が大きく影響する (令和元年度オホーツク海サンマ漁況見通し: <https://www.hro.or.jp/list/fisheries/research/kushiro/section/zoushoku/att/un1920.pdf>, 2021年3月1日)。このことから、オホーツク海におけるサンマ漁業の形態は太平洋と大きく異なるため、解析から除外した。

以上を説明変数、自然対数変換したCPUEを応答変数とし、モデルの誤差分布が正規分布に従うと仮定したGLMを構築した。本研究におけるフルモデルを (1) 式とし、総当たり法によりBIC (Bayesian Information Criterion) が最小となるモデルをベストモデルとした。

$$\begin{aligned} \ln(\text{CPUE}) = & \text{Intercept} + \text{Year} + \text{Month} + \text{Area} + \text{Sst} + \text{Grt} \\ & + \text{Interaction} + \text{Error} \end{aligned} \quad (1)$$

ここでの記号は以下の通りとし、説明変数は全てカテゴリカル変数である。

Intercept: 切片項

Year: 年 (1998~2019年)

Month: 月 (8~10月)

Area: 海区 (2海区)

Sst: 漁場表面水温 (4水温帯)

Grt: 漁船トン数 (3階層)

Interaction: 全説明変数の一次交互作用

Error: 誤差

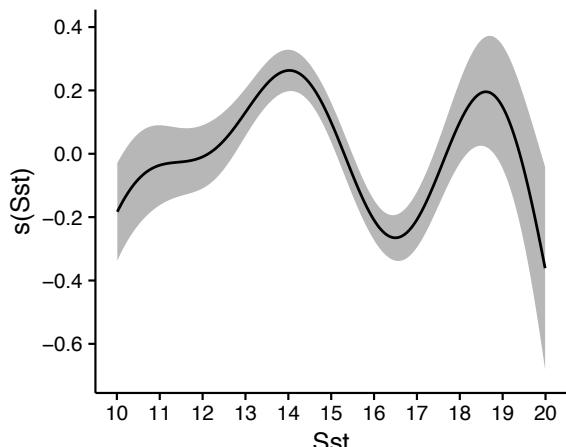


Fig. 3 Effect of sea surface temperature at fishing ground for the GAM.

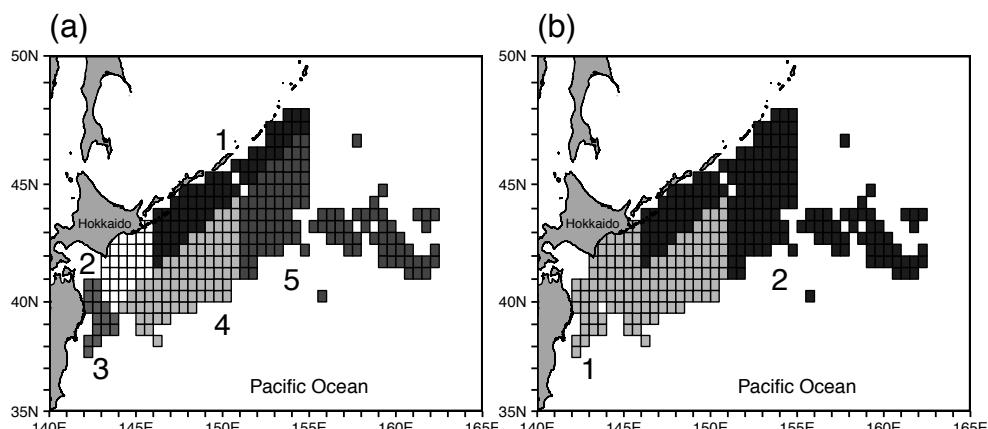


Fig. 4 Fishing area defined by Hashimoto *et al.* (2019) (a) and that applied for CPUE standardization in this study (b).

Table 2 Comparison of BIC for models

Year	Month	Area	Sst	Grt	Year*Month	Year*Area	Year*Sst	Year*Grt	Month*Area	Month*Sst	Month*Grt	Area*Sst	Area*Grt	Sst*Grt	Intercept	BIC	ΔBIC
+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	0.04941	21227.3	0.0
+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	0.02053	21231.2	3.8
+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-0.08950	21234.9	7.5
+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-0.18649	21235.2	7.9
+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	0.19718	21238.2	10.8

+: The explanatory variable included in the each model

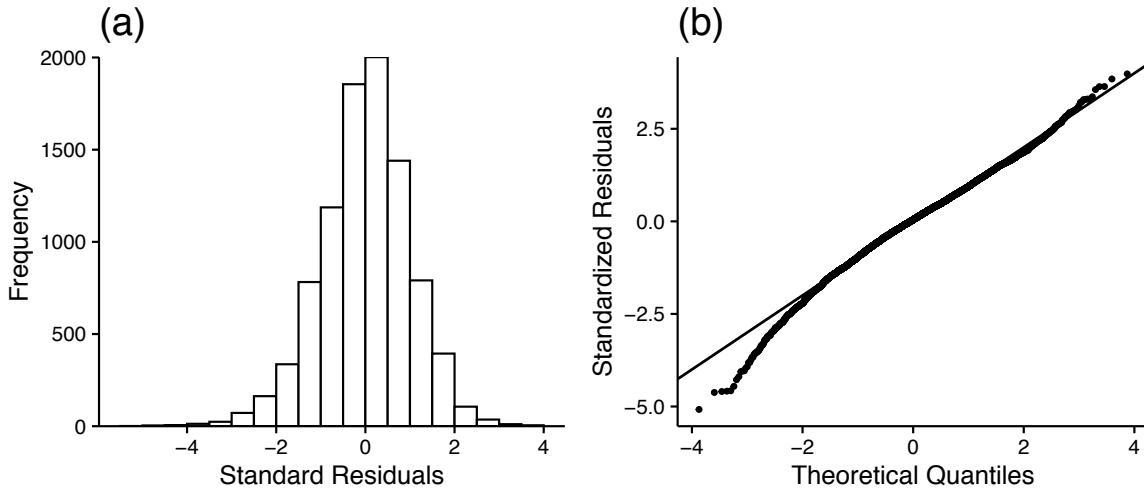


Fig.5 Histogram of residuals (a) and Q-Q plot (b) for the best model.

ベストモデルについて、残差を標準化した標準化残差が正規分布から逸脱していないか、期待値に対して偏りが無いか定性的に判断してモデルの妥当性を確認した後、最小二乗平均 (LSMEAN) を算出することにより年トレンドを抽出し、逆対数変換して標準化CPUEとした。標準化CPUEの95%信頼区間は、重複を許してリサンプリングされたデータにベストモデルを当てはめ、このモデルから標準化CPUEの算出を1000回繰り返して求めた(パーセンタイル法によるブートストラップ信頼区間)。ベストモデルから1つの説明変数を除いたモデルをそれぞれ構築し、これらのモデルのBICとベストモデルのBICの差 (ΔBIC) を用いて、各説明変数の標準化CPUEに対する影響を検討した。

以上の解析はR (ver. 3.6.1) (R Core Team, 2019) を用いて行い、GAMにはmgcv package (Wood, 2017)、モデル選択にはMuMIn package (Bartoń 2020) を用いた。

結果

BICが最小となったモデルは、Year, Month, Area, Sst, Grtの5つの主効果とYearとMonth, MonthとArea, MonthとGrt, AreaとSst, AreaとGrtの5つの交互作用項を説明変

数に含むモデルであり、これをベストモデルとした (Table 2)。ベストモデルの標準化残差は正規分布から大きな逸脱は無く、期待値に対しても大きな偏りが見られなかったことから (Fig. 5)、このモデルを標準化モデルとして標準化CPUEを算出した。標準化モデルから1つの説明変数を除いたモデルのΔBICはMonthを除いたモデルが最も大きく、次にGrtを除いたモデルが大きかった (Table 3)。

1998～2014年 (資源評価書の基準年) の平均値で規格化したノミナルCPUEと標準化CPUEを比較すると、年変動傾向は概ね一致していたが、ノミナルCPUEに対し標準化CPUEが2006年を除く2005～2009年は高くなり、2010年以降は低くなる傾向があった (Fig. 6)。

考察

標準化CPUEはノミナルCPUEに対し、2006年を除く2005～2009年 (以下、上方修正期とする) は高く、2010年以降 (以下、下方修正期とする) は低い傾向があった。説明変数のうち標準化モデルに与える影響が大きいのは、月効果と漁船の大きさの効果であったことから (Table 3)、ノミナルCPUEと標準化CPUEで差が生じた主

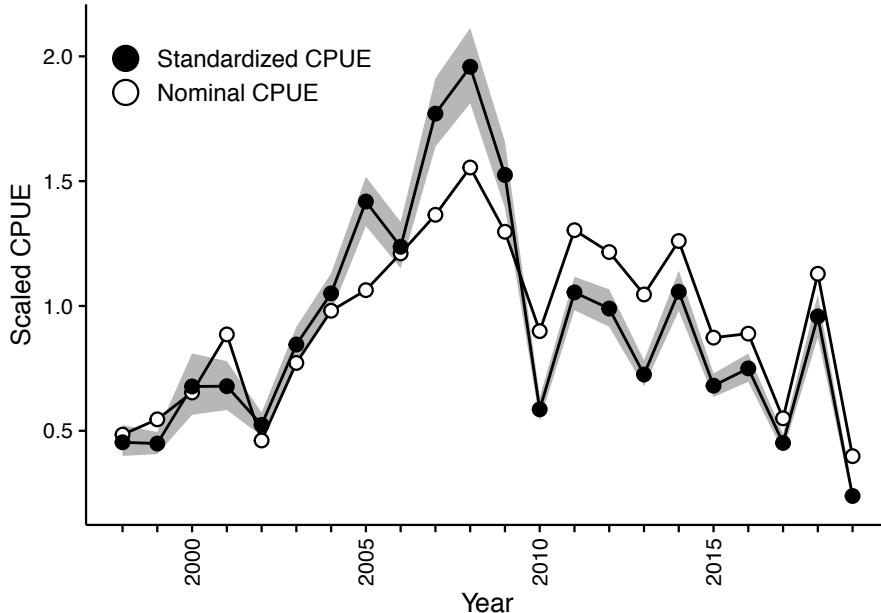


Fig. 6 Annual changes of nominal CPUE and standardized CPUE. Gray zone represents 95% bootstrap confidence interval for standardized CPUE.

Table 3 Comparison of BIC for models excluded each explanatory variable from the best model

The removed variable	Year	Month	Area	Sst	Grt	Year*Month	Month*Area	Month*Grt	Area*Sst	Area*Grt	BIC	ΔBIC
Best model	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	21227.3	0.0
Sst	+	+	+		+	+	+	+		+	21254.6	27.2
Area	+	+		+	+	+		+			21316.5	89.2
Grt	+	+	+	+		+	+		+		21808.7	581.3
Month	+		+	+	+				+	+	22715.9	1488.6

+ : The explanatory variable included in the each model

要因はこれら2つの効果であると考えられる。そこで、これらの効果に着目し、算出されたCPUEに差が生じた要因を考察した。

1つ目の月効果について、月別CPUEの経年変化を見ると、上方修正期の8月のCPUEは高く、下方修正期は低い傾向があった (Fig. 7a)。一方、2005年以降の9～10月のCPUEは、総じて8月のCPUEより高く、8月のCPUEの傾向が変化する2010年前後でも高水準で推移した。総漁獲努力量に占める月別努力量割合の推移を8月と9～10月で分けて見ると、顕著な年変動は認められず、8月は概ね20～30%, 9～10月は80～70%で推移した (Fig. 7b)。このことから、全体の平均であるノミナルCPUEは9～10月のCPUEに強く影響されていると考えられる。標準化CPUEは、上述の8月のCPUEの変化と類似しており (Fig. 6)、この変化が標準化CPUEに反映され、ノミナルCPUEと差が生じたと考えられる。

8月のCPUEについて、上方修正期は漁期序盤の漁況が良く、特に2007～2009年は漁獲量の多さから、休漁制限が実施された経緯がある (東北区水産研究所, 2009; 東北区水産研究所, 2010; 東北区水産研究所, 2011)。下方修正期には、資源量直接推定調査において1区のサンマの分布量が減少し、漁期序盤の漁況が悪化したことが知られている (巣山ら, 2020)。したがって、この期間の8月のCPUEの高低は、サンマの来遊量の変化が背景にあると推察される。

2つ目の漁船の大きさの効果について、船型カテゴリ別にCPUEを見ると、相対的に小型船で低く、大型船で高かった (Fig. 8a)。これは、さんま棒受網漁業に用いられる網の大きさは、船の長さで規定され (巣山ら, 2016)、大型船の方が大きな網を使用できるためと考えられる。総漁獲努力量に対する船型カテゴリ別の努力量割合の経年変化を見ると、上方修正期は小型船の割合が高く、下

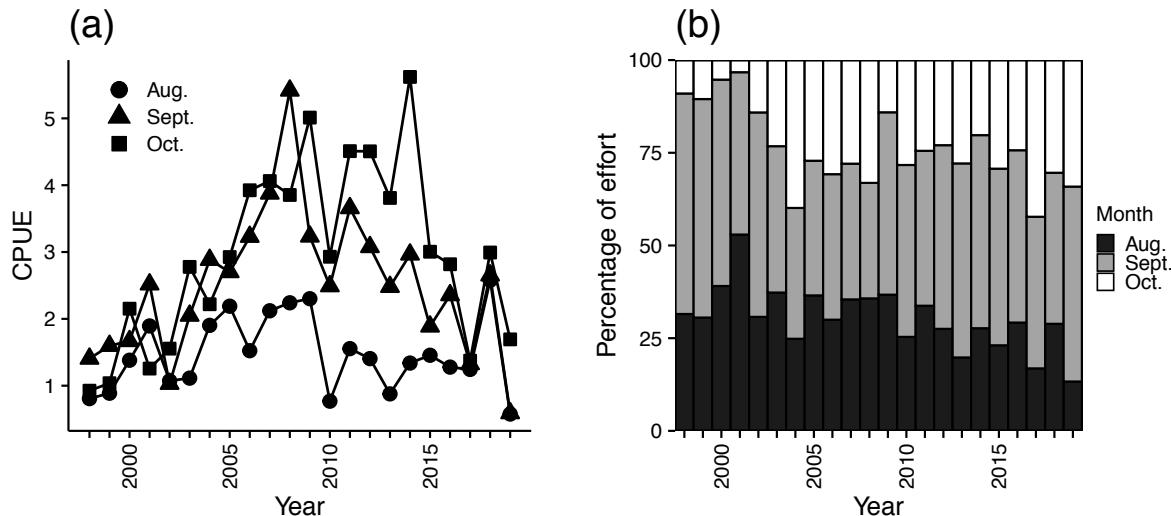


Fig. 7 Annual changes of CPUE (a) and fishing effort (b) by month of stick-held dip net fishery for Pacific saury from 1998 to 2019.

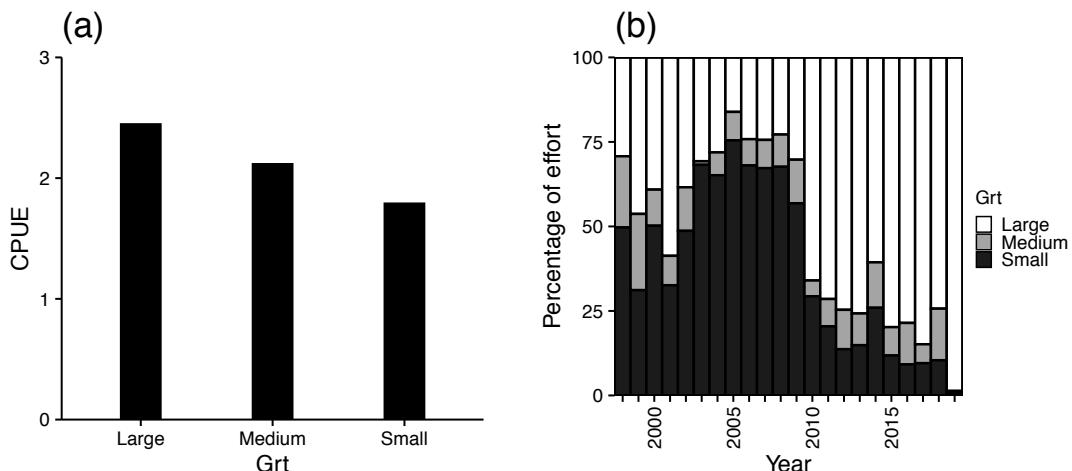


Fig. 8 CPUE (a) and annual changes of fishing effort from 1998 to 2019 (b) by fishing vessel size class of stick-held dip net fishery for Pacific saury.

方修正期は大型船が高くなっていた (Fig. 8b)。したがって、上方修正期のノミナルCPUEは、CPUEの低い小型船主体であったことで見かけ上低く、逆に下方修正期はCPUEの高い大型船主体であったことで見かけ上高く算出されたと考えられる。以上から、標準化CPUEは漁船の大きさの効果が除かれた、すなわち、船型別の努力量割合の偏りが修正され、ノミナルCPUEと差が生じたと解釈できる。

2010年以降、大型船の努力量割合が増加した背景には、漁場の沖合化が考えられる。水揚げ地域別（北海道または本州）に大型船の努力量割合を見ると、2010年を境に、特に漁期前半の8～9月で北海道の割合が高くなっていた (Fig. 9)。Fig. 9に対応する期間の大型船の漁場位置(全ての水揚げ地域を含む)を見ると、2009年以前の漁場は漁期当初から道東沿岸に集中し、9月には襟裳岬南沖に達

し、10月には常磐沿岸まで南下していた (Fig. 10)。一方、2010年以降は、8月の漁場が道東沿岸より北東の千島列島沖に形成され、9月は根室東沖が主漁場となり、10月でも漁場の南下は三陸沖付近までであった (Fig. 10)。2019年は8月から公海域で漁場が形成され、10月でも根室東沖が主漁場となり、漁場の沖合化がより顕著となった。このように漁場が日本列島沿岸に形成され、漁場の南下が早かった2009年以前は、漁場が本州の水揚港へ近く、大型船は水揚単価を比較して水揚港を選択できたため、漁期当初から北海道だけでなく本州への水揚げを行っていたと推察される。2010年以降、漁場が沖合化すると、漁場と本州の水揚港の距離が著しく遠くなり、漁場に近い北海道へ水揚げが集中するようになった。さらに漁場の南下が遅くなつたことで大型船が北海道へ水揚げする期間が長くなつたと推察される。

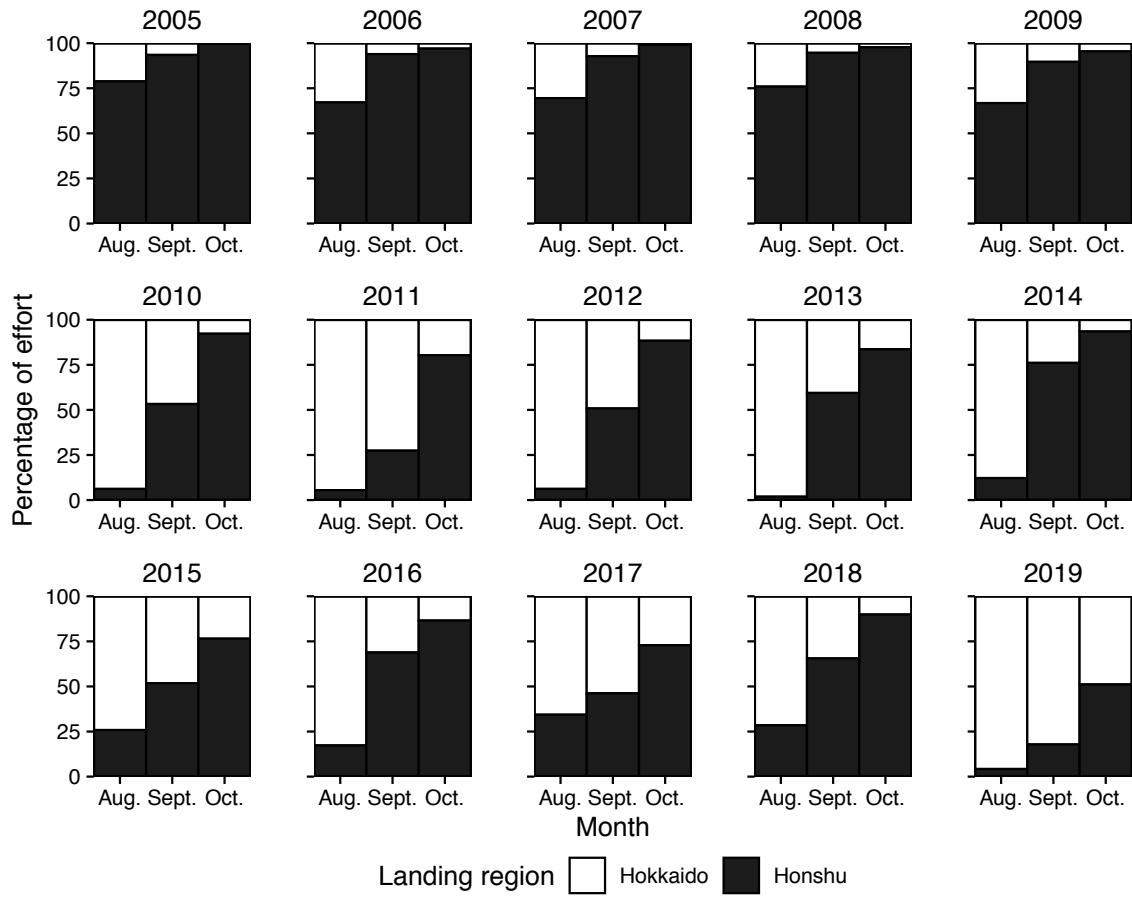


Fig.9 Annual changes of monthly fishing effort by landing region of stick-held dip net fishery for Pacific saury by large class vessels (>100 GRT) from 2005 to 2019.

標準化モデルでは月と漁船の大きさ、海区と漁船の大きさの交互作用が説明変数として選択された。前述のように、漁船の大きさは、船により使用できる網の大きさが異なることによる漁獲能力の違いの効果と考えられるが、漁期や操業海域によって網を使い分けるといった措置は行われていない。したがって、月や海区によって漁船の大きさ別の漁獲能力が変化するとは考えにくい。2019年8月は小型船の海区2 (Fig. 4b) における操業がなく、大型船では特に2019年は同じ海区2の範囲内であっても、それ以前とは操業位置が大きく異なっていた (Fig. 10)。これらのことから、同時期または同海区中でも漁船の大きさにより操業位置が異なる、すなわち、漁船の大きさ別の操業可能範囲が異なるによる効果が漁船の大きさを含む交互作用として選択された可能性がある。

以上のように、北海道へ水揚げしたさんま棒受網漁船の操業データから算出されたノミナルCPUEは、サンマの分布量減少や漁場の沖合化を背景とした月別CPUEの変化や北海道へ水揚げする漁船の大きさの変化といった年以外の影響を含んだ値であったと考えられ、これらの影響が除かれた標準化CPUEは、より尤もらしい来遊状

態の年変動が反映されていると考えられる。この標準化CPUEのトレンドは先行研究 (巣山ら, 2016; Hashimoto *et al.*, 2019) で算出されている全国の各港へ水揚げしたさんま棒受網漁船の標準化CPUEと概ね一致していたが、本研究の標準化CPUEに対して先行研究の標準化CPUEは2005～2006年で高い傾向があった。本州への水揚げが主体となる11月以降にはCPUEが低下する年が多い中で、当該年は11月以降も高いCPUEを維持した (東北区水産研究所, 2008)。したがって、全国のサンマの資源水準として用いられている先行研究の標準化CPUEは本州への水揚げが主体となる11月以降のデータが含まれていたことで、本研究の標準化CPUEより高くなっていたと考えられる。このことから、水揚港が北海道であるデータを抽出し、さらに北海道の主漁期である8～10月のデータを用いて算出された本研究の標準化CPUEは、北海道におけるサンマの来遊状態を良く反映した指標値であると判断できる。

本研究の標準化モデルでは、漁場の沖合化を直接表現する海区の効果の影響は小さかった (Table 3)。これは一次交互作用をモデルに取り入れる際、海区と他の説明

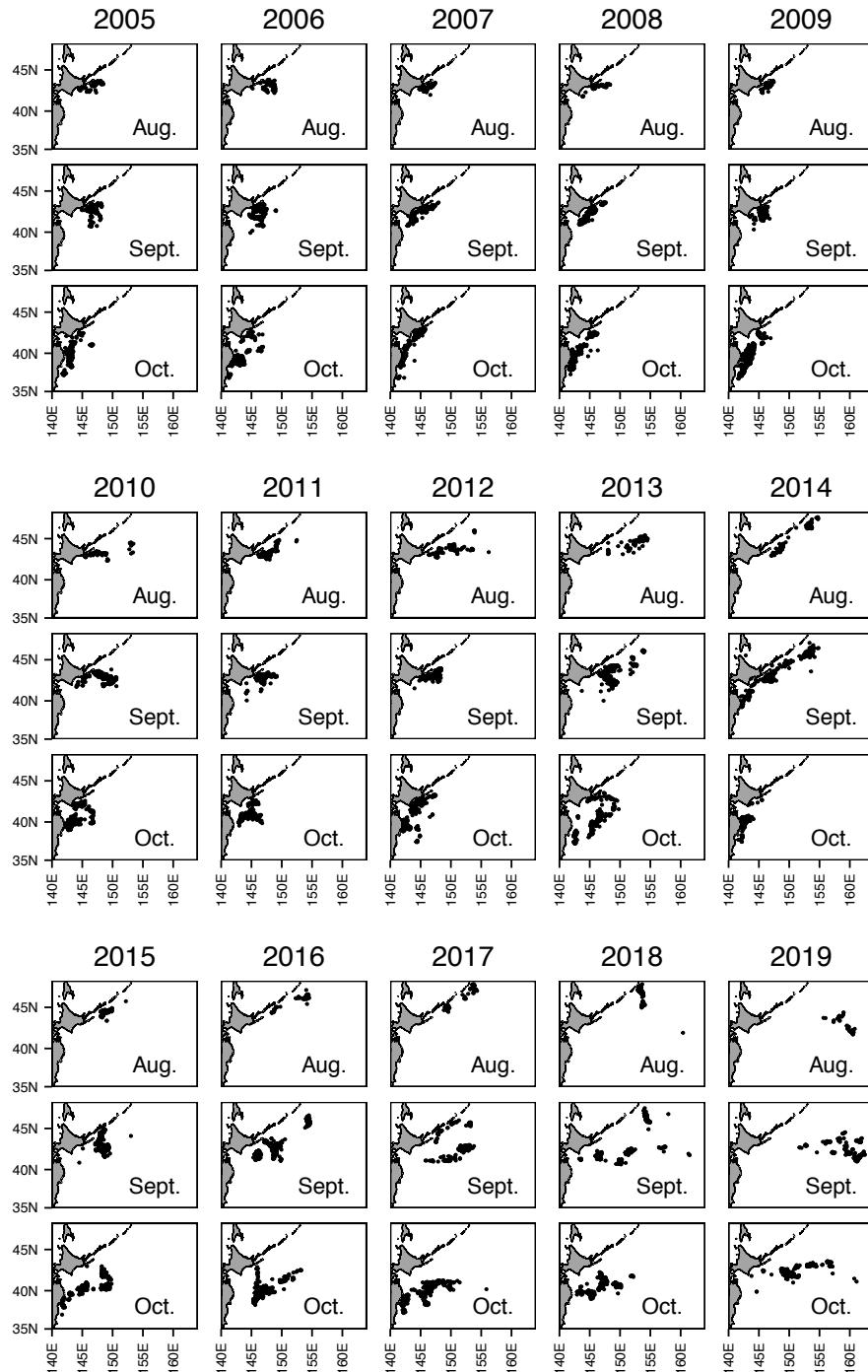


Fig. 10 Annual changes in monthly fishing ground of stick-held dip net fishery for Pacific saury by large class vessels (>100 GRT) from 2005 to 2019 in Japan.

変数との組み合わせでデータの欠損が生じないようにするため、漁場を2海区に集約して説明変数に用いたことが要因であると予想される。一次交互作用で欠損するカテゴリを扱う方法として、一般化線形混合モデル（GLMM）を用い、欠損が生じる一次交互作用項を変量効果とする方法がある（例えば、岡本ら、2016）。また、北太平洋漁業委員会（NPFC）で算出されている日本のさんま棒受網

漁船における標準化CPUEでは、主効果に用いる海区を5海区とし、この海区を統合した広域の3海区を交互作用項に用いたGLMを構築するといった方法を採用している（Hashimoto *et al.*, 2019）。標準化モデルにおける海区の扱いをさらに検討することで、漁場が沖合化している状況、すなわち海区の効果をより適切に標準化CPUEへ反映できる可能性がある。

同様に水温の効果の影響も小さかった (Table 3)。さんま棒受網漁業は公海を含め、広域に操業できることから、魚群の密度が高い海域で選択的に操業でき、魚群の密度が低い海域で操業せざるを得ないという状況は少ないと予想される。したがって、操業する海域の水温が変化することにより、見かけ上CPUEが変化するということは無かったと解釈できる。

さんま棒受網漁業は漁獲量減少のほか、漁場の沖合化や漁期の周年化というように漁業実態が急速に変化し、それに対応するには標準化CPUEが有望である。標準化CPUEを新たな来遊状態の指標値として用いる際には、以上のような漁業実態の変化に対応し、適切な来遊水準評価を行うため、データ更新毎に標準化モデルおよび算出される標準化CPUEの妥当性を検証することが望まれる。

謝 辞

本研究で用いたデータは、水産庁委託事業「水産資源調査・評価推進委託事業」により収集され、FRESCOに登録されたデータである。データの収集、登録された各研究機関に心より御礼申し上げる。道総研釧路水産試験場の美坂正博士、山口浩志博士、水産研究・教育機構の巣山哲博士、市野川桃子博士から有益なご助言、ご指導を賜り深く感謝申し上げる。本研究は経常研究「漁業生物の資源・生態調査研究」の細課題「サンマ来遊資源量指標の高度化」により実施された。

文 献

Bartoń K. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.43.17. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>. 2020.

福島信一. 北西太平洋系サンマの回遊機構の総観的解析. 東北区水産研究所研究報告 1979 ; 41 : 1-70.

Hashimoto M, Naya M, Nakayama S, Fuji T, Suyama S, Oshima K. Standardized CPUE of Pacific saury (*Cololabis saira*) caught by the Japanese stick-held dip net fishery up to 2018. NPFC-2019-SSC PS05-WP06 2019 ; 1-12

Hashimoto M, Kidokoro H, Suyama S, Fuji T, Miyamoto H, Naya M, Vijai D, Kitakado T. Comparison of biomass estimates from multiple stratification approaches in a swept area method for Pacific saury *Cololabis saira* in the western North Pacific. *Fish. Sci.* 2020 ; 86 : 445-456.

