北水試研報 Sci. Rep. Hokkaido Fish. Res. Inst. CODEN : HSSKAJ ISSN : 2185-3290

北海道水産試験場研究報告

第 106 号

SCIENTIFIC REPORTS OF HOKKAIDO FISHERIES RESEARCH INSTITUTES No.106

北海道立総合研究機構水産研究本部

北海道余市町

2024年9月

Hokkaido Research Organization Fisheries Research Department

Yoichi, Hokkaido, Japan

September, 2024

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。

In addition, the 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)

046-8555

中央水産試験場 (Central Fisheries Research Institute)

函館水産試験場 (Hakodate Fisheries Research Institute)

釧路水産試験場 (Kushiro Fisheries Research Institute)

網走水産試験場 (Abashiri Fisheries Research Institute)

稚内水産試験場 (Wakkanai Fisheries Research Institute)

栽培水産試験場 (Mariculture Fisheries Research Institute)

さけます・内水面水産試験場 (Salmon and Freshwater Fisheries Research Institute) 余市郡余市町浜中町238 (Hamanaka-cho, Yoichi, Hokkaido 046-8555, Japan)

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)

085-0027 釧路市仲浜町4-25 (Nakahama-cho, Kushiro, Hokkaido 085-0027, Japan)

099-3119 網走市鱒浦1-1-1 (Masuura, Abashiri, Hokkaido 099-3119, Japan)

097-0001 稚内市末広4-5-15 (Suehiro, Wakkanai, Hokkaido 097-0001, Japan)

051-0013 室蘭市舟見町1-156-3 (Funami-cho, Muroran, Hokkaido 051-0013, Japan)

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

第106号

目 次

宮園章,黒田寛

古国 早, 茶山 見 2021年北海道太平洋沿岸に発生したKarenia selliformis赤潮のタネの由来について	
~カムチャッカから道東に主る輸送経路と経験水温についての検討~	
宮園 章,有馬大地,西田芳則,安永倫明,稲川 亮,本前伸一, 安東祐大朗 藤岡 崇	
有害赤潮藻Karenia selliformis非出現年の十勝沿岸の港湾における渦鞭毛藻・珪藻・ 有鐘繊毛虫の消長と沖合域での珪藻の分布	
園木詩織 音響計測手法と水中カメラ画像を用いた大型海藻の群落判別モデルの開発	
佐野 稔 北海道北部沿岸域のマナマコ資源管理の漁獲限度量の設定における自然増加量の 利用可能性	
秦 安史,崎村祥太郎,三好晃治 2021年の北海道オホーツク海南部沿岸域における地まきホタテガイの高成長と 環境要因との関係	
虎尾 充 低水温による海水移行後サケ稚魚の運動性低下(短報)	
品田晃良, 實吉隼人 千歳川のサケ河川回帰率に与える回遊経路の海面水温の影響(短報)	
宮園 章,長井 敏, 金 康司郎,正城利紀,北山安信,小林和馬, 船木周平,佐野晃平	

北海道沿岸における麻痺性貝毒原因生物2種の分布実態にもとづく名称変更の提案(資料)……… 65

SCIENTIFIC REPORTS

OF

HOKKAIDO FISHERIES RESEARCH INSTITUTES

No.106

CONTENTS

AKIRA MIYAZONO and HIROSHI KURODA

Origin of seeds of <i>Karenia selliformis</i> red tide that occurred along the Pacific coast of Hokkaido in 2021 \sim Consideration of the transportation route of the seeds from Kamchatka to eastern Hokkaido and the water temperature condition of the route \sim
AKIRA MIYAZONO, DAICHI ARIMA, YOSHINORI NISHIDA, TOMOAKI YASUNAGA, RYO INAGAWA, SHINICHI MOTOMAE, YUTARO ANDO and TAKASHI FUJIOKA Fluctuations in dinoflagellates, diatoms, and tintinnid ciliates at ports along the Tokachi coast of the Pacific coast of Hokkaido and the appearance of diatoms off Hokkaido in years when the harmful red tide algae <i>Karenia selliformis</i> did not occur. 11
SHIORI SONOKI Development of a random forest-based classification model for large seaweed communities using the fishery acoustic method and underwater camera imaging
MINORU SANO Availability of natural increases for defining catch limits of sea cucumber <i>Apostichopus armata</i> in northern Hokkaido coastal areas
YASUFUMI HADA, SHOTARO SAKIMURA and KOJI MIYOSHI Relationship between the high growth rate of sown scallops <i>Mizuhopecten yessoensis</i> in 2021 and environmental factors in the Okhotsk Sea coast off Hokkaido
MITSURU TORAO Low water temperatures decrease the motility of chum salmon fry after seawater transfer (short paper) 53
AKIYOSHI SHINADA and HAYATO SANEYOSHI Effect of sea surface temperature on migration pathways and return rates of salmon to the Chitose River, Hokkaido, Japan (short paper)
AKIRA MIYAZONO, SATOSHI NAGAI, KOJIRO KON, TOSHIKI MASAKI, YASUNOBU KITAYAMA, KAZUMA KOBAYASHI, SHUHEI FUNAKI and KOHEI SANO Proposal for renaming based on the distribution of two species causing paralytic shellfish poisoning along the Hokkaido coast (note) 65

2021年北海道太平洋沿岸に発生したKarenia selliformis赤潮のタネの 由来について ~カムチャッカから道東に至る輸送経路と経験水温についての検討~

宮園 章^{*1}, 黒田 寛²

¹北海道立総合研究機構水産研究本部中央水産試験場,²水産研究·教育機構水産資源研究所(釧路)

Origin of seeds of *Karenia selliformis* red tide that occurred along the Pacific coast of Hokkaido in 2021 \sim Consideration of the transportation route of the seeds from Kamchatka to eastern Hokkaido and the water temperature condition of the route \sim

AKIRA MIYAZONO^{*1} and HIROSHI KURODA²

¹ Central Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, Yoichi, Hokkaido, 046-8555,

² Fisheries Resources Institute (Kushiro Station), Japan Fisheries Research and Education Agency, *Kushiro*, 085–0802, Japan.

We investigated particles transported from the east coast of Kamchatka Peninsula to the coast of eastern Hokkaido by analyzing results of particle-tracking experiments of Kuroda *et al.* (2021a) that the origin is assumed to be the red tide on Kamchatka Peninsula occurred in 2020. The majority of the particles shed from Kamchatka Peninsula were transported southwestward along the Kuril Islands, partly through the Sea of Okhotsk and partly through the Pacific coast to the eastern Hokkaido coast. It is possible that *K. selliformis* that followed this pathway, which had lower water temperature conditions that were more severe than those along the eastern Hokkaido coast, could not survive. On the other hand, an extremely small number of particles were transported off the coast of eastern Hokkaido via a pathway that experiences milder water temperatures than the eastern coast of Hokkaido, and remained off the coast of eastern Hokkaido from early June to mid-August. This extremely vulnerable route might have been the transport route from the Kamchatka coast.

キーワード:Karenia selliformis赤潮,経験水温,粒子追跡実験,タネの由来,輸送経路

2021年の北海道太平洋沿岸域で広域かつ長期間発生したKarenia selliformis赤潮(以後,K.s.赤潮と称する)は記録的な規模の大きさと90億円を超える甚大な漁業被害を伴った。K.s.赤潮は観測史上最大級の強度と広がりを持つ海洋熱波がその引き金となった可能性があり,仮説が提示されている(Kuroda et al., 2021a;Kuroda et al., 2022;山口ら,2022;宮園ら,2023)。しかし,強烈な海洋熱波により珪藻類が排除された表層にどこからどのようにK.s.赤潮のタネが到来したかなどの疑問に対する検討は不十分である。

Kuroda et al. (2021a) は粒子逆追跡により, 2021年の 北海道太平洋沿岸で発生したK.s.赤潮のタネの起源とし て,日本海,太平洋のカムチャッカ沿岸およびオホーツ ク海である可能性を指摘している。さらに、2020年秋季 にカムチャッカ沿岸で発生したKarenia赤潮との関係を 調べるために粒子順追跡を行い、カムチャッカ沿岸から 北海道太平洋周辺に到達した粒子が赤潮のタネとなる可 能性はあるが、粒子追跡実験では考慮されなかったK. selliformisの生残・成長を考慮する必要性を論じている。 K. selliformisの北海道株はITS-LSUrDNAの配列が2020年 9~10月のカムチャッカ株と同一であり(Iwataki et al., 2022)、形態学的な特徴も一致していた(Olrova et al., 2022)。ただし、カムチャッカ株が北海道株のタネとなる ためには、2 ℃以下となる北海道太平洋海域における冬 ~春季の極低水温環境(Isada et al., 2019, 2021)でも生残 する必要があり, K. selliformisの低水温耐性戦略についての知見が重要となる(Iwataki et al., 2022)。

K. selliformisは世界の様々な海域で同定され、分布域は 地理的に連続しておらず広範囲に及ぶ;南西太平洋(オ ーストラリアとニュージーランド) (Mackenzie et al. 1996; de Salas et al. 2003), 南東太平洋 (チリ) (Mardones et al. 2020),北西太平洋(日本とロシア)(Iwataki et al. 2022; Orlova et al. 2022), 北東太平洋(メキシコ)(Castillo and Wamudio-Resendiz 2013), アラビア湾(サウジアラビア) (Al-Yamani et al. 2015), 地中海 (チュニジア) (Feki-Sahnoun et al. 2020) および北西大西洋 (USA) (Wolny et al. 2024)。このため、その生理特性はそれぞれの株が生息 している環境によって変化する。北海道におけるK.s.赤潮 発生時の水温環境は9.8~17.6 ℃であり、これは1999年チ リ (>13.5℃) と2020年ロシアのカムチャッカ (9~13℃) における赤潮発生時の水温条件に似ていた(Iwataki et al., 2022)。坂本ら(2023) は培養実験により, K. selliformisの 北海道株の水温と増殖速度の関係を検討し、北海道株は5 ℃以下でゆっくり死滅, 5~10 ℃で維持・ゆっくり増加, 10~17.5 ℃で増加, 17.5~22.5 ℃で活発に増加, 25 ℃以上 で増加しないことから、冷水適応種であると指摘してい る。湯浅ら(2024)は弱光条件の水温5, 7.5, 10℃におけ る培養試験を行い、水温が下がるほど生残率が上昇し、水 温5 ℃では本種が90日以上生残できることを明らかにし た。これらのことは増殖に適した条件下と適さない条件 下ではK. selliformisの生理的応答が異なることを示してい る。冷水性のK. selliformisの生活史においては5 ℃以下の 水温も経験することが想定されるが、こうした低温環境 下に適応したときの耐性についての知見は不十分である。

本研究では, Kuroda et al. (2021a) によるカムチャッカ 沿岸から放出した粒子の順追跡実験の中で北海道沿岸に 到達した粒子の輸送経路と水温履歴を解析して,カムチ ャッカ赤潮由来のK. selliformisが北海道のK.s.赤潮のタネ となる可能性を検討した。

試料及び方法

カムチャッカから道東に到来した粒子の水温履歴 カム チャッカ半島の南東沿岸に置いた粒子(87616個)を2020 年10月1日から2021年9月30日まで追跡した粒子追跡実験 結果(Kuroda et al., 2021)を用いて, 2021年9月30日に北 海道太平洋沿岸から沖合に到達した粒子3226個の輸送履 歴(日別緯度・経度・水温)を切り出し,輸送ルートと 経験水温についての解析を行った(Fig.1)。この実験で は等深度での追跡を行ったため,深度の情報はない。水 平拡散係数は1.0 m² s⁻¹とした。



Fig. 1 The particles used in this study (upper panel, dotted circle) which were selected as the particles coming to Pacific off Hokkaido at September 30th 2021 from south of Kamchatka at October 2nd 2020 (bottom panel, dotted circle) on the results of the particle tracking experiment (Kuroda *et al.*, 2021).

粒子追跡実験の中で2021年8月15日に北海道太平洋沿 岸に接岸した6粒子に着目し,それらの輸送経路と経験水 温の解析を行った。同様に,粒子追跡実験の中で南下速 度が早い粒子群が認められたため,2021年3月2日に北緯 42°以南に到達し,そのとき5℃以上の環境にあった5粒子 (最速南下粒子)の輸送経路と経験水温の解析を行った。 最速南下粒子)の輸送経路と経験水温の解析を行った。 最速南下粒子群は北海道に接近するのか? 上記の解析 により,最速南下粒子群の到達場所は北海道のはるか沖 合(北緯42°以南,東経149°付近)であることがわかった。 これらの粒子が赤潮のタネとして機能するには道東沿岸 に接近する必要がある。そこで,このことを確認するた め新たに粒子追跡実験を行った。この粒子追跡実験では, Kuroda *et al.* (2021a)と同様に日本周辺1/50°高解像度海 洋モデルによる日平均出力を用いて,等深度で粒子追跡 するプログラムにはROMSに特化したソフトウェアであ るLTRANS (Schlag et al., 2008) をKuroda et al. (2014) な らびにKuroda et al. (2021a)が改良したバージョンを使用 した。鉛直方向の輸送はモデルの鉛直速度と鉛直拡散に よる鉛直運動を考慮し,水平拡散係数は1.0 m² s⁻¹とした。 660個の粒子を北緯41.22~41.70°, 東経148.5~149.55°の 深度5, 10, 20 mに配置し, 2021年3月1日から2021年8月 28日まで180日間追跡した。そして, 5月30日, 6月29日, 7月29日に北海道沿岸域(北緯40.0~42.7°, 東経143.0~ 147.9°)に分布した粒子の中から輸送期間中におおむね5 ℃以上の水温環境を経験したもの(5℃以下の温度を20 日以上経験したケースを除く)を選定した。さらに,赤 潮のタネとして機能するには粒子の分布深度も影響する と考え,おおむね深度100 m以浅を輸送したものを選び, その輸送軌跡を解析した。



Fig. 2 Monthly distributions of the selected particles as coming to Pacific off Hokkaido from south of Kamchatka and water temperature (°C) of the particles experienced from October 2th 2020 to September 2th 2021. Black dotted circles indicate the particles which moved southward the fastest, black dotted squares indicate the area almost over 5 °C in March-June when the other particles experienced under 5 °C, 2021. The panels enclosed by red square indicate almost particles were over 5 °C, other ones enclosed by black square indicate almost particles were under 5 °C.



Fig. 3 Tracks from Kamchatka to Hokkaido of the particles which reached the Pacific coast of Hokkaido at August 15th 2021 (left panel) and water temperature (°C) which the particles experienced in transit (right panel). Open circle with grey dotted line indicate surface water temperature in coastal Tokachi (https://www.data.jma.go.jp/gmd/kaiyou/data/db/kaikyo/series/engan/engan121.html, 2022.12.12), dotted square and long dotted square indicate the period under 5 °C, and the period under 1 °C, respectively.

結 果

カムチャッカから道東に到来した粒子の水温履歴 2021 年9月30日に北海道太平洋沿岸域に到来した粒子3226個 について、2020年10月2日から1ヶ月毎の分布と経験水温 の変化を示す(Fig.2)。粒子は千島列島に沿って南西方 向に輸送され、クルゼンシュターン海峡でオホーツク海 に入り、ブッソル海峡で太平洋に戻るものと太平洋をそ のまま南下するものに分かれたのち、北方四島と北海道 に沿って太平洋を南下した。2020年10~11月はどの粒子 も5℃以上の水温を経験した。しかし、その後、12月に は粒子の経験水温は3~5 ℃となり、1月には1~3 ℃、2 ~4月には多くの粒子がオホーツク海側で1℃以下,太平 洋側で1~2℃を経験した。さらに、4月以降、粒子の分 布が拡大したため粒子毎の経験水温の違いが大きくなっ た。例えば、3~6月の低緯度域では5℃以上を経験する 粒子が確認でき(Fig.2 破腺赤四角), 7月以降は多くの 粒子が5℃以上の水温を経験した。粒子の移動距離の違 いは時間経過に伴い大きくなり、それによる経験水温の 違いが拡大した。12~3月には最も早く南下している群が 高い水温を経験していた(Fig.2破腺黒丸)。

カムチャッカから道東沿岸に到来した粒子の中には道 東沿岸に接岸したものが含まれていた。K.s.赤潮の発達 過程において2021年8月下旬に道東沿岸部と沖合域では 衛星クロロフィルa画像で確認できる初期群集の形成が 認められており、それ以前に接岸した粒子はタネとなる 可能性がある。2021年8月15日に道東沿岸に接岸した6つ の粒子の軌跡と各粒子の経験水温を示す(Fig.3)。これ ら6つの粒子はカムチャッカ半島の南から太平洋沿岸を 南下し、クルゼンシュターン海峡からオホーツク海に侵 入したのちそのまま南下、ブッソル海峡で太平洋に戻り そのまま道東沖に至るというルートを辿った。これらの 経験水温について、水温5 ℃以下となる期間は2020年12 月から2021年7月まで約7ヶ月間で(Fig.3 right 破腺四 角)、そのうち1 ℃以下となるのは2~3月の約2ヶ月 (Fig.3 right 長破腺四角)であった。ちなみに、2020年10 月から2021年10月までの道東沿岸の海面水温(Fig.3 right)によると、道東沿岸では水温5 ℃以下の期間が3ヶ 月、そのうち1 ℃以下の期間が1ヶ月であった。

最も速く南下した粒子群(Fig.2 破腺丸)のうち,2021 年3月2日に北緯42°以南に分布し,経験水温が5℃以上で あった6つの粒子(Fig.2 破腺四角内の赤点)の輸送経路 と経験水温の時間変化を示した(Fig.4)。これらはいず れも太平洋沿岸を南下するほぼ同じルートを経て2021年 3月には北緯42°付近に達したが,その後,それぞれ異な る経路で輸送され,4月から9月まで北海道太平洋沖の北 緯39~46°,東経149~154°の広範囲に滞留した。このた め,2020年10月から2021年3月に北緯42°付近に達するま ではいずれも経験水温はほぼ同じで,その後,粒子の輸 送経路によって経験水温は大きく異なった。その結果と して,5つの粒子は2020年12月から2021年5月までの約6ヶ 月間,水温5℃以下を経験し(Fig.4 right 破腺四角),北



Fig.4 Tracks from Kamchatka to Hokkaido of the particles which reached the most south at March 2th 2021 (left panel) and water temperature (°C) which the particles experienced in transit (right panel). Broken red circles in right panel indicate particle positions from October to March. Open circle with grey dotted line indicate surface water temperature in coastal Tokachi (https://www.data.jma.go.jp/gmd/kaiyou/data/db/kaikyo/series/engan/engan121.html, 2022.12.12), dotted square and dashed square indicates the period under 5 °C for 4 particles (yellow, purple, green, blue), and the period under 5 °C for 1 particle (black), respectively.