Hubbs CL, Wisner RL. Revision of the sauries (Pisces, Scomberesocidae) with descriptions of two new genera and one new species. *Fish Bull.* 1980 ; 77 : 521-566.

Maunder MN, Punt AE. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fish. Res.* 2004 ; 70:141-159.

Miyamoto H, Suyama S, Vijai D, Kidokoro H, Naya M, Fuji T, Sakai M. Predicting the timing of Pacific saury (*Cololabis saira*) immigration to Japanese fishing grounds: A new approach based on natural tags in otolith annual rings. *Fish. Res.* 2019 ; 209 : 167-177.

守田航大, 山口浩志. 2019年に北西太平洋日本沖合で漁獲されたサンマ *Cololabis saira* の来遊経路の推定. 日本水産学会誌 2021 ; 87 : 46-48.

岡本俊, 山下紀生, 加賀敏樹. 小型いか釣り漁業データを用いたスルメイカ冬季発生群のCPUEの標準化. 日本水産学会誌 2016 ; 82 : 686-698.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>, 2019

庄野宏. CPUE標準化に用いられる統計学的アプローチに関する総説. 水産海洋研究 2004 ; 68 : 106-120.

水産庁, 国立研究開発法人水産研究・教育機構. 令和元年度国際漁業資源の現況. 東京. 2020.

Suyama S, Kurita Y, Ueno Y. Age structure of Pacific saury *Cololabis saira* based on observations of the hyaline zones in the otolith and length frequency distributions. *Fish. Sci.* 2006 ; 72 : 742-749.

Suyama S, Nakagami M, Naya M, Ueno Y. Migration route of Pacific saury *Cololabis saira* inferred from the otolith hyaline zone. *Fish. Sci.* 2012 ; 78 : 1179-1186.

巣山哲, 中神正康, 納谷美也子, 加藤慶樹, 柴田泰宙, 酒井光夫. 平成27年度サンマ太平洋北西部系群の資源評価. 平成27年度我が国周辺水域の漁業資源評価第1分冊. 2016 ; 283-336.

巣山哲, 宮本洋臣, 阿保純一, 納谷美也子, 大島和浩, 富士泰期, 橋本緑, 中山新一朗. サンマ 北太平洋. 令和元年度国際漁業資源の現況, 水産庁 水産研究・教育機構, 東京・横浜. 2020 ; 1-10.

東北区水産研究所. 平成元年度サンマ資源全国調査の経過と総括. 第39回サンマ研究討論会報告, 東北区水産研究所, 八戸. 1991 ; 3-36.

東北区水産研究所. 漁況調査結果(2006年の漁況の経過). 第56回サンマ等小型浮魚資源研究会議報告, 東北区水産研究所, 八戸. 2008 ; 85-98.

東北区水産研究所. 漁況調査結果(2007年の漁況の経過).

- 第57回サンマ等小型浮魚資源研究会議報告, 東北区水産研究所, 八戸. 2009 ; 80-93.
- 東北区水産研究所. 漁況調査結果 (2008年の漁況の経過). 第58回サンマ等小型浮魚資源研究会議報告, 東北区水産研究所, 八戸. 2010 ; 75-89.
- 東北区水産研究所. 漁況調査結果 (2009年の漁況の経過). 第59回サンマ等小型浮魚資源研究会議報告, 東北区水産研究所, 八戸. 2011 ; 61-78.
- 東北区水産研究所. 漁況調査結果 (2010年の漁況の経過). 第60回サンマ等小型浮魚資源研究会議報告, 東北区水産研究所, 八戸. 2012 ; 70-87.

- 東北区水産研究所. 2019年資源量調査結果. 第69回サンマ資源・漁海況検討会議報告, 水産資源研究所広域性資源部, 八戸. 2021 ; 9-14.
- 渡邊一功, 上野康弘, 伊藤進一, 巣山哲, 中神正康, 渡野邊雅道, 内山雅史, 須能紀之, 筒井実, 富川なす美, 水野拓治, 佐藤一, 小坂淳. サンマ中短期漁況予測の方法と問題点. 第52回サンマ等小型浮魚資源研究会議報告, 八戸. 2004 ; 253-260.
- Wood SN. Generalized Additive Models: An Introduction with R (2nd edition). *Chapman and Hall/CRC*. 2017.

キツネメバル稚魚への標識を目的とした腹鰭抜去の遊泳への影響

金田友紀*

北海道立総合研究機構中央水産試験場

The effect of pelvic fin removal on the swimming of fox jacopever *Sebastes vulpes* fry

TOMONORI KANETA*

Central Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, Yoichi, Hokkaido, 046-8555, Japan

In artificial seedling release of the fishes, removal of the pelvic fin is widely used because it is a low-cost method that can be implemented in the juvenile stage. However, the effect of pelvic fin removal on swimming ability has not yet been investigated. In this study, we evaluated the effects of pelvic fin removal on the swimming performance of the fox jacopever *Sebastes vulpes* fry. Swimming time was measured at various flow velocities with total lengths of 40, 50, and 60 mm fry, after removing one of two pelvic fins (experiment) or untreated (control). Analysis of swimming time measurements showed that the critical swimming speed (C_{ss}) increased with growth. There were no significant differences between experiment and control groups for the swimming curves and the C_{ss} . Furthermore, the swimming ability indices (SAI) were almost the same. Therefore, we believe that pelvic fin removal does not influence linear swimming.

キーワード：キツネメバル，腹鰭抜去，標識，遊泳能力，臨界遊泳速度

キツネメバル *Sebastes vulpes* は九州から北海道の日本海沿岸、神奈川県以北の太平洋および朝鮮半島東岸から南部に分布するカサゴ目フサカサゴ科の魚類で、沿岸の岩礁域に生息している（佐々木, 2003）。北海道では専門に狙う漁業がないため漁獲量は少ないが、大型の個体は市場でおよそ3,000円/kgと高値で取引されており、本道の重要な沿岸漁業資源として資源増大が期待されている。

キツネメバルの人工種苗生産は1983年から福島県で開始された（尾形ら, 1984）。北海道における栽培漁業は、日本海に位置するひやま漁業協同組合（種苗放流）および島牧漁業協同組合（種苗生産と放流）で行われ、北海道立総合研究機構栽培水産試験場において、より効率的な放流種苗生産技術の開発が進められている（高畠・川崎, 2019）。

種苗放流の効果を確かめるには、試験採捕魚や漁獲物の中で放流魚を見分けるための標識が必要である。ALCを用いた耳石の染色は内部標識として有効であるが（栗田・塚本, 1987），北海道のキツネメバルについては、混獲による水揚げが多く、かつ魚価が高値であるため、漁

獲魚のサンプル数を確保することが難しく、標識法としては適さない。一方で、タグ等の外部標識は放流魚の発見が容易であり、有効な方法として多くの魚種で活用されている。しかし、現時点でキツネメバルの種苗放流は全長60~70 mm程度と小さく（村松ら, 2018），外部標識の装着は魚体への負担が大きいほか、タグの脱落など追跡期間が限られる難点がある。また、ヒラメやエゾアワビなどでは、人工種苗に特徴的な体色変化が現れるが、キツネメバルではそのような体色変化はみられない。

サケ・マス類では脂鰭切除により標識され、放流効果（サケ・マス類では回帰率）の算定に有効である（関・清水, 1996）。脂鰭を持たない魚類では遊泳に影響がないとされる腹鰭を切除して、キジハタ（安部, 2014）、クロソイ（中川, 2008; 野田ら, 2011）、マダイ（北川ら, 1983）などで利用されている。しかし、単なる鰭の切除では鰭が再生し、標識として機能しなくなることも報告されている（高場, 1986; 田子, 1997）。これに対し、鰭の腰帶部から鰭ごと抜去すると再生率が低くなるとされ（高場, 1986; 野田ら, 2011），青森県においてキツネメバル稚魚

への標識方法として腹鰓抜去が実施されている（村松ら, 2018）。ただし、マダイにおける腹鰓抜去による標識放流試験では、飼育下では生残や成長等に影響は無いが、漁獲物では腹鰓抜去標識魚の比率が年を追うごとに低下し、これは片側の腹鰓がないことにより捕食者からの逃避行動が十分に取れないからではないかと考察されている（林ら, 1991）。

本研究では、標識放流を目的としてキツネメバル稚魚の腹鰓を抜去した場合に、正常個体と直線的な遊泳能力に差異が生じるのかを確かめるため、流動水槽を用いた遊泳実験を行った。

材料と方法

供試魚の処置 実験に用いたキツネメバルは、2018年6月5日に道総研栽培水産試験場の飼育水槽で産仔されたもので、実験に供するまで500 Lポリカーボネート水槽で飼育した。餌はシオミズツボワムシ、アルテミアおよび人工飼料を成長段階に合わせて給餌した。飼育海水は15.5 °Cに調温したろ過海水を毎分5 Lの流量で掛け流した。

全長40 mm, 50 mmおよび60 mmの全長クラスを設定し、飼育水槽から一尾ずつ取り上げて麻酔薬（DSファーマアニマルヘルス株式会社、FA100）にて麻酔をかけた後、全長を計測し、それぞれのクラス設定値の±2 mmに入るものを、実験区と対照区ともに60尾ずつを選り分けた。全長の計測結果をTable 1に示した。すべての全長クラスの実験区および対照区における全長の平均値は目標全長の±0.4 mm以内であった。また、それぞれの全長クラスにおいて実験区と対照区で全長の平均値に有意な差はなかった（*t*-test）。

実験区の稚魚には、対になっている腹鰓のうち、頭部を上にして魚体を腹側から見たときに40 mmは右の、50 mmは左の、60 mmは右の腹鰓をピンセットで抜去とともに、鰓の基部（腰帯の先端部）もできるだけ引き抜いた（Fig. 1）。対照区の稚魚にはなにも処置しなかった。

Table 1 Mean total lengths of experiment and control fishes for each 40 mm, 50 mm, and 60 mm classes. *p* is the probability that the mean value differs between the experiment fishes and control fishes.

	Total length classes					
	40mm		50mm		60mm	
	E	C	E	C	E	C
Mean	40.28	40.34	49.92	50.02	59.95	59.69
S.D.	1.05	1.06	1.24	1.14	1.27	1.18
n	60	60	60	60	60	60
<i>p</i>	0.720		0.648		0.241	

E: Experiment, C: Control

実験区の処置は、全長40 mmは2018年8月28日、50 mmは2018年9月20日、60 mmは2018年10月23日に行った。腹鰓を処置した実験魚は飼育と同条件の水槽に収容し、餌を食べられるようになった翌日から遊泳実験に供した。対照区はそれぞれのクラスの実験区処置日の約2週間後に選別し、実験を行った。

流動条件 遊泳実験には小型の流動水槽を用いた（Fig. 2）。モーターにより水路下層部のプロペラを回転し、鉛直方向に水を循環する水槽で、観測部はガラス壁面である。観測部は、長さ3,200 mm、幅300 mmおよび高さ350 mmであり、実験魚が定位しやすいよう、縦方向に白色のビニルテープを等間隔に貼り付けた黒色のプラスチック板を一方のガラス壁の外側に取り付けた。また、観測部の外側底面部には、測定のための定規を貼り付けた。この水槽に調温ろ過海水を満たし、飼育水温と同じ15.5 °C～16.0 °Cに調整した。流動は一方向流とし、予備実験で得られた1時間泳ぐことのできる流速を最小値、数秒間しか泳げない流速を最大値とした。最大と最小の流速では2尾で実験を行い、そのほかの流速では各10尾ずつで実

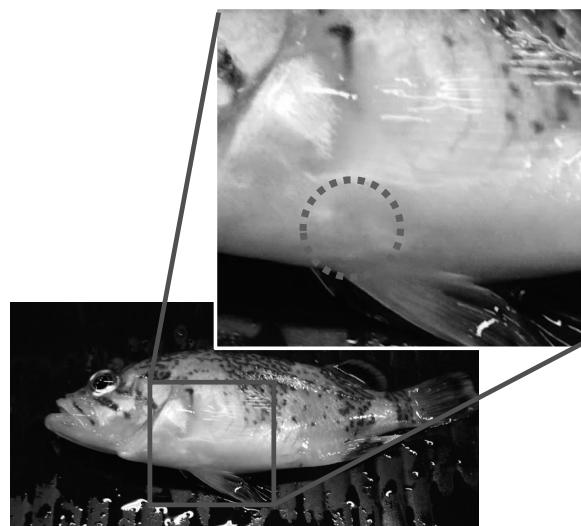


Fig.1 View of a fox jacopever fry (total length: 60 mm) with one of the two pelvic fins removed. Dashed circle indicates the position of removed pelvic fin.

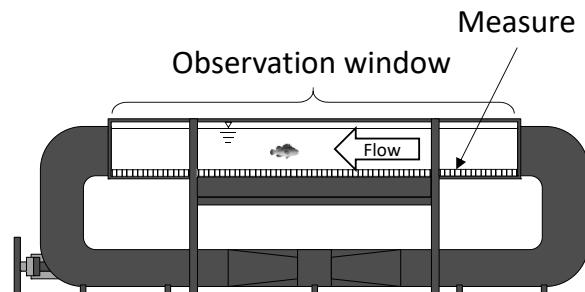


Fig.2 Diagram of small waterflow tank.

験を行った。流動水槽の流速は電磁流速計（株式会社ケネック：VE20およびVET-200-10PⅡ（検出器））を用いて計測した。なお、後述する遊泳能力指数SAI（塚本・梶原、1973）の比較のため、流速の単位をcm/sとした。

遊泳時間 実験は、まず止水状態の流動水槽に供試魚一尾を収容し、エアレーションを施して10分間馴致させた。その後、エアレーションを取り除いた上で設定流速の流動を発生させた。水槽を作動させてから、設定流速ごとに15～30秒程度の増速時間を設け、流速が設定値に達した時を遊泳開始とし、遊泳時間をストップウォッチで計測した。遊泳時間は計測を開始してから、流れに逆らって泳ぎながら、1 m後退するまでの時間とした。移動距離は観測部外側の定規で目測した。この時、下流方向に向かって泳ぐ、上下左右に移動する際の斜行による後退は、1 m分の後退には含めなかった。供試魚は一度のみ実験に供し、別の流速での試験には用いなかった。この実験を実験区および対照区で行った。

遊泳曲線 実験時の流速は、供試魚の遊泳速度と言い換えることができる。遊泳速度と遊泳時間の関係に当てはまる遊泳曲線を次の式（塚本・梶原、1973）で求めた。

$$Vt^k = a$$

ここに V は遊泳速度、 t は遊泳時間、 a および k は係数である。 a は1秒間だけ維持できる突進速度の理論値、 k は遊泳曲線の形状に関係する係数で $0 < k < 1$ である。ここで上式を t について解いて、等分散化のために両辺を平方根変換した後、正規分布を用いた最尤推定法により係数 a 、 k および誤差項 σ を推定した。

$$t = (a/V)^{1/k}$$

係数の推定には表計算ソフトExcelの最適化分析ツールであるソルバーを用いた。

また、遊泳曲線は、全長クラスごとに、実験区と対照区を別々にした場合（対立仮説H1）と両者と一緒にした場合（帰無仮説H0）とを推定し、尤度比検定を実施し、両者の遊泳力に差があるか検証した。

遊泳能力指数 遊泳曲線の推定で得られた係数 a および k を用い、上式を V について解いて、これを $t=0 \sim 3,600$ で積分して 10^4 で除した値である遊泳能力指数SAI（Swimming Ability Index）（塚本・梶原、1973）を計算した。なお、各全長クラスの実験区および対照区についてSAIを求めた。

$$SAI \times 10^4 = \int_0^{3,600} V dt = \int_0^{3,600} ar^k dt$$

臨界遊泳速度 臨界遊泳速度 C_{ss} （Critical swimming speed）（Brett, 1964）を次式から求めた。

$$C_{ss} = V_m + (V_s - V_m) \times (t_s / 3,600)$$

ここに V_m は60分間を完泳した中で最高段階の流速、 V_s は完泳できなくなった流速および t_s は V_s における遊泳時間

（s）である。 t_s については平均値を用いた。また、各全長クラスの実験区および対照区について C_{ss} を求め、推定誤差（標準偏差）と両者の差異の有意水準をブートストラップ法で求めた。また、 C_{ss} を平均全長で除した標準化臨界遊泳速度 $stdC_{ss}$ も計算した。

結 果

遊泳時間 各全長クラスの流速ごとの遊泳時間をFig. 3～Fig. 5に示した。すべての全長クラスの実験区および対照区で、1時間完泳できる速度があり、その流速を5 cm/s越えた速度では、遊泳時間は急激に減少し、いずれも遊泳時間は1,000 s（約17分）を下回った。その後、流速の増加とともに遊泳時間は漸減した。

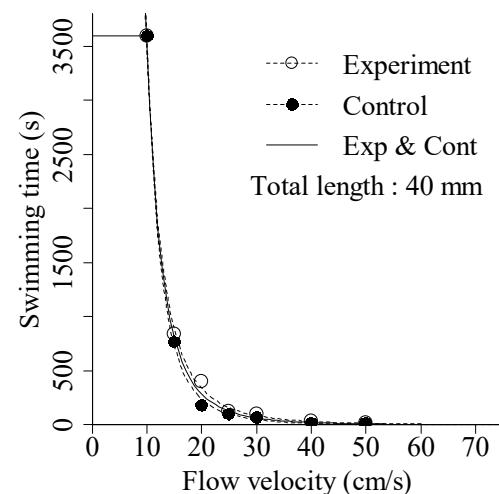


Fig.3 Relationship between flow velocity and swimming time of fox jacopever fry (total length: 40 mm).

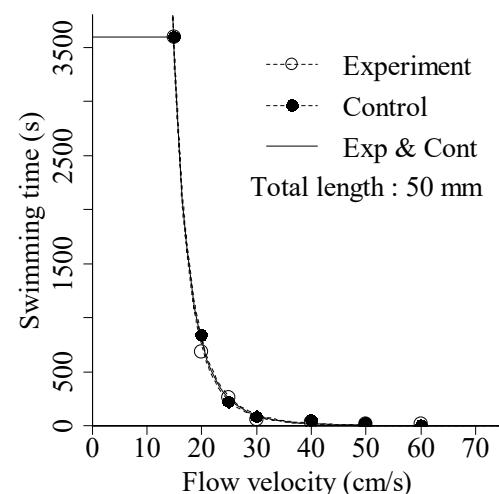


Fig.4 Relationship between flow velocity and swimming time of fox jacopever fry (total length: 50 mm).

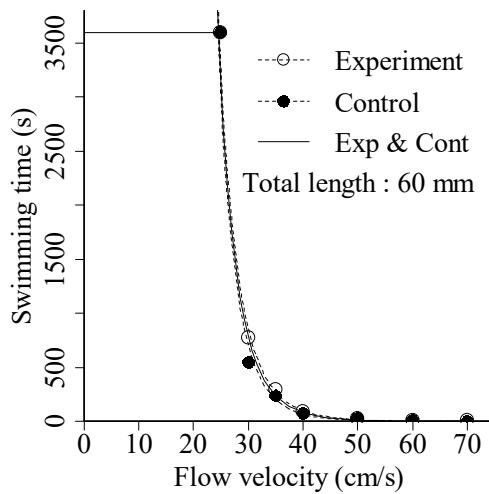


Fig. 5 Relationship between flow velocity and swimming time of fox jacopever fry (total length: 60 mm)

Table 2 Estimated coefficients a , k , and error term σ of experiment, control, and experiment and control for every total length classes and results of likelihood ratio test. T is statistical value of the likelihood ratio test, df is degree of freedom.

Coefficients	Total length classes			
	40 mm	50 mm	60 mm	
E & C	σ	5.28	5.42	3.87
E	k	0.30	0.19	0.14
E	a	113.13	71.34	75.21
C	k	0.26	0.20	0.13
C	a	81.59	76.93	68.27
E & C	σ	5.42	5.44	3.98
E & C	k	0.28	0.20	0.13
E & C	a	95.89	74.09	71.84
Likelihood ratio test	T	5.51	0.76	5.90
	df	2.00	2.00	2.00
	p	0.06	0.68	0.05

E: Experiment Group, C: Control

遊泳曲線 各全長クラスの流速ごとの遊泳曲線をFig. 3～Fig. 5に示した。また、推定された各係数の値と検定結果をTable 2に示した。いずれの全長クラスにおいても実験区と対照区で遊泳曲線に有意差はなかった。

遊泳能力指数 (SAI) 各全長クラスの実験区および対照区のSAIをTable 3に示した。全長クラスの大型化にともないSAIは大きくなつたが、実験区と対照区ではほぼ等しかつた。

臨界遊泳速度 (Css) 各全長クラスの実験区および対照区のCssをTable 4に示した。全長クラスの大型化にともないCssとstdCssは大きくなつたが、実験区と対照区では

Table 3 Estimated SAI (Swimming Ability Index) for every total length classes.

	Total length classes		
	40 mm	50 mm	60 mm
E	5.1	6.6	10.2
C	4.8	6.7	10.1
E & C	4.9	6.7	10.2

E: Experiment Group, C: Control

Table 4 Estimated Css (Critical swimming speed), its estimation error (SD), significant level p between experiment and control groups, and standardized Css (stdCss) of experiment and control for every total length classes.

Total length classes(mm)	E or C	Css	SD*	p *	stdCss
		E	C		
40	E	11.3	0.27	0.27	2.8
	C	11.1	0.15		2.8
50	E	16.1	0.26	0.32	3.2
	C	16.3	0.24		3.3
60	E	26.2	0.19	0.04	4.4
	C	25.8	0.10		4.3

*: Estimated by bootstrap method

E: Experiment Group, C: Control

有意差はなかった。60mmの全長クラスでは有意水準が0.04であるが、この表におけるボンフェローニ法の多重性を考慮した有意水準(0.05/3=0.0176)よりは大きく、有意差があるとはいひ難い。特に、Cssを全長で除したstdCssについては、実験区と対照区で有効数字2桁における値の差が1以下とほとんど同じ値であった。

考 察

流速が低速な場合、実験区、対照区とも、位置がまったく変わらないまま流れに逆らって泳ぎ続けていることが多かつた。流れに頭部を向けて泳ぐ走流性がキツネメバルの成魚では強いと報告されており(今井・高谷1998)、稚魚期のキツネメバルも成魚と同様に走流性があると考えられる。一方で、一部の個体では水面やガラス壁面を口で突く動作や、下流方向に泳ぐなど、自由に遊泳する様子も観察された。

各全長クラスの低速または高速な流速を除く、中程度の流速条件の時、10回の試行のうち0～1回程度の頻度で、水槽内の底面と壁面がなす隅や底面の鋼製部と観測部ガラス面とのわずかな隙間で遊泳を停止する個体がみられた。摩擦および粘性により水槽中央部より流速が遅い場所にたどり着いたと思われる。このような場合、一旦時間計測を停止し、塩ビパイプなどで静かに水槽中心部へ

追いやり、再び計測を開始した。ただし、実験区と対照区で発生頻度の偏りは認められなかった。また、各全長クラスの実験区および対照区のそれぞれ52回の試行のうち1~2回程度、何度も遊泳を停止する場合があった。そのようなときは、その個体での実験を中止し、別の個体を用いて改めて実験を行った。

今回のキツネメバル稚魚の実験では、1時間以上泳ぎ続けられる流速（持続速度）から流速を5 cm/s増加させただけで、遊泳時間が17分以下に急激に減少した。このような流速の増加にともなう遊泳時間の急激な減少は他の魚種でもみられる（塚本・梶原、1973；Xu *et al.*、1994；橋本ら、1996）。持続速度以下では血合筋の活動により疲労することなく泳ぎ続けられるが、その速度を超えると普通筋が関与し始め、乳酸の蓄積により疲労することで遊泳時間が短くなるとされる（Xu *et al.*、1994；有元、1996）。キツネメバル稚魚においても同様な筋肉の作用により遊泳時間が急激に変化すると考えられた。

今井（1998）によるキツネメバル成魚（全長235~327 mm）の水槽実験では、 C_{ss} は全長によらず497~644 mm/s程度とほぼ一定であった。そのため C_{ss} を全長で除した、 $stdC_{ss}$ （単位：TL/s）は全長277 mmで3.2 TL/s、全長356 mmで2.1 TL/sと、全長の増加にともない低下した。一方で、本実験におけるキツネメバル稚魚では、全長の増大にともない $stdC_{ss}$ は増加した。これは稚魚段階では成長にともない筋力が増し、成長の度合いよりも C_{ss} の増加の度合いの方が大きくなるためと考えられる。ヤマメ（泉・加藤、2011）やミナミメダカ（清水ら、2016）などでも、全長（または体長）と $stdC_{ss}$ の間に正の相関がみられることが報告されている。これらの結果から、 $stdC_{ss}$ は成長にともない増大するが、ある成長段階でピークとなつたあと減少に転じると推察される。

腹鰭を抜去した実験区と対照区において、遊泳曲線と臨界遊泳速度（ C_{ss} ）には有意差がなく、遊泳能力指数（SAI）もほぼ同等であったことから、腹鰭抜去の遊泳能力に対する影響はないと考えられる。

腹鰭の役割は上下移動のブレーキであるとされる（井上、1978）。また、実験中の目視観察でも遊泳中の腹鰭は体に沿うように畳まれ、広げるなどの様子はみられなかった。以上より、機能面や遊泳姿勢からも、腹鰭抜去は直線的遊泳能力に対して影響を及ぼさないと推察される。

一方で、魚類は逃避時、驚愕反射（C-start）することが知られている（植松、1996）。これは、刺激を受けた際、刺激がきた方向と反対側の全体側筋が同時に収縮し、魚体がC字型に曲がり、その後、尾を振り戻して刺激源から遠ざかる方向に移動するものである。この動作に腹鰭の機能が関与するとして、片側の腹鰭の有無による逃避

経路の変化がシロクラベラにおいて報告されている（Kawabata *et al.*、2016）。さらに、標識放流したマダイの逃避行動への腹鰭抜去の影響が、放流後の生残比の低下に関与している可能性が示されている（林ら、1991）。キツネメバルでも同様な影響があるかもしれません、放流後の生残への影響については、今後、室内や野外試験を通じて調査する必要がある。

謝 辞

本研究をまとめにあたり、道総研鈴鹿水産試験場場長の馬場勝寿博士には大変貴重な指導をいただきました。ここに記して感謝申し上げます。

引用文献

- 安部昌明. キジハタにおける腹鰭切除および尻鰭棘切除標識の有効性. 香川県水産試験場研究報告 2014；15：7-14.
- 有元貴文. 6. 魚類の遊泳行動と漁法. 「水産学シリーズ108魚の行動生理学と漁法（有元貴文・難波憲二編）」恒星社厚生閣、東京. 1996；60-73.
- Brett JR. The Respiratory Metabolism and Swimming Performance of Young Sockeye Salmon. *J. Fish. Res. Board Can.* 1964；21：1183-1226.
- 橋本 新、平石智徳、鈴木健吾、山本勝太郎、梨本勝昭. ヒラメの網生簀内における遊泳能力について. 日本水産学会誌 1996；62：12-16.
- 林 泰行、檜山節久、木村 博. マダイ種苗放流における腹鰭抜去標識の弊害について. 栽培漁業技術開発研究 1991；20（1）：41-45.
- 今井義弘. ホッケ・キツネメバルの遊泳速度（短報）. 北水試研報 1998；53：25-27.
- 今井義弘、高谷義幸. 回流水槽による北海道南西沿岸の魚類の行動観察. 北水試研報 1998；52：9-16.
- 井上 実. 4. 遊泳行動. 「魚の行動と漁法」恒星社厚生閣、東京. 1978；148-174.
- 泉 完、加藤 幸. 河川水を用いたヤマメ稚魚の臨界遊泳速度に関する実験. 農業農村工学会論文集 2011；273：1-6.
- Kawabata Y, Yamada H, Sato T, Kobayashi M, Okuzawa K, Asami K. Pelvic fin removal modifies escape trajectory in a teleost fish. *Fish. Sci.* 2016；82：85-93.
- 北川 衛、山口光明、萩野節雄. マダイの腹鰭抜去による標識法について. 栽培漁業技術開発研究 1983；12（1）：5-9.

- 桑田 博, 塚本勝巳, アリザリン・コンプレクソンによるマダイ稚仔魚の耳石標識－I 標識液の濃度と標識保有期間. *栽培漁業技術開発研究*1987;16 (2):93-104.
- 村松里美, 鈴木 亮, 吉田雅範. 放流効果調査事業(キツネメバル). 平成28年度青森県産業技術センター水産総合研究所事業報告 2018; 442-443.
- 中川雅弘. クロソイの栽培漁業技術開発に関する研究. 水産総合研究センター研究報告 2008; 25: 223-287.
- 野田 勉, 中川雅弘, 長倉義智, 大河内裕之. 飼育試験と放流試験におけるクロソイ腹鰓抜去標識の残存率の比較. *水産技術* 2011; 3: 127-130.
- 尾形康夫, 石井孝幸, 鈴木章一, 泉 茂彦. 2キツネメバル種苗生産研究. 昭和58年度事業報告書(福島県水産種苗研究所) 1984; 24-26.
- 佐々木正義. 41. キツネメバル. 「漁業生物図鑑 新北のさかなたち(上田吉幸, 前田圭司, 嶋田 宏, 鷹見 達也編)」, 北海道新聞社, 北海道. 2003; 194-195.
- 関 二郎, 清水幾太郎. 広尾川におけるサケ幼稚魚の放流時期の違いによる回帰率について. *水産海洋研究* 1996; 60: 339-347.
- 清水秀成, 泉 完, 東 信行, 丸居 篤, 矢田谷健一. ミナミメダカの臨界遊泳速度に関する実験. *農業農村工学会論文集* 2016; 302: II_11-II_18.
- 田子泰彦. 放流標識として切除したサクラマスの腹鰓および背鰓の再生. *水産増殖* 1997; 45: 479-483.
- 高場 稔. マダイの種苗放流・追跡－V 腹鰓標識放流魚の腹鰓再生について. *栽培漁業技術開発研究*1986; 15 (2): 177-186.
- 高畠信一, 川崎琢真. 3.2 放流基礎調査事業(キツネメバル). 平成29年度道総研栽培水試事業報告書 2019; 15-16.
- 塚本勝巳, 梶原 武. 魚類の遊泳速度と遊泳能力. *水産土木* 1973; 10: 31-36.
- 植松一眞. 5. 魚類遊泳運動の神経機構. 「水産学シリーズ108魚の行動生理学と漁法(有元貴文・難波憲二編)」恒星社厚生閣, 東京. 1996; 50-59.
- Xu G, Shirai T, Arimoto T. Endurance and Muscle Lactate Acid of Swimming Jack Mackerel. *Fish. Sci.* 1994; 60: 657-659.