緯40°以南まで南下した1つの粒子が12月から2月までの 約3ヶ月を5℃以下の水温条件を経験した(Fig.4 right長 破腺四角)。また,これらの粒子が経験した最低水温はい ずれも2℃以上であった。

最速南下粒子群は北海道に接近するのか? 次に本研究 で新たに実施した粒子追跡実験結果に注目する。北海道 のはるか沖(北緯41.22~41.70°, 東経148.5~149.55°)か ら放出した粒子の10日毎の分布をみると, 2021年4月30日 以降に北海道に接近する粒子が認められたが,接岸する 粒子はなかった(Fig.5)。なお,追跡時間の経過に伴い 粒子数が少なくなるのは粒子がモデル領域外に流出した ためである。しかし,数は少ないながらも2021年4月から 8月まで北海道沿岸に近づく粒子が確認され,北海道のは るか沖から北海道沿岸まで粒子を輸送する経路があるこ とがわかった。

北海道のはるか沖から北海道沿岸域に接近する粒子の 輸送経路を調べるために、5月30日、6月29日および7月29 日に北海道沖にまで輸送された660個の粒子(Fig.5 破 腺四角)について経験水温がおおむね5 ℃以上、分布深 度がおおむね100 m以浅であったものを抽出した。この 条件を満たす6粒子について輸送経路と経験水温を示す (Fig.6)。粒子の輸送経路は様々であるが、北海道の沖合 (北緯41~43°、東経148°以西)に約5~6ヶ月の長期間に わたり滞留した特徴は全ての粒子に共通していた。また、 6粒子のうち5粒子(A~E)は6月上旬から8月中旬までに 散発的に北海道沿岸部(北緯42~43°、東経146°以西)に 接近した。ただし,各粒子の経験水温は輸送経路の南北 方向への違いにより大きく異なった。具体的には,粒子 A,Bは水温5~10 ℃の間を,粒子C,D,Eは水温15 ℃ 以上を経験しつつ北海道沿岸に接近した。他方,粒子F は最も南まで輸送されたためその後,北海道沿岸には接 近しなかった。粒子A以外の経験深度は深度100 m以浅で あり,いずれの粒子も2月には深度20 m以浅に分布し,鉛 直混合の盛んな3月から4月には深度が深くなったが,躍 層形成する5月以降は深度20 mより浅い層に分布した。

考察

カムチャッカからの最速南下群のルートはタネの経路に なりえるのか? Kuroda et al. (2021) は粒子追跡実験結 果を粒子群として解析した。一方,本研究では粒子追跡 実験モデルで計算された個別の粒子特性を解析した。個 別粒子の解析は海洋モデルの精度だけではなく,粒子追 跡実験で用いる差分法,サブグリッドスケール乱流拡散 のパラメタリゼーション,初期粒子の配置にも敏感であ るため,不確実性が大きいことを忘れてはいけない。そ れぞれの不確かさの精査は今後の課題である。

2021年の北海道と2020年のカムチャッカにおける K.s.赤潮の関連性を議論するためにはK. selliformisの低水 温耐性に関する知見が重要である(Iwataki et al., 2022)。 本州の日本海西部沿岸に最近発生するようになった Chocrodinium polykrikoides赤潮のシードポピュレーショ



Fig.5 Ten days distributions of the particles from March 2th to August 28 which were set in 41.22-41.70°N,148.5-149.55°E at the start of the particle tracking experiment, where the most southern area of the particles reach from Kamchatka at March 2th 2021. The particles in black dotted squares at May 30, June 29 and July 29 were examined their transportation routes and experience of water temperature on the particle tracking experiment.



Fig.6 Transportation routes (black line with open circle) of six particles from March 2th (●) to August 28th (allow head) which experienced almost over 5 °C in the particle tracking experiment and the line charts of water temperature (black circles, solid line) and of depth (open circles, dotted line) that the particles experienced in transit. Dotted allows indicate that the particles taken out of this field.

ンは韓国沿岸で発生した赤潮に由来するだけではなく, C. polykrikoidesの栄養細胞が生存できない水温10 ℃以下 となる日本沿岸の内湾域で越冬したシードポピュレーシ ョンに由来することが遺伝子解析によって明かにされた (Nagai et al., 2009)。耐久シストは寒い冬を越えて次のブ ルームのタネとして機能するための重要な役割を持つ (e.g. Anderson, 1998)。C. polykrikoidesは耐久シストを形 成するので (Tang and Gobler, 2012),韓国から日本沿岸 に伝搬したC. polykrikoidesは栄養細胞では越せない低水 温環境をシストを形成することによって乗り越えたと考 えられる。しかし, K. selliformisについては耐久シストの 形成が確認されておらず (Iwataki et al., 2022),シストの 存在を確認するための底泥培養実験でも未だ発芽は確認 されていない(坂本ら,2023)ことから、栄養細胞が生 残できないと厳冬を乗り越える可能性はない。K. selliformisの北海道株は培養に適した光条件では水温5 ℃以下でゆっくりと死滅に向かう(坂本ら,2023)が,弱 光条件では水温10℃よりも5℃の培養環境で生残率が 高くなり、5℃では90日以上生残する(湯浅ら,2024)。 これらの知見はK. selliformisが弱光・低水温環境によって 生残能力を高めている可能性を示す。他方、2022年の北 海道沿岸から沖合調査でK. selliformisが出現しなかった ことは、2021年の赤潮に由来するK. selliformisが北海道太 平洋沿岸で越冬できなかった可能性を示す(宮園ら, 2024)。赤潮発生に続く2022年冬の十勝沿岸の水温条件は 気象庁のデータによれば、5℃以下が約130日、そのうち 2 ℃以下が約60日, 0~1 ℃が約30日であった(https:// www.data.jma.go.jp/kaiyou/data/db/kaiyo/series/engan121. html, 2024/5/1)。この条件がK. selliformisの生残にとって 厳しい条件であったと仮定し、以下の論議を進める。2021 年9月に道東沖に到来した粒子をK. selliformisと考えると、 その大多数は2020年12月2日~2021年6月2日までの183日 間.5℃以下の低水温環境を過ごしたことになる (Fig.2)。この条件は冬の十勝沿岸よりも過酷な低水温環 境であることから、この経路を辿ったK. selliformisは生残 が難しかったと推察される (Fig.3 right)。そして、大多 数の粒子が経験する経路はカムチャッカ半島から道東ま でのK. selliformisの伝搬経路となり得ないことを示して いる。一方, 2021年3月に北緯42°付近まで南下した粒子 は2~5℃の水温条件を150~180日, そのうち最も南まで 到達したものは2~5 ℃を90日間経験した (Fig.4 right)。 湯浅ら(2024)の知見によれば5℃以下の水温において も栄養細胞が長期間生残できる可能性が残されており, 弱光,2℃という条件に90日以上耐えることができれば、 2020年秋のカムチャッカを起源とするK. selliformisは北 海道のはるか沖合域(北緯42°以南,東経149°付近)を経 由した経路で道東沖に到達することができた可能性が高 くなる。そのためにはK. selliformisの5℃以下の低水温耐 性能力に関するさらなる研究が望まれる。

カムチャッカ半島南端から北海道の十勝までの直線距 離は約1400 kmであり、千島列島と北方4島によって太平 洋とオホーツク海が隔てられている。Nishioka et al. 2021 によると、北太平洋の北西沿岸にはWSC (西部亜寒帯循 環)が形成され、この循環を構成する東カムチャッカ海 流 (Isoguchi and Kawamura, 2006; Kuroda et al., 2021b) がカムチャッカ半島から千島列島の岸寄りを南西方向に 流れ、南下する親潮と東向する亜寒帯循環流とに分岐す る。東カムチャッカ海流の1部はクルゼンシュターン海峡 とブッソル海峡を介して北太平洋とオホーツク海との間 で水塊交換し、その1部はそのまま北太平洋を南下する (たとえば, Kida and Qiu, 2013)。この南下成分にブッソ ル海峡から北太平洋に出てきたオホーツク海モード水が 合わさり親潮として北海道沿岸に南下するが、一部は西 部亜寒帯循環に取り込まれ東方沖合に流れる (たとえば, Yasuda, 2003)。粒子実験の結果はこうした海流の動きが 反映されていた。最速南下粒子は東カムチャッカ海流で 流され、1月2日には北緯44-45°、東経153-154°に位置し てていたことから, WSCの中に取り込まれたと考えられ る。

カムチャッカから道東沿岸域に達した粒子はわずか

3.7%であり(Kuroda et al., 2021a), そのうち, 最速南下 粒子は0.6%に過ぎない。さらにこうして北海道のはるか 沖に達した粒子のうち31.6%がおおむね5℃以上の環境 条件を満たしつつ沖合域(北緯41~43°, 東経148°以西) を3月から8月まで約6ヶ月間輸送された(Fig.6)。しかも, 2021年の道東太平洋海域の海洋熱波は5,6,7月に発生し 7月に急激に発達したため、この海域の5月から7月の表面 水温は平年より高かった。5月以降の粒子分布がおおむね 深度20 m以浅にあったこと (Fig.6) は季節的な水温躍層 の発達に伴うものと考えられ、K. selliformisが増殖に適 した光環境下に長期間存在できた可能性を示す。ここで 示したカムチャッカから北海道へのK. selliformisの経路 は極めて低い確率でしか生じ得ない脆弱な経路であるた め、この海域にたまたま侵入したK. selliformisが同じ海域 に長期滞留することで初期群集を発達させ、6月から8月 まで散発的に北海道沿岸に接近することにより北海道沿 岸に複数回のタネを蒔くことができたと考えることが妥 当だろう。6月から8月まで北海道沿岸から沖合に密度の 低い初期群集が漂っていた可能性を示した本研究結果は 海洋熱波による赤潮発生メカニズム仮説(Kuroda et al., 2021a;山口ら,2022) で示された海洋熱波により形成さ れる珪藻不在の沖合表層に侵入し、初期群集を形成した というシナリオ(宮園ら, 2023)と矛盾しない。今後は, 沖合域における初期群集を捉えるためのモニタリングを 継続することが必要だろう。

謝 辞

本研究は令和3年度漁場環境改善緊急対策事業「赤潮の 発生メカニズムの解明等による発生予察手法の開発及び 新たな赤潮原因プランクトンの水産生物に対する影響等 の調査」のなかで実施された。

文 献

- Al-Yamani F, Skryabin V, Durvasula SRV. Suspected ballast water introductions in the Arabian Gulf. Aquatic Ecosystem Health & Management 2015 ; 18(3) : 282–289.
- Anderson DM. 1998 Physiology and bloom dynamics of toxic *Alexandrium* species, with emphasis on life cycle transitions. In: Anderson DM, Cembella AD, Hallegraeff GM (eds). *Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms* NATO ASI series. Series G: Ecological Sciences, vol. 41. Springer-Verlag, Berlin, Germany. 1998; pp. 29–48.
- Castillo Md, Zamudio-Resendiz ME. *Karenia* species in the Mexican Pacific. In: Pagou P and Hallegraeff G. (eds)

Proceedings of the 14th International Conference on Harmful Algae: International Society for the Study of Harmful Algae and Intergrvernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Hersonissos-Crete, Greece. 2013; pp. 111–113.

- Feki-Sahnoun W, Njah H, Hamza A, Barraj N, Mahfoudi M, Rebai A, Hassen MB. Using a naïve Bayes classifier to explore the tactors driving the harmful dinoflagellate Karenia selliformis blooms in a southeastern Mediterranean lagoon. *Ocean Dynamics*; https://doi. org/10.1007/s10236-020-01365-5.
- Isada T, Abe H, Kasai H, Nakaoka M. Dynamics of nutrients and colored dissolved organic matter absorption in a wetland-influenced subarctic coastal region of Northeastern Japan: contributions from mariculture and eelgrass meadows. *Front. Mar. Sci.* 2021; 8:711832.
- Isada T, Hattori-Saito A, Saito H, Kondo Y, Nishioka J, Kuma K, Hattori H, McKay RML, Suzuki K. Responses of phytoplankton assemblages to iron availability and mixing water masses during the spring bloom in the Oyashio region, NW Pacific, *Limnol. Oceanogr.* 2019 ; 4 : 197–216.
- Iwataki M, Lum WM, Kuwata K, Takahashi K, Arima D, Kuribayashi T, Kosaka Y, Hasegawa N, Watanabe T, Shikata T, Isada T, Orlova TY, Sakamoto S. Morphological variation and phylogeny of *Karenia* selliformis (Gymnodiniales, Dinophyceae) in an intensive cold-water algal bloom in eastern Hokkaido, Japan. Harmful Algae 2022 ; 114 : 102204.
- Kida S and Qiu B. An exchange flow between the Okhotsk Sea and the North Pacific driven by the East Kamchatka Current. J. Geophysical Research: Oceans 2013 ; 118 : 6747–6758.
- Kuroda H, Takahashi D, Mitsudera H, Azumaya T, Setou T. A preliminary study to understand the transport process of the eggs and larvae of Japanese Pacific walleye pollock *Theragra chalcogramma* using particle-tracking experiments based on a high-resolution ocean model. *Fish. Sci.* 2014 ; 80 : 127–138.
- Kuroda H, Azumaya T, Setou T, Hasegawa N. Unprecedented outbreak of harmful algae in Pacific coastal waters off southeast Hokkaido, Japan, during late summer 2021 after record-breaking marine heatwaves. J. Mar. Sci. Eng. 2021a; 9:1335.
- Kuroda H, Suyama S, Miyamoto H, Setou T and Nakanowatari T. Interdecadal variability of the Western Subarctic Gyre

in the North Pacific Ocean. *Deep Sea Research Part I* 2021b; 169:103461.

- Kuroda H, Taniuchi Y, Watanabe T, Azumaya T Hasegawa N. Distribution of Harmful Algae (*Karenia* spp.) in October 2021 off southeast Hokkaido, Japan. *Frontiers in Marine Science* 2022, 9, 841364.
- Mackenzie L, Haywood A, Adamson J, Truman P, Till D, Satake M, Yasumoto T. Gymnodimine contamination of shellfish in New Zealand. In: Yasumoto T, Oshima Y, Fukuyo Y (eds) Harmful and Toxic Algal Blooms. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Sendai, Japan. 1996 ; pp.97–100.
- Mardones JI, Norambuena L, Paredes J, Fuenzalida G, Dorantes-Aranda JJ, Chang KJL, Guzmán L, Krock B, Hallegraeff G. Unraveling the Karenia selliformis complex with the description of a non-gymnodimine producing Patagonian phylotype. *Harmful Algae* 2020; 98:101892.
- 宮園章,西田芳則,嶋田宏,有馬大地,栗林貴範,安東 祐太朗,品田晃良,安永倫明,稲川亮 2021年秋に発 生した北海道の赤潮 -発生過程- 養殖ビジネス 2023;4:55-62.
- 宮園章,有馬大地,西田芳則,安永倫明,稲川亮,本前 伸一,安東祐太朗,水上卓哉 赤潮発生翌年の大津漁 港,十勝港における渦鞭毛藻・珪藻・有鐘繊毛虫の 消長と沖合域でのKarenia selliformisと珪藻類の分布 北水試研報 2024;106:11-23
- Isoguchi, O and Kawamura H. Seasonal to interannual variations of the western boundary current of the subarctic North Pacific by a combination of the altimeter and tide gauge sea levels, *J. Geophys. Res.* 2006 ; 111 : C04013,
- Nagai, S, Nishitani G, Sakamoto S, Sugaya T, Lee CK, Kim CH, Itakura S, Yamaguchi M, 2009. Genetic structuring and transfer of marine dinoflagellate *Cochlodinium polykrikoides* in Japanese and Korean coastal waters revealed by microsatellites. *Molecular Ecology* 18, 2337–2352.
- Olrova TY, Aleksanin AI, Lepskaya EV, Efimova V, Selina MS, Morozova TV, Stonik IV, Kachur VA, Karpenko AA, Vinnikov KA, Andrianov AV, Iwataki M. A massive bloom of *Karenia* species (Dinophyceae) off the Kamchatka coast, Russia, in the fall of 2020. *Harmful Algae* 2022 ; 120 : 102337.
- 坂本節子,中山奈津子,外丸祐司,湯浅光貴,紫加田知幸, 渡辺剛,谷内由貴子,安東祐太朗,有馬大地,岩滝

光儀, 高梨和也 (2) 新たな赤潮原因プランクトンの 水産生物に対する毒性の影響等の調査 ア. 北海 道太平洋沿岸に発生した赤潮原因プランクトンの種 同定と生理生態特性の解明. 令和3年度 北海道赤 潮対策緊急支援事業 赤潮の発生メカニズムの解明 等による発生予察手法の開発及び新たな赤潮原因プ ランクトンの水産生物に対する毒性の影響等の調査 事業成果報告書. 北海道太平洋赤潮共同研究機関, 2023; 39-56. https://www.jfa.maff.go.jp/j/gyosei/ supply/seika/R03_ippan.html#R3_68

- Schlag Z, North E W, Smith K. Larval TRANSport Lagrangian model (LTRANS) User's Guide. University of Maryland Center for Environmental Science, Horn Point Laboratory. Cambridge, MD 2008 ; 146 pp.
- Tang YZ, Gobler CJ. The toxic dinoflagellate Cochlodinium polykrikoides (Dinophyceae) produces resting cysts. Harmful Algae 2012; 20: 71-80.
- Wolny JL, Whereat EB, Egerton TA, Gibala-Smith LA, McKay JR, O'Neil JM, Wazniak CE, Mulholland MR.