魚油添加飼料の給餌がサケ稚魚の遊泳力発達と捕食回避に与える効果

虎尾 充^{*1}, 宮本真人¹, 小林美樹²

¹北海道立総合研究機構さけます・内水面水産試験場,

²北海道立総合研究機構さけます・内水面水産試験場道南支場

Effects of diet supplemented with fish oil on the swimming ability development and predation avoidance for chum salmon fry

MITSURU TORAO^{*1}, MAHITO MIYAMOTO¹ and MIKI KOBAYASHI²

¹ Salmon and Freshwater Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, Eniwa, Hokkaido 061-1433,

² Donan Research Branch, Salmon and Freshwater Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, Yakumo, Hokkaido 043-0402, Japan

We examined the effect of fish oil supplementation on the development of swimming speed in chum salmon fry. The effect of fish oil supplementation on the repression of salmon fry predation was also verified. The cruising speed measured by video analysis of escape behavior was significantly increased in the fish oil supplemented group 26 days after emergence when the average fork length was 4.3 cm. The results of the predation test showed that 1) if there was no difference in body size and swimming speed, there was no difference in predation rate; 2) the predation rate was higher when the body size was relatively smaller, and the swimming speed was lower due to fasting; 3) diet supplemented with fish oil reduced the decrease in swimming speed during fasting, and the predation rate was also lower. These results indicate that the feeding of fish oil-supplemented diets may repress the decrease in swimming ability and predation of salmon fry when their nutritional status declines after release.

キーワード：栄養状態, 巡航速度, 絶食, 突進速度, 被食, フィードオイル

遡河回遊魚であるサケ *Oncorhynchus keta* は、日本では秋から冬にかけて河川を遡上し、河床の砂礫を掘って産卵床を形成し産卵する。受精卵は産卵床内で孵化し、孵化した仔魚は卵黄嚢の吸収をほぼ終えると産卵床内から浮上し降海する。浮上後のサケ稚魚は、比較的流れの緩やかな微生息環境を利用しながら（長谷川ら, 2011；ト部, 2015），一定期間河川内に滞在し摂餌・成長する（佐野・小林, 1953；小林・石川, 1964；小林ら, 1965；小林・原田, 1968；帰山・佐藤, 1979；宮腰ら, 2012；Kasugai *et al.*, 2013）。

北海道ではサケの人工孵化放流が積極的に行われ、毎年、約10億尾の稚魚が河川に放流されている。サケ稚魚の河川での滞在期間は、一般的には数日～10日間程度の短期間である（小林・石川, 1964；眞山ら, 1983；虎尾

ら, 2010；Hasegawa and Takahashi, 2013）。しかし、流程の長い河川を降下するサケ稚魚の中には1ヶ月程度河川に滞在する個体もあり（Kasugai *et al.*, 2013），降河中に栄養状態が低下する個体もみられる（水野・三坂, 2012；清水ら, 2016）。

河川内でのサケ放流魚の減耗は、魚類による被食が大きな要因となっていると考えられる。サケ稚魚の河川内での捕食者として、カジカ類やアメマス、サクラマスなどのサケ科魚類、ウグイ類、ウキゴリ類などが知られる（久保, 1946；疋田ら, 1959；Fresh and Schroder, 1987；鷹見・長澤, 1996）。また、河口域や降海後の沿岸域では海鳥や魚類による捕食が確認されている（Wood 1987；Scheel and Hough, 1997；長澤・帰山, 1995；鷹見・青山, 1997；Kawamura and Kudo, 2000；Nagasaki, 1998；

Sturdevant *et al.*, 2009; 宮腰ら, 2013)。捕食される稚魚の特徴として、体サイズの小さな個体 (Taylor and McPhail, 1985; Hargreaves and LeBrasseur, 1986; Duffy and Beauchamp, 2008; Hasegawa *et al.*, 2021) や、状態の悪い個体が被食されやすい (Tucker *et al.*, 2016) とされる。本道において放流されたサケ稚魚のうち、どの程度が被食によって減耗するのか、具体的な研究事例はほとんど無い。しかし、放流後の被食減耗を軽減することは、放流魚の回帰率を高める上で重要と考えられる。

サケを含め、多くの魚種では捕食者に対する武器を持たないので、優れた遊泳力を持つことが捕食者の攻撃を避け、生き残るために主要な要素になる (Plaut, 2001)。そのため、放流するサケ稚魚の遊泳力の向上、あるいは栄養状態の低下などによる被食リスクを防ぐための飼育・放流方法の開発が必要である。サケ稚魚では、給餌飼料に油脂を添加することで魚体中の脂質の蓄積量を増加させ、絶食耐性を向上させることが可能である (Akiyama and Nose, 1980; 村井ら, 1983)。また、サケ稚魚の種苗性指標の1つとして遊泳速度が用いられるが、給餌飼料に綿実油を添加することで遊泳速度が向上した事例もある (Misaka *et al.*, 2014)。サケの増殖事業では、タラ肝臓から抽出した精製魚油 (フィードオイル) を配合飼料に添加して給餌する場合もあるが、サケ稚魚の遊泳力の発達に与える影響は分かっていない。また、絶食耐性や被食回避に与える影響も不明である。

本研究では、サケ稚魚に魚油添加飼料を給餌し、遊泳力の発達に与える影響を調べた。また、遊泳速度や体サイズが被食に及ぼす影響、および魚油添加による被食低減の効果を検証した。

試料及び方法

魚油添加飼料がサケ稚魚の遊泳力の発達に与える影響

試験に用いたサケ稚魚は、2013年10月に（一社）根室管内さけ・ます増殖事業協会の標津川採卵場で採卵されたサケ授精卵から得た。2013年12月に発眼卵で北海道立総合研究機構さけます・内水面水産試験場道東支場（現、道東センター）の浮上槽に収容し、浮上まで管理した。2014年1月30日に浮上した稚魚をアトキンス式水槽（長さ3.26 m × 幅0.33 m × 高さ0.33 m）2本に2,000尾ずつ収容し飼育を開始した。飼育水には曝気した地下水（水温9.5 °C）を掛け流しで使用した。浮上後4日目の2月3日から給餌を開始した。2つの飼育区のうち一方を魚油添加飼料群（以下、魚油添加群とする）とし、市販のサケ稚魚用配合飼料（アルファクランブルEX ます1号および2号、日本農産工業株式会社）に養殖水産動物用の魚油（フィード

オイル、栄研商事株式会社）を外割3%の割合で添加した飼料を与えた。残りの一方を対照群とし、魚油を添加しない配合飼料を与えた。魚油添加群、対照群ともに給餌率は3.5%とした。

浮上後4, 8, 16, 21, 26, 36, 42日目の計7回、魚油添加群と対照群の遊泳力を比較するため、逃避測定法（虎尾ら, 2020）により遊泳速度を測定した。音刺激に反応して逃避行動をとるサケ稚魚を撮影し、映像解析によって突進速度と巡航速度を測定した。逃避測定法では、突進速度は収容直後からの10秒間に記録された最大の遊泳速度、巡航速度は2回目の音刺激後（稚魚収容後20秒経過後）の10秒間の平均遊泳速度（cm/秒）と定義され、これに従った。遊泳速度の測定には魚油添加群と対照群それぞれ10個体を用い、撮影終了後、麻酔して尾叉長と体重を測定した。

被食試験によるサケ稚魚の食われやすさに関わる要因の検証

1. 流速付加飼育が被食に及ぼす影響 飼育水槽に水中ポンプを設置し、流速を付加することでサケ稚魚の遊泳力を向上させる飼育（エクササイズトレーニング）を試みた。2011年12月に標津川で採卵されたサケ受精卵を道東支場の浮上槽に収容し、稚魚の浮上まで管理した。浮上した稚魚はアトキンス式水槽2本に2,000尾ずつ収容し飼育用水（9.5 °C）を掛け流して飼育した。一方を流速付加飼育群（以下、流速付加群とする）とし、水槽内に水中ポンプ2基（Hydor korala8、Hydor社製）を設置し、日中（9~18時）のみ15分間隔で5分間ずつ稼働させて水槽中に流速を付加して飼育した。他方は対照群とし、飼育水を掛け流して飼育した。給餌は、両群とも市販のサケ用配合飼料（EXます1号および2号、日本農産）を給餌率3.5%で与えた。

45日間の飼育後、2012年6月1, 3, 5日に流速付加群と対照群について、逃避測定法に従い各群15個体の突進速度と巡航速度を測定した。遊泳速度の測定後、サケ稚魚を麻酔し尾叉長と体重を測定した。さらに、対照群の左腹鰓と流速付加群の右腹鰓を切除して標識を施し、被食試験に用いた。

被食試験には水深40 cmに設定した500 L 角型FRP水槽（外寸690 × 1490 × 580 mm）を用いた (Fig. 1 A)。FRP水槽の中央部には約70cmの流木に水色のマーキングテープ（長さ約30cm）を多数打ち付けたサケ稚魚の隠れ場所 (Fig. 1 B) を設置した。麻酔から覚醒した標識魚が遊泳していることを確認した後、対照群と流速付加群各15個体を同時にFRP水槽に収容し、約20時間馴致した。馴致後、道東支場で飼育したアメマス3個体を捕食魚としてFRP水槽へ投入し、被食試験を開始した。試験開始1, 3,

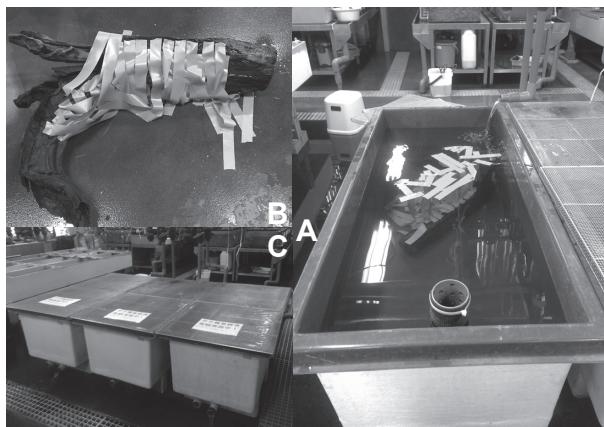


Fig.1 Equipment used for the predation test for chum salmon fry. (A) The tank is constructed of FRP (690 x 1490 x 580 mm). (B) Object set up in the tank as hiding places for fry. (C) Three water tanks for the predation test.

8時間後に目視でサケ稚魚の尾数を確認し、生残率が50%を下回った時点で試験を終了した。試験時間は最大で24時間とした。被食試験の終了後、捕食されなかったサケ稚魚の魚体測定と標識の確認を行い、各群の被食率（捕食尾数／収容尾数×100）を求めた。なお、試験に用いたアメマスの尾叉長はそれぞれ17.5 cm, 19.5 cm, 14.9 cmであった。

2. 絶食が被食に及ぼす影響 2013年の4月と5月の2回、絶食群と給餌群の遊泳速度測定と被食試験を行った。1回目の試験は、2012年9月に標津川で採卵されたサケ受精卵から得た稚魚を用いた。同年11月に道東支場の浮上槽に収容し、翌年1月に浮上した稚魚をアトキンス式水槽で飼育用水を掛け流して飼育した。給餌は、市販のサケ用配合飼料（EXます1号および2号、日本農産）を給餌率3.5%で与えた。稚魚の平均尾叉長が約5.5 cm、平均体重が約1.5 gに達した2013年3月19日から絶食試験を開始した。まず、アトキンス式水槽に稚魚を約400尾ずつ分収し、一方は継続して給餌率3.5%で給餌飼育し（給餌群）、他方は給餌を止め絶食群として、それぞれ20日間飼育した。次に、絶食20日目の2013年4月8日に逃避測定法で給餌群と絶食群各12個体の突進速度と巡航速度を撮影後、サケ稚魚を麻酔して尾叉長と体重を測定した。その後、給餌群の右腹鰓と絶食群の左腹鰓を切除し、翌4月9日には既述の方法で被食試験を行った。同様に、2回目の試験は2012年12月に標津川で採卵されたサケ受精卵から得た稚魚を用いて行った。2013年5月1日に稚魚を約1,000尾ずつアトキンス水槽2本に分収し、一方を給餌群、他方を絶食群とした。絶食開始後15日目の2013年5月15日に遊泳速度測定と被食試験を行った。なお、被食試験は1回目と2回目ともに実験水槽を各3セットずつ作成して行った（Fig.1 C）。

3. 魚油添加飼料の給餌が絶食時の被食に与える影響

前述の2013年10月に採卵されたサケ受精卵から得た稚魚を用いて、対照群と魚油添加群の絶食後の遊泳速度測定と被食試験を行った。各群ともに浮上後40日目（両群とも、平均尾叉長5.1 cm、平均体重1.2 g）の2014年3月11日から絶食させ、絶食後7, 14, 21, 30日目の計4回、逃避測定法による突進速度と巡航速度の測定、および被食試験を行った。実験方法はいずれも既述と同様とし、遊泳速度の測定はそれぞれ各群20個体ずつ行った。また、被食試験は1回につき水槽3セットを用い、各水槽へのアメマス投入数を1尾とした。使用したアメマスの尾叉長は、21 cm, 31 cm, 47.5 cmであった。

統計解析 実験1の流速付加群と対照群、実験2の絶食群と給餌群、実験3の魚油添加群と対照群の尾叉長、体重、遊泳速度の平均値の差は、ウェルチのt検定で検定した。また、それぞれの被食試験における被食率の差は、マンテル・ヘンツエル法で検定した。

結 果

魚油添加飼料がサケ稚魚の遊泳力の発達に与える影響
浮上後4日目のサケ稚魚は平均尾叉長3.6 cm、平均体重0.34 gで肥満度は7.2であった。浮上後42日目には、対照群の体サイズは5.3 cm, 1.4 g、肥満度9.2、魚油添加群は5.2 cm,

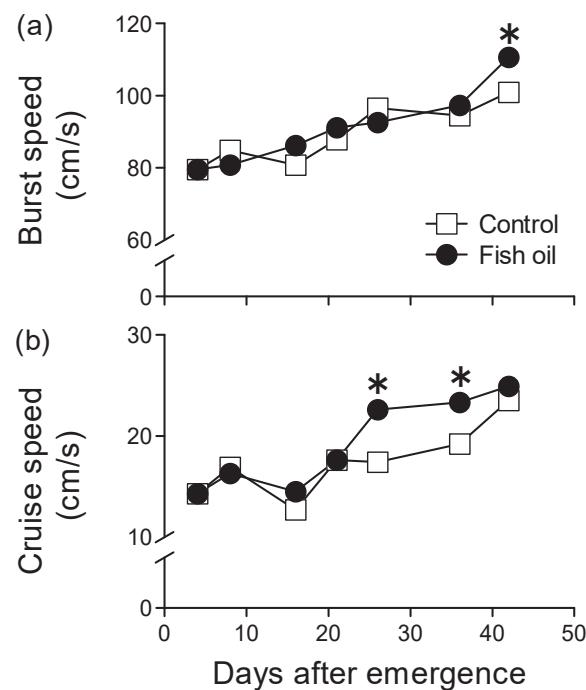


Fig.2 Development of (a) burst, and (b) cruise swimming speeds in the control (open square) and fish oil supplemented (solid circle) groups. Asterisks indicate significant differences (Welch's t-test, $P < 0.05$).

Table 1 Comparison of mean fork length, body weight, and condition factor between the fish oil supplemented group and the control group. There was no statistically significant difference in any of the values between both groups (Welch's *t*-test, $P > 0.05$).

Days after emergence	Group	Mean fork length (cm)	Mean body weight (g)	Mean condition factor
4	Initial	3.60 ± 0.11	0.34 ± 0.04	7.20 ± 0.54
8	Control	3.77 ± 0.13	0.38 ± 0.07	7.11 ± 0.73
	Fish oil	3.78 ± 0.09	0.40 ± 0.03	7.43 ± 0.52
16	Control	4.12 ± 0.11	0.56 ± 0.05	8.01 ± 0.40
	Fish oil	4.14 ± 0.11	0.55 ± 0.07	7.71 ± 0.51
21	Control	4.33 ± 0.15	0.69 ± 0.08	8.47 ± 0.63
	Fish oil	4.33 ± 0.17	0.67 ± 0.08	8.19 ± 0.36
26	Control	4.52 ± 0.20	0.74 ± 0.09	7.95 ± 0.34
	Fish oil	4.50 ± 0.13	0.71 ± 0.09	7.75 ± 0.63
36	Control	5.01 ± 0.16	1.12 ± 0.10	8.91 ± 0.36
	Fish oil	5.01 ± 0.21	1.12 ± 0.12	8.88 ± 0.55
42	Control	5.34 ± 0.19	1.41 ± 0.17	9.20 ± 0.48
	Fish oil	5.18 ± 0.21	1.26 ± 0.20	9.01 ± 0.65

1.3 g, 肥満度9.0となった (Table 1)。尾叉長, 体重, 肥満度には対照群と魚油添加群で有意差は認められなかった (ウェルチの*t*検定, $P > 0.05$)。飼育期間中の遊泳速度の変化をFig.2に示した。浮上後4日目の突進速度は, 79.5 cm/秒であった。その後, 浮上後8日目から36日目まで両群とも突進速度は大きくなり90 cm/秒を超えたが, 両群間で有意差は認められなかった。浮上後42日目に対照群で100.9 cm/秒, 魚油添加群で110.6 cm/秒と魚油添加群で約10%高くなり, この時点で有意差が認められた ($P < 0.05$)。巡航速度は, 浮上後4日目には14 cm/秒であった。その後, 浮上後21日目 (尾叉長4.3 cm) までは両群とも17~18 cm/秒で差は無かったが, 尾叉長4.5 cmを超えた浮上後26日目と36日目には魚油添加群で有意に大きくなかった ($P < 0.05$)。浮上後42日目には, 対照群の巡航速度も大きくなり, 有意差は認められなくなった。

被食試験によるサケ稚魚の食われやすさに関わる要因の検証

1.流速付加飼育が被食に及ぼす影響 浮上後45日間の飼育後, 対照群は尾叉長5.7 cm, 体重1.7 g, 肥満度9.2まで

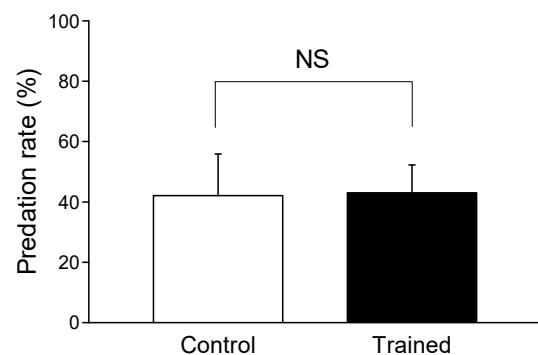


Fig.3 Predation rates between trained and untrained chum salmon fry in a tank with white-spotted charr. No statistically significant difference was found (Mantel-Haenszel test, $P > 0.05$).

成長した (Table 2)。一方, 流速付加群は, 尾叉長5.6 cm, 体重1.5 g, 肥満度8.7であった。対照群と流速付加群で尾叉長に有意差はなかったが, 体重と肥満度は流速付加群で有意に小さかった ($P < 0.05$)。突進速度は対照群で90 cm/秒, 流速付加群で84 cm/秒, 巡航速度はそれぞれ15 cm/秒, 13 cm/秒で, 突進速度と巡航速度の平均値はいずれも流速付加群で小さかったが, 有意差は認められなかった ($P > 0.05$)。被食試験の結果は, 対照群の被食率が42.1 ± 13.8%, 流速付加群は43.0 ± 9.2%で (Fig.3), 有意な差は認められなかった (マンテル・ヘンツェル法, $P > 0.05$)。

2.絶食が被食に及ぼす影響 純餌群と絶食群の体サイズと遊泳速度の測定結果をTable 3に示した。4月に実施した1回目の絶食試験後には, 純餌群の尾叉長は6.4 cm, 絶食群は5.7 cm, 体重と肥満度はそれぞれ2.5 gと1.3 g, 9.2と6.8であった。5月に実施した2回目の絶食試験後では, 純餌群の尾叉長は5.0 cm, 絶食群は4.7 cmであった。体重は純餌群で1.0 g, 絶食群で0.7 g, 肥満度はそれぞれ7.8と6.5であった。2回の絶食試験後の体サイズは, いずれも絶食群で有意に小さかった (ウェルチの検定, $P < 0.05$)。遊泳速度のうち突進速度は, 1回目の試験では純餌群で114.9 cm/s (体長比17.8 FL/s), 絶食群では97.4 cm/s (体長比17.1 FL/s) であった。2回目の試験では, 純餌群で100.7 cm/s (体長比20.1 FL/s), 絶食群では82.2 cm/s (体

Table 2 Comparison of mean body size and swimming speed of chum salmon fry in exercise training and non-training groups. Asterisks and bold italics indicate statistically significant differences (Welch's *t*-test, $P < 0.05$).

Date	Group	Mean fork length (cm)	Mean body weight (g)	Mean condition factor	Burst speed		Cruise speed	
					cm/s	FL/s	cm/s	FL/s
Jun. 2012	Control	5.70 ± 0.35	1.72 ± 0.35	9.21 ± 0.85	90.3 ± 22.5	15.9 ± 4.0	14.6 ± 6.3	2.6 ± 1.1
	Trained	5.58 ± 0.28	* 1.52 ± 0.24	* 8.67 ± 0.64	84.3 ± 23.8	15.1 ± 4.1	13.2 ± 4.9	2.4 ± 0.9

Table 3 Mean body size and swimming speeds of chum salmon fry for each fasted experiment. Asterisk and bold italics indicate Welch's *t*-test statistical significance ($P < 0.05$).

Date	Group	Mean	Mean	Mean	Burst speed		Cruise speed	
		fork length	body weight	condition factor	cm/s	FL/s	cm/s	FL/s
Apr. 2013	Fed	<i>6.41 ± 0.42</i>	<i>2.45 ± 0.49</i>	<i>9.19 ± 0.71</i>	<i>114.9 ± 19.4</i>	<i>17.8 ± 2.8</i>	<i>9.9 ± 5.1</i>	<i>4.6 ± 1.8</i>
	Fasted	<i>* 5.70 ± 0.44</i>	<i>* 1.30 ± 0.37</i>	<i>* 6.81 ± 0.54</i>	<i>* 97.4 ± 15.9</i>	<i>17.1 ± 2.6</i>	<i>* 4.0 ± 2.2</i>	<i>* 3.5 ± 0.9</i>
May, 2013	Fed	<i>4.99 ± 0.30</i>	<i>0.98 ± 0.17</i>	<i>7.83 ± 0.75</i>	<i>100.7 ± 20.8</i>	<i>20.1 ± 3.6</i>	<i>16.9 ± 7.5</i>	<i>3.4 ± 1.4</i>
	Fasted	<i>* 4.65 ± 0.29</i>	<i>* 0.66 ± 0.14</i>	<i>* 6.48 ± 0.58</i>	<i>* 82.2 ± 20.9</i>	<i>* 17.7 ± 4.4</i>	<i>* 13.6 ± 4.9</i>	<i>* 2.9 ± 1.1</i>

長比17.7 FL/s) であった。巡航速度は、1回目の試験では給餌群で9.9 cm/s(体長比4.6 FL/s), 絶食群では4.0 cm/s(体長比3.5 FL/s) であった。2回目の試験では、給餌群で16.9 cm/s(体長比3.4 FL/s), 絶食群で13.6 cm/s(体長比2.9 FL/s) であった。突進速度と巡航速度の平均値は、いずれも給餌群に比べ絶食群で小さく、1回目の試験の突進速度(体長比 FL/s)を除き、すべてに有意差が認められた(ウェルチの検定, $P < 0.05$)。被食試験の結果は、1回目の給餌群の平均被食率が8.3%, 絶食群が29.2%であった(Fig.3)。2回目の被食試験においても、給餌群の平均被食率19.9%に対して絶食群では41.7%と、絶食群で有意に高かった(マンテル・ヘンツエル法, $P < 0.05$)。

3. 魚油添加飼料の給餌が絶食時の被食に与える影響
市販の配合飼料を給餌した対照群と、魚油添加配合飼料を給餌した魚油添加群を、それぞれ30日間絶食させた結果、両群ともに尾叉長・体重・肥満度が低下した(Table 4)。絶食7, 14, 21および30日の対照群と魚油添加群間で体サイズに関する測定項目を比較したところ、いずれも有意差は認められなかった。突進速度は、対照群に比べて魚油添加群で平均値が高い傾向があり、絶

Table 4 Changes in body size of the fish oil supplemented group and the control group during the fasting test. There were no significant differences in fork length, body weight, and condition factor between the two groups (Welch's *t*-test, $P > 0.05$).

Days after fasting	Group	Mean fork length (cm)	Mean body weight (g)	Mean condition factor
0	Control	5.34 ± 0.19	1.41 ± 0.17	9.20 ± 0.48
	Fish oil	5.18 ± 0.21	1.26 ± 0.20	9.01 ± 0.65
7	Control	5.13 ± 0.17	1.02 ± 0.11	7.48 ± 0.36
	Fish oil	5.14 ± 0.32	1.00 ± 0.17	7.35 ± 0.68
14	Control	5.18 ± 0.27	0.99 ± 0.17	7.03 ± 0.53
	Fish oil	5.13 ± 0.28	0.96 ± 0.15	7.02 ± 0.42
21	Control	5.21 ± 0.25	0.95 ± 0.16	6.74 ± 0.88
	Fish oil	5.08 ± 0.36	0.91 ± 0.21	6.81 ± 0.47
30	Control	5.10 ± 0.33	0.86 ± 0.18	6.36 ± 0.40
	Fish oil	5.08 ± 0.30	0.85 ± 0.16	6.44 ± 0.47

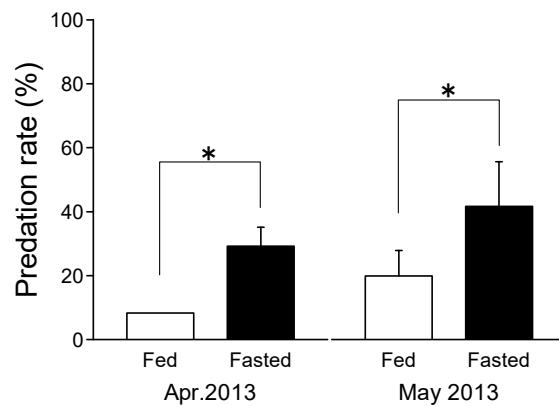


Fig.4 Predation rates between fed and fasted chum salmon fry in a tank with white-spotted charr. Asterisk indicate statistical significance (Mantel-Haenszel test, $P < 0.05$).

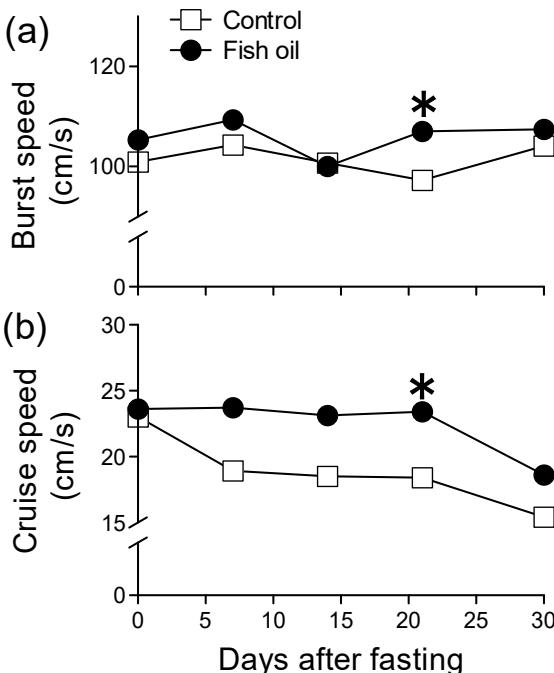


Fig.5 (a) burst and (b) cruise speeds of the fish oil supplemented (solid circle) and control (open square) groups during the fasting test. Asterisks indicate a significant difference between the two groups (Welch's *t*-test, $P < 0.05$).

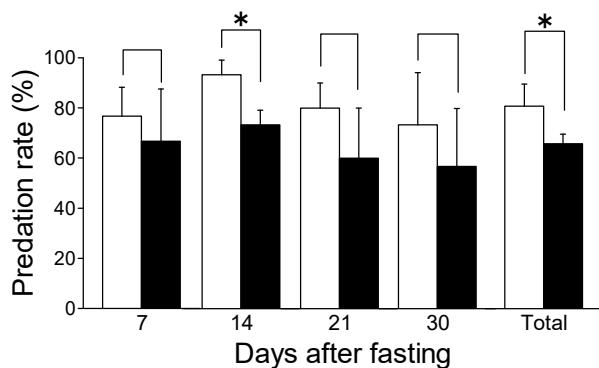


Fig. 6 Comparison of the predation rate between the fish oil supplemented group (solid bar) and the control group (open bar) during the fasting. Asterisks indicate a significant difference between the two groups (Mantel-Haenszel test, $P < 0.05$).