The occurrence of *Karenia* species in mid Atlantic coastal waters: Data from the Delmarva Peninsula, USA. *Harmful Algae* 2024 ; 132 : 102579.

- Yasuda I. North Pacific Intermediate Water: Progress in SAGE (SubArctic Gyre Experiment) and Related Projects. *J. Oceanography* 2004 ; 60 : 385-395.
- 山口篤, 濱尾優介, 松野孝平, 飯田高大. 2021年秋季北 海道太平洋沿岸における有害赤潮藻Karenia selliformisの水平分布および植物プランクトンの群 集構造 水産海洋研究 2002;86(2):41-49.
- 湯浅光貴,外丸祐司,坂本節子.(2)赤潮による深い水深 への影響等に関する調査 エ 原因プランクトンの 越冬細胞生残条件の検討 令和4年度 北海道赤潮 対策緊急支援事業 赤潮の発生メカニズムの解明等 による発生予察手法の開発及び新たな赤潮原因プラ ンクトンの水産生物に対する毒性の影響等の調査事 業成果報告書.北海道太平洋赤潮共同研究機関, 2024;52-55.

有害赤潮藻Karenia selliformis非出現年の十勝沿岸の港湾における渦 鞭毛藻・珪藻・有鐘繊毛虫の消長と沖合域での珪藻の分布

宫園 章*1, 有馬大地1, 西田芳則1, 安永倫明2, 稲川 亮1, 本前伸一3, 安東祐太朗4, 藤岡 崇⁵

¹北海道立総合研究機構水産研究本部中央水産試験場, ²北海道立総合研究機構水産研究本部原子力環境センター駐在, ³北海道十勝総合振興局産業振興課十勝地区水産技術普及指導所, ⁴北海道立総合研究機構水産研究本部釧路水産試験場, ⁵北海道立総合研究機構水産研究本部函館水産試験場

Fluctuations in dinoflagellates, diatoms, and tintinnid ciliates at ports along the Tokachi coast of the Pacific coast of Hokkaido and the appearance of diatoms off Hokkaido in years when the harmful red tide algae *Karenia selliformis* did not occur

AKIRA MIYAZONO^{*1}, DAICHI ARIMA¹, YOSHINORI NISHIDA¹, TOMOAKI YASUNAGA², RYO INAGAWA¹, SHINICHI MOTOMAE³, YUTARO ANDO⁴ and TAKASHI FUJIOKA⁵

- ¹ Central Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, Yoichi, Hokkaido, 046-8555,
- ² Fisheries Research Department (Hokkaido Nuclear Environment Center), Hokkaido Research Organization, *Kyouwa, Hokkaido, 045–0123,*

³ Tokachi Fisheries Technical Guidance Office, Tokachi General Subprefectural Bureau, Hokkaido Government, *Hiroo, Hokkaido, 089–2601,*

⁴ Kushiro Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, Kushiro, Hokkaido, 085-0027,

⁵ Hakodate Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, *Hakodate, Hokkaido, 040-0051, Japan.*

The prevalence of dinoflagellates, diatoms and tintinnid ciliates in the Otsu Fishery Port and Tokachi Port on the eastern coast of Hokkaido and the occurrence of *Karenia selliformis* and diatoms off the coast of the Sea of Okhotsk and the Pacific Ocean in Hokkaido were investigated in the year after the *K. selliformis* red tide occurrence. The appearance of diatoms in Otsu Fishery Port and Tokachi Port was greatly affected by the light environment, and the number of cells was high in June-September and low in September-November. At the beginning and end of dinoflagellate blooms in spring and summer-autumn, diatoms decreased and increased, respectively. A comparison of the size of dinoflagellates and loricae sizes of tintinnid ciliates suggested that the increase in tintinnid ciliates at the end of dinoflagellate blooms was not a predator-prey relationship. In 2022, *K. selliformis* will not appear on the coast or offshore of Hokkaido, and diatoms will appear at a density of 10³ cells mL⁻¹ or more in the offshore area of the Pacific Ocean from August to September.

キーワード:Karenia selliformis, 栄養塩, 珪藻, 渦鞭毛藻ブルーム, 有鐘繊毛虫, 全天日射量

2021年9-11月に北海道の太平洋沿岸において発生した Karenia selliformisを中心とする赤潮(以後, K.s.赤潮と称 する)は甚大な被害をもたらした(高嶋・中川, 2023)。 赤潮には降雨型赤潮:降雨等がきっかけとなり河口域で 発生・成長・維持・終結するタイプ(丸・角田, 2000; 角田, 2001)と沖合移入型:沖合の大陸棚で発生・成長 ・海岸に移動し終結するタイプ(Hutton, 1960; Ingle and Williams, 1966)がある。K.s.赤潮は沖合移入型としては

報文番号A632(2024年6月17日受理)

*Tel: 0135-23-4020. E-mail: miyazono-akira@hro.or.jp

日本で初めての事例であり,分布が沿岸から沖合まで広 域であったこと,発生から収束まで約2ヶ月と長期に及ん だことなどの特徴は従来の西日本で発生するいわゆる降 雨型赤潮とは異なっていた(山口ら,2022)。さらに *K. selliformis*の有害性は不明な点が多く残されているも のの,既知の*K. mikimotoi*の10倍以上の生物毒性を有する こと,甲殻類を除く魚類・棘皮動物・軟体動物など多く の生物群に有害性をもつことなどが確認されており(紫 加田ら,2023;湯浅ら,2023),影響を及ぼした場所は浅 海域にとどまらず,水深50m以深の漁場にも及んだ可能 性が示されている(美坂・安東,2021)。このような強い 有害性が漁業被害を大きくした重要な要因と考えられる。

珪藻と赤潮原因種との種間関係は赤潮発生をコントロ ールする重要な要因である(今井,2000;鬼塚,2011)。 赤潮原因プランクトンは珪藻の出現密度が10³ cells mL⁻¹ を下回った時に増殖しやすいとした報告がある(今井, 2012)。2021年は前代未聞の規模で形成された海洋熱波が K.s.赤潮発生の重要な要因であり,海洋熱波による成層 形成によって生じた珪藻の表層からの消失が広範囲に起 きていた可能性が指摘されており(Kuroda et al.,2021; 宮園ら,2023),赤潮発生海域における2021年の珪藻 (Skeletonema costatum等)の分布密度が2015-2020年に比 べて少なかったことが報告されている(Taniuchi et al., 2023)。赤潮発生翌年の2022年は海洋熱波が発生したもの のK.s.赤潮は発生しなかったが,こうした赤潮非発生年 における珪藻の出現状況を把握しておくことは今後の対 策策定のために重要である。

さらに、十勝沿岸では過去に「降雨型赤潮」の発生が みられ、渦鞭毛藻が赤潮の原因生物であること、渦鞭毛 藻の増加が大雨とその後の凪の状況によって制御される ことが指摘されている(丸・角田, 2000)。渦鞭毛藻の動 態は珪藻との競合関係(たとえば、今井, 1995)や捕食 者(たとえば, Kamiyama and Matsuyama, 2005)が重要 な役割を持つことが知られている。しかし、この海域で は栄養塩をめぐる競合種である珪藻や渦鞭毛藻類の種間 関係や捕食者としての有鐘繊毛虫との関わりから渦鞭毛 藻類の消長を捉えた事例はない。

赤潮形成により生産された膨大なKarenia selliformisの 細胞は北海道の沿岸域に大量に散布された。そのうちわ ずかでも越冬できれば翌年に再び出現する可能性がある ため, K.s.赤潮発生翌年の本種の出現情報は今後の赤潮 発生予察にとって極めて重要となる。本種は沖合からタ ネが伝搬して北海道沿岸の静穏域で増殖した可能性 (Hasegawa et al., 2022) とともに,沖合で初期群集が形成 され移入してきた可能性が指摘されている(Kuroda et al., 2022; 宮園・黒田, 2024)。このため,沿岸の静穏域での 時系列変化と沖合域での分布の両方を把握する必要がある。

本研究では, K.s.赤潮発生翌年の十勝川の河口に近い 大津漁港と十勝の代表的な港である十勝港において K. selliformisと珪藻の分布調査でみられた渦鞭毛藻ブル ームに注目して,栄養塩,珪藻および有鐘繊毛虫との関 わりを検討した。また,夏から秋の太平洋およびオホー ツク海沿岸におけるK. selliformisと珪藻の分布状況を把 握したので報告する。

試料及び方法

港湾調査 2022年6月から11月まで,原則として3回/月の 調査を実施した。調査地点は十勝川河口に最も近い大津 漁港(42.67°N, 143.63°E:水深,約3 m)と十勝管内の代 表的な港湾である十勝港(42.30°N, 143.32°E:水深,約 9 m)である(Fig.1)。RINKO-Profiler(JFEアドバンテ ック社)による水温・塩分・クロロフィル-aの観測と同 時に、そのとき一番多い植物種を捉えるために、クロロ フィル-a濃度が最高値を示した層からの採水を行った。 表層の場合は採水バケツ,深層の場合はバンドン採水器 によって採集した。各調査時の採水層はFig.3に示した。 採水サンプルは1L遮光ポリビンに収容し,実験室にてプ ランクトン観察用サンプルと栄養塩分析用サンプルに供 した。





広域分布調査 2022年7月から9月の太平洋および7月の オホーツク海の沿岸-沖合域における調査を実施した (Fig.2)。CTD (Sea-Bird Scientific) による水温・塩分観 測と同時に海表面から採水バケツを用いて採水した。採 水試料はプランクトン観察用サンプルに供された。



2 Sampling stations of phytoplankton off Hokkaido in July (\bigcirc , \triangle , \bigcirc), August (\blacktriangle , \triangle , \bigcirc) and September (\blacksquare, \bigcirc) , 2022. Surveys in the Sea of Okhotsk in July (26-27) were conducted by the Hokuyo Maru at 16 sites within the range of 143.2-145.3°E and 44.3-45.2°N. Surveys in the Pacific Ocean in July (26-31) were conducted by the Hokushin Maru at 15 sites within the range of 140,9-145,5°E and 41,6-43,0°N. Surveys in the Pacific Ocean in August (17-18) were conducted by the Hokushin Maru at 6 sites within the range of 144.5-145.5°E and 42.5-42.9°N. Surveys in the Pacific Ocean in September (1-2) were conducted by the Hokushin Maru at 7 sites within the range of 143.7-145.5°E and 42.4-42.9°N. The arrows indicate the Tsushima Warm Current (A), Oyashio (B), and Coastal Oyashio (C).

栄養塩の分析 栄養塩の分析は港湾調査でのみ実施された。採水サンプルは10 mLチューブに分注したのち-40 ℃で凍結保存した。栄養塩(NO₂-N, NO₃-N, NH₄-N, DSi, PO₄-P)は栄養塩自動分析計(QuAAtro 2-HR ビーエルテック社)により分析し、3態窒素を溶存態無機窒素(DIN)、リン酸態リンを溶存態無機リン(DIP)、溶存態ケイ素をケイ素(Si)として扱った。

標本作製および観察 採水サンプル(港湾調査:200 mL, 広域分布調査:500 mL)は10 µm目合のプランクトンネ ットで濃縮し、5 mLとしたのち片野液(Katano et al., 2009)で固定後冷蔵保存した。固定標本(全量10 mL)は 重力沈殿後,上澄み回収により1 mLまで濃縮したのち, それぞれ0.1 mLを顕微鏡観察に供した。観察時にはDAPI 染色を施し、落射蛍光装置付倒立顕微鏡(Nikon Eclipse Ti-U,TI-SFL)のUV励起による蛍光から細胞内の核の位 置を確認し、Karenia selliformisとKarenia mikimotoiを区別 した。珪藻は中心目と羽状目に区別して計数した。中心 目については優先して出現したグループを記録した。港 湾調査では、渦鞭毛藻のうちカルコフルホワイトで染色 される有殻種と染色されない無殻種に大別し、優占して 出現したグループについては科毎に計数し,その他については細胞長が30 µm未満を小型サイズ,30 µm以上を中型サイズと区別して計数した。有鐘繊毛虫については一括して計数した。

珪藻・渦鞭毛藻・有鐘繊毛虫の体サイズ測定港湾調査 では、各藻類グループの細胞数増減に及ぼすその捕食者 候補となる有鐘繊毛虫の影響を検討するために, 珪藻と 渦鞭毛藻の細胞サイズおよび有鐘繊毛虫のロリカ径 (開 口部の直径)を測定した。渦鞭毛藻ブルームピーク時の サンプル(大津漁港:7月6日,9月16日,十勝港:7月21 日,9月16日)の顕微鏡写真を数枚撮影し,画像データか ら画像解析ソフトのイメージJ (https://imagej.net/ij/) を 用いて計測を行った。この方法では計測対象の細胞・個 体の向きが正確に捉えられていない可能性があるが、今 回出現した有鐘繊毛虫と植物プランクトン群が被食-捕 食の関係にあるかどうかを検討するには十分と判断した。 気象データの収集と処理 気象データはインターネット で公開されている気象庁の過去の気象データ検索 (https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php, 2023 年3月1日)から入手した。十勝における赤潮形成種であ る渦鞭毛藻の増減は気象条件に大きく影響される(丸・ 角田, 2000)。十勝川の流域面積の大きさを考慮して, 角 田(2001)に従い十勝管内の毎日の最大降水量記録のう ち最も大きな値を管内の日最大降水量として扱った。十 勝管内の全天日射量データはアメダス帯広定点の2022年 のデータおよび1991年から2020年までの平均値データを 入手した。Erga and Heimdal (1984) は6日間の平均全天 日射量13.3 MJ m⁻²を珪藻の増殖制限要因の目安としてい ることから、6日間の移動平均値を求めた。

結 果

大津漁港と十勝港における6月から11月までの水温,塩 分およびクロロフィル-a濃度の鉛直分布をFig.3に示す。 水温は6月の8℃から8月の22℃の間を変化した。最高水 温は8月上旬にみられ、9月上旬に13℃まで低下するもの の、10月上旬には18℃以上となったあと降温に転じた。 塩分は河川水の影響を強く受ける表層では30を下回るこ とがあり、大津漁港では6月下旬、8月上旬に、十勝漁港 では6月下旬、8月上旬、9月下旬および10月中旬に河川水 の流入が認められた。沿岸からの高塩分水は大津漁港で は7月上旬、9月上旬および11月上旬、十勝港では7月上旬、 7月下旬~8月上旬、8月下旬から9月上旬、9月下旬から10 月上旬および11月中旬に認められた。密度躍層は6月中旬 ~9月上旬にかけて発達した。クロロフィル-a濃度は大津 漁港では6月上旬の下層で最大値(>30 µg L⁻¹)がみられ たのち, 6月中は10 μg L⁻¹を越えたが, その後は5 μg L⁻¹ 以下で推移し, 10月上旬の表層で10 μg L⁻¹を越えた。十 勝港では7月下旬から8月中旬の表層, 8月下旬から9月の 表層で20 μg L⁻¹を越えた他, 8月には中層・下層で10 μg L⁻¹を越えた。水温と塩分の推移は両港ともに同様の変化 傾向がみられたが,河川水の影響は十勝港で大きかった。 クロロフィル-a濃度は両港で異なる変化傾向を持ち,水 深3 mまでの期間平均値を見ると大津漁港(5.9 μg L⁻¹)よ り十勝港(7.6 μg L⁻¹) で高かった。



Fig. 3 Vertical profiles of water temperature (°C, A), salinity (B), and chlorophyll *a* concentration (μg L⁻¹, C) from June 1 to November 21, 2022 at Otsu Fishery Port (upper) and Tokachi Port (lower). The black circle indicates the depth of water sampled and the sampling date. Vertical profiles were drawn using data every 1 m.

両港における6月から11月までの栄養塩濃度および十 勝管内の降水量の日最大値をFig.4に示した。6月から8月 中旬(平均17.1 mm日⁻¹)に比べて8月下旬から11月中旬 (平均9.0 mm日⁻¹)までの降水頻度は少なく,平均降水量 では前者が後者の1.9倍多かった。Fig.3に示したとおり 採水層は調査日によって異なったが,おおむね表層から の採水だったので採水層による差違は考慮しない。DIN は大津漁港では6月1日,7月6日および9月16日にそれぞれ 4.9,0.4,2.5 µMと低かった以外は20 µM以上であった。十 勝港では6月1日,7月6日および9月16日にそれぞれ0.7, 1.8,2.6 µMと低かった以外は10 µM以上であった。DIPは 大津漁港では0.5 μMを下回ったのは7月6日のみであった のに対し、十勝港では7月6日、7月21日、9月5日に下回っ た。Siは大津漁港では6月1日、十勝港では6月1日と9月16



Fig.4 DIN (■), DIP (▲), and Si (○) concentrations from June 1 to November 21, 2022 at Otsu Fishery Port (upper) and Tokachi Port (lower). The gray bar graph indicates the maximum precipitation data of AMeDAS stations in the catchment area of the Tokachi River. (https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php, 2023.3.1).



Fig.5 Cell numbers of diatoms (■) and dinoflagellates (○) from June 1 to November 21, 2022 at Otsu Fishery Port (upper) and Tokachi Port (lower). Black dashed squares indicate spring dinoflagellate blooms and summer-autumn dinoflagellate blooms. Black solid line indicates the daily changes of 6-day moving average in global solar radiation from June to November 2022, and black dotted line indicates the mean values of global solar radiation from 1991 to 2020 at AMeDAS Obihiro station. (https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index. php, 2023.3.1). Dashed solid line indicate 13.3 MJ m².



Fig.6 Individual numbers of tintinnid ciliates (▲) from June 1 to November 21, 2022 at Otsu Fishery Port (upper) and Tokachi Port (lower). Black dashed squares indicate spring dinoflagellate blooms and summerautumn dinoflagellate blooms.

日にそれぞれ10 μMを下回ったがそれ以外は常に10 μM 以上の値を示した。DIN, DIP, Siの動きは必ずしも同調 しなかったが,降水頻度が高い6月から8月中旬までの栄 養塩の増加は降水量との対応と考えられたが,降水頻度 が低い9月以降の栄養塩増加,特にDIPの増加については 降水量との対応が見られなかった。

両港における6月から11月までの珪藻と渦鞭毛藻の細胞数および帯広の全天日射量(2022年値, 1991~2020平均値)をFig.5に示した。珪藻は大きく増減しながら8月上旬に最大細胞数(10⁵ cells mL⁻¹レベル)を記録したのち、9月から11月までの細胞数が10² cells mL⁻¹以下まで低くなるという傾向は両港に共通していた。渦鞭毛藻は十勝港で6月中旬から7月上旬、8月下旬から9月中旬にそれぞれ細胞数が100倍程度に増加する現象が認められた。大津漁港では6月中旬から7月上旬の細胞数変化は小さかったが、8月上旬から9月中旬の細胞数変化は十勝港と同程度に大きかった。そこで、それぞれの期間の渦鞭毛藻の

 Table 1
 Relationship between environmental factors and the dynamics in cell numbers of diatoms, dinoflagellates, and individual numbers of tintinnid ciliates in the period of spring and summer-autumn dinoflagellate blooms at Otsu Fishery Port (upper panel) and Tokachi Port (lower panel) in 2022.

Period		0	Spring bloon	n		Summer-Autumn bloom					
date	1 Jun.	15 Jun.	29 Jun.	6 Jul.	21 Jul.	17 Aug.	24 Aug.	31 Aug.	5 Sep.	16 Sep.	29 Sep.
water temperature (°C)	8.9	10.4	10.2	17.8	17.8	13.9	14.4	16.6	17.4	18.8	18.3
Salinity	31.8	30.3	32.6	28.7	30.6	32.8	32.7	31.0	34.3	31.8	31.0
DIN (µM)	0.7	19.0	27.9	1.8	57.0	22.0	24.2	32.0	41.3	2.6	26.2
DIP (µM)	1.0	1.1	0.8	0.4	1.2	1.6	1.5	1.2	1.0	1.2	1.5
Si (µM)	0.2	30.8	109.3	69.9	146.3	34.3	40.6	71.8	89.9	10.1	63.5
N/P	0.7	17.4	37.2	4.1	48.3	13.8	15.8	25.9	40.9	2.1	17.8
Si/P	0.2	28.2	145.8	162.6	123.9	21.5	26.6	58.0	89.1	8.3	43.1
Chlorophyll a (µg L ⁻¹)	37.1	18.5	5.9	10.2	1.4	2.6	2.5	2.4	1.6	11.6	1.2
Global solar radiation (MJ m ⁻²)	16.3	15.7	16.4	15.8	11.0	16.0	16.1	8.8	13.4	15.8	9.6
diatoms (cells mL ⁻¹)	476	181	66	13025	76	440	984	21898	8601	30215	63
dinoflagellates (cells mL ⁻¹)	8.9	7.8	28.2	57.1	6.4	2.6	1.0	6.4	7.7	62.3	31.7
tintinnid ciliates (inds mL ⁻¹)	0.2	0.3	0.4	1.4	22.6	0.9	0.4	3.0	1.9	0.2	7.5
dinoflagellate bloom stage	before	start	intermed.	peak	after	before	start	intermed.	intermed.	peak	after

Period			Spring bloom	ı		Summer-Autumn bloom					
date	15 Jun.	29 Jun.	6 Jul.	21 Jul.	27 Jul.	17 Aug.	24 Aug.	31 Aug.	5 Sep.	16 Sep.	29 Sep.
water temperature (°C)	10.1	8.9	18.4	19.1	22.9	13.5	15.9	17.4	17.9	18.9	18.2
Salinity	30.1	32.5	26.5	24.8	25.0	33.0	32.1	28.9	27.4	31.0	28.5
DIN (µM)	14.4	12.2	0.4	17.9	11.6	19.7	17.6	21.6	28.9	2.5	17.2
DIP (μ M)	1.2	1.2	0.4	0.4	0.9	2.6	2.0	1.4	0.4	0.5	1.0
Si (μM)	18.7	18.7	35.7	73.5	30.5	36.7	30.9	44.6	74.0	0.2	47.3
N/P	15.1	10.0	1.0	41.0	13.0	7.7	8.7	15.9	82.0	4.8	17.2
Si/P	30.4	15.3	88.4	167.9	34.3	14.2	15.3	32.9	210.2	0.4	47.3
Chlorophyll $a (\mu g L^{-1})$	2.5	6.0	14.2	19.8	-	10.4	89.5	1.5	90.7	12.3	3.3
Global solar radiation (MJ m ⁻²)	16.3	15.7	16.4	15.8	11	16.0	16.1	8.8	13.4	15.8	9.6
diatoms (cells mL ⁻¹)	85	34	2592	105	104016	281	208	389	4415	39726	59
dinoflagellates (cells mL ⁻¹)	2	0.0	60.0	137.0	29.0	1.3	1.0	19.2	12.3	74.4	12.5
tintinnid ciliates (inds mL ⁻¹)	0.3	0.1	12.6	19.8	22.0	1.7	4.8	5.1	4.7	0.5	6.4
dinoflagellate bloom stage	before	start	intermed.	peak	after	before	start	intermed.	intermed.	peak	after

増加を渦鞭毛藻ブルームと定義した(Fig.5,破線方形)。 以降,6~7月の渦鞭毛藻増加を春季の渦鞭毛藻ブルーム, 8~9月の渦鞭毛藻増加を夏季~秋季の渦鞭毛藻ブルーム として扱う。全天日射量は6~9月中旬に多い日が持続し たのに対し,9月下旬から11月までは少ない日が続いた。 有鐘繊毛虫は7月下旬に最大個体数を記録し,9月下旬に もわずかに増加した(Fig.6)。渦鞭毛藻ブルーム期間に 注目すると,春季の渦鞭毛藻ブルームではブルーム期間 中に有鐘繊毛虫は増加し,ブルーム期間後に個体数ピー クを持った。夏季~秋季の渦鞭毛藻ブルームではブルー ム期間後に有鐘繊毛虫の増加がみられた。

春季および夏季~秋季の渦鞭毛藻ブルームにおける渦 鞭毛藻の動態とそれに影響を及ぼす要因を検討するため に、それぞれの渦鞭毛藻ブルームを開始前(細胞数増加 前)、開始(細胞数増加)、途中、ピーク(細胞数極大)、 ピーク後(細胞数減少)に区分して、各区分における環 境要因と珪藻・渦鞭毛藻の細胞数および有鐘繊毛虫の個 体数を示す(Table 1)。珪藻と渦鞭毛藻の増殖に影響す る水温範囲は4つの渦鞭毛藻ブルームで異なるものの、水 温が上昇傾向にあったことが共通していた。栄養塩につ いてみると、ブルーム開始時のDINはいずれも10 μM以上 であった。大津漁港の春季・夏季~秋季および十勝港の 夏季~秋季の渦鞭毛藻ブルームピークではDINは減少し, N/P比は16を大きく下回った。しかし, 十勝港の春季の 渦鞭毛藻ブルームピークではDINは十分存在していた。 全天日射量は春季の渦鞭毛藻ブルーム期間中には15.0 MJ m⁻²を越えていたが, 夏季~秋季のブルーム期間中に は途中(8月31日,9月5日)に15.0 MJ m⁻²を下回った。渦 鞭毛藻ブルームの開始時に珪藻の細胞数が少ない(<10³ cells mL⁻¹)ことは4つのケースに共通していた。他方,珪 藻の細胞数ピークは渦鞭毛藻ブルームピークと同時ある いは遅れてみられた。有鐘繊毛虫は渦鞭毛藻ブルームに 遅れて増加し, 個体数ピークは渦鞭毛藻ブルームのピー ク後にみられた。

春季・夏季~秋季の渦鞭毛藻ブルームのピーク時に優 占した種について渦鞭毛藻ブルーム期間内の細胞数変化 をFig.7に示す。両港の春季・夏季~秋季ブルームを構成 した種は10種類であった。春季のブルームは小型・中型 の有殻種によって構成されていた。小型有殻種が少しず つ増加する中で大津漁港ではAlexandrium tamarense species complex(以下, Atscと称する)が, 十勝漁港では Atsc, Diplopsalis spp., Heterocapsa spp.が急増した。Atsc が最大細胞数に達した時には, 通常の栄養細胞より大き い接合子が観察された。夏秋のブルームは有殻種と無殻



Fig.7 Composition of the spring dinoflagellate blooms (A, B) and the summer-autumn dinoflagellate blooms (C, D) from June 1 to November 21, 2022 at Otsu Fishery Port (left: A, C) and Tokachi Port (right: B, D). Black lines indicate the fluctuation between the armored group and unarmored group.

date		species	3	n	$mean \pm SD$	min.	max.	measurement
of the peak					(µm)	(μm)	(μm)	point
6 Jul.	Diatoms	Centrales	<i>Thalassiosira</i> spp.	15	24.7 ± 8.7	7.6	35.9	cell width
			Skeletonema spp.	21	8.2 ± 3.4	4.5	12.5	cell width
		Pennales	Thalassionema spp.	22	4.4 ± 0.9	3.1	6.7	cell width
	Dinoflagellates	armourad	A.tamarense s.c.	35	30.5 ± 5.7	22.1	42.1	cell width
		droupo	<i>Diplopsalis</i> spp.	17	21.8 ± 2.2	18.1	25.3	cell width
		groups	small size species*	27	16.4 ± 2.5	12.0	21.8	cell width
		unarmoured	small size species*	17	14.7 ± 3.6	8.5	19.7	cell width
		groups	middle size species*	3	33.9 ± 12	23.6	47.1	cell width
	Ciliates	Tintinnids		41	13.8 ± 2.6	8.8	18.4	mouth width of lorica
16 Sep.	Diatoms	Centrales	Chaetoceros spp.	21	7.1 ± 0.9	6.0	8.3	cell width
			Skeletonema spp.	21	8.1 ± 1.9	5.9	10.4	cell width
		Pennales	Asterionella spp.	24	8.5 ± 1.9	5.3	10.6	cell width
	Dinoflagellates	armoured	small size species*	19	15.4 ± 2.5	10.8	20.9	cell width
		groups	middle size species*	14	30.2 ± 4.7	26.4	45.5	cell width
		unarmoured	A. sanguinea	13	41.3±8.2	27.6	51.9	cell width
		groups						
	Ciliates	Tintinnids		6	14.2 ± 3.7	7.2	17.3	mouth width of lorica
date		species	3	n	$mean \pm SD$	min.	max.	measurement
of the peak					(µm)	(µm)	(µm)	point
21 Jul.	Diatoms	Centrales	Skeletonema spp.	21	8.2 ± 3.4	4.5	12.5	cell width
			Thalassiosira spp.	15	24.7 ± 8.7	7.6	35.9	cell width
		Pennales	<i>Thalassionema</i> spp.	14	4.4 ± 0.7	3.4	6.0	cell width
	Dinoflagellates	armoured	A.tamarense s.c.	22	24.1 ± 2.6	19.0	29.5	cell width
		groups	<i>Diplopsalis</i> spp.	17	21.8 ± 2.2	18.1	25.3	cell width
			<i>Heterocapsa</i> spp.	19	15.8 ± 2.3	11.7	20.0	cell width
			small size species*	27	19.4 ± 2.9	13.1	23.3	cell width
		unarmoured	small size species*	17	14.0 ± 2.5	8.8	19.2	cell width
		groups	middle size species*	5	26.6 ± 2.8	23.6	30.7	cell width
	Ciliates	Tintinnids		41	13.8 ± 2.6	8.8	18.4	mouth width of lorica
16 Sep.	Diatoms	Centrales	Chaetoceros spp.	21	6.1 ± 0.7	5.3	7.5	cell width
			Skeletonema spp.	21	8.4 ± 2.3	4.9	11.6	cell width
		Pennales	Asterionella spp.	21	10.8 ± 1.5	8.7	13.8	cell width
	Dinoflagellates	armoured	small size species*	27	15.1 ± 4.1	7.9	23.6	cell width
		groups	middle size species*	10	40.2 ± 11.0	23.7	50.9	cell width
		unarmoured	<i>Polykrikos</i> spp.	25	40.7 ± 9.3	24.6	60.4	cell width
		groups	A. sanguinea	10	39.7 ± 7.1	31.6	53.3	cell width
			middle size species*	5	24.2 ± 3.37	21.5	39.3	cell width
	Ciliates	Tintinnids		6	12.4 ± 4.8	7.8	17.4	mouth width of lorica

 Table 2
 Size of diatoms, dinoflagellates, and tintinnid ciliates dominated when the peak of dinoflagellate bloomed at Otsu

 Fishery Port (upper panel) and Tokachi Port (lower panel) in 2022.

* Small and middle-sized dinoflagellates were roughly distinguished by cell lengths below and above 30 μ m.

種の混合組成であった。両港ともに小型有殻種は少しず つ増加する中で大津漁港ではAkashiwo sanguinea, 十勝港 ではPolykrikos spp.が急増した。調査を通じてKarenia selliformisは出現せず, K. mikimotoiは春季のブルーム期に わずかに出現した。

大津漁港と十勝漁港における春季・夏季~秋季の渦鞭 毛藻ブルームピーク時の珪藻,渦鞭毛藻の優占種の細胞 サイズと有鐘繊毛虫のロリカ径の計測結果を示す (Table 2)。いずれのブルームにおいても有鐘繊毛虫のロ リカ径は平均で12.4~14.2 µmであった。これに対して,珪 藻では中心目のChaetoceros spp. とSkeletonema spp.の平 均細胞幅は6~8 µmとロリカ径より狭かったが,これら は長い棘を持ち連鎖体を形成していた。羽状目の *Thalassionema* spp.と*Asterionella* spp.の平均細胞幅は4.4~ 10.8 µmであったが,細胞長はいずれも30 µmを越えた。渦 鞭毛藻では小型の有殻種・無殻種ともに平均細胞幅は 14.0~19.4 µmで有鐘繊毛虫のロリカ径とほぼ同じあるい は大きかった。

+勝港と大津漁港では6月から11月までK. selliformisは 出現しなかった。オホーツク海と太平洋における沿岸調 査でもK. selliformisは出現しなかった(Table 3)。

太平洋およびオホーツク海沿岸~沖合域における7月

Area	Year	Month	Day	Number of samples	sampling depth (m)	Water temperature (°C)	<i>Karenia</i> <i>selliformis</i> (cells mL ⁻¹)
Tokach Port	2022	JunNov.		19	0-8	8.5-22.9	0
Otsu Fishery Port	2022	JunNov.		1	0-3	8.8-24.5	0
Okhotsk Sea	2022	Jul.	26-27	16	0	7.5-15.5	0
Pacific Ocean	2022	Jul.	26-31	15	0	8.6-21.6	0
Pacific Ocean	2022	Aug.	17-18	6	0	12.8-20.7	0
Pacific Ocean	2022	Sep.	1-2	7	0	15.7-17.0	0

 Table 3
 Results of occurrence of Karenia selliformis in the samples collected from Otsu Fishery Port, Tokachi Port from June to November, and offshore Hokkaido from July to September in 2022.



Fig.8 Distribution of diatoms in cell numbers from July to September 2022 in the Pacific Ocean and Okhotsk Sea off Hokkaido.