食21日目では魚油添加群が有意に高かった (Fig. 5)。両群ともに突進速度が絶食に伴って低下する傾向は見られなかった。一方、巡航速度は対照群で絶食7日目にかけて低下した。その後は安定したものの、30日目にはさらに低下した。魚油添加群の巡航速度は21日目まで低下が見られなかったが、30日目には低下した。巡航速度の平均値はいずれの測定回でも対照群に比べて魚油添加群で常に高く、絶食21日目には有意差が認められた。絶食7, 14, 21, 30日に被食試験を行ったところ、対照群と魚油添加群の被食率は、それぞれ絶食7日目が76.7%と66.7%、絶食14日目が93.3%と73.3%、絶食21日目が80.0%と60.0%、絶食30日目が73.3%と56.7%で、いずれも魚油添加群で被食率が低く、14日目には有意差が認められた (Fig. 6)。4回の被食試験での平均被食率は対照群が80.8%、魚油添加群が65.8%で、魚油添加群の被食率が有意に低かった。

考 察

浮上後4日目から42日目までの間、サケ稚魚に市販の配合飼料と魚油添加飼料の給餌を行い、遊泳力の発達に与える影響を検証した。魚油添加群では、尾叉長が4.3 cm となった浮上後26日目以降に巡航速度が顕著に向上了。本研究で用いた逃避測定法では、巡航速度を「2回目の音刺激後（稚魚収容後20秒経過後）の10秒間の平均遊泳速度 (cm/s)」と定義している。サケ稚魚の単位時間当たりの移動量（運動活性）が大きいと巡航速度が高くなりやすいことから、魚油添加飼料の給餌がサケ稚魚の運動活性を向上させたといえるかも知れない。増殖事業の現場担当者からは、魚油添加によってサケ稚魚の動きが良くなるとの声も聞かれ、魚油添加によるサケ稚魚の運動活性向上の効果を定量化出来たと考えられる。一方、サ

ケを含めサケ科魚類では魚油の添加による成長率・給餌効率の向上が報告されている (Watanabe and Takeuchi, 1976; 酒本・大橋, 2012)。しかし、本研究では尾叉長・体重・肥満度の体サイズを示す項目には両群間で差が認められず、魚油添加による成長への効果は確認できなかった。酒本・大橋 (2012) は、配合飼料への魚油添加量について外割7%（脂質含量で12%）が最適と述べており、本研究の外割3%では成長への効果が小さかったのかも知れない。今後、遊泳力の発達や成長への効果など目的にあわせた最適な添加量を検討していく必要がある。

本研究では3つの被食試験によって、サケ稚魚の食われやすさに関わる要因を検討した。その結果、1) 体長と遊泳速度に差が無ければ被食率にも差が無い、2) 絶食によって体サイズが相対的に小型化し、遊泳速度が低いと被食率は高い、3) 魚油添加飼料の給餌が絶食時の遊泳速度の低下を軽減し、被食率も低いことが示された。1つ目の流速付加飼育試験では、結果として、対照群と流速付加群の間で遊泳速度に差が認められず、流速付加飼育によって遊泳力を向上させることはできなかった。この理由として、実験中にサケ稚魚が流速の速い場所を避けて比較的緩慢な部分に滞泳している様子が観察されたことから、使用した水中ポンプの能力に限界があり、充分なトレーニング効果が得られなかつた可能性が考えられる。しかし、本試験の結果は、体長と遊泳力に差が無ければ被食率にも差がないことを示しており、遊泳力向上効果の可能性を否定するものではないと考えられる。これまで、いくつかの増養殖対象魚種において流速付加飼育（エクササイズトレーニング）が試みられており、適切な流速を与えることで放流後の生残率や飼育中の成長率・餌料効率に向上効果のあることが確認されている (Davison, 1997)。

絶食による被食への影響を検証した2つめの試験では、20日間の絶食によって給餌群に比べて絶食群の体サイズ・突進速度・巡航速度が有意に低下した。また、被食試験の結果においても、給餌群に比べて絶食群で被食率が有意に高く、体サイズと遊泳速度が小さいと捕食されやすいことが示された。浮上後間もないギンザケ稚魚を用いた被食試験では、小型の稚魚は突進速度が小さく捕食されやすいため (Taylor and McPhail, 1985) が指摘されている。また、海中生け簀を用いたギンザケによるサケ稚魚の被食試験では、小型のサケ稚魚が選択的に捕食されるとともに、ギンザケのサイズによって捕食されるサケ稚魚のサイズが変化することも指摘されている (Hargreaves and LeBrasseur, 1986)。その他にも、野外調査において河川や沿岸域でサイズ選択的な被食を示す研究事例がいくつかあり (Duffy and Beauchamp, 2008;

Hasegawa *et al.*, 2021), 捕食されやすさは体サイズとそれに関連した遊泳力が関わっていると考えられる。さらに、サクラマス稚魚においても、捕食・被食関係は体サイズとの関係性が重要であり (Miyamoto and Araki, 2017), 放流する際には、放流場所に生息する捕食魚のサイズを考慮して放流魚の体サイズを決めるべきとの指摘 (Miyamoto and Araki, 2017) があり、放流魚の被食減耗を軽減する上で興味深い。

3つめの魚油添加飼料の給餌効果を調べた試験では、栄養状態の悪化によって遊泳速度が低下することが示された。絶食後の巡航速度は、両群で体サイズに差が無かつたにもかかわらず、対象群では顕著に低下する一方、魚油添加群では低下の度合いが小さかった。また、絶食後に行った被食試験では、対照群に比べて魚油添加群で被食率が低く、このことから、魚油添加飼料の給餌が絶食時の遊泳速度の低下を軽減し、被食回避につながったと考えられる。沿岸域で海鳥に捕食されるタイヘイヨウサケ類の稚魚を観察した結果では、体サイズだけでなく、状態の悪い個体が選択的に捕食されるコンディション選択的な捕食が指摘されている (Tucker *et al.*, 2016)。これまで、野外において栄養状態が悪化したサケ稚魚が魚類に選択的に捕食された観察例はない。しかし、魚油を含めた油脂添加は魚体中への脂質蓄積量を増加させる (村井ら, 1983; 酒本・大橋, 2012; Misaka *et al.*, 2014) ことから、魚油添加が栄養状態の低下を軽減し被食率を低減させる可能性がある。

本研究の結果は、浮上後に魚油添加飼料を給餌することで、サケ稚魚の遊泳力が向上するとともに、放流後、サケ稚魚の餌料環境が悪化した場合にも遊泳速度の低下を軽減し、被食減耗を低減できる可能性を示している。今後は、増殖事業の現場で標識放流を行い、魚油添加による被食軽減の効果を実証する必要がある。

謝 辞

本研究を行うにあたり、サケ授精卵を提供していただいた一般社団法人根室管内さけ・ます増殖事業協会および職員の方々に感謝いたします。

引用文献

Akiyama T, Nose T. Changes in body weight, condition factor and body composition of fingerling chum salmon with various sizes during starvation. *Bull. Natl. Res. Inst. Aquaculture* 1980; 1: 71-78.

Davison W. The effects of exercise training on teleost fish, a

review of recent literature. *Comp Biochem Physiol A* 1997; 117: 67-75.

Duffy EJ, Beauchamp DA. Seasonal patterns of predation on juvenile Pacific Salmon by anadromous cutthroat trout in Puget Sound. *Trans. Am. Fish. Soc.* 2008; 137: 165-181.

Fresh KL, Schroder SL. Influence of the abundance, size, and yolk reserves of juvenile chum salmon (*Oncorhynchus keta*) on predation by freshwater fishes in a small coastal stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1987; 44: 236-243.

Hargreaves NB, LeBrasseur RJ. Size selectivity of coho (*Oncorhynchus kisutch*) preying on juvenile chum salmon (*O. keta*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1986; 43: 581-586.

Hasegawa K, Honda K, Yoshiyama T, Suzuki K, Fukui S. Small biased body size of salmon fry preyed upon by piscivorous fish in riverine and marine habitats. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 4 January 2021 <https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0339>

長谷川 功, 大熊一正, 大貫 努. 河川におけるサケとサクラマスの稚魚の定位点選択. 日本水産学会誌2011; 77: 1095-1097.

Hasegawa K, Takahashi S. Microscale environments along the seaward migration route of stocked chum salmon fry. *Trans. Am. Fish. Soc.* 2013; 142: 1232-1237.

疋田豊彦, 亀山四郎, 小林明弘, 佐藤行孝. 西別川に於けるニジマスの生物学的調査. 特に害魚の食性に就いて. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1959; 14: 91-121.

帰山雅秀, 佐藤愁一. 十勝川におけるサケ稚魚の成長と食性に関する調査Ⅲ. 1977年, 稚魚の降海移動期と成長および摂餌活動との関係. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1979; 33: 47-73.

Kasugai K, Torao M, Nagata M, Irvine JR. The relationship between migration speed and release date for chum salmon *Oncorhynchus keta* fry exiting a 110-km northern Japanese river. *Fish. Sci.* 2013; 79: 569-577.

Kawamura H, Kudo S. Seabird predation on juvenile chum salmon. *N. Pac. Anadr. Fish Comm. Tech. Rep.* 2000; 2: 9-10.

小林哲夫, 原田滋. 西別川におけるサケ・マスの生態調査III. サケ稚魚の食性と餌料生物相について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1968; 22: 15-35.

小林哲夫, 原田滋, 阿部進一. 西別川におけるサケ・マスの生態調査I. サケ稚魚の降海移動並びに成長について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1965; 19:

- 1-10.
- 小林哲夫, 石川嘉郎. サケ稚魚の生態調査-VIII. 千歳川, 石狩川のサケ稚魚の生長と食性について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1964; 18: 7-15.
- 久保達郎. 各種河川魚の鮭鱒稚魚食害に就て. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1946; 1: 51-55.
- 真山 紘, 関 二郎, 清水幾太郎. 石狩川産サケの生態調査II. 1980年及び1981年春放流稚魚の降海移動と沿岸帶での分布回遊. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1983; 37: 1-22.
- 宮腰靖之, 安藤大成, 藤原 真, 隼野寛史, 永田光博. 網走川におけるサケ稚魚の降河移動. 北海道水産試験場研究報告 2012; 82: 19-26.
- 宮腰靖之, 永田光博, 安藤大成, 藤原 真, 青山智哉. 北海道東部網走沿岸におけるサケおよびカラフトマス稚魚の魚類捕食者. 北海道水産試験場研究報告 2013; 83: 41-44.
- Miyamoto K, Araki H. Differentiated predation risk on hatchery-reared juvenile masu salmon by white-spotted charr with different body sizes. *Fish. Sci.* 2017; 83: 245-250.
- Misaka N, Mizuno S, Ando D, Koyama T, Teranishi T, Koide N. Effects of cottonseed oil in diets on growth, feed efficiency and health parameters of chum salmon *Oncorhynchus keta* fry. *Sci. Rep. Hokkaido Fish. Res. Inst.* 2014; 85: 25-32.
- 水野伸也, 三坂尚行. 5.サケ稚魚の種苗性評価. 「根室南部沿岸調査(H19-22)結果報告書」(社)根室管内さけ・ます増殖事業協会, 標津町. 2012; 106-108.
- 村井武四, 平澤康弘, 秋山敏男, 能勢健嗣. 種々の飼料で飼育したシロザケ稚魚の海水中での絶食に対する抵抗性. 養殖研究所研究報告 1983; 4: 79-86.
- Nagasaki K. Fish and seabird predation on juvenile chum salmon (*Oncorhynchus keta*) in Japanese coastal waters, and an evaluation of the impact. *N. Pac. Anadr. Fish Comm. Bull.* 1998; 1: 480-495.
- 長澤和也, 帰山雅秀. 日本沿岸水域における魚類と海鳥類によるサケ幼稚魚の捕食. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1995; 49: 41-53.
- Plaut I. Critical swimming speed: its ecological relevance. *Comp. Biochem. Physiol. A* 2001; 131: 41-50.
- 酒本秀一, 大橋勝彦. シロザケ飼料の魚油添加効果-3. *New Food Industry* 2012; 54: 41-49.
- 佐野誠三, 小林哲夫. さけ稚魚の生態調査(2) 標識放流試験に於けるさけ稚魚の移動と成長について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1953; 8: 71-79.
- Scheel D, Hough KR. Salmon fry predation by seabirds near an Alaskan hatchery. *Mar. Eco. Prog. Ser.* 1997; 156: 35-48.
- 清水智仁, 伴 真俊, 宮内康行, 梅田勝博, 中尾勝哉, 藤井 真, 真山 紘. 千歳川を降河するふ化場産および野生産サケ稚魚の栄養状態. *水産技術* 2016; 8: 89-94.
- Sturdevant MV, Sigler MF, Orsi JA. Sablefish predation on juvenile pacific salmon in the coastal marine waters of southeast Alaska in 1999. *Trans. Am. Fish. Soc.* 2009; 138: 675-691.
- 鷹見達也, 青山智哉. 北日本の沿岸におけるアメマスによるサケ幼稚魚の捕食. 北海道立水産孵化場研究報告 1997; 51: 57-61.
- 鷹見達也, 長澤和也. 河川におけるアメマスによるサケ稚魚およびサクラマス幼魚の捕食. 北海道立水産孵化場研究報告 1996; 50: 45-47.
- Taylor EB, McPhail JD. Burst swimming and size-related predation of newly emerged coho salmon *Oncorhynchus kisutch*. *Trans. Am. Fish. Soc.* 1985; 114: 546-551.
- 虎尾 充, 竹内勝巳, 佐々木義隆, 春日井潔, 村上豊, 永田光博. 当幌川におけるカラフトマス放流魚と野生魚の降河生態. 北海道立水産孵化場研究報告 2010; 64: 7-15.
- 虎尾 充, 宮本真人, 小林美樹. 逃避行動を利用したサケ稚魚遊泳速度の簡易測定法. 北海道水産試験場研究報告 2020; 98: 1-10.
- Tucker S, Hipfner JM, Trudel M. Size-and condition-dependent predation: a seabird disproportionately targets substandard individual juvenile salmon. *Ecology* 2016; 97: 461-471.
- ト部浩一. 十勝川水系札内川における二次流路の環境特性. 北海道立水産試験場報告 2015; 88: 33-42.
- Watanabe T, Takeuchi T. Evaluation of pollock liver oil as a supplement to diets for rainbow trout. *Nippon Suisan Gakkaishi* 1976; 42: 893-906.
- Wood CC. Predation of Juvenile Pacific Salmon by the Common Merganser (*Mergus merganser*) on Eastern Vancouver Island. I: Predation during the Seaward Migration. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1987; 44: 941-949.

安価なタイムラプスカメラを用いた中間育成中のホタテガイ稚貝の行動観察（技術報告）

夏池真史¹, 金森 誠¹, 山崎千登勢², 西田芳則³, 本家一彦⁴

¹北海道立総合研究機構函館水産試験場

²北海道立総合研究機構網走水産試験場

³北海道立総合研究機構中央水産試験場

⁴北海道水産林務部

A case study of behavioral observation of interim cultured scallops using a low-priced time-lapse camera (Technical report)

MASAFUMI NATSUIKE¹, MAKOTO KANAMORI¹, CHITOSE YAMAZAKI², YOSHINORI NISHIDA³ and KAZUHIKO HONKE⁴

¹ Hakodate Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, *Hakodate, Hokkaido 040-0051, Japan*

² Abashiri Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, *Abashiri, Hokkaido 099-3119*

³ Central Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, *Yoichi, Hokkaido 046-8555*

⁴ Department of Fisheries and Forestry, Hokkaido Government, *Sapporo, Hokkaido 060-8588*

キーワード：ホタテガイ, タイムラプス撮影, 本分散, 丸籠

タイムラプス撮影は、インターバル撮影や微速度撮影とも呼ばれ、通常の動画撮影よりも長い撮影間隔で撮影した画像をつないで動画にすることを意図した撮影方法で、例えば星空や植物の成長など長時間の変化を高速度で捉える際に用いられる映像表現である（小迫, 2015）。近年では、スマートフォンやデジタルカメラなどにタイムラプス撮影機能が搭載され、またタイムラプス撮影に特化したデジタルカメラが市販されるなど、身近な撮影手法の一つとなっている。タイムラプス撮影は映像表現としてだけでなく、通常の動画撮影と比較して撮影期間に対する画像取得枚数が少なくなるため、記憶容量や電気使用量を抑えつつ、長期間の連続的な変化を捉えることができるという利点がある。水産学の研究においても、古くから海洋生物などの行動観察に用いられており、近年では陸上使用を前提とした安価なタイムラプスカメラを用いて水産生物の野外での行動を長期間撮影する研究例が増えている（例えば、塩澤ら, 2019; Takahashi *et al.*, 2019; 山下, 2020）。他方、このようなタイムラプスカメラを水中で使用するための防水耐圧容器（ハウジング）

は量販されていないため、特注に近い市販品を購入するか自作する必要がある。これまでに塩ビ管やアクリル板などの安価な市販品を用いたハウジングの作成方法がインターネットで紹介されており（<https://www.instructables.com/Underwater-Housing-for-miniDV/> および <http://feis.fra.affrc.go.jp/seika/tayousei/fishdiv/housing.html> (2021.1.5)），これらのハウジングの使用例も報告されている（Bergshoeff *et al.*, 2017；山下, 2020）。しかしながら、後述の通りホタテガイの中間育成に用いられる養殖籠内の限定期に収容した上で実用的な撮影を行うためには、より小型化したハウジングや広角レンズでの撮影などの改良が必要と考えられた。

北海道ではオホーツク海における地まき栽培や噴火湾における垂下式養殖などの方法によるホタテガイの増養殖が盛んである。これらホタテガイの増養殖には、日本海沿岸や噴火湾等で春に採苗された後、約1年間中間育成された稚貝が用いられる。噴火湾では、中間育成後の稚貝の死亡率と変形貝率の増加（成育不良）がしばしば発生すること、稚貝の成育不良が発生した世代は、本養成

後の成貝の生残率が著しく低下する, いわゆるへい死が発生することが指摘されている (馬場, 2011; 金森, 2019)。ホタテガイ稚貝における成育不良の要因の一つとして, 室内実験や環境条件から養殖籠の振動が成育に悪影響を及ぼしている可能性が指摘されている (森ら, 1974; 金森, 2019)。しかし, 天然環境において中間育成中に稚貝の成育不良が生じるメカニズムについては解明されていない。筆者らは, 稚貝の成育不良の原因解明に資るために, 市販のタイムラプスカメラを用いて養殖籠で中間育成されるホタテガイ稚貝を半連続的に観察したので, この観察方法を報告するとともに, 得られた画像から環境の変化に対する稚貝の行動に関して若干の考察を試みた。

試料及び方法

タイムラプス撮影機材 本研究では, 比較的廉価であり乾電池のみを電力として撮影条件次第で1か月以上の長期間タイムラプス撮影が可能であること, 比較的小型(幅64 mm, 高さ106 mm, 奥行き46 mm)であるため漁具などへの取り付けが容易であること, 水中生物の観察事例がすでに報告されていることから (例えば, Takahashi *et al.*, 2019; 塩澤ら, 2019; 山下, 2020), Brinno社製のタイムラプスカメラ (TLC200Pro) を撮影に使用した。本研究ではホタテガイの中間育成に用いられる丸籠内に取り付けるため, できるだけ小型のハウジングを作成することを目指した。そこで, これまでに公表されている作成方法を参考にしつつ, 低コストでサイズや加工方法を細かく指定できるアクリル部品 (<https://www.hazaiya.co.jp/index.html> (2021.1.5)) を利用してハウジングを作成した。ハウジングに必要な部品の仕様や工具とハウジングの組立手順について付録1~4にまとめた。工具を含む作成に必要な部品は, 1台のハウジング当たり20000円程度で購入可能である。作成したハウジングは, 水深30 mに15分間沈下させても漏水などのトラブルはなかった。このハウジング (高さ15.5 cmフタを除く本体の直径7.6 cmの円筒) にタイムラプスカメラを収容した。本報告では養殖籠内でのホタテガイ稚貝の挙動を把握するために, 直径50 cmの円形の養殖籠 (いわゆる丸籠) の底面全体を約40 cm上方から撮影することを目指した。このとき, カメラに付属のレンズ ($f = 19$ mm, 画角112°) では, 篠全体を観察できる視野が確保できないため, より広角なレンズが必要であった (スペック上の画角は大気中で使用されることを前提とした値であり, 水中使用の場合, 屈折の影響で画角はより小さくなる)。しかし, 同社のオプション品である広角レンズは比較的高価であり, かつ要

求される画角を確保出来なかつたため, 市販の広角レンズに付け替えた。TLC200ProではレンズマウントとしてCSマウントが採用されている。CSマウントでは市販レンズのバリエーションが少ないため, CS-M12マウント変換アダプターを用いてM12マウントの広角レンズ ($f = 1.39$ mm) を装着した。M12マウントは, 監視カメラや工業用カメラの規格として頻繁に利用されるため, 様々な広角レンズが比較的安価に市販されており, レンズ, マウントアダプター, ナットはインターネット販売等で購入可能である (例えば<https://www.tu-han.net/camera11.html> (2021.1.5))。撮影には, 広角レンズを付け替えて焦点を合わせたタイムラプスカメラ6台を用いた。撮影時間を12時00分~12時15分, 撮影間隔を10秒, 10 FPS, 露光条件として水中における光量の減衰を考慮してtwilightを選択し, 他は規定値のままにして撮影を開始した。この状態でハウジング内に収納・固定し, 海中で中性浮力となるように鉛の錘を加えてフタをした (図1-1, 付録3)。これで1台のカメラで, 1日に約90枚の連続画像を得ることができる。

カメラを取り付けた中間育成用丸籠と養殖条件 噴火湾における養殖ホタテガイの中間育成では, 主に仮分散と本分散と呼ばれる2回の選別作業が行われる。仮分散は, 春に採苗した稚貝を夏に選別して座布団籠と呼ばれる育成籠に収容する作業であり, その後, 数ヶ月育成した稚貝を, さらに成長に応じて秋季に選別して新たな養殖籠に収容する作業を本分散と呼ぶ (嶋田ら, 2000)。本分散した稚貝の収容には, 主に丸籠が用いられる。丸籠は各段の底面のフレームと側面のロープによって1段の高さ20 cm, 直径50 cmの円筒状に整形され, 目合約6 mm (2分) のポリエチレン製の網で覆われており, これが10段連続している (図1-2)。本研究では, この丸籠1段全体の観察を目指した。アクリル容器でハウジングしたタイムラプスカメラを結束バンドで, 丸籠の1, 4, 7段目の中段部のフレームに固定した (図1-3)。それぞれのカメラは, 2段下の3, 6, 9段目の籠の底面全体を視野に収めて観察できる。また, カメラと稚貝の間の網地と十字に補強されたフレームは, 視野を遮るために取り外した。籠の最下段に籠を安定させるため1 kgの鉛錘を取り付けた。2020年9月11日に, 同年春季に採苗して中間育成した稚貝を, 目合約4分5厘 (13.6 mm) のふるいで選別した上で, カメラ付きの丸籠の3, 6, 9段目にそれぞれ70, 50, 30個体収容した。収容した稚貝の殻長は 18.0 ± 1.51 mm (平均±標準偏差, $n = 92$) であった。この籠を2本立てで用意した。噴火湾の湾奥部に位置する八雲漁港の沖約2.7 kmの養殖施設 (水深約17 m, 北緯42度15分26秒, 東経140度19分10秒) にこの籠を垂下した。籠を水深約3 mに張

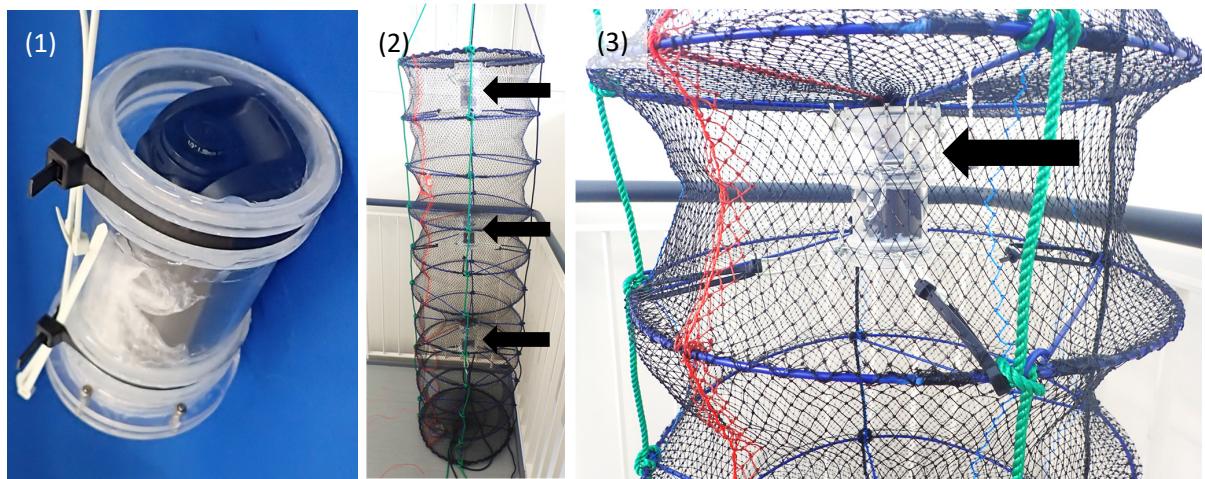


図1 自作したハウジングに収容したタイムラプスカメラ（1）およびこのハウジングを取り付けたホタテガイ中間育成用の丸籠全体（2）と一部の拡大写真（3）。矢印は、籠中のハウジングを示す。

られた幹綱から、長さ約2 mのロープで垂下した。この時のカメラの垂下深度は、おおむね5~7 mになる。2020年9月11日に垂下して撮影を開始し、9月28日までの18日間、撮影した。

画像解析 連続撮影された画像は、撮影日ごとにAVI方式の動画ファイルとして保存される。プログラミング言語Pythonで動作する画像処理ソフト（OpenCV）を用い、動画ファイルからコマ単位でjpeg形式の画像ファイルを取り出した。各画像ファイルを目視で確認してホタテガイ稚貝を判別するとともに、籠内での分布や移動などの様態を観察した。さらに、プログラミング言語Pythonで動作するソフト（labelme; Wada, 2016）を用いて、1台のカメラから得られる約90枚の連続画像のうち（図2-1）、最初と最後の2枚の画像に含まれるホタテガイ領域を手動で指定し（図2-2）、OpenCVを用いて指定したホタテガイ領域に占める画素（ピクセル）数を計測した。撮影期間中の気象データ（全天日射量、日降水量、日最大風速・風向）を気象庁ホームページ（<https://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php> (2021.1.5)）より入手した。降水量、風速・風向については、養殖地点に最も近い八雲のデータを、測定地点が限られる全天日射量のみ室蘭のデータを利用した。

結果および考察

画像取得 6台のカメラによる18日間の撮影で、電池切れやハウジングの漏水などのトラブルなく、すべてのカメラで撮影を完了し、合計9,686枚の画像を取得した（図2-1）。得られた画像は視野内に稚貝を収容した段全体を収め、真上から見下ろした状態で観察可能であった。1日1台当たり連続撮影される画像の枚数は89~90枚と若

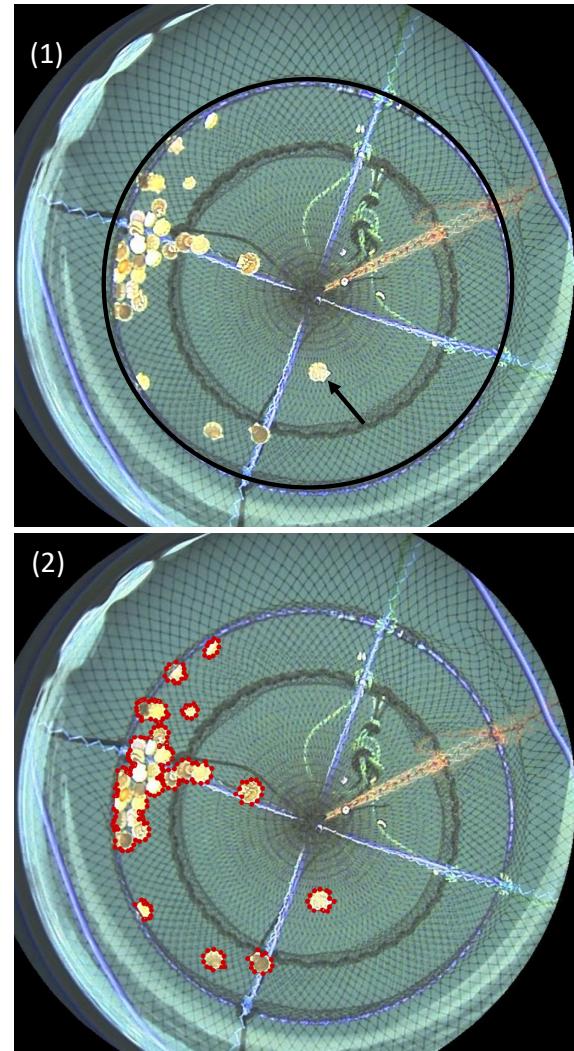


図2 丸籠内の中間育成中のホタテガイの連続写真の例（1）、および同じ写真から手動でホタテガイの周囲を囲った時の写真（2）。1の黒丸枠は稚貝が収容された籠の底面を、矢印は撮影されたホタテガイの稚貝を示す。

干の差があったが、これはシャッタースピードなど撮影に際し生じる微少な時間差の積み重ねによるものと考えられた。全期間を通して、3日間（9月13, 14, 25日）でホタテガイを認識できない画像があった。特に9月13日にはすべてのカメラで観察可能な画像が得られなかつた。9月13日の天候は曇で、晴天時の半分程度の日射量しかなかつたことに加え、撮影前までの24時間に30 mmを超える降雨があった（図3）。9月13日と同程度の日射量にも関わらず問題なく稚貝を撮影できる日があったこと（例えば9月12日や9月23日）、撮影地点が噴火湾に流入する河川で最大の流量を有する遊楽部川の河口に近いことを考慮すると、光量の不足に加えて出水や時化に伴う濁度の増加によって明瞭な像が得られなかつたと考えられる。なお、より大きい光量を確保するために、事前にカメラの向きを天地逆（下向きではなく上向き）にして籠底面を下方から観察可能か検討したが、逆光の影響が強く物体をほぼ認識できないため稚貝の観察には適さないと判断した。水中撮影に際して、日光の影響が大きいことは、同じタイムラプスカメラを用いた水中生物の観察においても言及されており（山下, 2020），同様の撮影を実施する場合、光環境やそれに応じた撮影条件をよく検討すべきである。また、観察を開始して2週間が経過した頃から、ハウジング表面の付着生物が画像に映り込むようになった。同様の撮影にあたっては電池の残量やデータ容量とともに、付着生物の影響を考慮して撮影期間を検討すべきである。これらを除外した稚貝を十分に観測できる画像は約8,900枚であり、籠全体に分布する大きさ20 mm程度のホタテガイ稚貝をタイムラプス撮影可能であることを確認した。

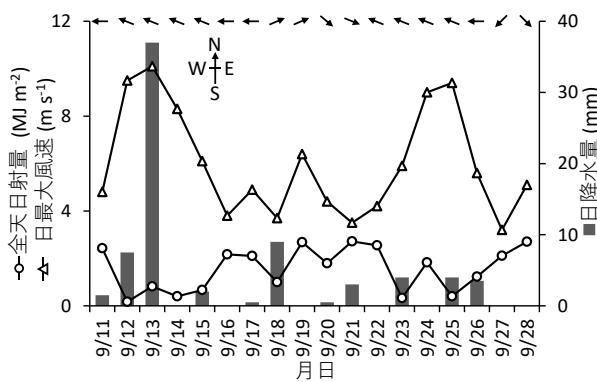


図3 タイムラプス撮影を試みた期間（2020年9月11日から9月28日）の室蘭における12時から13時までの1時間当たりの全天日射量、八雲における日降水量および日最大風速、および最大風速時の風向（矢印）。データは気象庁ホームページ（<https://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php> (2021.1.5) より入手した。