下旬から9月上旬の珪藻出現数をFig.8に示す。調査時の 水温,塩分範囲はそれぞれ,オホーツク海(7月);7.5~ 15.5 ℃,32.40~32.66、太平洋(7月);8.6~21.6 ℃,32.36 ~33.67、太平洋(8月);12.8~20.7 ℃,33.14~33.58、太 平洋(9月);15.7~17.0 ℃,15.17~33.52であった。珪藻 は7月にはオホーツク海では平均細胞数密度(最小~最大 幅)が2.5 cells mL⁻¹(0~10)と少なく,太平洋では7.0× 10^2 cells mL⁻¹(1 2 ~10⁴)であった。8月の太平洋では2.2× 10^3 cells mL⁻¹(1 \sim 10⁴),9月の太平洋では4.6×10⁴ cells mL⁻¹ (1 \sim 10⁵) であり,8,9月の太平洋では珪藻の平均細胞数 密度が10³ cells mL⁻¹を上回った。

考察

K. selliformisが2022年北海道沿岸に出現しなかったこと
 2022年の大津漁港, 十勝港およびオホーツク海と太平洋
 沿岸域ではK. selliformisが出現しなかった(Table 3)。北
 海道が実施したK. selliformisの沿岸モニタリングでも
 2022年6月~12月に本種の出現は確認されなかった(北海
 道, 未発表)。また, 釧路管内桂恋漁港における調査では、

2022年1月にK. selliformisの出現が確認されたものの, そ れ以降は検出されていない(水産機構,未発表)。赤潮発 生に続く2022年冬の十勝沿岸の水温条件は気象庁のデー タによれば、5℃以下が約130日、そのうち2℃以下が約 60日、0~1 ℃が約30日であった (https://www.data.jma. go.jp/kaiyou/data/db/kaiyo/series/engan121. html, 2024年 5月1日)。K. selliformisの北海道株は弱光条件では水温10 ℃よりも5℃の培養環境で生残率が高くなり、5℃では 90日以上生残することができる(湯浅ら, 2024)。また, K. selliformisのシストの存在は確認されおらず (Iwataki et al., 2022), シストの存在を確認するための底泥培養実験 でも未だ発芽は確認されていない(坂本ら,2023)。また, 近縁のK. mikimotoiはシストを形成せず,北海道函館湾の 低水温環境では越冬できないことが確認されている(各 務ら、2018)。以上のことから、K. selliformisはシストを形 成をせず、底泥中で冬季の低水温を生き残る生活史を持 たないことが推察され, 2021年のK.s.赤潮に由来するK. selliformisは道東沿岸の過酷な冬季水温環境を越すこと ができなかった可能性が高い。

2022年のK. mikimotoiの出現 K. mikimotoiは6月下旬か

ら7月下旬に大津漁港と十勝港でわずかに出現した (Fig.7)。釧路管内の桂恋漁港では6月下旬に出現した(水 産機構,未発表)。北海道が実施した沿岸モニタリングで は根室・釧路・十勝・日高で7月中旬~8月上旬にわずか に出現した(北海道,未発表)。また,函館湾ではK. mikimotoiは9月に出現し数カ所で赤潮形成に至った(水 上. 2023)。K. mikimotoiは2015年に函館湾ではじめて出 現し赤潮形成した(嶋田ら, 2016; 各務ら, 2018)。そ の後、2021年には噴火湾で初めて出現し室蘭港および近 隣漁港で赤潮を形成した(夏池ら, 2023)。K. mikimotoi は対馬暖流・宗谷暖流に乗って比較的早い時期から北海 道沿岸に到来し、石狩湾で5月、オホーツク海の知床沖の 宗谷暖流水域で7月に出現が確認されたことがあるので (北海道水産林務部水産局水産振興課·北海道立総合研究 機構中央水産試験場資源管理部, 2021), 日本海, オホー ツク海を経由し沿岸親潮によって道東沿岸に伝搬し、沿 岸部や港湾部で検出されたと考えられる。

港湾域における珪藻の増減と全天日射量の関係 珪藻の 増殖には光環境が強く影響することが知られている (Erga and Heimdal, 1984;紫加田ら, 2010)。Erga and Heimdal (1984) は6日間の平均全天日射量13.3 MJ m⁻²を 下回る条件が珪藻の増殖制限要因となることを指摘して いる。各務ら(2018)は函館湾における珪藻の減少と平 均全天日射量13.3 MJ m⁻²を下回ることがよく一致するこ とを確かめた。大津漁港、十勝港における珪藻の増減を みると9月下旬以降に細胞数の大きな減少が認められた (Fig.5)。このことは全天日射量が13.3 MJ m⁻²を下回る日 が増加したこと(Fig.5)とよく一致した。他方,9月下 旬以降の栄養塩環境は良かったことから、珪藻の細胞数 減少は栄養塩制限ではなかったと判断できる(Fig.4)。 1991年から2020年までの平均全天日射量は9月上旬から 13.3 MJ m⁻²を下回っており (Fig.5), 9月以降の道東沿岸 は基本的に珪藻の増殖に不利な光条件下にあると考えら れる。

港湾域における珪藻の増減とDINとの関係 DINは6~9 月中旬までは3回(6月1日,7月6日,9月16日)を除き大 津漁港では20 µM,十勝港では10 µM以上の濃度が維持さ れた(Fig.4)。十勝管内では6~8月中旬まで降水量の多 い日が続き,9~11月までは降水のない日が多かったこと から(Fig.4),河川由来の栄養塩供給量は6~8月より9~ 11月に少なかったと推察される。6~9月中旬の全天日射 量は比較的多く,珪藻は10⁴~10⁵ cells mL⁻¹まで増加した (Fig.5)。この間,珪藻によるDIN消費分は陸水由来のDIN によって補給されていたと考えられる。一方,9月中旬~ 11月までは降水量が少ない中でDIN濃度が高目に推移し たことになる(Fig.4)。この間の全天日射量は少なく,珪 藻が10³ cells mL⁻¹を下回ることが多かったことから (Fig.5), 珪藻によるDIN消費の減少がDINの高濃度安定 の要因の一つと考えられた。このDINの高濃度安定条件 は珪藻と競合する赤潮形成種の増殖のきっかけとなる可 能性がある。

港湾域における渦鞭毛藻ブルームのきっかけに寄与する 環境要因 大津漁港と十勝港の春季・夏季~秋季の渦鞭 毛藻ブルームでは、それぞれの期間中の全天日射量はお おむね13.3 MJ m⁻²を越えており、珪藻の増殖にとって好 適な環境であったといえる (Erga and Heimdal, 1984)。渦 鞭毛藻ブルーム開始時のDIN, DIPおよびSi濃度はそれぞ れ, 10, 0.5, 1 µMを越え, Si/P比は15を上回っていたこ とから、栄養塩は珪藻の増殖を抑制する要因ではなかっ たと判断される。しかし、このときの珪藻の細胞数密度 は10³ cells mL⁻¹を下回っており (Table 1), その理由は光 と栄養塩条件からは説明できなかった。渦鞭毛藻の増殖 は珪藻が減少したときに起きることが知られている(今 井, 1995; Imai and Yamaguchi, 2012)。 Karenia mikimotoi の増殖は珪藻が減少したときに確認されることが多い (山口, 1994;佐藤ら, 1996;一見ら, 2007;西山ら, 2013;各務ら、2018)。赤潮原因プランクトンは珪藻の出 現密度が10³ cells mL⁻¹を下回った時に増殖しやすいとし た報告がある (今井, 2012)。以上から, 大津漁港と十勝 港における渦鞭毛藻ブルームのきっかけは珪藻の減少 (<10³ cells mL⁻¹) と関係していた可能性が高い。

港湾域における渦鞭毛藻ブルームの抑制に寄与する環境 要因 渦鞭毛藻ブルームのピーク時のDIN濃度は十勝港 の春季のブルームを除き10 µMを大きく下回り,N/P比も 16を大きく下回っていたことから(Table 1),珪藻にと ってN欠乏の状況にあった可能性がある。この3つのケー スでは、栄養塩をめぐる珪藻と渦鞭毛藻の種間競争によ る渦鞭毛藻ブルームの抑制があったのかもしれない。他 方,十勝港の春季のブルームのピーク時のDIN濃度は17.9 µMと高く,渦鞭毛藻ブルームのピーク時には珪藻にとっ て引き続き増殖過程にあったため(Table 1),渦鞭毛藻 ブルームの終りが栄養塩をめぐる種間競争によるもので あったとは考えにくい。渦鞭毛藻ブルーム4例中3例で珪 藻との栄養塩をめぐる種間競争が認められたことから, 珪藻の存在は渦鞭毛藻ブルームを抑制する要因として重 要であると考えられる。

有鐘繊毛虫の増加は渦鞭毛藻ブルームに遅れて始まり, 渦鞭毛藻ブルームのあとに個体数ピークが観察された (Fig.6, Table 1)。このことから有鐘繊毛虫の捕食による 影響の可能性が疑われた。有鐘繊毛虫はロリカ径が餌料 の条件を決定する(神山, 1999)。その上限はロリカ径の 40~50 % (Spittler, 1973; Heinbokel, 1978), 75~87 % (Verity and Villareal, 1986), ロリカ径に等しい (Capriulo, 1982) などの知見があり、ロリカの大きさの範囲内で餌 料に対する摂食応答はかなり柔軟性があると解釈されて いる(Capriulo, 1990)。多くの有鐘繊毛虫はナノサイズの 鞭毛藻 (Sherr et al., 1986) や小型の渦鞭毛藻 (Stoecker et al., 1984)を捕食する。大型の珪藻や渦鞭毛藻は有鐘繊 毛虫の餌料に適さないが珪藻の突起物を物理的衝撃によ って除去すると活発に捕食し、餌料価値が高まる (Verity and Villareal, 1986)。大津漁港, 十勝港における春季と夏 季~秋季の渦鞭毛藻ブルームを構成した渦鞭毛藻種の細 胞サイズはいずれも出現した有鐘繊毛虫のロリカ径より 大きく (Table 2), 有鐘繊毛虫による渦鞭毛藻ブルーム コントロールの可能性は低かったと考えられる。出現し た珪藻の中で優占したSkeletonema spp.とChaetoceros spp. の細胞幅は有鐘繊毛虫のロリカ径より小さく、単一細胞、 短い連鎖や棘等の折れた細胞は餌料として有効なので (Verity and Villareal, 1986), 有鐘繊毛虫の増加は珪藻の増 加に応答したのかもしれない。

港湾域における渦鞭毛藻ブルームの構成種と優占種の消 長 春季の渦鞭毛藻ブルームではAtsc (大津・十勝) と *Diplopsalis* spp. (十勝) が急増したのに対し, 夏季~秋季 の渦鞭毛藻ブルームではPeridinium科の小型種とAkasiwo *sanguinea* (大津漁港) あるいは*Polykrikos* spp. (十勝漁港) が急増し、優占種となった。これらのうちAtsc, Akasiwo sanguineaは混合栄養種(Lim et al., 2019; Bockstahler and Coats, 1993), Polykrikos spp.は従属栄養種 (Jeong et al., 2001) である。春季の渦鞭毛藻ブルームで優占したAtsc は細胞数ピーク時に大型の接合子が観察されたことから、 有性生殖によるシストの形成ののち水柱から消失する過 程が捉えられたと考えられる。他方,大津漁港(十勝港) における夏季~秋季の渦鞭毛藻ブルームの主な構成種で あるPeridinium科の小型種とAkasiwo sanguinea (Polykrikos spp.) は被食者と捕食者の関係にあり(Bockstahler and Coats, 1993), Peridinium科の小型種の増加に続いて Akashiwo sanguineaあるいはPolykrikos spp.が急増し, それ によってPeridinium科の小型種が減少したように見える。 これはPolykrikos kofoidiiの捕食圧によってGymnodinium catenatumのブルーム終焉がもたらされた事例 (Matsuyama et al., 1999) と似ていた。丸・角田 (2000) は十勝海域3カ所(大津・大樹・広尾)で1992~1998年の 8~10月に渦鞭毛藻ブルームのモニタリングを行い、5年 間の渦鞭毛藻ブルームの優占種はProtoperidinium spp., Prorocentrum miansおよびProrocentrum triestinumである こと、年・場所によって優占種は交替したことを報告し ている。Protoperidinium spp.の多くは従属栄養種であり (Hallegraeff and Reid, 1986 ; Lessard and Rivkin, 1986 ;

Jacobson, 1986), *P. micans*と*P. triestinum*は混合栄養者 (Jeong *et al.*, 2005) である。珪藻を餌とする *Protoperidinium* spp.の細胞数ピークは珪藻ブルームピー クあるいはその後に形成されることが報告されている (Kjæret *et al.*, 2000)。*P. micans*と*P. triestinum*は独立栄養者 として増殖し赤潮形成することが知られている(鳥海, 1987)が,従属栄養者としてもふるまう(Jeong *et al.*, 2001)。このように毎年の渦鞭毛藻ブルームの優占種は栄 養型も様々であり,年によって優占種が異なるのは珪藻 との種間競争関係や被食〜捕食関係が複雑に影響するた めと考えられる。

+勝における渦鞭毛藻赤潮の発生時期 1970~1980年代 に十勝沿岸で発生した赤潮はいずれも9月中旬~下旬に発 生していた(角田, 2001)。大津漁港と十勝港における渦 鞭毛藻の春季と夏季~秋季のブルームの消長は珪藻の消 長と密接に関係していた (Fig.6, Table 1)。珪藻の増殖は 光環境の季節変化に大きく影響され、平均全天日射量が 13.3 MJ m⁻²以上となる6~9月中旬は増殖適期, 13.3 MJ m⁻² 以下となるそれ以降11月までは増殖不適期と考えられた。 珪藻の増殖適期に河川由来の栄養塩が供給されると珪藻 が活発に増殖できるため, 増殖速度が相対的に遅い渦鞭毛 藻は栄養塩をめぐる競合によって増殖が抑制される可能 性が高い。しかし、9月中旬以降11月までは季節的な光条 件の悪化による珪藻の競争力低下が生じるため,この時期 に大雨+その後の凪などの条件(角田, 2001)があれば、 渦鞭毛藻にとっては珪藻との種間競争に勝てるチャンス が増加すると考えられる。さらに, 上記のとおり渦鞭毛藻 ブルームにおける種間関係は珪藻〜渦鞭毛藻だけではな く, 渦鞭毛藻同士の被食-捕食の関係や繊毛虫類の捕食, さ らにはバクテリアやHNF (heterotrophic nanoflagellates) な どが関わり複雑なmicrobial loopが形成される (Kamiyama et al., 2000)。角田(2001)は十勝沿岸の赤潮発生は台風の 通過による大雨・大時化ののちの静穏晴天の持続が必要 条件であるが十分条件ではないことを示しているが,赤潮 の発生には必要条件を満たした環境中での生物種間の関 係が重要な役割を果たすと考えられる。

謝 辞

国立研究開発法人水産研究・教育機構の神山孝史博士 には、原稿の御高閲をいただき大変貴重なご意見をいた だいた。ここに記して心より感謝の意を表します。

本研究は令和3年度漁場環境改善緊急対策事業「赤潮の 発生メカニズムの解明等による発生予察手法の開発及び 新たな赤潮原因プランクトンの水産生物に対する影響等 の調査」のなかで実施された。 文 献

- Bockstahler KR, Coats DW. Grazing of the mixotrophic dinoflagellate *Gymnodinium sanguineum* on ciliate populations of Chesapeake Bay. *Mar. Biol.* 1993 ; 116 : 447-487.
- Capriulo GM. Feeding of field collected tintinnid microzooplankton on natural food. *Mar. Biol.* 1982 ; 71 : 73-86.
- Capriulo GM. Feeding-related ecology of marine protozoa. In: Capriulo GM (ed). Ecology of Marine Protozoa, Oxford Univ. Press, New York. 1990 ; 186–259.
- Erga SR, Heimdal BR. Ecological studies on the phytoplankton of Korsfjorden, western Norway, the dynamics of a spring bloom seen in relation to hydrographical conditions and light regime. *J. Plankton Res.* 1984 ; 6 : 67–90.
- Hallegraeff GM, Reid DD. Phytoplankton species successions and their hydrological environment at a coastal station off Sydney. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.* 1986 ; 37 : 361–377.
- Hasegawa N, Watanabe T, Unuma T, Yokota T, Izumida D, Nakagawa T, Kurokawa T, Takagi S, Azumaya T, Taniuchi Y, Kuroda H, Kitatsuji S, Abe K. Pepeated reaching of the harmful algal bloom of *Karenia* spp. around the Pacific shoreline of Kushiro, eastern Hokkaido, Japan, during autumn 2021. *Fisheries Science* 2022; 88: 787-803.
- Hutton RF. Notes on the causes of discolored waters along the southwest coast of Florida. Q. J. Fla. Acad. Sci. 1960 ; 19 : 124–146.
- Heinbokel JF. Studies on the functional role of tintinnids in the Southern California Bight. II. Grazing rates of field populations. *Mar. Biol.* 1978 ; 47 : 191–197.
- 一見和彦, 宮尾和宏, 門谷茂. 瀬戸内海引田湾における 有害赤潮鞭毛藻*Karenia mikimotoi*(渦鞭毛藻)の赤潮 発生年と非発生年の海域環境の比較. 日本プランク トン学会報 2007;54:9-15.
- 北海道水産林務部水産局水産振興課・北海道立総合研究 機構中央水産試験場資源管理部.函館湾におけるカ レニア・ミキモトイに係る監視の手引き.札幌. 2021.
- 今井一郎. 珪藻類を用いたシャットネラ赤潮の生態学的 防除の可能性. 月刊海洋 1995;27:603-612.
- 今井一郎. ラフィド藻赤潮の発生機構と予知「水産研究 叢書48, 有害・有毒赤潮の発生と予知・防除(石田祐 三郎, 本城凡夫, 福代康夫, 今井一郎編)」, 日本水

産資源保護協会,東京. 2000; 29-70.

- 今井一郎. シャトネラ赤潮の生物学. 生物研究社, 東京 2012:184pp.
- Imai I, Yamaguchi M. Life cycle, physiology, ecology and red tide occurrences of the fish-killing raphidophyte *Chattonella. Harmful Algae* 2012; 14:46-70.
- Ingle RM, Williams J. Introduction to a northeast Gulf of Mexico red tide. In: Observations of an Unusual Red Tide: A Symposium. Fla. Board Conserv. Mar. Lab. Prof. Pap. Ser. 1966 ; 8 : pp. 1–8.
- Iwataki M, Lum WM, Kuwata K, Takahashi K, Arima D, Kuribayashi T, Kosaka Y, Hasegawa N, Watanabe T, Shikata T, Isada T, Orlova TY, Sakamoto S. Morphological variation and phylogeny of *Karenia* selliformis (Gymnodiniales, Dinophyceae) in an intensive cold-water algal bloom in eastern Hokkaido, Japan. Harmful Algae 2022 ; 114 : 102204.
- Jacobson DM, Anderson DM. Thecate heterotrophic dinoflagellates: feeding behavior and mechanisms. J. Phycol. 1986; 22: 249–258.
- Jeong HJ, Kim SK, Kim JS, Kim ST, Yoo YD, Yoon JY. Growth and grazing rates of the heterotrophic dinoflagellate *Polykrikos kofoidii* on red-tide and toxic dinoflagellates. J. Eukaryot. Microbiol. 2001; 48: 298-308.
- 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):1-11.
- 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;83:12-17.
- 神山孝史.沿岸域における繊毛虫類の摂食生態(総説) 日本プランクトン学会報 1999;46(2):113-133.
- Kamiyama T, Itakura S, Nagasaki K. Changes in microbial loop components: effects of a harmful algal bloom formation and its decay. *Aquat. Microb. Ecol.* 2000 ; 21 : 21–30.
- Katano T, Yoshida M, Lee J, Han MS, Hayami Y. Fixation of *Chattonella antiqua* and *C. marina* (Raphidophyceae) using Hepes-bufferd paraformaldehyde and glutaraldehyde for flow cytometry and light microscopy. *Phycologia* 2009 ; 48 : 473–479.
- Kjæret AH, Naustvoll L, Paasche E. Ecology of the heterotrophic dinoflagellate genus Protoperidinium in the inner Oslofjord (Norway). Sarsia North Atlantic Marine Science 2000; 85(5-6): 453-460.

- Kuroda H, Azumaya T, Setou T, Hasegawa N. Unprecedented outbreak of harmful algae in Pacific coastal waters off southeast Hokkaido, Japan, during late summer 2021 after record-breaking marine heatwaves. J. Mar. Sci. Eng. 2021; 9:1335.
- Kuroda H, Taniuchi Y, Watanabe T, Azumaya T, Hasegawa N. Distribution of harmful algae (Karenia spp.) in October 2021 off southeast Hokkaido, Japan. *Frontiers in Marine Science* 2022; 9: 841364.
- Lessard EJ. Rivkin RB. Nutrition of microzooplankton and microzooplankton from McMurdo Sound. *Antarctic J. US* 1986 ; 21 : 187–188.
- Lim AS, Jeong HJ, OK JH. Five *Alexandrium* species lacking mixotrophic ability. *Algae* 2019 ; 34(4) : 289–301.
- 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.
- Matsuyama Y, Miyamoto M, Kotani Y. Grazing impacts of the heterotrophic dinoflagellate *Polykrikos kofoidii* on a bloom of *Gymnodinium catenatum*. *Aquat Microb Ecol*. 1999; 17: 91–98.
- 美坂正,安東祐太朗. 北海道太平洋沿岸で発生した大規 模有害赤潮について 試験研究は今 2021;943:
 www.hro.or.jp/list/fisheries/marine/att/ima943.pdf (2023/01/20).
- 美山透 最近の海洋熱波・寒波(2022/6)黒潮親潮ウオッチ.
 2022: https://www.japstec.go.jp/aplinfo/kowatch/?p=11508 (2024/5/24).
- 宮園章,西田芳則,嶋田宏,有馬大地,栗林貴範,安東 祐太朗,品田晃良,安永倫明,稲川亮 2021年秋に発 生した北海道の赤潮 -発生過程- 養殖ビジネス 2023;4:55-62.
- 宮園章, 黒田寛 2021年北海道太平洋沿岸に発生した Karenia selliformis赤潮のタネの由来について~カム チャッカから道東に至る輸送経路と経験水温につい ての検討~ 北水試研報 2024;106:1-10.
- 水上卓哉 北海道南部海域におけるKarenia mikimotoiの出 現状況および赤潮形成について 令和5年度漁場環境 保全関係研究開発推進会議 赤潮・貝毒部会 講演 要旨集 2023;1.
- 夏池真史,金森誠,工藤勲.有害渦鞭毛藻Karenia mikimotoi の噴火湾における初出現と室蘭港における赤潮形成 について.北水試研報 2023:104:21-31.
- 西山嘉乃,河口真弓,吉田幸史,野口浩介,寺田雅彦,明 田川貴子,江口泰蔵. 2012年夏季に伊万里湾佐賀県 海域で発生したKarenia mikimotoi赤潮. 佐賀県玄海水 産振興センター研究報告 2013;6:31-62.

- 鬼塚剛,青木一弘,清水学,松山幸彦,木元克則,松尾 斉,耒代勇樹,西広海,田原義男,櫻田清成.2010年 夏季に八代海で発生した*Chattonella antiqua*赤潮の 短期動態-南部海域における出現特性.水産海洋研 究 2011;75:143-153.
- 坂本節子,湯浅光貴,北辻さほ,紫加田知幸 生物生態的 特性からKarenia selliformis赤潮の発生機構を考える. 水産海洋研究 2023;35-37.
- 佐藤利幸,本田清一郎,池内仁.福岡湾における Gymnodinium mikimotoi 栄養細胞の季節変化.福岡県 水産海洋技術センター研究報告 1996;5:51-58.
- Sherr EB, Sherr BF, Fallon RD, Newell SY. Small aloricate ciliates as a major component of the marine heterotrophic nanoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 1986 ; 31:177–183.
- 紫加田知幸, 櫻田清成, 城本祐助, 生地暢, 吉田誠, 大 和田紘一. 八代海における植物プランクトンの増殖 に与える水温, 塩分および光強度の影響. 日本水産 学会誌 2010; 76:34-45.
- 紫加田知幸, 湯浅光貴, 北辻さほ, 長谷川夏樹, 鵜沼辰 哉, 山崎康裕, 西槇俊之. Karenia selliformisの毒性と 鉛直移動特性. 水産海洋研究 2023; 87(1): 37-38.
- 嶋田宏, 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(6): 934-938.
- Spittler P. Feeding experiments with tintinnids. *Oikos suppl.* 1973; 15: 128–132.
- Stoecker DK, Davis LH, Anderson DM. Fine scale spatial correlations between planktonic ciliates and dinoflagellates. *J. Plankton Res.* 1984 ; 6(5) : 829-842.
- 鳥海三郎. 赤潮生物研究指針(日本水産資源保護協会編) 秀和, 東京 1987; p. 315-324.
- Verity PG, Villareal TA. The relative food value of diatoms, dinoflagellates, flagellates and cyanobacteria for tintinnid ciliates *Archiv fr Protistenkunde* 1986 ; 131 : 71–84.
- 高嶋孝寛, 中川工. 2021年道東大規模有害赤潮による被 害について 水産海洋研究, 2023;87(1):27-28.
- Taniuchi Y, Watanabe T, Azumaya T, Takagi S, Kasai H, Nakanowatari T, Ohnishi T, Kakehi S, Kuroda H. Drastic changes in a lower-trophic-level ecosystem attributed to unprecedented harmful algal outbreaks in 2021 on the Pacific shelf off southeaset Hokkaido, Japan. *Continental Shelf Research* 2023 ; 267 : 105114.
- 山口篤,濱尾優介,松野孝平,飯田高大. 2021年秋季北 海道太平洋沿岸における有害赤潮藻Karenia selliformisの水平分布および植物プランクトンの群

集構造 水産海洋研究 2022;86(2):41-49.

- 山口峰生. Gymnodinium nagasakienseの赤潮発生機構と発 生予知に関する生理生態学的研究. 南西海区水産研 究所研究報告 1994;27:251-394.
- 湯浅光貴,内田肇,紫加田知幸,山崎康裕. Karenia selliformisの毒性についての新知見 令和5年度日本 水産学会春季大会水産環境保全委員会企画シンポジ ウム,近年の日本沿岸における赤潮:発生の特徴と 新たな対策を考える,要旨集 2023: p. 12.
- 湯浅光貴,外丸祐司,坂本節子. (2)赤潮による深い水 深への影響等に関する調査 エ 原因プランクトン の越冬細胞生残条件の検討 令和4年度 北海道赤 潮対策緊急支援事業 赤潮の発生メカニズムの解明 等による発生予察手法の開発及び新たな赤潮原因プ ランクトンの水産生物に対する毒性の影響等の調査 事業成果報告書.北海道太平洋赤潮共同研究機関, 2024;52-55.

音響計測手法と水中カメラ画像を用いた大型海藻の群落判別モデルの開発

園木詩織*

北海道立総合研究機構釧路水産試験場

Development of a random forest-based classification model for large seaweed communities using the fishery acoustic method and underwater camera imaging

SHIORI SONOKI*

Kushiro Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, 2-6 Hama-cho, Kushiro, Hokkaido 085-0024, Japan.

Hokkaido is a major kelp-producing region in Japan; However, in recent years, a decreasing trend in the number of fishermen and a reduction in production due to climate change has been observed. To assess the status of kelp species, obtaining both spatial and quantitative information is essential. Acoustic measurements provide information on distribution areas, but fall short in distinguishing the types of communities. In this study, we developed a random forest-based classification model for five large seaweed/seagrass species using acoustic measurements and underwater camera observations. The discrimination model for valuable and non-valuable kelp achieved high accuracy, whereas the models for Sargassum and eelgrass demonstrated moderate the accuracy, enabling accurate classification of the four communities based on fishing data.

キーワード:アマモ,可視化,計量魚群探知機,コンブ,定量化,分布推定,ホンダワラ,ランダムフォレスト法

北海道においてコンブ類は主要な漁業対象種である。 特に,北海道東部太平洋沿岸(釧路~根室)におけるコン ブ類の漁獲は全道の漁獲量の6割を占めるコンブ類の主要 な生産地である(北海道水産林務部)。本海域には、出汁 昆布として有用なミツイシコンブ (Saccharina angustata), やガッガラコンブ (S. coriacea), オニコンブ (S. japonica var. diabolica)のほか、昆布巻きや佃煮などの加工用とし て利用されるナガコンブ (S. longissima) などの有用コン ブ類が分布している(川嶋, 1993)。北海道漁獲生産高報告 によると本海域で漁獲される有用コンブ類は, 羅臼地区を 除くと9割以上が天然コンブで、養殖は一部の静穏域を除 いてほとんど行われていない。近年,本海域におけるコン ブ類の漁獲量は減少傾向にある。減少の要因として,漁業 者数の減少などの漁獲努力量の変動や、気候変動に伴う 水温上昇などによるコンブ類の資源量の変動 (Sudo et al.,2019)が挙げられている。コンブ類の漁期前には各漁 協によって資源状態の調査が実施されているが, 目視によ る良し悪しの判断や,調査定点で採取されたサンプルの葉

長,湿重量などの製品としての状態の把握に留まっており,漁場全体のコンブ類の分布面積の現状把握は行われていないため,いずれも変動の実態は不明である。

コンブ類の資源量の維持増大および管理のために、本海 域では天然コンブ漁場を有する各漁協によって雑海藻駆 除(名畑, 1995;寺井, 2014)による漁場の維持や漁獲管理 が行われている。雑海藻駆除により、漁業的価値のほとん どない非有用コンブ類(アイヌワカメ(Alaria praelonga)、 スジメ(Costaria costata)、アナメ(Agarum clathratum)な ど)やホンダワラ類(Sargassum sp.)、スガモ(Phyllospadix iwatensis)等の同所的に分布する大型海藻、および着生基 質となる岩の表面上に分布する石灰藻類を除去すること で有用コンブ類の繁茂が増加することが知られているが、 駆除作業前後に潜水による目視調査で繁茂実態が記録さ れている場合があるものの目視情報であるため部分的な 現状把握に留まっている。また、駆除後の有用コンブ類の 面積の増加量などの定量的な効果も明らかになっていな い。今後、漁場の維持および管理を高度化していくために

報文番号A633(2024年 6 月17日受理) *Tel: 0154-23-6222. Fax: 0154-23-6225. E-mail: sonoki-shiori@hro.or.jp は、本海域に分布する多様な大型海藻の種ごとの分布状況 を面的および定量的に把握することが重要である。

コンブ類を含む大型海藻群落の分布状態の現状把握を 行う手法には、潜水や目視、漁業関係者への聞き取りな どが行われてきた。近年ではドローンによる空撮画像を 用いた面積推定がある(例えば山田ら,2017:本山ら, 2023)。ドローンによる空撮画像は、浅い水深帯や、透明 度が高い海域の海藻群落を把握するために適した手法で ある。しかし、本海域は濁度が高いため透明度が低いほ か、コンブ類の分布深度が10 mを超えるため、海面から は大型海藻の視認が難しく、ドローンによる空撮は適し ていない。そこで、本研究では音響計測手法に着目した。 音響計測手法とは、水中に超音波を発射し、海水以外の 物体に当たって反射して戻ってきた音を受けとることで、 物体までの距離や物体の性質を把握する手法である。水 深の測定や、魚群探知機を用いた魚類の分布量推定など の目的で広く用いられているが,透明度に依存せず,深 い場所を計測することができることから,近年,海藻類 の分布推定手法(例えばKomatsu et al., 2002;南ら, 2012; Sonoki et al., 2016)として利用されている。音響計測手 法により海藻群落を把握するには,音響データから海藻 の有無および海藻群落を構成する種を判別する必要があ る。Shao et al. (2021)は、同一地点における音響データ と目視データを用いたランダムフォレスト法により海藻 の有無を判別する手法を示したが,海藻種を判別する手 法はいまだに確立されていない。そこで本研究では、計 量魚群探知機(以後,計量魚探機と略す)による音響計 測手法を用いて大型海藻群落の音響データを取得し、同 所の水中カメラ映像による目視データと併せて、ランダ ムフォレスト法による機械学習を用いて海藻群落を構成 する海藻種の判別モデルを構築することを目的とした。



Fig. 1 Survey map. The area enclosed by the dotted line represents the survey area, the solid black line indicates the continuous acoustic data acquisition line, and the black circles denote the underwater camera observation points. The shaded region depicts the area where weed control has been conducted.

Table 1 Survey results including date, water temperature, salinity, surface area, line length, number of observed points, and years of past control efforts

Survey region	Date	Water surface temperature (℃)	Salinity (PSU)	Survey area (ha)	Acoustic survey line (km)	Number of visual observation	Past seaweed control periods
	2020/7/29	13.3	32.5	25.0	14.6	45	
	2021/7/21	9.2	32.8	34.2	4.5	19	
Coastal region of	2022/6/22	9.2	32.8	34.2	5.7	19	Not control
Ochiishi in Nemuro city	2022/9/16	17.0	32.8	29.2	3.4	16	(Natural area)
	2023/7/11	10.2	32.6	35.9	4.5	19	
	2023/9/19	12.8	32.7	35.2	4.7	19	
	2021/8/31	13.4	33.4	26.8	5.2	19	2018
A of Hamanaka cho	2022/7/4	10.4	32.4	24.1	5.2	20	2021
	2023/7/19	14.0	32.6	25.3	6.1	19	2021
Seaweed control region	2021/7/16	10.5	32.5	28.7	4.6	23	
	2022/7/4	10.5	32.3	27.2	4.6	23	2020
	2023/7/19	14.0	32.6	27.8	6.4	21	

試料及び方法

水中カメラによる目視調査と計量魚群探知機による音響 調査 調査は北海道東部太平洋沿岸に位置する浜中町沿 岸の雑海藻駆除が実施されている海域2区と根室市落石 沿岸の雑海藻非駆除海域(天然海域)1区において,有用 コンブ類の伸長期~漁期である6~9月に水深2.5~10 m の海域を選定し実施した (Fig.1, Table 1)。雑海藻駆除 海域2区では、バックホーやチェーンによる駆除が4年に 1回のサイクルで実施されており、種苗は天然依存であ る。音響計測機器には、小型で持ち運びが容易で舷側へ の取り付けが可能な小型計量魚群探知機KSE-310 (Table 2, ソニック社製)を用いた。調査定線の間隔は, 園木(2021)で行われている分布マップの推定精度検証 を調査定線の間隔別に検証した結果や、調査に要する時 間、調査地点までの移動距離などを考慮し、分布マップ の推定精度が75~80%と見込まれる約200mに設定した。 また、大型海藻群落の分布は水深依存であり、等深線に

Table 2 Specifications of small quantitative echo sounder KSE-310

KSE-310 with a T203 transducer							
Frequency	120 kHz						
Pulse length	0.3 ms						
Beam width	5.0 degree						
Resolution	3.2 cm						
Ping rate	5 s ⁻¹						
Beam type	Split beam						

水平な定線では過大評価になってしまうおそれがあるた め、等深線に垂直な調査定線を主に設定し、等深線に水 平な定線を交えて蛇腹状に折り返しながら航行すること とした。この調査定線を2~5ノットで航走しながら5回/ 秒の間隔で音波を発信し,連続的な音響情報を取得した。 連続的な音響情報は、種判別モデルの構築後に調査海域 全体の種判別を行うための元データとして用いた。航走 中,任意の地点で停船し,アクションカメラGoPro HERO8 Black (GoPro社製) にロープと錘を付けた垂下式 水中カメラを下ろし, 錘の着底後に50 cm引き上げ, 30 秒以上の動画を取得した。この映像の内容をその地点に おける大型海藻の有無とし、種判別の情報に用いた。撮 影できた大型海藻のうち,北海道こんぶ製品の要綱(一 般社団法人 北海道水産物検査協会, http://www.h-skk. or.jp/index.php?%E8%B3%87%E6%96%99%E5%AE%A4, 2024年1月閲覧)中の『原料となるこんぶの範疇』に記さ れているナガコンブ,ガッガラコンブ,チヂミコンブ,ト ロロコンブを有用コンブ類と定義した。これ以外のコン ブ目褐藻であるスジメやアナメ、アイヌワカメ等は非有 用コンブ類とした。コンブ類以外の大型海藻は、コンブ と同様に岩を基質として生育するネブトモクやウガノモ クなどのホンダワラ類、岩礁帯に分布するスガモ、砂地 に分布するアマモ (Zostera sp.) に分類した。

音響情報の解析にはEchoview (ver.11.0, Echoview社)を 用いた。大型海藻が分布している範囲のエコーグラムを Fig.2に示す。音響情報から大型海藻の情報のみを抽出す る場合,音響反射の上端と下端を設定する必要がある。図 で大型海藻が強い反射を示す一方で,海水の反射は弱く, 見た目にも境界面が明確になっている。この境界面を含 む反射強度をエコーグラムの解像度1セルごとに抽出し



Fig.2 Example of an echogram of acoustic data within the distribution area of large seaweed communities, along with a histogram of the reflection intensity per cell within the region enclosed by the dashed line. The histogram has three peaks, representing seawater, large seaweeds, and the seabed from left to right.