画像解析 稚貝を囲んだ領域の画素数を目的変数、養殖日数を説明変数として直線回帰したときに、収容枚数と連の異なるすべての試験区において正の相関があった（図4）。本研究では、撮影後も中間育成を継続したため、カメラ観察終了後の稚貝サイズを把握できなかつたが、ホタテガイ領域の画素数が育成期間に伴つて増加した要因はホタテガイの成長による可能性が高い。また、各試験区の収容枚数を説明変数、上述の回帰直線のy軸切片（養殖開始日に想定される稚貝の領域面積）を目的変数として直線回帰した場合、強い正の相関 ($r = 0.98$, $n = 6$) がみられ、ホタテガイ領域画素数は収容枚数に比例することもわかつた。そのため、これらのパラメーターを用いれば、撮影画素数から中間育成中の稚貝の成長を容易に推測できる可能性がある。ホタテの成長と画素数の関係を明確にすることは画像解析を有効に活用する上で、今後必要な課題となるであろう。また、試験期間中、ホタテガイ領域画素数は、養殖日数とともに増加する傾向があつた一方で、すべての試験区で概ね同じ時期に急減する場合があつた（例えば9月12～14日および9月23日～25日、図4）。この期間の画像を確認すると、籠内の稚貝同志の重なりやフレームの外周部に密集する等、分布の変化が認められた。併せて、稚貝の分布の変化がみられた期間中、噴火湾では湾口方向から吹送する風速が強まっており（図3）、一定以上の時化による振動が稚貝の籠内に及んでいたと推察される。養殖施設の振動が、籠養殖されているホタテガイの成長や生残に悪影響を及ぼすことは過去の研究でも示唆されており（森ら, 1974；金

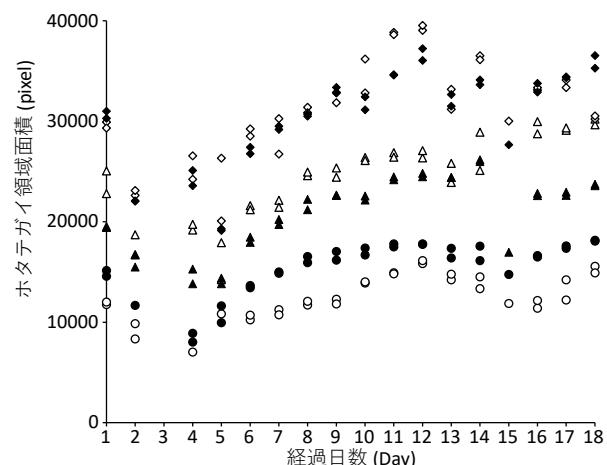


図4 経過日数とホタテガイ収容枚数ごとのホタテガイ領域面積（ピクセル）の関係。収容個体数は30個体（○●）、50個体（△▲）、70個体（◇◆）の3通りあり、白抜きと黒塗りつぶしは、それぞれ同じ連の結果を示す。各試験区における養殖日数と領域面積の相関係数は $0.60 - 0.83$ ($p < 0.01$) の範囲であった。

森, 2019), タイムラプス撮影による稚貝の行動観察が, 稚貝のストレスを把握する上で効果的であると考えられる。また, 同じ日の最初と最後のホタテ領域画素数の差が大きい場合があり, 撮影時間内で短期的な稚貝の分布の変化(移動頻度)には日間差がある可能性がある。このように, より詳細な連続画像の解析によって稚貝が受けた物理ストレスを評価できる可能性がある。しかし, 本研究において手動で囲った画像の数は, 得られた全画像(約10,000枚)に対して200枚程度でしかなく, 手動での解析には限界があった。例えば, 本研究のように手動でホタテガイ領域を囲う作業には, 画像1枚当たり平均して10分程度を要し, 約200枚の画像を囲うだけで, のべ30時間以上の時間が必要であった。取得された約10,000枚の画像に対して, すべて手動で同様の作業を行うと仮定すると, 1,700時間という膨大な時間が必要となる。タイムラプス撮影では容易に膨大な情報が得られる反面, 人力によるデータ処理に多大な労力が必要であることは他の研究でも指摘されており(山下, 2020), 今後, 得られた画像データを有効に活用するためには, 深層学習によるホタテガイ領域の自動認識プログラムの開発など作業の大幅な自動化が必須であろう。

本研究では, 安価なタイムラプスカメラを用いて中間育成中のホタテガイ稚貝の行動観察を試み, 収容枚数の異なる試験区におけるホタテガイ稚貝の18日間の連続画像の取得に成功した。このように安価なカメラを用いることは, 限られた予算の中でより多くの試験区や精度の高い結果を得る上で意義深いと思われる。実際に, 得られた画像を解析した結果, ホタテガイの成長や環境変化に応じた行動の変化が示唆される数値データを取得することができ, 本手法が中間育成中のホタテガイの行動観察に有用であると考えられた。他方, 膨大な画像データから有効なデータを得るには, 画像解析手法の自動化などの技術開発が求められる。

謝 辞

八雲町漁業協同組合ならびに同組合の阿チ谷大輔氏に, 現場調査にご協力頂いたことを御礼申し上げる。画像解析に関して熊本大学工学部の戸田真志教授および日新電子工業株式会社の夏池由紀氏に助言を賜った。現地調査に際し, 渡島総合振興局渡島地区水産技術普及指導所ならびに渡島北部地区水産技術普及指導所所属の皆様, 北海道立総合研究機構稚内水産試験場の佐藤政俊氏, 同函館水産試験場の北川雅彦氏ならびに渡野邊雅道氏に協力を賜った。

引用文献

- 馬場勝寿. 噴火湾養殖ホタテガイのへい死要因. 試験研究は今 2011;695: <https://www.hro.or.jp/list/fisheries/marine/o7u1kr0000001f27.html>
- Bergshoeff JA, Zargarpour N, Legge G, Favaro B. How to build a low-cost underwater camera housing for aquatic research. *FACETS* 2017; 2: 150–159.
- 金森誠. 噴火湾養殖ホタテガイのへい死年の気象・海洋環境について. 試験研究は今 2019; 888: <https://www.hro.or.jp/list/fisheries/marine/work1/ima888.html>
- 小迫裕之. タイムラプス/微速度撮影. 映像情報メディア学会誌 2015; 69: 658–664.
- 森勝義, 菅原義雄, 小畠一臣. 三陸沿岸における養殖ホタテガイの大量へい死に関する研究 – I 貧栄養, 貧栄養+振動の両実験条件下で発生する斃死について. 魚病研究 1974; 9: 10–18.
- 嶋田宏, 西田芳則, 伊藤義三, 水島敏博. 噴火湾八雲沿岸における養殖ホタテガイの成長, 生残と漁場環境要因の関係. 北海道立水産試験場研究報告. 2000; 58: 49–62.
- 塩澤舞香, 塩出大輔, 秋山清二, 胡夫祥, 東海正, 平井良夫. 中層・底層定置網の海亀脱出装置から漁獲対象種は逸出するのか?. 日本水産学会誌 2019; 85: 173–175.
- Takahashi C, Karama KS, Masumi S, Uchida J, Hirose M, Matsushita Y. A Comparison of Remotely Operated Vehicle (ROV) and Time Lapse Camera Techniques for Investigating Fish Fauna Around an Anchored Fish Aggregating Device (aFAD). *Fisheries Engineering* 2019; 56: 75–83.
- Wada K. labelme: Image Polygonal Annotation with Python. 2016: <https://github.com/wkentaro/labelme>
- 山下泰司. タイムラプスカメラによる水中画像を用いた石組み魚道における遡上魚の確認. 岡山県農林水産総合研究センター水産研究所研究報告 2020; 35: 33–37.

付録1 カメラハウジング組立に必要なオーダーメイドアクリル部品の仕様。

カメラハウジングの組立に必要なアクリル部品の仕様

名称	付録中のアルファベット	直径 (mm)	厚さ (mm)	加工	必要数量
円板	a	96	4	タップ穴開け: 6分割, 中心からの距離43 mm, タップ穴規格M3	1
円板	b	96	3	穴開け: 中心からの距離76 mm タップ穴開け: 6分割, 中心からの距離43 mm, タップ穴規格M3	1
円板	c	61.5	4		1
円板	d	67	3		1
パイプ	e	76 (外径)	4		1
円板	f	96	6	穴開け: 中心からの距離76 mm 穴開け: 6分割, 中心からの距離43 mm, 穴直径3 mm	1
円板 (透明)	g	76	5		1
円板	h	86	4	穴開け: 中央部の直径76 mm	4*

カメラハウジングの組立に必要なその他の部品

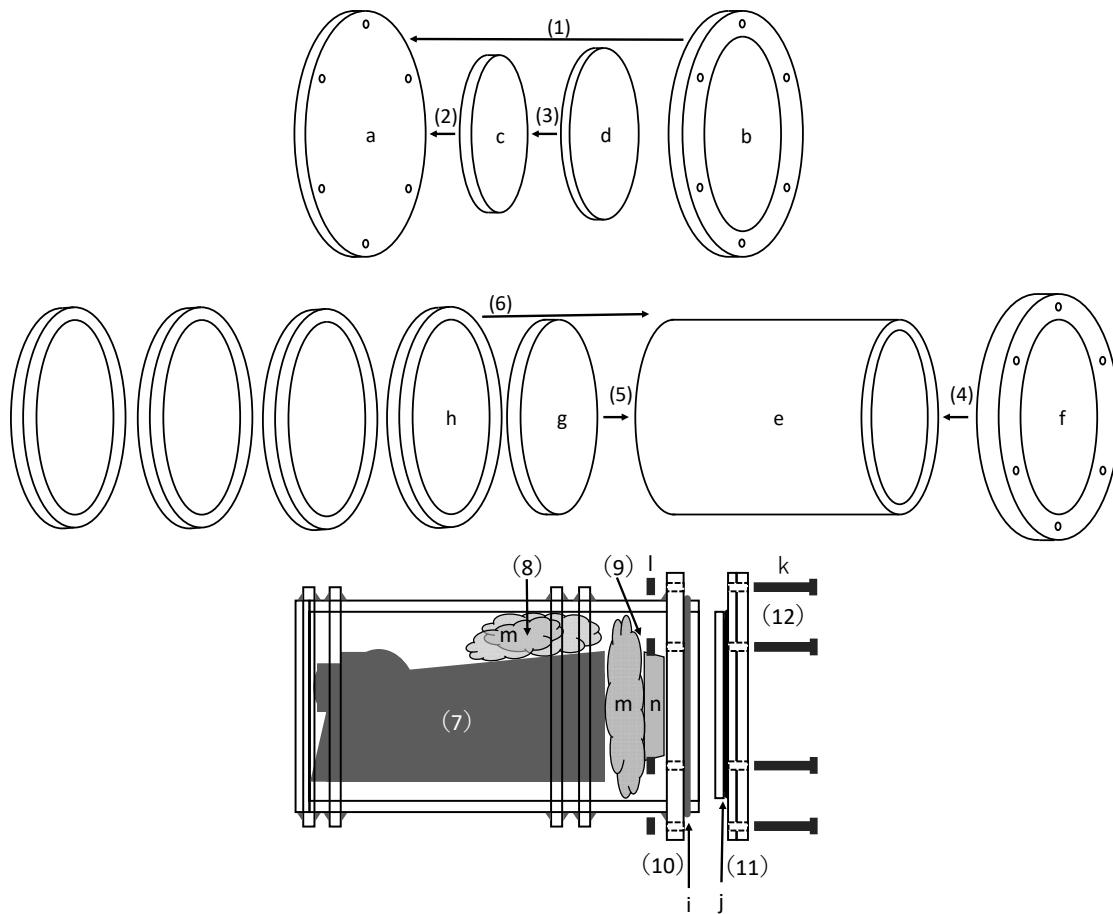
名称	付録中のアルファベット	規格	サイズ	必要数量
シリコンゴム 製Oリング	i	AS568-150	線径2.62 mm, 内径72.69 mm	1
ニトリルゴム 製Oリング	j	AS568-229	線径3.53 mm, 内径59.92 mm	1
ステンレス製 六角ボルト	k	M3	長さ20 mm	6
ステンレス製 六角ナット	l	M3		6
気泡緩衝材	m			適量
錘	n			約270 g

*ハウジングの固定に有用

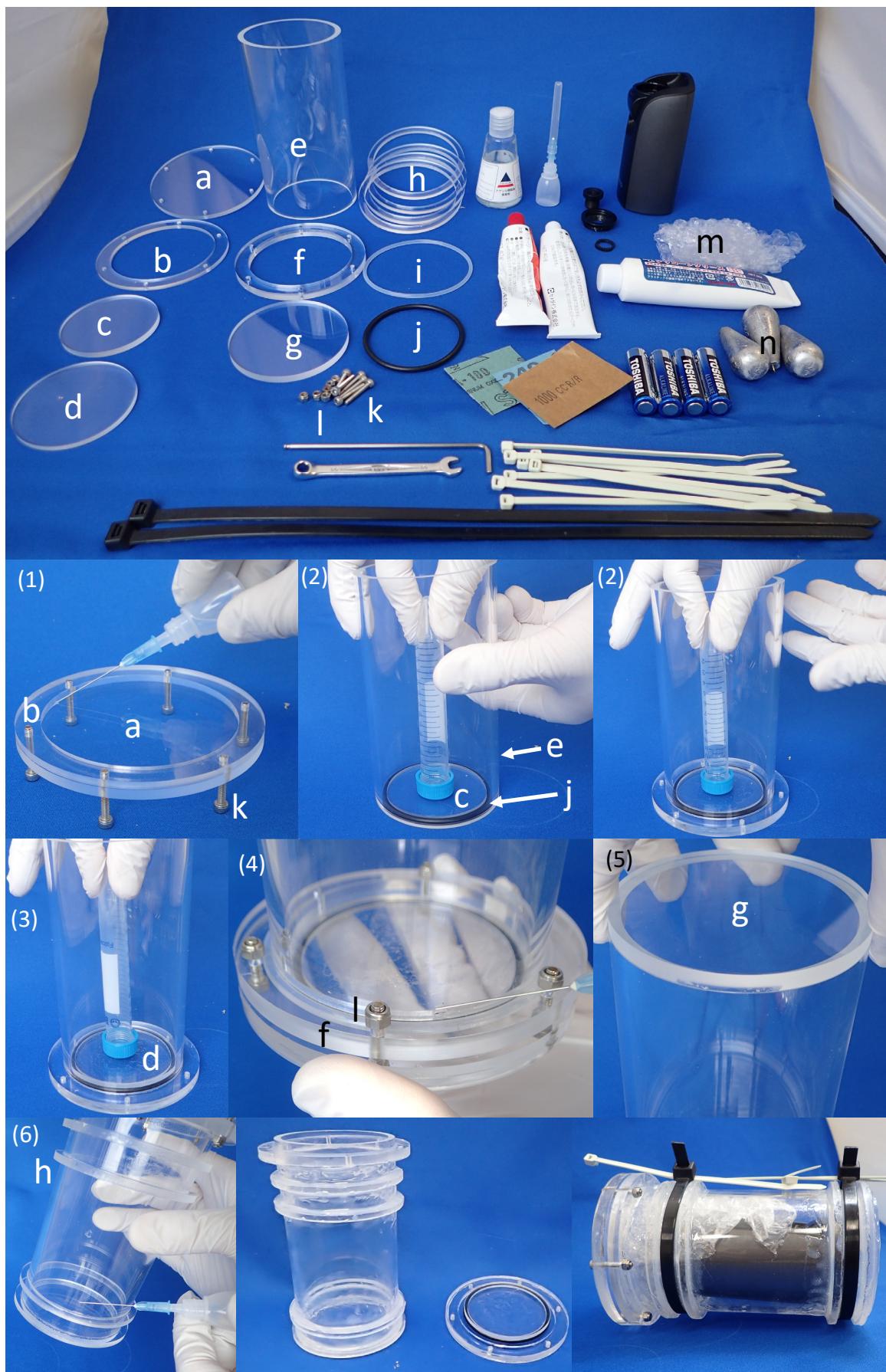
付録2 カメラハウジングの組立および使用の手順。

順番 組立手順

- (1) aとbを接着する。接着の前に、六角ナット(k)をタップ穴に締め込んで、位置を決めておくと作業しやすい。
- (2) aのbが接着された側とcを中心を合わせて接着する。接着の前に、cの外周にニトリルゴム製Oリング(j)を装着した上で、eにはめ込んだ上で、aと接着すると容易に中心が決まる。
- (3) dとcを中心を合わせて接着する。できあがったものがハウジングのフタになる。
- (4) eの端より5 mm程度内側にfを接着する。接着の前に、fにシリコン製Oリング(i)を噛ました上で、fとeを六角ボルト(k)とナット(l)で仮組みして、fの接着位置を決定する。
- (5) fがある反対の面のeとgを接着する。
- (6) eとhを接着する。ハウジングを固定するために必要であれば行う。



付録3 カメラハウジングの組立（上側）および使用（下側）の手順図。図中のの数字とアルファベットは、付録1と2と対応している。



付録4 カメラハウジングの組立と本研究で用いたタイムラプスカメラ (TLC200Pro, Brinno) を使用するためには必要な部品とカメラハウジング組立の各手順の作業写真。写真中の数字とアルファベットは、付録1と2と対応している。

資源低水準期の北海道日本海におけるスケトウダラの成長と成熟 (資料)

星野 昇^{*1}, 本間隆之², 美坂 正²

¹北海道立総合研究機構,

²北海道立総合研究機構釧路水産試験場

Growth and maturity of walleye pollock in the Sea of Japan off Hokkaido in the lower level period of stock size (Note)

NOBORU HOSHINO^{*1}, TAKAYUKI HONMA² and TADASHI MISAKA²

¹ Hokkaido Research Organization, Sapporo, Hokkaido, 060-0819,

² Hokkaido Research Organization, Kushiro Fisheries Research Institute, Kushiro, Hokkaido, 085-0027, Japan

キーワード：耳石, スケトウダラ, 成熟, 日本海, 年齢と成長

日本海におけるスケトウダラ (*Gadus chalcogrammus*) は, 朝鮮半島東岸から山口県沖を南限として北海道, 間宮海峡 (タール海峡) にかけて分布する (志田, 2003)。日本海北部では, 異なる海域で採集された標本群間に形態形質の差異が認められることから (岩田, 1971; Iwata and Hamai, 1972), 複数の地域集団が存在すると考えられている (辻, 1972; Iwata, 1975)。一方で, 標識放流調査の結果や成魚の回遊傾向から大陸側沿岸域と北海道に往来のある可能性が指摘されており (前田ら, 1988; 前田ら, 1989), また, 日本海の中で遺伝的に分化した集団構造も確認されていないため (水野ら, 2000; Canino et al., 2005), 当海域のスケトウダラは総体として日本海北部に分布する一つの資源として捉えられている。

このうち北海道周辺においては, 石狩湾から檜山振興局の沖合に12月頃から翌年2月頃にかけ産卵場が形成される (三宅ら, 2008)。産卵された卵と孵化仔魚は, 海流により北方に移送され一部はオホーツク海に至る (夏目・佐々木, 1995; 板谷ら, 2009)。未成魚は主に武蔵堆周辺や陸棚斜面域に分布し (佐々木・夏目, 1990), 成熟後は産卵海域と沖合の索餌海域とを往来する生活周期となる。当海域では産卵来遊群を主対象に沖合底びき網漁業や刺し網漁業が営まれており, その漁獲量は1990年代前半には10万トンを超えていたが1990年代に著しく減少した。漁獲減は資源量の著しい減少によるものであり, 2000年代以降の漁獲物は2006年に発生した卓越年級群が大半

を占めた。2010年代は2012, 2015, 2016年に比較的資源量の多い年級群が発生し, 2010年代後半から2020年にかけての漁獲物はこれらの年級群で構成されるようになつた (堀本ら, 2020: <http://www.fishexp.hro.or.jp/exp/central/kanri/SigenHyoka/Kokai/> (2021年3月31日))。1997年以降は漁獲可能量制による資源管理が行われ, 資源の回復目標が定められている (水産庁: <https://www.jfa.maff.go.jp/j/suisin/index.html>) (2021年3月31日)。

資源管理では, 資源量や産卵親魚量の推移を評価するために対象資源の年齢と成長・成熟との関係を把握することが必要である。北海道日本海のスケトウダラの年齢と成長との関係については1990年代前半の報告があるが (Kooka, 2012), 資源水準が大きく低下した2000年代以降, 主漁場である積丹半島周辺以北の特徴は明らかでない。そこで筆者らは, 北海道日本海で秋季に行われたトロール調査で採集されたスケトウダラの測定データと耳石標本を用いて, 本資源の資源評価に資する資料として, 年齢と成長・成熟の関係, その経年変化に関する情報を把握した。

試料と方法

スケトウダラ試料の採集と処理 北海道立総合研究機構では, 産卵場に向け10月下旬頃に陸棚周辺に集群するスケトウダラの生態 (前田ら, 1993) に着目し, 每年10月

中・下旬に、檜山振興局沖合から利尻・礼文島周辺に及ぶ海域において、計量魚群探知機と着底トロールを用いて成魚の分布量調査を実施している（三宅ら, 2001）。このうち、採集されたスケトウダラの耳石標本が保管されていた2006～2017年の、岩内湾から利尻・礼文島周辺の水深約100～500 mの海域で採集された標本データとその耳石を供試した。この海域でのトロール調査は2009年までは北海道立総合研究機構所属調査船北洋丸（237トン）とおやしお丸（178トン）の2隻で、2010年以降は北洋丸のみで実施された。トロール網のコッドエンド内張目合は13 mmで、一回の曳網時間はオッターの着底から離底まで30分を目安とし、約3 kntで曳網した。いずれの操業も日中に行われ、曳網回数は年あたり8～15回であった（表1）。なお、2012年は荒天のため調査ができず標本が得られなかった。

採集物は船上において、尾叉長100 mm前後（稚魚標本群）、約150～300 mm（小型標本群）、および300 mm以上（大型標本群）を目安に分け、それぞれに全重量を計量の後、5～10 kg程度を無作為に標本採集し凍結して持ち帰った。解凍後に性別、尾叉長（mm）、体重・内臓除去重量（g）、生殖腺重量（0.1 g）を計測し、標本の一部から耳石を摘出して乾燥状態もしくは樹脂包埋の状態で保管した。なお、0歳魚（稚魚標本群）については、調査船間で採集効率が大きく異なることが経験的に知られ、また、漁獲物の中で圧迫により潰れ標本にできない個体が多い

表1 トロール調査の概要とスケトウダラの標本数

年	標本数	年齢査定数	採集地点数	曳網水深(m)	調査船隻数
2006	1,621	200	13	127 - 432	2
2007	2,131	689	15	202 - 404	2
2008	1,209	301	9	212 - 263	2
2009	742	473	13	200 - 404	2
2010	1,838	1,217	14	169 - 389	1
2011	1,146	799	10	183 - 450	1
2012			未実施		
2013	1,870	722	12	200 - 483	1
2014	1,899	1,002	13	193 - 397	1
2015	1,184	1,077	10	206 - 441	1
2016	1,162	616	8	203 - 400	1
2017	1,348	862	12	150 - 423	1
計	16,150	7,958			

表2 各満年齢時における成長曲線から推定された体長、およびアロメトリー式から推定された体重

	1歳	2歳	3歳	4歳	5歳	6歳	7歳	8歳	9歳	10歳	11歳	12歳以上
雌 尾叉長 (mm)	130	226	298	351	390	419	441	457	469	478	484	489
体重 (g)	17	82	177	281	378	463	533	589	633	667	693	713
雄 尾叉長 (mm)	131	231	298	344	374	394	408	417	424	428	430	432
体重 (g)	14	74	156	235	301	352	388	414	432	445	453	459
雌雄 尾叉長 (mm)	131	226	296	346	383	409	429	443	453	460	466	470
こみ 体重 (g)	16	78	169	268	360	438	501	550	588	617	638	654

3歳以上の体重は産卵親魚の重量を示す

ことから本稿では分析の対象外とした。各年の採集標本数と、耳石が摘出され年齢査定に供した標本の内訳は表1のとおりである。

耳石の処理と年齢査定 スケトウダラの年齢査定は、かつて各国間で査定結果に違いがあったことから、1990年代にいくつかの方法の中から耳石切断面のブレイクバーン法が標準法となった（西村, 1993）。北海道日本海のスケトウダラ調査では、これに準じる方法として黒色テクノビット樹脂（Kulzer社）で耳石を包埋し耳石中心を横断するよう2分割した面を観察している。一方、西村（1993）は8歳以降では不透明帯の形成が不明瞭となり、ブレイクバーン法での識別が困難になることを指摘している。黒色樹脂包埋の切断面観察でも同様に高齢部分の輪紋を確認しにくく、10歳以降では縁辺の輪紋の計数は困難であった。一方で、切断面から切り出した薄片には10歳以降も縁辺に輪紋が周期的に形成され計数が可能であったことから、本研究ではこれら輪紋が年齢であると仮定して薄片法を用いて年齢査定を行った。耳石薄片の作成は概ね高嶋ら（2013）に準じ、10個体分程度の耳石を一度に樹脂包埋し、これをスライドガラスに接着して0.2～0.3 mm程度に研磨した。観察には実体顕微鏡を用い、プレパラート表面の光の乱反射と乾燥を回避するため蒸留水を入れたシャーレに浸漬し黒色背景のもと落射光にて行った。年齢査定は日数を空けて二回行い、二回の結果に違いのある場合はもう一回行って年齢を決定した。

トロール採集物の年齢・体長組成の推定 採集物の年齢・体長組成を調査年ごとに推定した。耳石が採取された標本の年齢は上記の方法で年齢査定し、耳石採取のないデータ群は同年の耳石を用いた年齢査定データからAge-length key (ALK) を作成し、体長組成をALKで年齢に分解した。小型標本群では耳石の採取がなくALKを作成できない年があり、その場合は、体長組成に0～3歳の4年級が含まれると仮定し、各年齢群の尾叉長期待値と標準偏差、および構成率を最尤法で推定した。標本抽出率から採集地点・年ごとの年齢体長組成を推定した。なお、12歳以上の標本数は著しく少なかったので、年齢組

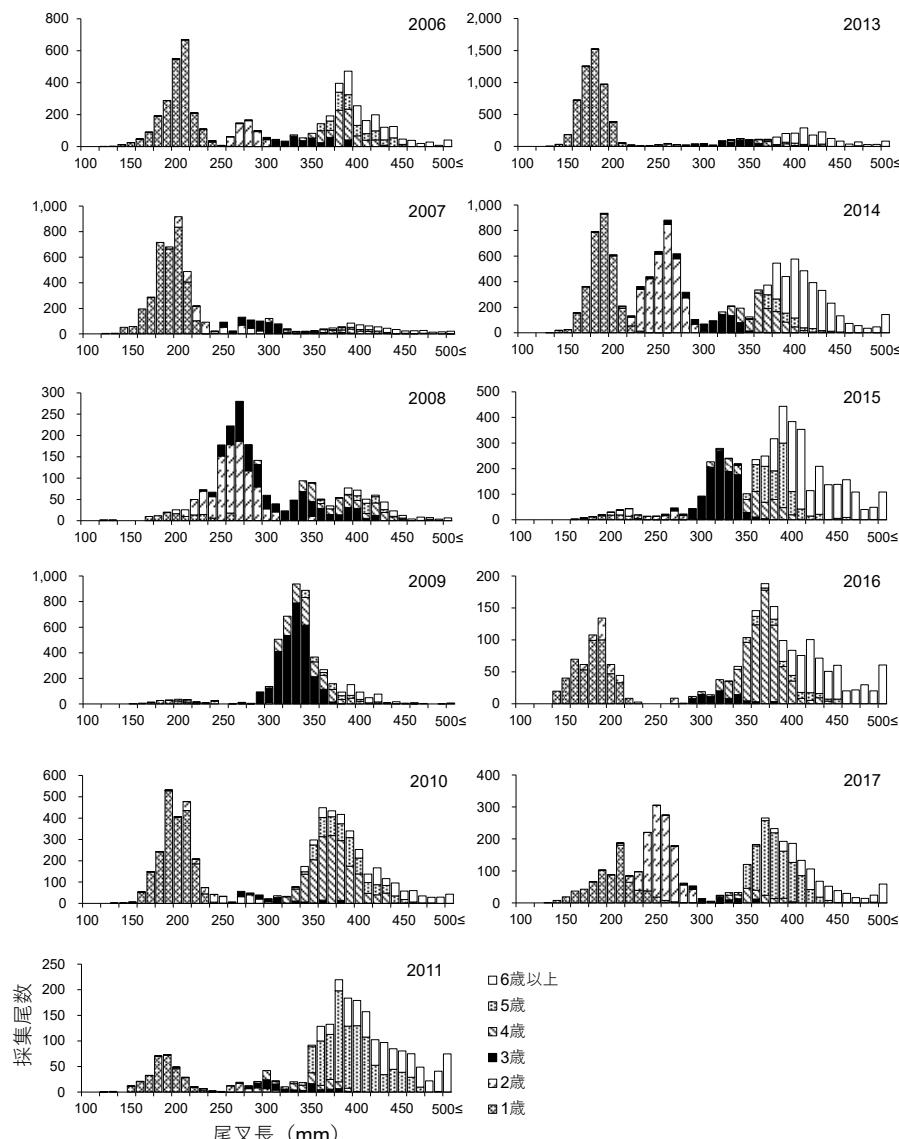


図1 トロール調査で採集されたスケトウダラの各年の年齢・体長組成

成と成長曲線の推定に際しては12歳以上を一つの年齢群にまとめた。

成長曲線と体重の推定 耳石を用いて年齢を決定した標本データに基づき、各年齢の尾叉長の年変動を調べた。また、成長曲線を、成長に雌雄差があること (Kooka, 2012) をふまえ雌雄別に推定した。成長曲線は各年・年齢の平均尾叉長に対し最小二乗法によりBertalanffy式を推定した。年齢起算日を4月1日とし、10月の採集標本であることから各標本の年齢は満年齢に0.5を加算した値で推定した。

各満年齢時の体重を産卵親魚の重量として推定した。産卵場のある岩内湾沖合で延縄によって漁獲されたスケトウダラ成熟親魚のデータ1,183個体を用いて尾叉長 FL (mm)と体重 BW (g)のアロメトリー式を次式のとおり推定した。

$$\text{雌: } BW = 2 \cdot 10^{-5} FL^{2.81} (r^2 = 0.89)$$

$$\text{雄: } BW = 10^{-5} \cdot FL^{2.91} (r^2 = 0.82)$$

$$\text{雌雄こみ: } BW = 10^{-5} \cdot FL^{2.93} (r^2 = 0.88)$$

成長曲線から推定された各満年齢時の尾叉長値を上式に代入し、雌雄別、雌雄こみの体重を求めた。例えば、満5歳の体重は4歳期末の産卵期の産卵親魚体重を示す。なお、岩内湾沖の延縄漁獲物を用いたのは、産卵直前の親魚が対象となっていること、刺し網や底びき網に比べ圧迫による破損が少ないことを考慮した。