ヒストグラムを作成すると、二峰形を示す。この二峰間 のくびれに当たる部分の反射強度を大型海藻と海水の境 界とし、大型海藻の音響反射強度の上端の閾値とした。閾 値の設定のために、2020~2022年に得られた音響情報か ら、海底が平坦かつ大型海藻が分布していた範囲からラ ンダムに56地点選定し、音波の送受信100回分の音響反応 を抽出して水深0.1 mごとにヒストグラムを作成した。閾 値の平均値は-55.8 dBであったため、本研究ではこの値 を音響反射の上端として採用した。

大型海藻は海底直上から海面方向に分布するため,鉛 直方向における分布の下端は海底となる。海底は,海中 の構造物の中でも強い反射を示すため,反射強度が最大 となる地点を海底と定義し,大型海藻の音響反応の下端 とした。この上端と下端で挟まれた範囲に大型海藻が分 布すると仮定して解析を行った。

本手法で用いる計量魚探機などの音響計測機器は超音 波を円錐状に発射する。発射されるパルス角によっては, 海底の反射を含んでしまう探知不能な領域(デッドゾー ン)が発生する (Ona and Mitson, 1996)。デッドゾーン は以下の数式で計算される。

$$h = d\left(1 - \cos\left(\frac{\theta}{2}\right)\right) + c\tau/2$$

hは海底からの探知不能領域の高さ,dは水深 (m),θ はビーム角 (°),cは音速 (m/s),τはパルス幅である。本 研究で用いる機器のデッドゾーンは0.34 mだったため, NASCなどの音響反射のデータを抽出する際は,解析の 下端をデッドゾーンに設定し,海底の反射を含まない 0.34 mよりも上部にある音響反射を用いて解析を行った。 本海域に分布する主要な漁業種であるナガコンブでは、 年による葉長の変動(Hasegawa *et al.*, 2019)や月による 葉長の変動(合田ら, 2022)が確認されるなど生物量や葉 体の季節変動が激しく、取得した音響データにもその変 動が見られると考えられる。この変動を捉えるため、教 師データとテストデータを含む12回分の調査データで得 られた音響データのうち、音響反応の厚さについて調査 ごとに有意差があるかどうかをSteel-dwass検定を用いて 検証した。

機械学習による判別モデル構築 大型海藻の種判別モデ ル構築のために,機械学習のうちランダムフォレスト法 (Breiman, 2001)を用いた。ランダムフォレストは複数の 決定木を生成し,それらの多数決によって予測を行う手 法である。説明変数の特徴を使用して応答変数を分類す るため,元のデータセットから復元抽出を行うことで標 本を生成するブートストラップ法を採用し,高い予測性 能と各説明変数の重要度の明確な評価が可能となる。こ れにより過学習が軽減される特長があり,本研究で用い ることとした。本研究では,ブートストラップ法にて500 個の決定木を構築した。

機械学習には、2020~2022年に取得した184地点の目視 情報と音響情報を教師データとして用いた。解析ソフト ウェアにはフリーソフトのR(バージョン4.2.3)を、ラン ダムフォレストを行うために、パッケージrandomForest を用いた。応答変数には、目視調査で撮影された水中映 像で確認できた大型海藻の種ごとのの有無を用いた。そ れぞれを応答変数とし、大型海藻群落の種類(有用コン ブ類,非有用コンブ類,ホンダワラ類,アマモ,スガモ) 併せて5種類の判別モデルを構築した。

説明変数として、水中カメラでの目視情報の取得のた めの停船中に得られた音響情報のうち,平均水深(m), 海藻群落の平均厚さ(m),最大Sv(dB),NASC(Nautical Area Scattering Coefficient, m²/nmi²), 平均NASCの変動係 数の5変数を用いた。全ての説明変数は、停船中の各デー タが正規分布に従っていたことや、大型海藻の海中での 挙動によっては外れ値が発生する可能性を考慮し、停船 中の超音波の送受波1回分のデータを平均した数値を使 用することとした。Svは対数であるため、リニアに変換 したものを平均して解析に用いた。上記5つの説明変数の 採択理由は下記の通りである。水深については、海藻種 別の分布水深の差異,海藻群落の平均厚さについては,種 別の群落の立体構造の特徴、最大Svについては、藻体・ 気泡等の配置の特徴、NASC値については、単位面積あ たりの反射強度、平均NASC値については、海藻種別の 平均NASC値の鉛直分布の特徴を、それぞれ説明するた めに採択した。

各モデルにおける各説明変数の影響力の大きさを把握 するために,決定木の分岐に対する影響力の指標である 平均減少ジニ係数(Mean Decrease Gini)を算出し,影響 力を定量・可視化した。また,ブートストラップ法を採 用したランダムフォレストでは,復元抽出によってモデ ルに用いるデータが選択されるため,モデルに用いられ ない教師データが生じる。このモデルに用いられなかっ た教師データをモデルの精度検証に用いることでモデル のエラー率を求めた。

群落判別モデルの精度検証構築された各種の判別モデ ルの精度を検証するためのテストデータには、モデルの 教師データに使用していない2023年の調査で得られた78 地点の目視情報と音響情報を用いた。教師データと同じ 前処理を行って説明変数を整理したのち、モデルを用い て種判別を行った。テストデータのうち、一部のデータ でSv. NASCおよび変動係数が欠損値となった。このよ うなデータの欠損は、海藻群落の閾値に設定したライン がデッドゾーンよりも下に設定されてしまったことによ るものであり、通常、構造物の存在しない海底で発生す る。このため、データの欠損があった部分はゼロに置き 換えて解析を行った。モデルによる種判別結果と、実際 の目視情報による種判別結果を混合行列で比較し、モデ ルの正否判断と目視の正否が一致したサンプルの割合で ある正確度 (Accuracy, %), モデルが正と判断したサン プルのうち, 目視でも正だったサンプルの割合を示す適 合率 (Precision, %), 目視で正だったサンプルのうち, モ デルが正と判断したサンプルの割合を示す再現率 (Recall,%),適合率と再現率から評価されるモデル全体 の評価値であり,0から1の間の数値で評価されるF1スコ アを求めた。推定した種判別結果を用いて,空間統計学 的手法であるクリギング(高阪,1999)による分布推定を 行い,種別の分布範囲および面積を可視・定量化した。

結 果

水中カメラによる目視データと計量魚群探知機による音 響データ 2020~2022年に184地点の水中カメラで確認 された群落とその出現数をTable 3に示す。184地点のう ち、136地点で大型海藻の繁茂が見られ、48地点では見ら れなかった。有用コンブ類の繁茂が確認されたのは108地 点で、そのうち有用コンブ類のみで構成された群落は36 地点で、それ以外の72地点では非有用コンブ類、ホンダ ワラ類、スガモと混生した群落が形成されていた。非有 用コンブ類が確認された84地点のうち、非有用コンブの みによる群落は9地点で、75地点で有用コンブ類、ホンダ ワラ類、スガモと混生した群落が形成されていた。ホン ダワラ類は42地点で確認されたが、ホンダワラ類のみに よる群落は1地点も確認できず、すべてが有用・非有用コ ンブ類やスガモとの混生群落を形成していた。スガモは 8地点で確認されたが単独での群落は見られず,有用・非 有用コンブ類やホンダワラ類と混生群落を形成していた。 アマモは9地点で確認されたが、すべてがアマモのみによ る群落で他の大型海藻は確認できなかった。水中カメラ 映像から切り抜いた撮影画像と、同じ場所において計量 魚探機で計測された音響情報のエコーグラムをFig.3に 示す。コンブ類の分布水深と比較すると、より浅い場所 にアマモやスガモが、深い場所にホンダワラ類が分布し ていた。また、大型海藻の音響反応の厚さ(m)と反射 強度(Sv)は、コンブ類と比較するとホンダワラ類とア マモがより厚く、強い反射となっているなど、分布する 海藻種によってエコーグラムでの大型海藻の見え方が異 なっていた。Fig.4に各大型海藻の反応があった地点と、 いずれの海藻も分布していなかった地点の音響データの 平均値を示す。大型海藻の分布地点の水深の平均は3~6 mで、大型海藻がない地点と比較すると水深が浅かった。 音響反応の厚さはアマモで最も厚く2 m近くなり、他の 大型海藻では0.7~1.0 mであった。最大SVの平均値はホ ンダワラ類とスガモで最も強くなった。NASCはアマモ とホンダワラ類で大きくなり、大型海藻のない地点では 小さくなった。平均NASCの変動係数は大型海藻のない 地点で大きくなり、海藻が分布していた地点では小さく なっていた。また、大型海藻群落が分布していた範囲の

		Discrimination	(A)	(B)	(C	;)	(D)	(E)	
Seaweed		of seaweed community	Fishery valuable kelp	Fishery non- valuable kelp	Sa	argassum sp.	P. iwatensis	<i>Zostera</i> sp.	
Present			108	}	84	42)	8	9
	Indivisual distribution		36	3	9	()	0	9
	Co-occuring distribution		72	2	75	42	2	8	0
	Coexistence with	А	36	3	39	4	ļ	1	0
		AB		-	-	21		0	0
		ABC		-	-			5	0
		ABCD		-	-		•	-	0
		ABCE		-	-			0	-
		ABD		-	-	5	5	-	0
		ABDE		-	-	()	-	-
		ABE			-	()	0	-
		AC		-	21			2	0
		ACD			5			-	0
		ACDE			0			-	-
		ACE			0			0	-
		AD		-	0	2	2	-	0
		ADE			0	()	-	-
		AE			0	()	0	-
		В	39)	-	10)	0	0
		BC	21		-			0	0
		BCD	Ę	5	-			-	0
		BCDE	()	-			-	-
		BCE	()	-			0	-
		BD	()	-	()	-	0
		BDE	()	-	()	-	-
		BE	()	-	C)	0	-
		С	2	ļ	10			0	0
		CD	2	2	0			-	0
		CDE	()	0			-	-
		CE	()	0			0	-
		D	1		0	0)	-	0
		DE	()	0	0)	-	-
		E	()	0	C)	0	
Absent			76	3	100	142		176	175

Table 3 Underwater camera survey results from 2020 to 2022, including occurrences and frequencies of large seaweed communities

音響データのうち、音響反応の厚さについて、調査ごと に総当たりで有意差の有無を確認するためにSteel-Dwass検定を行ったところ、66通りの組み合わせのうち 55通りの組み合わせで有意差があった(p < 0.05)。有意 差が無かった組み合わせについても季節や調査月、海域 が同じかどうかなどの法則性は見られなかった。このた め、本海域に分布する大型海藻の音響反応は年による変 動も大きいとし、様々な生育状況の大型海藻に対して適 用可能なモデルにするため、海藻種ごとに一つのモデル として作成した。

ランダムフォレスト法による群落判別モデル 2020~ 2022年の目視データと音響データデータを用いて、ラン ダムフォレスト法を行って構築された5種類の群落判別 モデルについて、決定木に対する各説明変数の影響力の 指標である平均減少ジニ係数を示す(Fig.5)。有用コン ブ類の判別モデルでは、海藻群落の厚さと水深の影響力 が他の説明変数と比べて大きかった。非有用コンブ類の 判別では、海藻群落の厚さの影響力が最も大きく、他の 説明変数の影響緑は横並びであった。ホンダワラ類の判 別モデルは海藻群落の厚さとNASCの影響力が最も大き かった。スガモの判別モデルでは、海藻群落の厚さが最 も影響が大きかったが、他の説明変数との差は1.0以内と 軽微だった。アマモの判別モデルでは水深の影響力が他 の説明変数と比較して高くなっていた。モデル内部のデ ータへの適合度を示すエラー率をTable 4に示す。は、有 用コンブ類で14.7%, 非有用コンブ類で25.0%, ホンダワ



Fig.3 Comparison of underwater camera images capturing the seafloor vicinity and echograms derived from acoustic data collected at the same locations.



Fig.4 Acoustic data by distribution status of large seaweeds at each location. (a) to (e) are, in order, depth, thickness directly above the seabed, maximum SV, NASC, covariation of NASC.



Fig.5 Average decrease in Gini coefficient, an indicator of the impact of each explanatory variable on decision trees for each community classification model.

 Table 4
 Error rates from internal data of discriminative model analysis obtained using the random forest method

Classification model	Out of Bag estimate of error rate (%)
Fishery valuable kelp	14.7
Fishery non-valuable kelp	25.0
Sargassum sp.	14.1
P. iwatensis	4.4
Zostera sp.	2.7

ラ類で14.1%,スガモで4.4%,アマモで2.7%だった。 外部データを用いた判別モデルの精度検証 モデルの外 部データである2023年の調査データ(n=78)の目視デー タをTable 5に示す。78地点中55地点に大型海藻群落が確 認できた。2023年の調査データの音響データを説明変数 として各判別モデルに挿入し得られた結果と,各モデル の精度検証を行って得られた正確度,適合率,再現率,F1 スコアをTable 6に示す。有用種コンブ判別モデルの正確 度は80.8%,適合率が78.3%,再現率が87.8%となり,F1

 Table 5
 Occurrences of large seaweed communities from the 2023 underwater camera survey

A, B, C, D, and E represent the valuable fishery kelp, non-valuable fishery kelp, *Sargassum* sp., *P. iwatensis, Zostera* sp., respectively.

	Discrimination of seaweed community	nation of Compositi d community		
Present	Ę	55		
		Α	14	
		AB	15	
		ABC	7	
		ABCD	1	
		ABD	2	
		AC	6	
		ACD	1	
		В	1	
		BC	6	
		E	2	
Absent	2	23		

スコアは0.83と最も高い精度となった。次いで精度が高 かったのは非有用種コンブの判別モデルで,正確度が

	Correct cla	Correct classification		ification	Accuracy	Precision	Recall	E1 agoro
	Present	Absent	Present	Absent	(%)	(%)	(%)	FISCOLE
Fishery valuable kelp	36	27	10	5	80.77	78.26	87.80	0.83
Fishery non- valuable kelp	26	32	7	13	74.36	78.79	66.67	0.72
Sargassum sp.	12	42	7	12	73.97	63.16	50.00	0.56
P. iwatensis	0	74	4	0	94.87	0.00	-	-
Zostera sp.	1	76	1	0	98.72	50.00	100.00	0.67

 Table 6
 Validation results using the discriminant model and external data, including accuracy, precision, recall, and F1 scores

Table 7 List of correctly identified misclassifications in discriminant model when using external data

	(A') Fishery valuable kelp model		(B') Fishery non-valuable kelp model		(C') <i>Sargassum</i> sp. model		(D') <i>P. iwatensis</i> model		(E') <i>Zostera</i> sp. model	
Actual class of seaweed distribution	Classifiction result of model									
	Present	Absent	Present	Absent	Present	Absent	Present	Absent	Present	Absent
TRUE	36	27	32	26	12	42	0	74	1	76
FALSE	5	9	13	7	12	7	0	4	0	1
Composition of FALSE classified										
A		-	7	-	1	-	-	-	-	-
AB	-	1	-	4	6	-	-	-	-	-
ABC	-	6	-	1	-	2	-	-	-	1
ABD	-	-	-	1	1	-	-	2	-	-
ABCD	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-
AC	-	1	2	-	-	2	-	-	-	-
ACD	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-
В	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-
BC	3	-	-	-	-	3	-	-	-	-
E	2	-	1	-	1	-	-	-	-	-
Bare bottom	-	-	2	-	2	-	-	-	-	-

74.4%, 適合率が78.8%, 再現率が66.7%となり, F1スコ アは0.72だった。ホンダワラ類の判別モデルは, 正確度 が74.0%と高くなった一方で, 適合率が63.2%, 再現率が 50.0%と低くなったことから, F1スコアは0.56だった。ス ガモの判別モデルは, 正確度は94.9%だったが, 分布があ った場所を正しく判別できなかったため, F1スコアの計 算に至らなかった。アマモの判別モデルは正確度が98.7% と高かったが, 適合率が50.0%, 再現率が100%で, F1ス コアは0.67だった。

群落判別モデルの誤判別地点の特徴 各判別モデルにおいて, どのような群落でモデルの誤判別が発生していたかTable 7に示す。有用コンブ類の判別モデルで誤判別した14地点のうち, 非有用コンブ類を「有用コンブ類がある」と誤判別した地点は3地点だった。反対に, 非有用コンブ類の判別モデルで誤判別した20地点のうち, 有用コ

ンブ類を「非有用コンブ類がある」と誤判別した地点は 10地点だった。また、実際には分布しているにもかかわ らず、「有用/非有用コンブ類がない」と誤判別した地点 はそれぞれ9地点/7地点で、ほとんどの誤判別が相互によ るものだった。ホンダワラ類およびアマモの判別モデル においても相互に誤判別が発生していた。

群落判別モデルを用いた調査海域における群落推定マッ プ F1スコアまで算出できた4つの種判別モデルに2021 ~2023年に取得した調査海域における連続的な音響デー タを適用し,得られた種判別結果に対して空間統計学的 手法の一種であるクリギングを用いて調査海域において 50%以上の確率で該当種が分布すると仮定した種判別マ ップ(Fig.6)を作成し,種ごとの分布面積を推定した (Table 8)。根室市落石沿岸の天然海域においては有用コ ンブ類,非有用コンブ類,ホンダワラを含む雑海藻群落
の3種類の分布が推定された。浜中町沿岸の雑海藻駆除区 では、有用コンブ類、非有用コンブ類、ホンダワラを含 む雑海藻群落、アマモの4種類の分布が推定された。群落 別の推定分布マップと実際の目視データを比較したところ,78地点中62地点(79.5%)が一致していた。



Fig.6 Species classification map estimated using Kriging based on the results obtained from the model. It assumes that the species in question is distributed with a probability of 50% or higher in the surveyed area.