成熟割合の推定 耳石を用いて年齢を決定した標本データに基づき、各年齢の成熟割合とGSI（体重に占める生殖腺重量の割合）の経年変化を把握した。GSIが、雌では卵黄形成が始まる2.5以上を、雄では第一次精母細胞以上の成熟段階の精細胞が出現する1.0以上を、その年に産卵する個体とした (尹, 1981; 桜井, 1993)。尾叉長に対

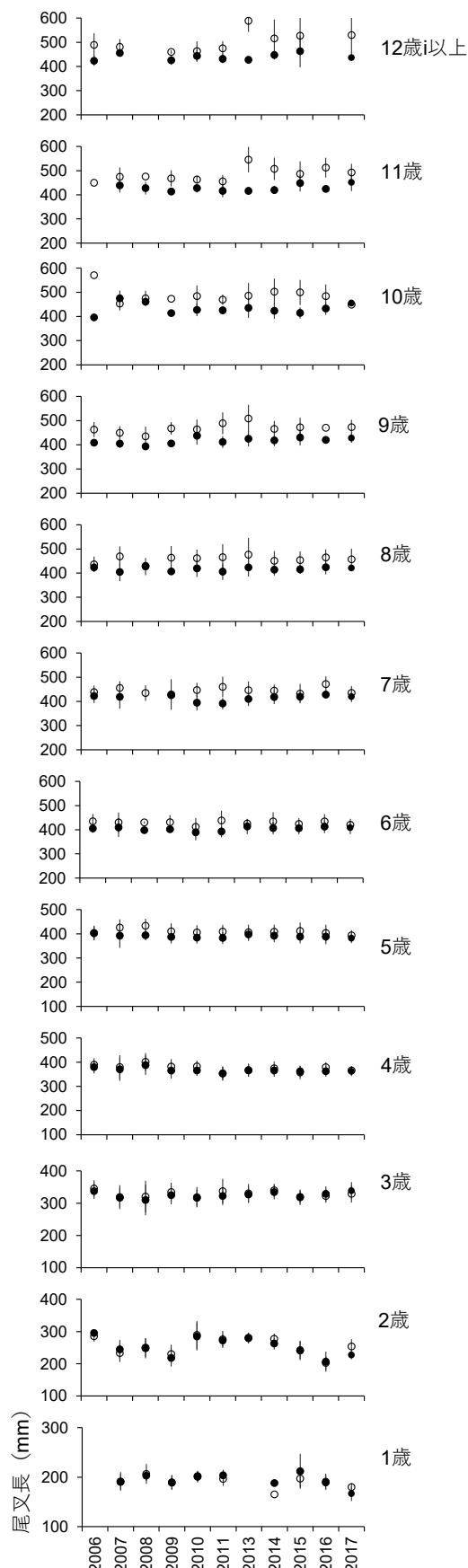


図2 各年齢における体長の経年変化（白丸が雌、黒丸が雄） 垂線は標準偏差を示す

する成熟割合の変化（成熟曲線）をロジスティック回帰分析により雌雄、年ごとに推定し、成熟割合50%に対する尾叉長推定値（50%成熟体長）の経年変化を把握した。なお、成熟の分析に際しては、ほとんどが成熟親魚である6歳以上をひとまとめにした。

成長・成熟と分布水深との関係 採集地点の深度を、トロールの曳網開始と終了時点の深度の平均値とした。期間を通して採集量が多いことにより、各年齢時の採集地点ごとの採集尾数の変化を追うことができる2006年級群と2012年級群について、水深と採集尾数との経年変化を把握した。また、耳石を用いて年齢査定を行った標本データについて、雌雄・年齢ごとに採集水深帯間で尾叉長を比較した。

結果

トロール採集物の年齢・体長組成 耳石を用いて年齢を決定した標本は大半が10歳以下であったが、各年で12歳以上の高齢個体が数個体出現した。最高齢は2014年10月16日に水深380 mの海域で採集された尾叉長430 mmの雌で、21歳と査定した。2006～2017年の体長・年齢組成は、100 mm台後半から200 mm台前半の1歳魚、200 mm台後半の2歳魚、300 mm台前半の3歳魚、そして300 mm台前半より大きな4歳以上で構成されていた（図1）。2006年級群が2007年に1歳で採集されると、以降、2011年まで成長しながら採集物の主体をなした。2013年以降も6歳以上の大半は2006年級群が占めていたが、2013年に2012年級群が1歳で採集されると、2014年以降の採集物には2012年級群が多くなり、2017年には300 mm以上の主体となつた。さらに、2016、2017年には2015、2016年級群が多く採集され、2017年の両群の採集尾数は2012年級群を上回った。

体長の経年変化 1～3歳までの体長に雌雄差はなく ($p>0.05$)、4歳以降では雌が雄より大きかった ($p<0.01$)（図2）。各年齢の雌雄それぞれの体長は同様の傾向で推移しており、2歳を除いて一方向的な経年変化は認められなかった。2歳の体長は2010年に前年から大きく増加して、それ以降は2016年まで低下傾向が認められたが、2017年には再び増加した。

成長曲線と体重の推定 すべての年級群をこみにしたBertalanffy成長曲線を次式のとおり推定した（表2、図3）。

$$\text{雌} : L_t = 502.9(1 - e^{0.30t}) \quad (1)$$

$$\text{雄} : L_t = 436.2(1 - e^{0.40(t-0.10)}) \quad (2)$$

$$\text{雌雄こみ} : L_t = 479.9(1 - e^{0.32t}) \quad (3)$$

L_t は満年齢 t 歳時の尾叉長（mm）を示す。極限長は雌で502.9 mm、雄で436.2 mmと推定され、3～4歳頃まで雌雄

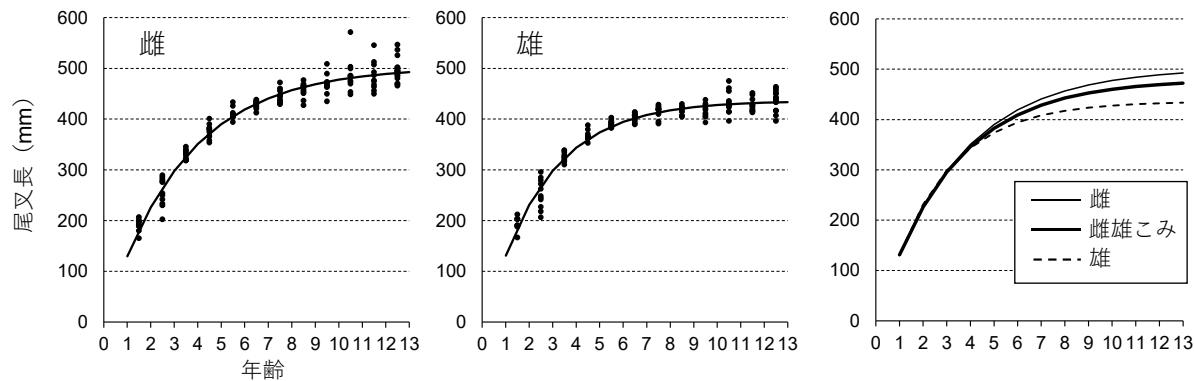


図3 2006～2017年の標本より推定されたスケトウダラのBertalanffy成長曲線

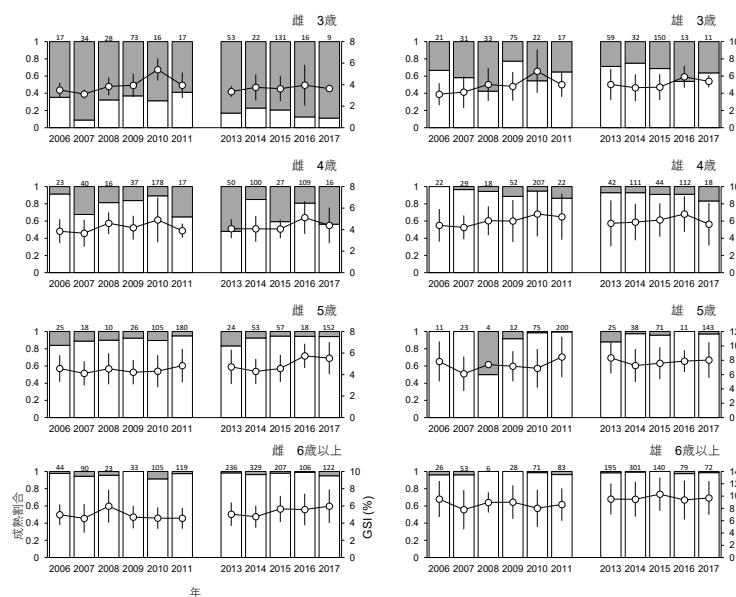


図4 雌雄・年齢ごとの成熟割合（白色棒グラフ：左軸）と生殖腺熟度指数（GSI）（折れ線グラフ：右軸）の経年変化 棒グラフ上の数値は標本数、折れ線グラフの垂線は標準偏差を示す 2012年は調査未実施

の曲線は重なるが、5歳以降に成長が鈍化する過程で雌は雄より鈍化の程度が小さく、加齢とともに雌雄差が拡大する曲線形状であった（図3）。満年齢時、雌雄こみの体重の推定値は5～6歳で300 g台、7～10歳で400 g台、11歳以上が500 g台と推定された（表2）。

成熟割合とGSIの経年変化 成熟割合は、1歳はすべて未熟、2歳は雌雄こみで平均6%であった。3歳は雌で平均25%（9～41%）、雄で平均63%（55～77%）、4歳は雌で平均73%（56～91%）、雄で平均92%（83～96%）であり、年変動が大きかった（図4）。2013年以降の3、4歳の雌の成熟割合は2011年以前と比べて低く推移した。5歳以上は雌雄とも95～99%と大半が成熟個体と推定された。成熟魚のGSIは、3、4歳で2010年にかけ緩やかに増加したが、2011年に減少すると以降は同程度の値で推移した（図4）。なお、雌雄こみの成熟割合は3歳で45%、4歳で83%であ

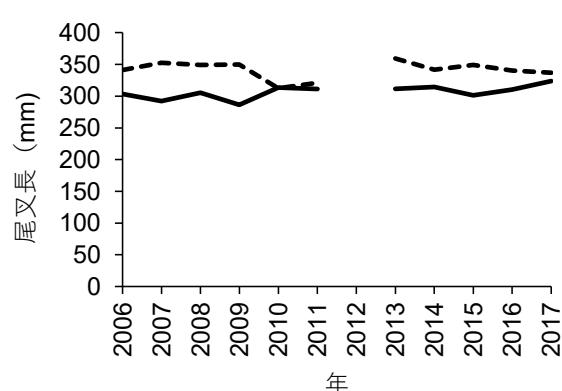


図5 50%成熟体長の経年変化（実線が雄、破線が雌）

った。50%成熟体長は、雌が平均343.0 mm、雄が304.9 mmであり、一方向的な経年変化は認められなかった（図5）。成長・成熟と分布水深との関係 2006、2012年級群につ

いて、採集地点の深度に対する採集尾数をみると(図6)、2006年級群では1~3歳時には250 m前後の水深帯で多く採集され、加齢とともに採集が多い水深が深くなる傾向があった。2012年級群では、1~2歳時は250~350 m深での採集が多く、3歳以降は2006年級群と同様に400 m深でかけて採集が多くなる傾向があった。両群とも1~3歳時には同じ水深帯で著しく多く採集される地点と少ない地点があり、採集が数地点に集中する状況が認められた。

採集水深帯ごとの尾叉長平均値を比較すると、雌2歳と雄3歳の100 m帯を除き、雌雄いずれも2、3歳では水深100~200 m台より300 m以深で採集された標本の方が大きかった(図7)。反対に、オス4歳の100 m帯を除き、4歳以上では300 m以深の採集標本の方が小さく、その傾向は6歳以上でより顕著であった。

各年齢における水深帯と生殖腺重量との間には雌雄と

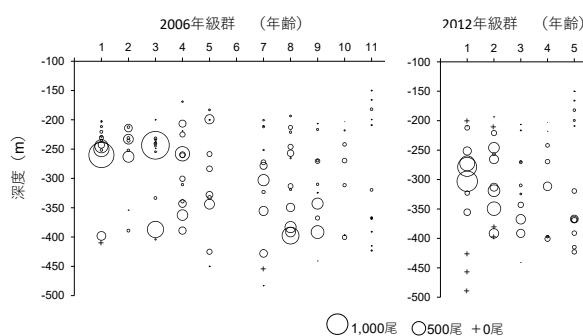


図6 2006, 2012年級群の各年齢時における採集地点の水深と採集尾数との関係 左図：2006年級群 右図：2012年級群

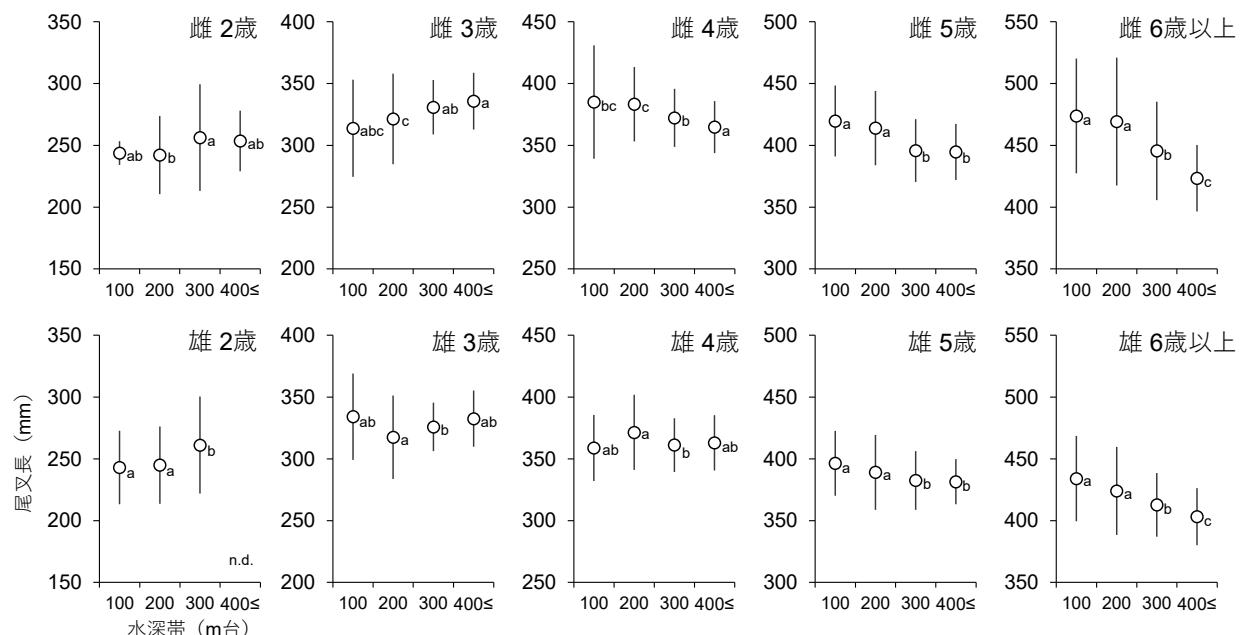


図7 雌雄・年齢別の採集水深帯ごとの尾叉長平均値 垂線は標準偏差を示す 異なるアルファベットはTukey-Kramer検定(5%水準)により有意であることを示す

にも有意な相関はなかった($p>0.05$)。

考 察

北海道日本海のスケトウダラについて、資源水準が低下した2000年代以降の成長・成熟の特徴を、産卵期前に集群した親魚を対象としたトロール調査の標本データと耳石の薄片法による年齢分析により把握した。本資源では近年の年齢構成や成長・成熟に関して漁獲物情報を介さず直接推定された知見がなかったことから、本稿でとりまとめた情報は、今後の資源評価の高精度化や生態研究にとって意義がある。近年の当資源のように高齢の卓越年級群が資源を構成する状況においては、耳石縁辺の解像度が高い方法によって年齢を決定する必要がある。本稿では10本を超えて耳石縁辺の輪紋が計数可能であった薄片法によって年齢査定を行ったが、薄片法は耳石検体の透光性が高い分、偽輪など不規則に形成された輪紋も観察されやすくなるため、観察者の技量によっては年齢が過大評価される懸念がある。本稿ではこういった査定結果の客観性等の検討は十分に行えておらず、今後、複数の観察者による同一耳石の読輪結果や従来法による読輪結果との比較検討、読輪位置と年齢決定のマニュアル化など、客観性、汎用性を高める必要がある。本稿の結果の利用に関してはこの点に注意が必要である。

調査トロール採集物の年齢組成(図1)は商業船漁獲物の標本に比べサンプリングバイアスが小さいことから、漁獲物組成やコホート解析による資源の年齢組成と対比

することで、これらの計算方法や結果の妥当性を検証し、より確度の高い推定につなげることに活用できる。一方、2006、2012年級群の1~3歳すなわち未成魚主体の年齢時には、一部の地点に集中して採集が多く、同じ水深帯でも曳網位置の違いで採集量が大きく異なった（図6）。このことから、若齢未成魚群は局所的に集団する傾向にあり、調査での採集尾数はトロールの操業位置や曳網回数に大きく左右されている可能性があることから、産卵親魚を対象とした本調査での若齢魚の採集尾数から、それらの年級群の豊度を推察する上では注意が必要である。くわえて、同じ年齢の体長を採集水深帯で比べると、未成魚主体の2~3歳では水深の深い海域において体長が大きく、成魚主体の4歳以上では反対の傾向があった（図7）。北海道太平洋海域のスケトウダラでは高齢・大型になるほど分布水深が深くなる傾向があり、代謝効率や餌生物との関係性が指摘されている（志田、2002）。日本海においても高齢魚は相対的に深い水深帯で採集されており（図6）、太平洋と同様の傾向がみられたが、同一年齢でも採集水深と採集物の尾叉長との間に関係がみられたことの要因は本稿で明らかにできなかった。産卵期前の成魚に関しては成熟の進行度に応じて深浅分布に変化が生じることがあるが（例えば、亀井ら、1999）、各年齢の水深帯と生殖腺重量との間に相関はなかった。一方、本種は餌生物の鉛直方向の日周移動に伴い、夜間に表中層に浮上し日中は海底に沈降する（水上ら、2019）。成魚と未成魚、あるいは体サイズにより日周鉛直移動の特性が異なるとすれば、海底への集団状況に時空間的なズレが生じて、トロールを実施した時間帯や水深帯に応じ年齢と体サイズとの関係に違いが生じるのかもしれない。今後、計量魚群探知機による魚群や餌生物の反応分析と、トロール採集物の年齢体長組成を比較検討するなどして理解が深まることに期待したい。

スケトウダラでは体長の小型化や大型化といった連続的な変化は認められなかったが（図2）、このトロール調査で採集されるニシン（*Clupea pallasii*）（星野、2017）、ハタハタ（*Arctoscopus japonicus*）（星野、2015）、ホッコクアカエビ（*Pandalus eous*）（Yamaguchi *et al.*, 2014）では2000年代以降に同一年齢の平均体長が低下する傾向が認められている。こういった北海道日本海の底魚資源の成長に影響する要因としては、温暖化に伴う海水温や溶存酸素量の変化、餌生物の種類や現存量の変化などが挙げられるが、同様の傾向がみられなかった低水準期のスケトウダラの成長にはこれらの要因は大きく影響していない可能性が考えられる。一方で、同所に分布するホッケ（*Pleurogrammus azonus*）では成長や成熟時サイズと年級群豊度との間に負の相関が認められている（坂口ら、

2018）。Kooka（2012）は檜山沖合における1990年代前半のスケトウダラの成長曲線について、雌の極限長を460 mm、雄で425 mmと本稿の結果より小さく推定しており、他海域のスケトウダラ集団と比較し餌資源が少ないことなどに起因し成長量が小さいと指摘している。この研究が実施された1990年代前半のスケトウダラ資源量は本稿で対象とした2006年以降の水準と比べ7~8倍と資源水準が大きく異なる（堀本ら、2020）。これをふまえると、当海域のスケトウダラでも長期的にはホッケのような資源密度依存的な成長変化の可能性があるが、低水準期に2006年級群のような高豊度年級群が断続的に発生した程度の資源水準の違いでは、成長に顕著な変化が現れないのかもしれない。2016~2017年の標本組成に現れた2015、2016年級群（図1）は比較的高豊度と推定されており（堀本ら、2020）、今後に豊度の高い年級群が連続して加入し資源水準が高まると、年齢と体サイズ・成熟の関係に資源密度に応答した変化が現れる可能性もある。今後、資源水準の回復期から高水準期における年齢と成長との関係を檜山沖海域も含めて把握していくことは、資源評価への寄与のみならず資源生態学的な観点からも意義が大きい。

年齢ごとの体重（表3）や成熟割合（図4）は、商業漁獲物に依らない値として親魚量の計算などに活用することができる。本稿では満年齢時に産卵直前状態にある親魚を想定し体重を計算したが、資源評価の用途に応じ任意の体長一体重関係と成長曲線式から体重を求めることが望ましい。成熟は2歳から始まるが成熟割合は6%と低く、年級群が親魚資源に加入するのは実質的に3歳と考えられた（図4）。各年級群の3歳時の雌の成熟割合は9~41%と大きく変動していたことから、今後に卓越年級群が3歳となる年の親魚重量の評価では、3歳の成熟割合の設定が大きく影響する可能性がある。卓越年級群の3歳時の成熟割合については、今後のトロール調査で得られる採集物の年齢と成熟度を分析することにより直接推定するのが望ましい。

謝 辞

本資料で用いたデータは、北海道立総合研究機構とその前身の北海道立水産試験場の、歴代のスケトウダラ担当者と調査船船員の継続的な尽力により取得されたものであり、調査に關係した皆様に敬意を表します。なお、データの一部は水産庁の我が国周辺水域漁業資源調査委託事業の一環として実施された調査によるものである。

引用文献

- Canino MF, O'Reilly PT, Hauser L, Bentzen P. Genetic differentiation in walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) in response to selection at the pantophysin (PanI) locus. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2005; 62 (11): 2519–2529.
- 星野昇. 近年における石狩湾産ハタハタの体長変化. 北海道水産試験場研究報告 2015; 88: 1–8.
- 星野昇. 石狩湾におけるニシン資源の変動要因. 月刊海洋 2017; 49: 357–363.
- 尹泰憲. 北海道噴火湾周辺海域におけるスケトウダラの雌魚の生殖周期. 北大水産彙報 1981; 32: 2–38.
- 板谷和彦, 三宅博哉, 和田昭彦, 宮下和士. 北海道日本海・オホーツク海沿岸域におけるスケトウダラ仔稚魚の分布. 水産海洋研究 2009; 73 (29): 80–89.
- 岩田宗彦. スケトウダラの脊椎骨数による系統群の解析. 水産海洋研究会報 1971; 19: 75–79.
- Iwata M, Hamai I. Local Forms of Walleye Pollock, *Theragra chalcogramma* (PALLAS), Classified by Number of Vertebrae. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* 1972; 38(10): 1129–1142.
- Iwata M. Population identification of walleye pollock, *Theragra Chalcogramma* (PALLAS), in the vicinity of Japan. *Memories of the faculty of Fisheries Hokkaido University* 1975; 22(2): 193–258.
- Kooka K. Life-history traits of walleye pollock, *Theragra chalcogramma*, in the northeastern Japan Sea during early to mid 1990s. *Fisheries Research* 2012; 113 (1): 35–44.
- 亀井佳彦, 高津哲也, 高木省吾, 中谷敏邦, 高橋豊美, 前田辰昭. 北海道南西部における秋季のスケトウダラの分布と成熟. 日本水産学会誌 1999; 65 (2): 223–229.
- 前田辰昭, 高橋豊美, 中谷敏邦. 北海道檜山沖合いにおけるスケトウダラ成魚群の分布回遊と産卵場について. 北海道大學水産學部研究彙報 1988; 39 (4): 216–229.
- 前田辰昭, 中谷敏邦, 高橋豊美, 高木省吾, 梶原善之, 目黒敏美. 北海道南西部の日本海岸におけるスケトウダラの回遊について. 水産海洋研究 1989; 53 (1): 38–43.
- 前田辰昭, 高木省吾, 亀井佳彦, 梶原善之, 目黒敏美, 中谷敏邦. スケトウダラ調査研究の歴史と問題点. 北海道水産試験場研究報告 1993; 42: 1–14.
- 三宅博哉, 石田良太郎, 武藤卓志, 安部幸樹, 向井徹. 飯田浩二. 音響資源調査で得られた北海道西岸日本海のスケトウダラ産卵群の分布特性と現存量. 北海道水産試験場研究報告 2001; 59: 11–24.
- 水上卓哉, 板谷和彦, 向井徹, 飯田浩二. 計量魚群探知機を用いた北海道オホーツク海におけるスケトウダラ *Gadus chalcogrammus* の春季来遊群とオキアミ類の鉛直分布特性. 北海道水産試験場研究報告 2019; 96: 41–53.
- 三宅博哉, 板谷和彦, 浅見大樹. 卵分布からみた北海道西部日本海におけるスケトウダラ産卵場形成の現状. 水産海洋研究 2008; 72 (4): 265–272.
- 水野政巳, 小林敬典, 松石隆, 前田圭司, 斎藤憲治. 北海道・サハリン周辺海域のスケトウダラ *Theragra chalcogramma* の集団構造. 北海道水産試験場研究報告 2000; 57: 1–8.
- 夏目雅史, 佐々木正義. 北海道北部海域のスケトウダラ仔稚魚の分布. 北海道水産試験場研究報告 1995; 47: 33–40.
- 西村明. 耳石によるスケトウダラの齢査定について. 北海道水産試験場研究報告 1993; 42: 37–49.
- 坂口健司, 鈴木祐太郎, 秦安史, 浅見大樹, 高嶋孝寛. 北海道北部海域に分布するホッケの資源量減少とともに体サイズの変化とその親魚量への影響. 北海道立水産試験場研究報告 2018; 93: 51–57.
- 桜井泰憲. スケトウダラの繁殖特性と戦略. 北海道水産試験場研究報告 1993; 42: 51–68.
- 佐々木正義, 夏目雅史. 武蔵堆およびその周辺水域におけるスケトウダラ若年魚の分布. 日本水産学会誌 1990; 56 (7): 1063–1068.
- 志田修. 北海道東部太平洋海域におけるスケトウダラの年齢別分布水深. 北海道立水産試験場研究報告 2002; 63: 9–19.
- 志田修. 33. スケトウダラ. 「新北のさかなたち(上田吉幸, 前田圭司, 嶋田宏, 鷹見達也編)」北海道新聞社, 札幌. 2003: 160–165.
- 高嶋孝寛, 星野昇, 板谷和彦, 前田圭司, 宮下和士. 耳石断面観察によるホッケ道北群の年齢査定法と年齢-サイズ関係. 日本水産学会誌 2013; 79 (3): 383–393.
- 辻敏. II.スケトウダラの資源 II-1.北海道周辺(集団分布構造と評価). 日本水産学会誌 1972; 38 (4): 383–388.
- Yamaguchi H, Goto Y, Hoshino N, Kazushi Miyashita. Growth and age composition of northern shrimp *Pandalus eous* estimated by multiple length frequency analysis. *Fisheries Science* 2014; 80: 665–678.

2010年代の北海道周辺におけるブリの漁獲量変動の特徴（資料）

星野 昇¹, 藤岡 崇²

¹北海道立総合研究機構,

²北海道立総合研究機構栽培水産試験場

Characteristics of yellowtail catch in Hokkaido, Japan in the 2010s (Note)

NOBORU HOSHINO¹ and TAKASHI FUJIOKA²

¹ Hokkaido Research Organization, Sapporo, Hokkaido, 060-0819,

² Hokkaido Research Organization, Mariculture Fisheries Research Institute, Muroran, Hokkaido, 051-0013, Japan

キーワード：SST, EOF解析, ブリ, 北海道, 年齢と成長

ブリ (*Seriola quinqueradiata*) は北西太平洋に生息するアジ科魚類である。日本列島周辺では東シナ海から西日本の海域で冬から春にかけ産卵し (村山・北原, 1992; 山本ら, 2007), 海水温10~25°Cの海域を季節変化に応じて回遊する (井野ら, 2008)。また、西日本の沿岸域では広範な回遊をしない根付き集団の存在も知られている (阪地ら, 2010)。体長は満1歳で約470 mm, 満2歳で約610 mm, 3歳以上で800 mm以上となる (亘ら, 2019)。成熟は2歳で一部が, 3歳で大半が成熟し, 寿命は7歳前後とみられている (日本海区水産研究所他: <http://abchan.fra.go.jp/digests2019/details/201945.pdf> (2021)) (2021年3月31日)。

北海道におけるブリの漁獲量は2000年頃まで数百トン程度で推移していたが, 2000年代に増加傾向となり, 2010年代には著しく増加して年間1万トン前後で推移するようになった (図1)。漁獲量の約99 %は定置網類による5~11月の漁獲である。日本国内の漁獲量も2000年代に増加して2010年代は10万トン以上で推移しており, その背景に日本列島周辺のブリの資源量が2000年頃から大きく増加したことがある (日本海区水産研究所他, 2021)。

日本列島周辺におけるブリの漁獲量変動に関しては, 平均海水温が年代間で大きく変化するレジームシフト (Yasunaka and Hanawa, 2002) や, 温暖期と寒冷期が十数年間隔で周期的に入れ替わる十年規模変動 (例えば, 吉田ら, 2020) との関連性について多くの研究がある。例えば, 温暖期には日本海での越冬海域が能登半島以北に

広がること (内山, 1996; Tian *et al.*, 2012), 北海道・青森と岩手・宮城の漁獲量には温暖期, 寒冷期それぞれに異なる正の相関関係があること (阪地ら, 2012), 温暖期には日本国内の漁獲量の「重心」が北偏し, 北海道の漁獲量が増加し南日本で減少するパターンのあること (宍道ら, 2016) が報告されている。能登半島および房総半島以北の本州の漁獲量は北海道の漁獲量と同期的に推移していることから (図1), 2010年代の北海道周辺での顕著な漁獲増には, 海水温の変化とそれに伴う日本列島周辺のブリ資源量の増加や分布域の北偏が関係している可能性が高い (星野, 2017)。

ブリは漁獲量が多いうえ養殖業も天然採苗に依存して

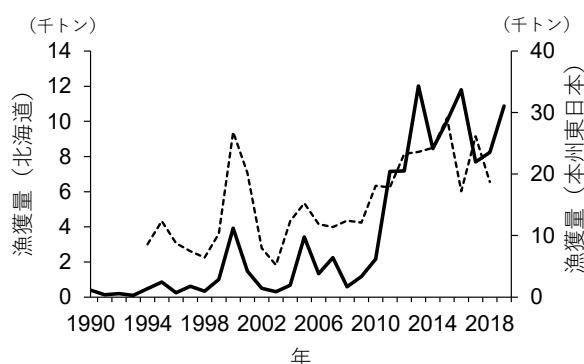


図1 北海道および本州東日本地方に水揚げされたブリの漁獲量の経年変化 実線: 北海道 破線: 本州東日本 (日本海: 能登半島以北, 太平洋: 房総半島以北, データ基: 漁業・養殖業生産統計年報)

報文番号A599 (2021年6月18日受理)

*Tel: 0135-23-8707. Fax: 0135-23-8708. E-mail: hoshino-noboru@hro.or.jp

いることから、資源の持続的な利用を図るために資源管理を強化していく方針が水産庁より示されている(水産庁: <https://www.jfa.maff.go.jp/j/press/kanri/attach/pdf/200930-1.pdf>) (2021年3月31日)。そのため、北海道周辺海域の漁獲動向に理解を深めることは、資源評価の高度化や道産ブリの有効利用を図るうえで重要である。しかし、北海道周辺で漁獲されるブリについては、海域ごとの漁獲量の変動や漁獲物の特徴に関する知見は得られていない。そこで本稿では、2010年代の漁獲量変動のパターンを、漁獲量の増加傾向や主漁期などの特徴に基づきいくつかの海域に類型化し、主要産地における漁獲物の年齢と体サイズとの関係を明らかにして、漁獲物年齢組成の経年変化を把握した。また、北海道周辺の海面水温の経年変化を分析して、漁獲量変動パターンにより類型化された海域ごとに2010年代の漁獲量変動と海水温との関連性を考察した。

試料と方法

漁獲量変動パターンの類型化 北海道各地の漁獲量には、「漁獲量の増え始めた年」、「増加してからの年変化」、「漁獲量の多い月」といった固有の変動要素があり、これらの変動要素に基づいて類型化するためクラスター分析を行った。分析には北海道が公表する漁獲統計である

「北海道水産現勢 (<http://www.pref.hokkaido.lg.jp/sr/sum/03kanrig/sui-toukei/suitoukei.htm>) (2021年3月31日)」から、ブリ漁獲量の大半を占める定置・小定置網および底建網の5~12月の漁獲量統計を用い、北海道周辺を海岸線の地勢と漁獲量の多寡を目安に任意の23地域に区分し、各区分の漁獲量集計値を解析データとした(図2, 表1)。これら23地域区分の、漁獲量が著しく増加する前の10年(2000~2009年)の月別漁獲量平均値に対する2010~2019年の各年・月の漁獲量の比を対数変換した値に対しクラスター分析(ウォード法)を行った。なお、漁具の設置統数や漁獲量の水準、主対象となっている魚種、漁獲量に占めるブリの割合は地域区分ごとに大きく異なるが、9~12月には全道沿岸に設置される「さけ定置網」で漁獲されるブリが多くなる(表1)。

漁獲物の資源生態的特徴 2016年に、Area 5およびArea 21(図2)において定置網で漁獲されたブリから、尾叉長約500 mm以上の体長を網羅するよう標本を採集した(表2)。Area 21では「フクラギ」と称される尾叉長500 mm未満の小型魚を標本採集した。標本は、生鮮もしくは解凍後の状態で尾叉長(mm)、体重(g)、内臓除去重量(g)、雌雄判別と生殖腺重量(0.1 g)を計測し年齢査定した。ブリの年齢査定法には、脊椎骨の横断面にみられる輪紋を計数する方法(三谷, 1958)と鱗の疎密を計数する方法(河合, 1967)が用いられており、両手法で

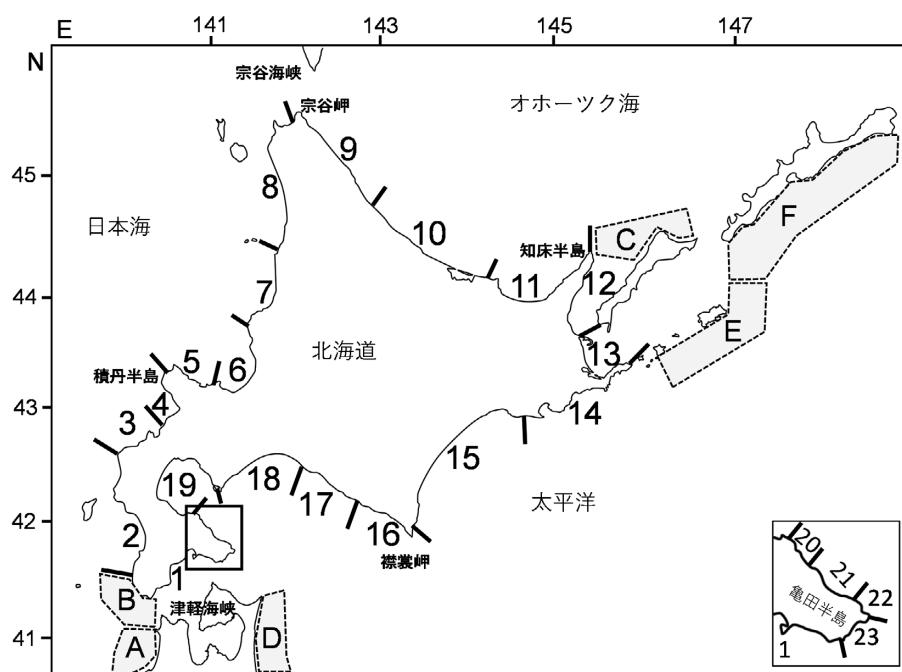


図2 漁獲統計および海面水温を集計した23の地域・海域範囲 なお、アルファベット(A:青森県日本海沿岸, B:津軽海峡の西側, C:知床岬の東, D:青森県太平洋沿岸, E:色丹島の南東側, F:択捉島東側)は海面水温のみを集計した海域範囲を示す

表1 漁獲量の集計地区（図2）における定置網類の設置数と漁獲状況

Area番号	地区範囲	定置網類の設置数	漁期	総漁獲量（トン）	ブリの漁獲量（トン）	最多漁獲種
1	戸井－松前	154	5～8月 9～11月	538 910	31 36	カタクチイワシ サケ
2	上ノ国－瀬棚	93	5～8月 9～11月	144 384	34 12	ヒラメ サケ
3	島牧－寿都	52	5～8月 9～11月	477 1,064	194 73	ブリ ホッケ
4	岩内－神恵内	44	5～8月 9～11月	603 574	262 28	ブリ サケ
5	積丹－余市	71	5～8月 9～11月	271 982	210 386	ブリ ブリ
6	小樽－石狩	44	5～8月 9～11月	52 1,344	17 36	ブリ サケ
7	増毛－苦前	10	5～8月 9～11月	16 454	0 14	ホッケ サケ
8	羽幌－稚内	84	5～8月 9～11月	245 1,280	10 11	ニシン サケ
9	宗谷－枝幸	235	5～8月 9～11月	898 7,265	17 95	サケ
10	雄武－北見	928	5～8月 9～11月	3,792 14,993	45 128	カラフトマス サケ
11	網走－斜里	346	5～8月 9～11月	3,713 19,084	54 167	カラフトマス サケ
12	羅臼－標津	152	5～8月 9～11月	1,841 9,264	44 484	ニシン サケ
13	別海－歯舞	297	5～8月 9～11月	1,247 4,788	12 72	コマイ サケ
14	落石－昆布森	193	5～8月 9～11月	2,092 2,026	145 62	コマイ サケ
15	釧路－庶野	59	5～8月 9～11月	638 4,540	10 78	サケ
16	襟裳岬－浦河	36	5～8月 9～11月	1,656 4,124	35 200	マサバ サケ
17	新日高－日高	25	5～8月 9～11月	963 2,411	23 451	ソウハチ サケ
18	鶴川－室蘭	25	5～8月 9～11月	180 2,767	26 142	マサバ サケ
19	伊達－砂原	257	5～8月 9～11月	918 4,337	10 201	マサバ サケ
20	鹿部	9	5～8月 9～11月	171 423	15 120	ホッケ マサバ
21	南茅部	63	5～8月 9～11月	2,178 8,313	524 4,297	マサバ ブリ
22	根室	2	5～8月 9～11月	317 706	202 495	ブリ ブリ
23	恵山	5	5～8月 9～11月	79 137	74 31	ブリ サケ

は査定結果に大差ないことが報告されている（久野ら, 2016）。本研究では両手法を用いることとし、脊椎骨は定法により第16, 17椎骨をエタノールと過酸化水素水で脱脂・洗浄した後、縦方向に切断して乾燥した状態でルーペを用いて読輪した。鱗は体側左の胸鰓基部付近から10枚程度を採取し、洗浄後2枚のスライドガラスに挟んで実体顕微鏡により隆起線の密帯を計数した。両手法による年齢査定結果に違いのあった個体は約1 %で、違いのあった場合は脊椎骨による結果を用いた。

両地区の年齢査定結果に基づき、時期ごとの年齢と体長・体重の関係を把握した。日本海と太平洋の漁獲物で成長傾向に違いがあるかを調べるため、9～10月に採集した標本の肥満度（内臓除去重量を体長の3乗で除した値）と、成長履歴として脊椎骨断面の中心から外縁までの距離（半径）に対する第1歳輪までの距離（例えば、白石ら、

表2 本稿で分析したブリ漁獲物標本の概要

	Area 5	Area 21	合計
北上期			100
7月	50		50
8月	50		50
南下期	68		68
9月	38		38
10月	30	80	30

2011）の比を地区間で比較した。

主要産地の漁獲物年齢組成の推定 Area 5, 12, 17, 21, 23に所在する漁業協同組合の荷受伝票データからブリの月別・体重規格別の漁獲量を集計して月別体重組成を推定し、その体重組成を漁獲物標本（表2）から推定した体重と年齢の関係に基づき年齢組成に変換し、漁獲物年齢組成の経年変化を把握した。それぞれの漁協において集計可能な年から2019年までを対象とした。

海水温変化の特徴 井野ら（2008）は、アーカイバルタグを用いたブリの標識放流調査で、北海道日本海を回遊したブリが表層水温15°C以上の海域を遊泳したことを明らかにしている。東シナ海ではブリの好適な表層水温の範囲は16～29°C、最適水温は19～20°Cと推測されている（三谷, 1960）。また、海面養殖のブリでは海水温15°C以上で良好な成長が得られるが、14°C以下では摂餌量が急激に減少し成長量も小さくなることが知られている（原田, 1965）。これらのことから、北海道に来遊するブリの漁獲動向には、定置網類が設置されている沿岸の表層水温15°C以上の分布やその経年変化が強く影響していると考えられた。そこで、北海道沿岸の海面水温（以下、SST）データ（1982～2020年）を気象庁札幌管区気象台のホームページ（<https://www.jma-net.go.jp/sapporo/kaiyou/engan/data/engandata.html>）（2021年3月31日）より取得し分析した。このSSTデータは、人工衛星とブイ・船舶による観測値から求めたSST解析値を基に、緯度・経度0.25度の格子間隔の面積に応じて加重平均し、日別・沿岸海区別に算出されている。漁獲量変動の分析対象とした23地域区分に対応する海区と、その周辺海域として、青森県日本海沿岸（A）、津軽海峡の西側（B）、知床岬の東（C）、青森県太平洋沿岸（D）、色丹島の南東側（E）、択捉島東側（F）のSSTデータを分析対象とした（図2）。SSTの分析は、日本海～オホーツク海（対馬暖流域）と津軽海峡および太平洋（津軽暖流および親潮流域）に分けて行い、ブリの北海道への来遊時期に当たる6～7月、本州以南に越冬・産卵のため移動する10～11月のSST平均値の経年変化を把握した。なお、6～7月の海面水温が15°Cを下回って推移

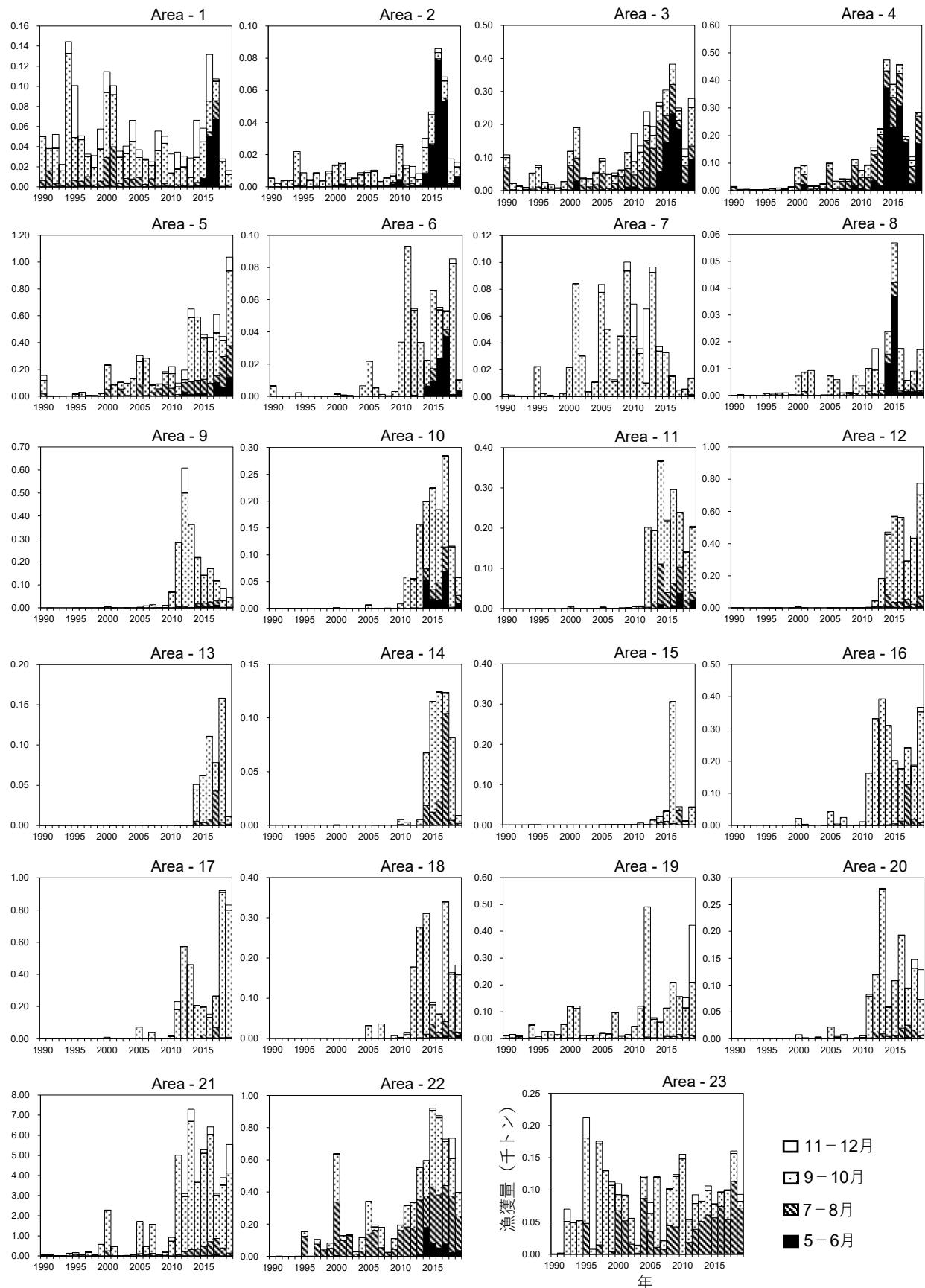


図3 漁獲量の集計地区ごとの月別漁獲量の経年変化 Area番号は図2を参照

した海域については7~9月の平均SSTの推移も把握した。

北海道へ来遊する時期のSSTの変動要素を明らかにするため、6~7月SSTデータについてEOF (Empirical Orthogonal Function) 解析を行った。EOF解析は海水温などの時系列データに対する主成分分析であり、固有ベクトルと主成分得点より変動要素（主成分）の各対象地への影響の強さと経時変化を評価する方法である。

なお、本稿では北海道周辺のSSTが最も高くなる8~9月を基準として、本州から来遊のある5~8月を「北上期」、産卵や越冬のため本州に移動する9~12月を「南下期」と記載する。

結果

漁獲量変動パターンの類型化 各地域区分の漁獲量変動には、漁獲量が増加し始めた年や増加以降の推移、漁獲量の多い月などに大きな違いがあった（図3）。クラスター分析により、これら23地域区分は大きなグループ（クラスター）として、日本海および津軽海峡のグループ（Area 1~8, 23）と、太平洋およびオホーツク海のグループ（Area 9~22）に分類された（図4）。さらに、デン

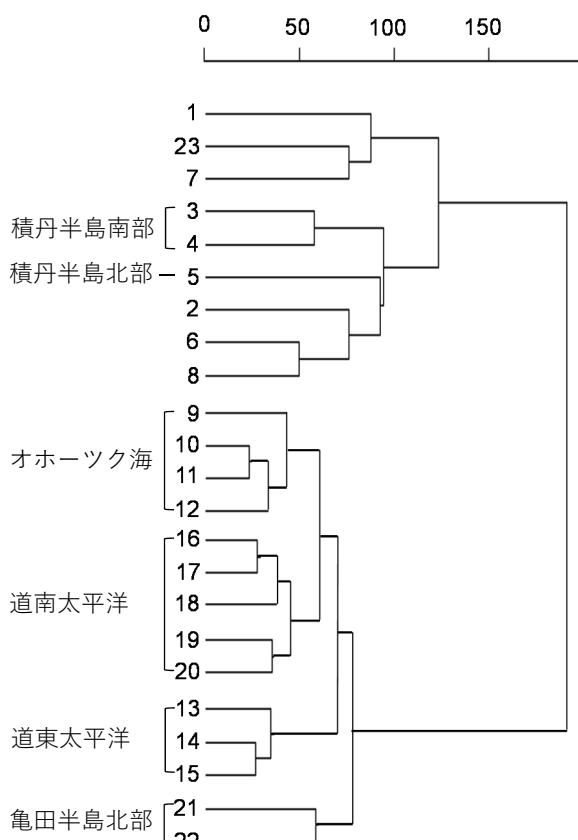


図4 クラスター分析による23地区のデンドログラム
数字はArea番号（図2）を示す

ログラムの距離が近接な小クラスターとして、Area 3・4（積丹半島南部海域）、Area 5（積丹半島北部海域）、Area 9~12（オホーツク海海域）、Area 13~15（道東太平洋海域）、Area 16~20（道南太平洋海域）、Area 21・22（亀田半島北部海域）の6海域と、地理的な連続性がなく漁獲量自体が少ないグループとして、Area 1・7・23とArea 2・6・8に分類された。

漁獲物の資源生態的特徴 漁獲物標本の年齢査定に基づいて推定された年齢と尾叉長・体重との関係を、北上期、南下期ごとに表3、図5に示す。0~3歳は年齢間で体サイズが大きく異なり、4歳以降・尾叉長約700 mm以上では

表3 各年齢の尾叉長mm（上段）と体重g（下段）の最小値、最大値、および中央値

年齢	北上期 (Area 5)				南下期 (Area 5, 21)			
	標本数	最小値	最大値	中央値	標本数	最小値	最大値	中央値
0歳	0				20	331	374	358
						563	870	700
1歳	1				23	424	552	514
						1,695	2,397	2,049
2歳	55	516	651	578	42	531	795	626
		1,766	3,993	2,590		2,483	4,253	3,142
3歳	33	642	787	703	53	610	830	746
		3,673	6,241	4,538		3,263	10,770	5,947
4歳	9	741	810	755	10	700	840	757
		5,001	7,301	5,588		5,165	8,513	6,438
5歳	2	791	810	801	0			
		6,789	7,000	6,895				

上段：尾叉長（mm）
下段：体重（g）

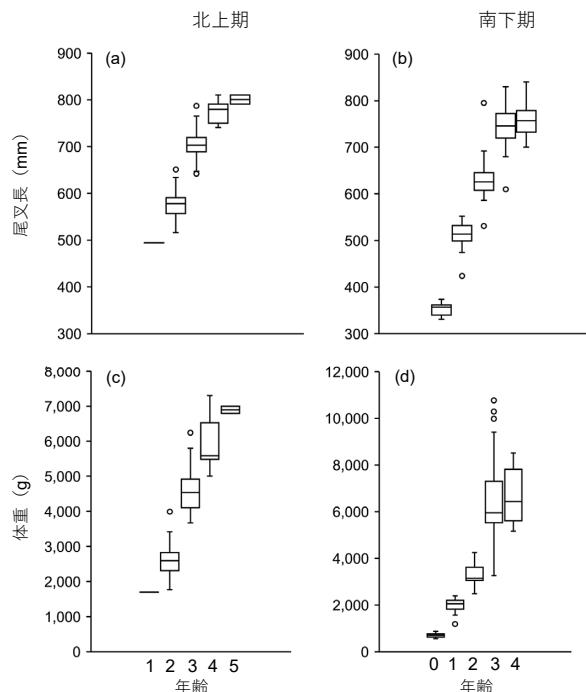


図5 2016年に北海道において漁獲されたブリの年齢と体長（a, b）・体重（c, d）との関係 図中の数値は標本数を示す

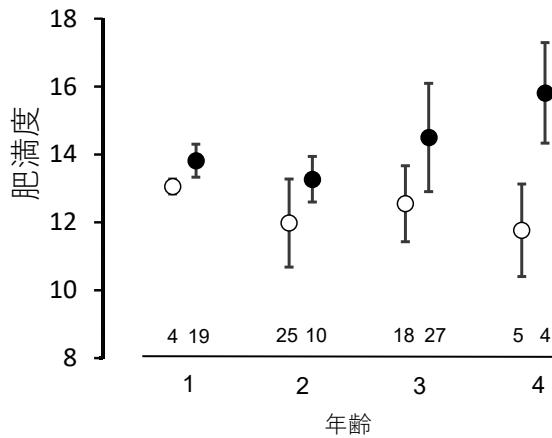


図6 2016年に北海道において漁獲されたブリの肥満度
黒丸は亀田半島北部 (Area 21), 白丸は積丹半島北部 (Area 5), 垂線は標準偏差, 図中の数値は標本数を示す

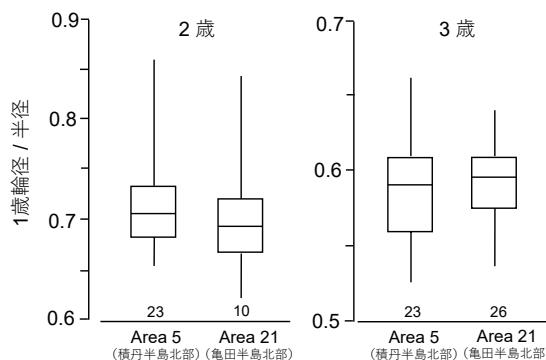


図7 脊椎骨断面の中心から縁辺までの距離（半径）に対する1歳輪までの距離の比 図中の数値は標本数を示す

年齢間の違いが小さかった。北上期と南下期の同じ年齢のサイズ差は大きく、4歳魚でも体重では1 kg程度の差があった。また、南下期の3歳以上は体長に対し体重のばらつきが大きかった。

南下期の肥満度は両地区ともに1歳魚が2歳魚よりやや高く、各年齢でArea 21の方が高かった ($p<0.01$, t検定) (図6)。

脊椎骨断面の半径に対する1歳輪までの距離の比を、標本数の多い2歳魚と3歳魚のそれぞれについて地区間で比較したところ有意差はなかった ($p>0.05$, Wilcoxon順位和検定) (図7)。

主要産地の漁獲物年齢組成の推定 Area 5では2013年から南下期の漁獲量が急増したが、その漁獲物の大半は2歳以上と推定された (図8)。Area 12では2014年以降南下期の漁獲量が急増し、その漁獲物の大半は3歳以上で占められ、2016年には1, 2歳の漁獲もみられた。Area 17では大半が南下期の漁獲であり2歳魚以上が主体となっていた。

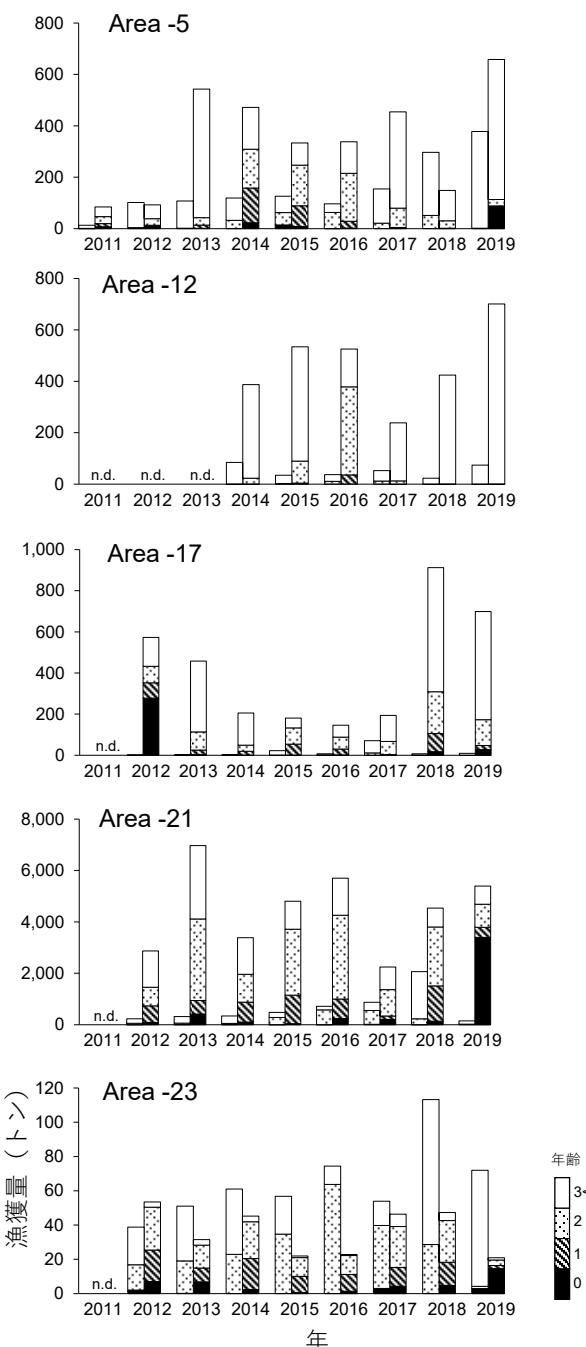


図8 北海道の主要産地におけるブリの年齢組成の経年変化 各年の左側グラフは北上期、右側グラフは南下期を示す

Area 21では南下期に2歳以上の漁獲量が多く、2019年には0歳の漁獲量が増加した。Area 23では2013年頃から南下期よりも北上期の漁獲量が多くなり、その漁獲物は2歳以上と推定された。

海水温変化の特徴 日本海～オホーツク海の各海域における6～7月のSSTは直線的な昇温トレンドに、1990年前後、2000年前後、2010年代前半に温暖期となる10年規模変動の周期成分が加わる変動傾向であった (図9)。Area

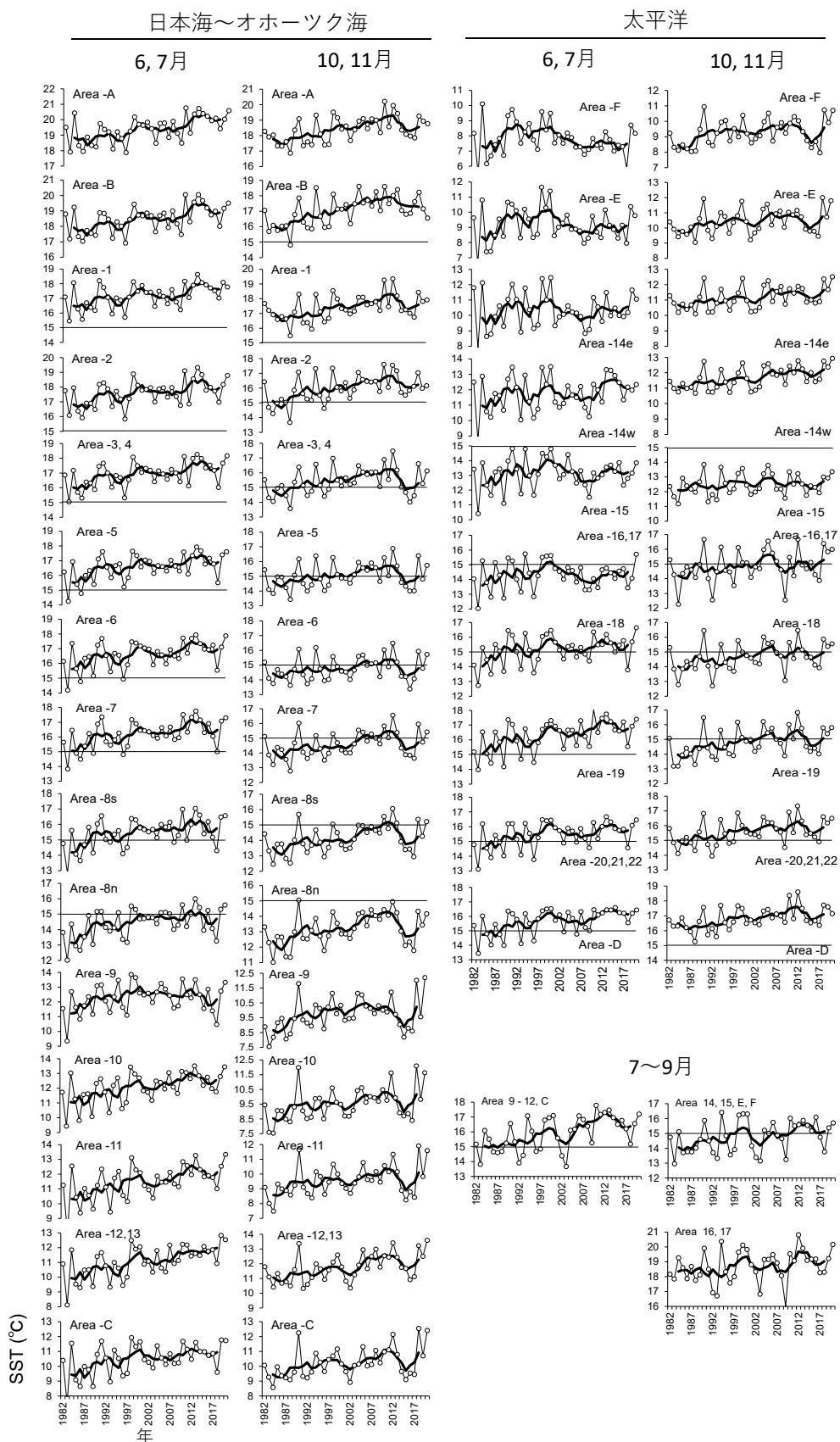


図9 6～7月および10～11月の各海域の平均海面水温の経年変化 太線は5年移動平均、図中の横線はブリ来遊の目安とした15 °Cを、Area 8, 14のn·s, e·wはそれぞれのAreaの北側・南側、東側・西側であることを示す

7以南のSSTは、ブリ来遊の目安とした15°Cを上回って推移していたが、2010年頃からはArea 8（宗谷海峡周辺）でも15°Cを上回る年が多くなった。Area 9～12（オホーツク海）の6～7月のSSTは15°Cを下回って推移したが、7～9月の平均SSTは15°Cを超え、2010年以降は平均16.8°Cと、それ以前よりも約1.3°C高く推移した。なお、6～7月のSST上昇率が最も高かったのはArea 12（0.56°C/10年）、次いでArea 11（0.41°C/10年）であった。

日本海～オホーツク海における6～7月SSTのEOF第1、第2モードの寄与率はそれぞれ86.8、5.7%で、この海域のSST変動の92%を説明した。第1モードの空間パターン（固有ベクトル）は各地で同程度の正值であり、その時係数の推移は各地のSST変動に共通した特徴が反映されていた（図10）。第2モードの空間パターンはArea 9（宗谷岬東側）に正のピークがあり、Area 5～6（石狩湾沿岸）を挟んで、北側海域が正值、南側海域が負値、Area 10以東は0に近かった。その時係数は2010年頃から負値で急減していたことから、第2モードの変動要素は2010年以降、宗谷岬の東側から石狩湾にかけての海域でSSTを低下させるよう影響していた。

津軽海峡および太平洋の各海域における6～7月のSST

は2000年頃まで上昇し、2000年代に連続して低下した（図9）。2010年代には再び上昇に転じたが、Area E～F、14～17（道東太平洋から日高海域）では上昇率が小さく2000年頃の水準には及ばなかった。亀田半島北部からArea 18（胆振海域）では2010年以前から平均的に15°Cを超えて推移したが、Area 16以東では6～7月に15°Cを超える年はほとんどなかった。なお、太平洋海域で6～7月のSST上昇率の最も高い海域はArea 19の噴火湾（0.48°C/10年）であった（図9）。

津軽海峡および太平洋の6～7月SSTのEOF第1、第2モードの寄与率はそれぞれ79.9、10.1%で、この海域のSST変動の約90%を説明した（図10）。第1モードの空間パターンと時係数には、各地域のSST変動の特徴が反映された。第2モードはArea 1およびArea 18～23にかけての海域で正值、Area 16、17を挟んで東側の海域で負値の空間パターンであり、その時係数は1992年から2017年にかけ上昇しており、津軽海峡から噴火湾にかけてSSTを上昇させ、道東太平洋ではSSTを低下させるよう影響していた。

南下期である10～11月のSSTも北上期と同様、道東太平洋を除いて全域で2012年頃まで上昇傾向で推移した後、

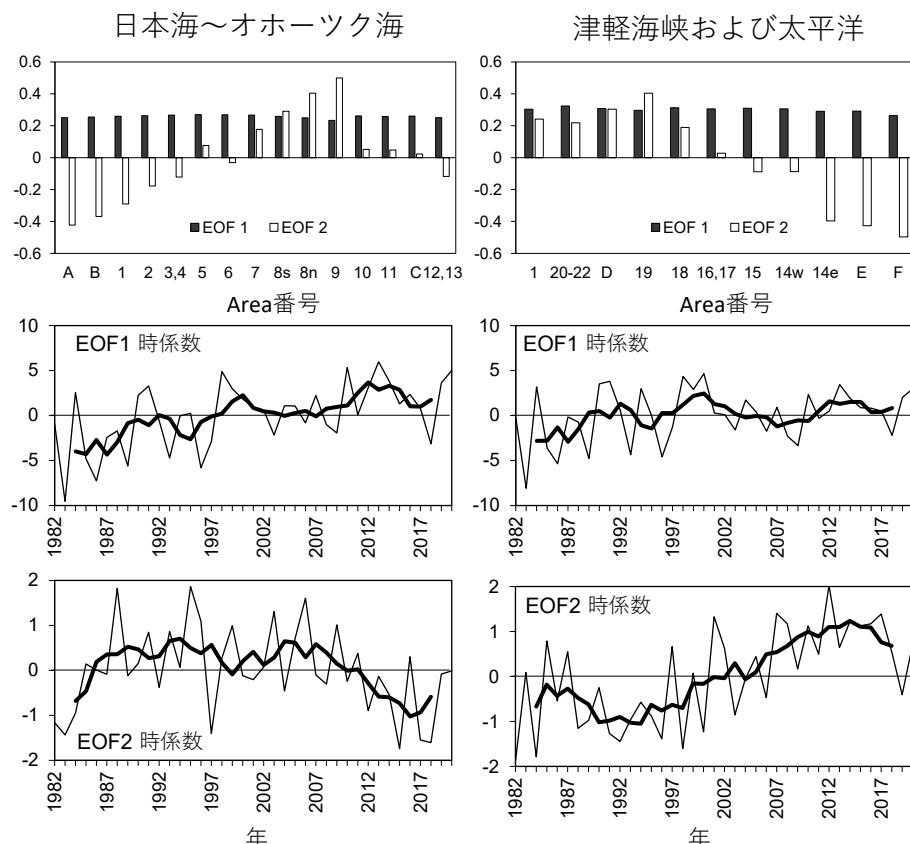


図10 EOF解析による第1、第2モードの空間パターンと時係数 時係数グラフの太線は5年移動平均を示す

2010年代半ばに大きく減少し、それ以降は再び上昇傾向に転じた（図9）。

考 察

クラスター分析の結果に基づき、漁獲量の増加傾向や主漁期の類似する海域範囲として、積丹半島南部、積丹半島北部、オホーツク海（知床半島周辺を含む）、道東太平洋、道南太平洋、亀田半島北部の6海域を見出した。日本海～オホーツク海海域と津軽海峡～太平洋海域のそれぞれに、各海域の漁獲量変動と漁獲物の特徴、海水温と漁獲動向との関連性について考察する。

日本海～オホーツク海海域

1. 積丹半島南部 (Area 3, 4) 日本海のブリは対馬暖流域の水温上昇に伴い北方に回遊する（山本ら, 2007）。対馬暖流はその半分程度が津軽暖流として太平洋に入り、残りは日本海を北上する（中多・田中, 2002）。対馬暖流の北上流域にあるこの海域では、2000年以降徐々に漁獲量が増加し、2010年代半ばには5～6月の漁獲量が急増、2018年に急減したが2019年に再び増加した（図3）。この海域の漁獲物の年齢組成は得られなかったが、積丹半島北部と同じ来遊群と考えると、主漁期である北上期の主体は2歳以上のブリ（図8）と推察される。

2. 積丹半島北部 (Area 5) この海域では、積丹半島南部と同様に2000年以降に漁獲量が増え2010年代に急増したが、漁獲量が北上期に多い積丹半島南部海域と異なり南下期に多いという特徴があった（図3）。これは、日本海を南北回遊するブリに対し積丹半島が進路を遮るよう突出していることにより、北上期、南下期それぞれに回遊経路の上流側の定置網で漁獲されやすいことが理由のひとつと考えられる。Area 5の漁獲物は、北上期に2歳以上、南下期に3歳以上の割合が大きく、2014～2016年には1～2歳も比較的多く漁獲され、漁獲量全体が大きく増加した（図8）。

3. オホーツク海海域 (Area 9～12) 対馬暖流の北上流は宗谷海峡を通過すると、宗谷岬周辺と網走沖との海面水位差で駆動される南東向きの傾流である宗谷暖流となる（青田, 1976）。この海域では2010年頃までの漁獲量はほとんどなく、それ以降に急増した（図3）。主漁期は南下期であるが、2010年代半ばから北上期の漁獲量も増加した。Area 12の漁獲物の年齢組成から、来遊の主体は3歳以上の大型ブリと推察される（図8）。

4. 海水温変化と漁獲動向との関係 積丹半島周辺における北上期のSSTは15°Cを上回って推移しており、2010年代前半にさらに上昇した。EOF第1モードに特徴付けられた、昇温トレンドに10年規模変動の周期的变化が重な

るというSSTの変動傾向は、北海道のみならず東シナ海から本州日本海の春季のSST変化に共通してみられる特徴である（気象庁：http://www.data.jma.go.jp/gmd/kaiyou/data/shindan/a_1/japan_warm/japan_warm.html（2021年3月31日））。すなわち、積丹半島周辺では、対馬暖流域の海水温の上昇が続いたことにより北上期のSSTが2010年以前からブリ来遊の適水温となっていたことで、2000年代以降のブリ資源量の増加の影響が、漁獲量の増加傾向として2000年代に現れた。さらに、2010年以降に温暖期に入り資源量も大きく増加していたことにより、漁獲量が急増したと考えられる。

一方、宗谷海峡周辺の北上期のSSTは2010年頃まで15°Cを下回って推移していたことから、この年代に宗谷海峡を通過するブリは少なかったと推察される。しかし、2010年以降は15°C以上となる年が多くなったことから、6～7月には宗谷海峡周辺までブリが来遊できる海水温となり、その結果、遊泳力が高く早い時期に日本海へ来遊した3歳以上のブリがオホーツク海に至るようになったと推察される。オホーツク海の6～7月のSST平均値は適水温に達していないが、7～9月には15°Cを超え、特に、2010年以降には著しく上昇し平均16.8°Cと、好適な水温環境となっていた（図9）。宗谷暖流が知床岬を超えて根室海峡に至る7月（Itoh and Ohshima, 2000）には知床半島東部にまで回遊範囲が広がり、9月以降に海域一帯に大規模に設置されたさけ定置網（表1）で大量に漁獲されるようになったと推察される。

宗谷岬の東側海域の北上期のSSTには明瞭な昇温傾向が認められなかった（図9）。これにはEOF第2モードにみられた、この海域から石狩湾にかけてのSSTの変動要素が、対馬暖流域の昇温傾向を打ち消すように影響したためと考えられる。この海域において2010年代に北上期の漁獲量に増加傾向が現れなかったのは、積丹半島と同じく回遊経路を遮る地勢の下流側であることにくわえ、北上期の海水温が低いためブリが滞留しにくい環境にあつたのではないかと考えられる。

津軽海峡～太平洋海域

1. 道東太平洋海域 (Area 13～15) この海域では、2010年代前半までの漁獲量はほとんどなく、2014～2018年に突発的に増加した（図3）。漁獲物年齢組成は明らかでないが、Area 17で2歳以上が主対象（図8）であることから、同様の組成と推察される。

2. 道南太平洋海域 (Area 16～20) この海域では、2010年以前も漁獲量が記録される年があり、2011年から2013年にかけ急増した（図3）。道東太平洋海域で漁獲量が突発的に増加した時期である2014～2017年には低調に推移したが、2018～2019年に再び増加した。Area 17では南下

期に2歳以上を主体に漁獲されているが、年によっては0歳や1歳の漁獲があった（図8）。

3. 亀田半島北部海域（Area 21, 22） 北海道の最多産地であるこの海域では、2010年以前にも漁獲量があり2010年代に急増した（図3）。漁獲時期はArea 21では南下期の割合が、Area 22では北上期の割合が大きかった。Area 21の漁獲物は南下期の2歳以上が主体であったが、年によっては0～1歳も漁獲された（図8）。Area 21の南下期の漁獲物の肥満度は日本海のArea 5と比べて各年齢で高い傾向が認められ（図6）、太平洋と日本海～オホーツク海の来遊群とでは成長が異なる可能性が示唆された。一方、1歳時の脊椎骨輪径の半径に占める比に差はなく（図7）、成長履歴に異なる要素が認められなかった。ただし、今回は2016年に採集した標本のみの結果であるため、今後より詳細な検討を進める必要がある。

4. 海水温変化と漁獲動向との関係 太平洋のEOF第1モードも日本海～オホーツク海と同様の変動傾向であったが、2000年代以降の時係数が0前後で推移していたことから、北上期のSSTへの第1モードの影響は2000年以降小さくなつたと考えられる。一方、第2モードの時係数は2000年代半ばから正値に転じ著しく増加し、正の空間パターンを持つ津軽海峡から噴火湾にかけての海域でSSTを上昇させ、負の空間パターンを持つ道東太平洋海域でSSTを低下させるように影響した。すなわち、2010年代の胆振・噴火湾以南と道東太平洋のSST変動の違いは、第2モードとして特徴付けられた変動要素の影響が大きいと考えられる。

EOF第2モードに特徴付けられた2010年代の津軽海峡から胆振・噴火湾海域のSSTの上昇には、対馬暖流域の海水温上昇に伴つた津軽暖流域の昇温傾向が反映されていると考えられる。北海道の太平洋側に回遊するブリは、1950～70年代に行われた標識放流調査結果から、日本海から津軽海峡を経由して来遊すると考えられてきたが（渡辺、1979）、相模湾から東北・北海道に来遊した事例も報告されている（田中、1972）。2010年代の津軽海峡の漁獲量の変化には亀田半島北部や道南太平洋での急激な漁獲増を反映するような特徴が現れなかった一方、津軽海峡の東端域であるArea 23では2010年前後から亀田半島北部と同様に7～8月の漁獲量が増加していた（図3）。これらの状況から、2010年代以降に亀田半島北部を中心に大幅な漁獲量の増加をもたらしたブリは、日本海から津軽海峡を通過して太平洋に来遊したとみるより、太平洋において東日本以北の資源量が増大し（宍道ら、2016）、海水温の上昇により本州太平洋海域から北海道周辺に来遊するブリが増加したと捉えるのが合理的であろう。2010年代には、北上期の海水温がより早い時期から15℃

を超えて、南下期にはより遅くまで適水温帯が残るようになり、さらに夏季には日高海域沿岸にも適水温域が広がり、そこに資源量が大きく増加したブリが太平洋の定置網漁場に回遊し大量に漁獲されるようになったと考えられる。阪地ら（2012）は、秋以降に津軽暖流の進路が下北半島沿いを南下する「沿岸モード」の様相が強まると、海水温の高い海域が北海道から本州まで連続することで、北海道太平洋を回遊したブリが津軽海峡を通過し日本海へ移動するより、本州方面に南下する傾向が強まることを示唆している。太平洋の漁獲量や資源量の増加の背景を詳しく理解するにはこの観点もふまえ、本州の漁獲量や漁獲物組成との比較など、さらに研究を進める必要がある。

一方、EOF第2モードは道東太平洋海域の6～7月SSTを低下させるように影響した。この変動要素は、沿岸親潮（例えば、磯田ら、2003）や宗谷暖流由来の変質水（阿部・藤井、1981；日下ら、2009）など北方からの流れとみられるが詳細は不明である。道東太平洋でも2010年代には夏季に15℃を上回る年があったが、道南方面との水温差は大きくブリの分布が当海域まで拡大するような状態であったとは考えにくい。一方、道東太平洋には2010年代後半に暖水渦が出現し、これが北太平洋で局所的・时限的に発生する著しく水温の高い暖水塊「海洋熱波」であり、その影響による海水温の急上昇がブリ漁獲量の増加に影響した可能性が示唆されている（Miyama *et al.*, 2021）。2014～2018年に道東太平洋で突発的に水揚げがあったのは、その西側の日高海域で同年代に漁獲量が顕著に減少していた状況をふまえると、暖水渦の影響でブリが一時的に道東太平洋に回遊しやすい環境が生じた可能性も指摘できる。

漁獲状況の見通しと今後の課題 北海道周辺での昇温傾向は日本列島沿岸全域に共通した特徴であり、対馬暖流が黒潮本流から分岐する前の先島諸島周辺のSSTにも現れている（https://www.data.jma.go.jp/gmd/kaiyou/data/shindan/a_1/japan_warm/cfig/warm_Area.html?Area=A#spring）（2021年3月31日）。吉田ら（2020）は夏季の日本周辺におけるSSTのEOF解析から、10年規模変動が熱帯の大気場の変動に関わっていることを見出していることから、北上期の昇温傾向には全球的な気候変動に伴う黒潮域の海水温変化が背景にあるのかもしれない。ブリは温暖期に資源量が増加すると指摘されていることから（久野、2004；阪地ら、2012）、高水温化の傾向はブリの資源量を増加させ、東日本から北海道にかけての分布偏重を促す可能性が高い（宍道ら、2016）。十年規模変動の寒冷期には北海道の漁獲量が一時的に減少することが予想されるが、近30年間のSSTにみられた昇温トレンド

が今後も続くなれば、次の温暖期にはさらに漁獲量が増える可能性がある。一方で、北海道への来遊がさらに増加すると、さけ定置網漁業に大量混獲されるブリの資源管理や漁労作業、販路確保など様々な困難に直面する懸念もある。今後は、さけ定置網漁業による混獲物に対する資源管理技術の検討、加工利用・保存技術の開発による流通体制の強化、効率的な資源モニタリング体制の整備などが喫緊の課題である。

謝 辞

本研究にあたり、ブリに関する本州の漁獲情報や脊椎骨標本の処理方法などに關し様々なご教示、ご指導をいたいた、石川県水産総合研究センター（当時所属）の辻俊宏氏に深謝いたします。また、主要産地の漁獲統計や標本の収集にあたってご配慮を賜った関係漁業協同組合の皆様に感謝いたします。なお、本研究で用いた漁獲物標本の一部は、水産庁の我が国周辺水域漁業資源調査委託事業の標本として購入したものである。

引用文献

- 阿部深雪、藤井 浄. 海洋構造並びに海況変動の解明－北海道周辺海域の季節的海況変動. さけ別枠研究「幼魚期及び接岸期を中心とした沖合生態調査 昭和 55 年度プログレスレポート」1981 : 129-138.
- 青田昌秋. 宗谷暖流の研究. 低温科學. 物理篇 1976;33: 151-172.
- 原田輝雄. ブリの増殖に関する研究－特にいわす網養殖における餌料と成長との関係－. 近畿大学紀要 1965 ; 3 : 70-88.
- 星野 昇. 北海道におけるブリの来遊状況. 北水試だより 2017 ; 94 : 1-4.
- 井野慎吾、新田 朗、河野展久、辻 俊宏、奥野 充、山本敏博. 記録型標識によって推定された対馬暖流域におけるブリ成魚の回遊. 水産海洋研究 2008;722: 92-100.
- 磯田 豊、黒田 寛、明正達也、本田 聰. 沿岸親潮の海洋構造とその季節変化. 沿岸海洋研究 2003 ; 41(1) : 5-12.
- Itoh M, Kay I. Ohshima. Seasonal variations of water masses and sea level in the southwestern part of the Okhotsk Sea. *Journal of oceanography* 2000 ; 56 : 643-654.
- 河井智康. ブリの年齢査定と成長. モジヤコ採捕のブリ資源に及ぼす影響に関する研究. 農林水産技術会議事務局研究成果 1967 ; 30 : 86-99.

- 久野正博. ブリ資源の長期変動特性と気候のレジームシフト. 黒潮の資源海洋研究 2004 ; 5 : 29-37.
- 久野正博、岡田 誠. 鱗を用いた熊野灘産ブリの年齢査定. 黒潮の資源海洋研究 2016 ; 17 : 73-79. 日下彰、小塙恒夫、東屋知範、葛西広海、小熊幸子、川崎康寛、平川和正. 北海道東部太平洋陸棚域における海洋構造の季節変動. 海の研究 2009 ; 18 : 135-156.
- 三谷文夫. ブリの成長と年令に関する研究-1年令形質としての脊椎骨の検討. 日本水産学会誌 1958 ; 24 (8) : 623-631.
- 三谷文夫. ブリの漁業生物学的研究. 近大紀要 1960 ; 1 : 81-300.
- Miyama T, Minobe S, Goto H. Marine Heatwave of Sea Surface Temperature of the Oyashio Region in Summer in 2010-2016. *Frontiers in Marine Science* 2021 : 1-12.
- 村山達朗、北原武. ブリ来遊量の長期傾向. 日本水産学会誌 1992 ; 58(3), 409-416 (1992)
- 中多章文、田中伊織. 北海道西岸における対馬暖流傾圧流量の季節および経年変化. 北海道水産試験場研究報告 2002 ; 63 : 1-8.
- 阪地英男、久野正博、梶 達也、青野怜史、福田博文. 2. 太平洋における成長段階別の回遊様式の把握 (1) 年齢別回遊群について. 水産総合研究センター報告 2010 ; 30 : 36-73.
- 阪地英男、横澤祐司、田 永軍. ブリ漁獲量の長期変動と近年の動向. 黒潮の資源海洋研究 2012 ; 13 : 37-42.
- 白石哲朗、大下誠二、由上龍嗣. 九州西岸域で漁獲されたブリの年齢、成長および繁殖特性. 水産海洋研究 2011 ; 75 (1) : 1-8.
- 宍道弘敏、阪地英男、田 永軍. 漁獲量重心の変動からみたブリ類の漁獲量変動. 水産海洋研究 2016 ; 80 (1) : 27-34.
- 田中昌一. 標識放流結果からみた本邦太平洋沿岸のブリの回遊－I. 日本水産学会誌 1972 ; 38 (1) : 29-32.
- Tian Y, Kidokoro H, Watanabe T, Igeta Y, Sakaji H, Ino S. Response of yellowtail, *Seriola quinqueradiata*, a key large predatory fish in the Japan Sea, to sea water temperature over the last century and potential effects of global warming. *Journal of Marine Systems* ; 2012 ; 91 : 1-10.
- 内山 勇. 日本海のブリ資源. 水産海洋研究 61 ; 1996 : 310-312.
- 渡辺和春. 春・夏期に放流した標識魚の再捕結果からみた対馬暖流水域におけるブリの分布と回遊. 日本海区水産研究所研究報告 1979 ; 30 : 131-164.

亘, 真吾, 辻 俊宏, 廣畠二郎, 及川利幸, 池上直也, 御宿昭彦, 久野正博, 猪原 亮, 堀江ひかり, 田中耕治, 久保田 洋, 古川誠志郎, 阪地英男. 日本周辺水域におけるブリの年齢と成長. 黒潮の資源海洋研究 2019; 20: 105-110.

Yasunaka S, Hanawa K. Regime shifts found in the northern hemisphere SST field. *Journal of the Meteorological Society of Japan*, 2002; 80 (1): 119-135.

山本敏博, 井野慎吾, 久野正博, 阪地英男, 檜山義明, 岸田 達, 石田 行正. ブリ (*Seriola quinqueradiata*) の産卵, 回遊生態及びその研究課題・手法について. 水産総合研究センター報告 2007; 21: 1-29.

吉田久美, 北村佳照, 中村俊也. 日本近海における海面水温の十年規模変動. 海の研究 2020; 29 (2): 19-36.

北海道沿岸における赤潮と貝毒の長期変動（総説）

嶋田 宏

過去40年あまりの北海道沿岸における赤潮の発生記録と貝毒発生状況の長期変動をレビューした。本道沿岸では近年まで赤潮による被害はなかったが、2014年に暖水性有害種が検出された翌年に函館湾で渦鞭毛藻*Karenia mikimotoi*による有害赤潮が発生した。本道沿岸の貝毒発生状況について長期変動をみると、麻痺性／下痢性貝毒とともに寒冷レジームの1980年代に高毒化し、温暖レジームに転じた1990年代以降に沈静化の傾向が認められた。東北沿岸の既往知見を整理したところ、赤潮の発生や貝毒の変動傾向は北海道と類似していた。海洋温暖化を背景とした暖水性有害有毒種の分布北上に対応して、形態観察と分子同定技術を併用した監視体制を整える必要がある。

A592 北水試研報 100, 1–12 (2021)

北海道東方沖北西太平洋におけるサンマ *Cololabis saira* の漁期前分布特性

稻川 亮, 志田 修

1986年から30年間、北海道東方沖北西太平洋で7月に実施したサンマの漁期前調査の結果から、分布の特徴や漁期中の来遊量などとの関係についてとりまとめた。年齢別には、未成熟の1歳魚は調査海域の北東側、0歳魚は中央から南西側に多く、さらにその南西側に成熟した1歳魚が分布していた。調査CPUEと資源量およびサンマ棒受網漁業の漁獲量、来遊資源量指数との間には相関関係が認められなかったが、調査における1歳魚の肥満度は漁獲量および来遊資源量指数との間に、調査と漁業における1歳魚の出現割合の間に有意な正の相関が認められた。本報では、調査で得た指標値と漁業の関係に加えて、夏季に成熟するサンマの由来を考察する。

A593 北水試研報 100, 13–27 (2021)

標準化CPUEを用いた北海道におけるサンマの来遊評価

守田航大

サンマの来遊水準評価に用いる新たな指標値を検討するため、1998～2019年に北海道へ水揚げしたさんま棒受網漁船の操業データからGLMにより標準化CPUEを算出した。標準化CPUEはノミナルCPUEに対し、2006年を除く2005～2009年は高く、2010年以降は低い傾向があった。この要因として、2010年を境にした8月のCPUEおよび船型別努力量割合の変化が考えられた。以上のような年以外の要因が除かれた標準化CPUEは、より尤もらしい来遊状態の年変動が反映されていると考えられ、本研究で算出された標準化CPUEは新たな来遊水準の指標値として有用であると判断された。

A594 北水試研報 100, 29–39 (2021)

キツネメバル稚魚への標識を目的とした腹鰓抜去の遊泳への影響

金田友紀

魚類の人工種苗放流において、腹鰓の抜去は稚魚期に実施可能でコストの低い方法であり、広く利用されている。しかし、腹鰓抜去の遊泳能力への影響についてはほとんど調べられていない。そこで、キツネメバル稚魚について、その影響を評価した。全長40, 50および60 mm の稚魚の対となっている腹鰓の一方を抜去処置したもの（実験区）と無処置のもの（対照区）について、流動水槽を用いて流速を変化させ、遊泳時間を計測した。その結果について解析したところ、臨界遊泳速度（ C_{ss} ）は成長に伴い増加した。実験区と対照区の間に、遊泳曲線と C_{ss} では有意差はなく、遊泳能力指数（SAI）もほぼ同等であった。これらのことより、キツネメバル稚魚への腹鰓の抜去は、直線的な遊泳能力に対しては影響を及ぼさないと推察される。

A595 北水試研報 100, 41–46 (2021)

魚油添加飼料の給餌がサケ稚魚の遊泳力発達と捕食回避に与える効果

虎尾 充, 宮本真人, 小林美樹

配合飼料に魚油を添加してサケ稚魚に給餌し, 遊泳力の発達に与える影響と, 被食低減の効果を検証した。平均尾叉長4.3 cmとなった浮上後26日目以降に, 逃避行動の映像解析から測定した巡航速度が, 魚油添加群で顕著に向上了。また, 被食試験の結果, 1) 体長と遊泳速度に差が無ければ被食率にも差が無い, 2) 絶食によって体サイズが相対的に小型化し遊泳速度が低いと被食率が高い, 3) 魚油添加飼料の給餌が絶食時の遊泳速度の低下を軽減し, 被食率も低いことが示された。これらの結果は, 魚油添加飼料の給餌が放流後の餌料環境が悪化した場合のサケ稚魚の遊泳力低下を軽減し被食減耗を低減できる可能性を示す。

A596 北水試研報 100, 47–54 (2021)

資源低水準期の北海道日本海におけるスケトウダラの成長と成熟 (資料)

星野 昇, 本間隆之, 美坂 正

北海道日本海のスケトウダラ産卵親魚について, 2006年から2017年の秋季にトロール調査で採集された標本の年齢査定を行い, この間の成長と成熟に関する資源生態的特徴を把握した。各年齢の尾叉長の経年変化には一方向的な増減の傾向はみられなかった。3~4歳までの成長は雌雄で同傾向であったが, 5歳以降は雌の方が大きく, Bertalanffy成長曲線の極限長は雌502.9 mm, 雄436.2 mmと推定された。成熟割合は, 3歳の雌が25%, 雄が63%, 4歳の雌が73%, 雄が92%, 5歳以降は95%以上と推定された。同じ年齢の個体の体長は採集水深が深くなると, 未成魚で大きく, 成魚で小さくなる傾向があった。

A598 北水試研報 100, 63–70 (2021)

安価なタイムラプスカメラを用いた中間育成中のホタテガイ稚貝の行動観察 (技術報告)

夏池真史, 金森 誠, 山崎千登勢, 西田芳則, 本家一彦

タイムラプス撮影は, 水圏生物の行動観察を行う上で重要な調査手法である。筆者らは広角レンズを装着し, 自作の防水・耐圧容器に収容した安価な市販のタイムラプスカメラをホタテガイの中間育成用の丸籠に設置して, 篠内の稚貝の行動を観察するための撮影システムを作成した。北海道噴火湾において, このシステムの計6台のカメラによって稚貝のタイムラプス撮影を試みた結果, 2020年9月11日から28日までの18日間すべてのカメラにおいて安全に撮影することができ, 約10,000枚の連続画像を得た。撮影日ごとに得られた画像の一部 (n = 195) を抽出して試みた簡便な画像解析から, 稚貝の成長や荒天時の稚貝の行動や分布の変化を示唆する情報が得られた。

A597 北水試研報 100, 55–62 (2021)

2010年代の北海道周辺におけるブリの漁獲量変動の特徴 (資料)

星野 昇, 藤岡 崇

2010年代に漁獲量が急増した北海道周辺のブリについて, 北海道各地の漁獲量変動に6パターンの海域特性を見出した。主要産地の漁獲物は2歳以上の割合が大きかったが, 北海道南部の海域では秋に0~1歳魚の漁獲もみられた。対馬暖流域のブリ北上期の海面水温は1980年代以降直線的な昇温トレンドに10数年間隔の周期変動が加わるパターンで推移し, 太平洋海域にもその影響がみられた。2010年以降は温暖周期に入り, 北上期における日本海~オホーツク海と道南太平洋海域の海水温は過去にない高い水準となり, 定置網漁場にブリが来遊しやすい環境となったことで漁獲量が大きく増加したと考えられる。

A599 北水試研報 100, 71–82 (2021)

水産研究本部図書出版委員会

委員長 中多 章文

委 員 板谷 和彦 美坂 正 奥村 裕弥

高畠 信一 清水 洋平 浅見 大樹

事務局 山口 幹人 小宮山健太 中明 幸広

水産研究本部出版物編集委員会

委員長 山口 幹人

委 員 高嶋 孝寛 山口 浩志 萱場 隆昭 吉村 圭三

蛇谷 幸司 渡邊 治 隼野 寛史 下田 和孝

浅見 大樹 水野 伸也

事務局 小宮山健太 中明 幸広 (作業補助: 鈴木 裕)

北海道水産試験場研究報告 第100号

2021年9月24日発行 ISSN:2185-3290

編集兼 北海道立総合研究機構水産研究本部

発行者 〒046-8555 北海道余市郡余市町浜中町238

電話 総合案内 0135(23)7451 (総務部総務課)

図書案内 0135(23)8705 (企画調整部企画課)

FAX 0135(23)3141

Hamanaka-cho 238, Yoichi-cho, Hokkaido 046-8555, Japan

印刷所 株式会社 総北海 札幌支社

〒065-0021 札幌市東区北21条東1丁目4番6号

電話 011(731)9500