Dis	Distribution area(ha)		of Ochiishi in ocity	Seaweed con Hamana	trol region of Ika cho
		Jul.	Sep.	Region A	Region B
Survey area		35.0	35.2	25.3	27.5
All kelp		16.2	16.9	23.7	27.3
	Fishery valuable kelp	12.6	14.5	23.0	25.1
	Fishery non-valuable kelp	14.4	13.5	20.3	27.1
Seaweed bed inclu	ding Sargassum sp.	4.2	0.2	3.7	0.5
Eelgrass bed (Zost	era sp.)	0.0	0.0	0.2	0.0
Bare seabed		18.8	18.4	1.0	0.3

Table 8 Estimated distribution area based on model classification

考察

水中カメラによる目視データと計量魚群探知機による音 響データ 水中カメラで撮影した184地点におけるすべ ての映像で視認性が良好であり、映像のみで種判別が可 能であった。調査海域において優先して分布している大 型海藻は有用コンブ類、次いで非有用コンブ類であった。 184地点のうち,調査海域において有用コンブ類か非有用 コンブ類のいずれかが確認されたのは127地点に及んだ。 調査海域一帯でコンブ漁業が行われており、その実態を 十分に反映できていたと考えられる。また、ホンダワラ 類を含む雑海藻群落は42地点であり、そのほとんどが天 然海域か駆除範囲外での分布だった。定期的な雑海藻駆 除によってホンダワラ類の防除が実現していることが示 唆される。また、ホンダワラ類は単体での繁茂は確認で きず、他のコンブ類(有用・非有用・両方)とともに分 布していた。スガモは8地点で見られたが、いずれも他の 大型海藻群落と混在しており、単独での分布は確認でき なかった。スガモの分布域は潮間帯下部から潮下帯の岩 の上(田中・中村, 2004)であり,設定した調査範囲よ りも浅い場所に分布していた可能性が考えられる。現地 の聞き取りでも、スガモは調査範囲よりも浅く、船舶が 入りにくい場所に多くみられるとのことだった。以上の 情報からスガモは、音響計測手法での観測が困難な場所 に主に分布していたと推測される。アマモについて、分 布が見られた全地点でアマモ単体による群落が形成され ていた。他の大型海藻は岩や岩盤、その周辺の堆積砂な どを着底基質とする一方,アマモは砂地に地下茎を張り 生育する (川端ら, 1993)。このため, アマモ群落に本研 究で対象とした他の大型海藻の分布が見られなかったの は底質の違いによるものと考えられる。

計量魚探機による音響データは,停船および方向転換 に船外機のプロペラによって発生した泡が映り込んだこ

とによる欠損が一部で見られたが、いずれも数秒の短時 間のものであり、データの取得および解析には問題はな かった。大型海藻の厚さ、分布水深、SV、NASCとNASC の変動係数は、それぞれ水中カメラで判別した種ごとに 特徴が異なっていた。また、コンブ類は葉に気泡を持た ず海底に這うように重なっているため厚さが小さいこと や、アマモやホンダワラ類では葉内の空気間隙や気泡な どによって高く立ち上がっているなど水中カメラで観測 した特徴と音響データの見た目が一致しており、音響デ ータでもそれぞれの分布に適した場所や葉体の海中での 形態を反映していたと考えられる。海底の底質について, 後方散乱強度を用いることで音響データから底質の判別 が可能であるが(例えばWong and Chesterman, 1968;畑中 ·和田, 2009), 海底直上に大型海藻が過密に生育してい る本海域では海底のみによる反射のみを抽出することが 困難であったため説明変数には採用しなかった。また,大 型海藻の生育に影響する要素として海底の傾斜角や傾斜 の向きなどが考えられるが、船舶の振動の影響や大型の 転石帯が広い範囲で見られたことにより海底の傾斜を推 定することが困難であったことから、こちらも採用しな かった。上記した2つの変数を用いる際には、1 pingでの 観測ではなく、数m範囲の水平データとするなど、使用 データの解像度を下げることで可能になると考えられる。 今後、さらなる精度向上を図る上で検討すべき課題であ る。

群落判別モデルの精度評価本研究で作成した5種類の 大型海藻判別モデルについて,有用コンプ類と非有用コ ンプ類のモデルは高い精度で判別が可能だった。一方で, ホンダワラ類とアマモのモデルは判別可能だが使用の際 には注意が必要なモデルと考えられる。スガモのモデル については,データ不足のため判別が困難だった。以下 に,各モデルの特徴,誤判別データの考察,および精度 向上に向けた課題を示す。 1.有用コンブ類判別モデル 有用コンブ類の判別モデル はエラー率が14.7%と低く,外部データでの正確度は 80.8%で,F1スコアは0.83と非常に高かった。モデルは内 部データと外部データの両方に適しており,高精度な判 別モデルが構築されたと考えられる。ただし,全体の2割 が誤判別しており,そのうち5地点は,雑海藻群落の中で 非有用コンブ類を内包するホンダワラ類群落やアマモの 群落を含んでいた。ホンダワラ類とアマモの判別モデル でも相互に誤判別があったことから,モデルの精度向上 のためには、教師データの追加が必要である。

2.非有用コンブ類判別モデル 非有用コンブ類の判別モ デルはエラー率が25.0%で、外部データによる精度検証で は正確度が74.4%, F1スコアが0.72となり、有用コンブ類 のモデルよりに次いで高精度だった。モデル推定結果で は、有用コンブ類と同様の誤判別(ホンダワラ類群落に 内包されたコンブ類の誤認)が見られ、有用コンブ類の みで形成された群落で「非有用コンブがある」と誤判別 された地点が7地点あった。本研究で非有用コンブ類とし た3種のうち、スジメとアイヌワカメの2種は有用コンブ 類と分布水深帯が重複し、再生産可能な成熟時期も重複 している (釧路水産試験場, 1995)。本海域では、有用コ ンブ類と非有用コンブ類が同所的に分布していることが 一般的であり、機械学習の結果、有用コンブ類のみの群 落であっても「非有用コンブ類も分布しているだろう」 という誤判別に繋がったと考えられる。非有用コンブ類 のモデルも高精度ではあるが、教師データの蓄積により 更なる精度向上が期待される。

3.ホンダワラ類判別モデル ホンダワラ類の判別モデル のエラー率は14.1%で,正確度は74.0%と高かったが,F1 スコアは0.56と他のモデルより低かった。適合率と再現 率はそれぞれ63.2%、50.0%であり、モデルの改善の余地 がある。誤判別の特徴として、アマモとの相互誤認や優 良なコンブ漁場との誤認があった。アマモの音響反応が ホンダワラ類に誤認された理由は、教師データ内でアマ モのサンプルが少なかったことが考えられる。優良なコ ンブ漁場での誤認について、海底を這うように分布する コンブ類が多くなり、多くの層を形成することが影響し ていたと考えられる。ホンダワラ類のモデルの精度向上 のためにはコンブ類の繁茂状況の優良または不良に関す る定量データの組み込みを検討する必要がある。再現率 が低かった理由として、枯死脱落などにより低くなった ホンダワラ類が判別できていない可能性がある。本海域 のホンダワラ類の季節変動 (釧路水産試験場, 1995) を考 慮し, 最も繁茂量が多い初夏のデータのみを用いてモデ ルを検討する必要がある。

4.スガモ判別モデル スガモの判別モデルの構築は成功

したものの,適合率が0%で再現率の算出ができなかった ため,評価ができなかった。スガモは岩礁帯の砂地に分 布しているが,調査海域では大規模な群落や単独の群落 が見られなかったことから,データ不足が問題と考えら れる。特に雑海藻駆除の実施海域では,駆除効果などか らスガモの分布が少なかったと考えられ,天然海域でも 調査範囲内でスガモが確認できなかった。スガモの音響 情報が取得しにくかったため,モデルの構築が困難であ ったと考えられる。モデルの改善には,スガモのデータ を増やす必要があり,音響データの取得が可能な水深帯 でのスガモ群落の探索が求められる。

5.アマモ判別モデル アマモの判別モデルは低いエラー 率(2.7%)と高い正確度(98.7%)を示したが、F1スコ アは0.67にとどまった。これは先に述べたホンダワラ類 との誤判別が影響している可能性がある。調査で得られ たアマモ場のデータが教師データでは9地点,外部データ では2地点のみであり,データ数の不足が精度低下に寄与 している可能性も考えられる。精度向上のためには、サ ンプル数の増加だけでなく、アマモが分布する底質の情 報を組み込むことで判別モデルの性能向上が期待できる。

群落判別モデルを用いた調査海域における群落推定マッ **プ** 種判別が未知の大型海藻の音響データに対して本研 究で作成した判別モデルを用いることで、空間統計学的 手法により大型海藻群落の構成種別の分布推定マップを 作成することができた。種別の推定マップの正答率は約 8割で、高精度での可視・定量化を実現できたと考えられ る。有用コンブ類のみの分布マップは漁場管理の高度化 や有用コンブ類の資源指標としての利用が期待される。 得られた海藻群落のデータは漁獲努力に依存していない ため、実際の分布に基づいたデータとして扱うことがで きる。経年的なデータ収集と解析を通して、有用コンブ 群落の変動や環境要因との相関を理解する手助けとなる だろう。また、同時に取得したデータから雑海藻の分布 の可視化を実現した。雑海藻の分布マップは、雑海藻駆 除の前後の効果や漁場の荒廃度合いの定量的な把握に寄 与し、維持管理にも役立つことが期待される。近年では、 大型海藻群落が海洋におけるブルーカーボン (e.g., UNEP et al., 2009) として着目されており, 海藻の種類によって 二酸化炭素貯留量の算出のための吸収係数が異なってい ることが明らかになっている(国立研究開発法人 水産研 究・教育機構, 2023)。群落判別モデルを通して種別の分 布面積が明らかになれば、本海域の繁茂実態に即した二 酸化炭素貯留量の算出に寄与できるだろう。

本研究では,音響計測手法を用いて5つの大型海藻群落 の判別モデルを構築し,そのうち2つは,教師データが 184個と少ないのにも関わらず高精度だった。先行研究で は単一種による分布推定が主流であった中,複数種にわ たる繁茂実態に基づいた判別モデルの作成を行ったこと は初めての試みであり,大きな進展である。本海域に分 布する大型海藻の繁茂状況は,月によって異なるだけで なく,同じ月であっても年によって異なっていた。実際 に,本海域では雑海藻駆除によって漁場を清掃する取り 組みが実施されており,実施年によっては1年コンブの漁 場(禁漁区)と2年コンブ以上の漁場(漁業区)が同じ沿 岸域に同時に存在する。このような生物量の大きな変化 があるデータであっても高精度で群落を判別可能なモデ ルを構築できた。大型海藻の生物量の特徴である激しい 変動があっても時期や生育状況を選ばずにデータを扱え る,海藻種の柔軟な推定が可能なモデルを構築できたと 考えられる。

年数や生育状況の差異とは関係なく,種判別が行える ことは、様々な繁茂実態の大型海藻群落への応用が期待 できる。本研究でモデルを構築するために用いた教師デ ータの取得期間は2~3年である。機械学習は教師データ が多いほど推定精度が向上することから、今後も同様の データの蓄積を進めていくことで、より高精度な判別モ デルの構築や、時系列データを含めた分布推定モデル構 築への進展が期待される。

本研究で調査対象とした濁度の高い海域では,空撮画 像による海藻群落の構成種の判別が難しく,従来の手法 では現状把握が難しい。音響計測手法がこれらの問題に 対処し,大型海藻群落の現状を可視化・定量化するため の手段として大きく寄与することが考えられる。

本手法は,音響計測機器を搭載した船舶で海域を航行 し,航行中のデータから大型海藻群落の構成種の判別を 行う。このため,船舶を所有し,航行できる漁業関係者 であれば,音響データの取得には特別な技術は不要であ る。ただし,現在は研究用の小型計量魚群探知機を使用 しており,解析には専門のソフトウェアや高度な専門知 識を要することから,技術の普及には課題が残っている。 本研究で作成したモデルは2020~2022年までの大型海藻 の目視データと音響データを用いているが,判別精度の 向上や,より現状に沿った判別を行うためには,今後も 教師データを積み重ねていく必要がある。今後は判別モ デルの更新にともなう精度向上とともに,より安価で解 析が容易な使用機器の検討や調査マニュアルの策定など, 漁業関係者にも利用しやすい仕組みを整える必要がある。

謝 辞

快く調査に協力してくださった落石漁業協同組合の皆

様,浜中漁業協同組合の皆様,根室地区水産技術普及指 導所の皆様,釧路地区水産技術普及指導所の皆様に感謝 の意を表します。また,研究を進めるにあたり有益なコ メントを賜りました道総研釧路水産試験場の皆様に感謝 の意を表します。

引用文献

- 北海道水産林務部.昭和45年度~令和4年度北海道水産現 勢, 札幌. 1971-2023.
- 川嶋昭二.「改定普及版 日本産コンブ類図鑑」株式会社 北日本海洋センター, 札幌. 1993.
- Sudo K, Watanabe K, Yotsukura N, nakaoka M. Predictions of kelp distribution shifts along the northern coast of Japan. *Mar. Ecol.* 2019 ; 35 : 47–60.
- 名畑進一. 北海道東部沿岸のコンブ類. 日本水産学会誌 1995;61(1):101-102.
- 寺井稔. 雑海藻の駆除によるコンブ漁場の保全について. 水産工学 2014;51:55-58.
- 山田充哉, 渡辺一俊, 南部亮元, 干川裕, 福田裕毅, 秋野 秀樹, 梶原瑠美子, 桑原久実, 本山賢司, 須藤賢哉, 森健二. 複数の種で構成された藻場における海藻被 度分類画像を用いた海藻面積の推定法. 寒地土木研 究所月報 2023; 851.
- Komatsu T, Igarashi C, Tatsukawa K, Nakaoka M,Hiraishi T, & Taira A. Mapping of seagrass and seaweed methods beds using hydro-acoustic the with wave appropriate for detecting. *Fish. Sci.* 2002; 68(1): 580–583.
- 南憲吏, 浜野明, 東条斉興, 中村武史, 安間洋樹, 宮下 和士. 音響手法を用いた来留見ノ瀬周辺におけるガ ラモ場の分布推定. 日本水産学会誌 2012;78(2): 171-179.
- Sonoki S, Shao H, Morita Y, Minami K, Shoji J, Hori M, Miyashita K. Using acoustics to determine eelgrass bed distribution and assess the seasonal variation of ecosystem service. *PLOS ONE* 2016 ; 11(3), e0150890, doi:10.1371/ journal.pone.0150890. https://doi.org/10.1371/journal. pone.0150890, (2024.2.21)
- Shao H, Kiyomoto S, Kawauchi Y, Kadota T, Nakagawa M, Yoshimura T, Yamada H, Acker T, Moore B. Classification of various algae canopy, algae turf, and barren seafloor types using a scientific echosounder and machine learning analysis. *Estuarine Coastal Shelf Sci.* 2021 ; 255, 107362, https://doi.org/10.1016/j. ecss.2021.107362, (2024.2.21)

園木詩織.音響計測手法を用いた省力的かつ定量的なコ

ンブ群落の分布推定手法の検証. 令和2年度道総研釧 路水産試験場事業報告書, 釧路. 2021;1-3.

Ona E & Mitson R.B. Acoustic sampring and signal processing near the seabed: the deadzone revisited. *ICES J. Mar. Sci.* 1996 ; 53(4) : 677–690.

Breiman L. Random Forests. Mach. Learn 2001; 45: 5-32.

- Hasegawa N, Onitsuka T, Ito S, Azumaya T. Growth variation in long blade kelp Saccarina longissimi in eastern Hokkaido, Japan. Bull. Jap. Fish. Res. Edu. Agen., 2019; 49:65-72.
- 合田浩朗, 園木詩織, 高谷義幸. 北海道東部太平洋沿岸 のコンブ目海藻4種ナガコンブ, ガッガラコンブ, ス ジメおよびアイヌワカメ遊走子の放出盛期. 北水試 研報 2022;102:1-11.
- 田中次郎, 中村庸夫. 「日本の海藻」株式会社 平凡社, 東京. 2004;230-232.
- Wong H.K. & Chesterman W.D. Bottom Backscattering near

Grazing Incidence in Shallow Water. J. Acoust. Soc. Am 1968 ; 44 ; 1713–1718.

- 畑中勝守,和田雅明. 離散Wavelet解析による海底地形判 別アルゴリズムの開発.日本航海学会論文集 2009; 121:177-183.
- 北海道立釧路水産試験場. 雑海藻駆除技術によるコンブ 漁場の回復 釧路根室地方のコンブ漁業発展のため に. 1995; 8-9.
- UNEP, GRID-Arendal, FAO, UNESCO. BLUE CARBON The role of healthy oceans in binding carbon. (https:// wedocs.unep.org/20.500.11822/7772), 2009 ; 35-43. (2024.3.8)
- 国立研究開発法人 水産研究教育機構.海草・海藻藻場 のCO2貯留量算定ガイドブック(https://www.fra.go.jp/ home/kenkyushokai/press/pr2023/files/1101bluecarbon_ guidebook.pdf). 2023; 8-9. (2024.3.14)

北海道北部沿岸域のマナマコ資源管理の漁獲限度量の設定における自然増 加量の利用可能性

佐野 稔*

北海道立総合研究機構栽培水産試験場

Availability of natural increases for defining catch limits of sea cucumber *Apostichopus armata* in northern Hokkaido coastal areas

MINORU SANO*

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

Population size, catch, and natural increase in the sea cucumber *Apostichopus armata* were estimated in three coastal areas of northern Hokkaido, Japan, based on dredging data (swept-area method) collected between 2008 and 2017. Natural increase was estimated as the difference in the population sizes of the two annual cohorts, where the population size of the second cohort was the difference between the overall population size and catch of the previous year. The results showed that population size decreased annually in areas where the mean annual catch exceeded the annual natural increase. Conversely, the population size increased every year in areas where the mean annual catch was less than that of natural increase. Therefore, stock managers can use natural increase to define catch limits for *Apostichopus armata*.

キーワード: Apostichopus armata, 自然増加量, 資源管理, なまこけた網, マナマコ, 北海道, 面積密度法

北海道においてマナマコは重要な水産資源である。北 海道における本種の漁獲量は2023年では年間1,779 t,漁 獲金額は87億円である(北海道2023)。本種は太平洋側の 一部の海域を除いてほぼ全ての沿岸域に分布し,なまこ けた網やたも網などで漁獲されている。北海道のマナマ コ漁業は天然の再生産に依存しているため,持続的利用 には適切な資源管理が必要である。本種の資源管理は,漁 業協同組合やその支所が自主的に行っている。マナマコ 漁業者は漁業協同組合や支所を単位にした集団(なまこ 部会)を結成し,入口管理である保護区の設定,漁期の 制限,操業時間の制限や,出口管理である漁獲された個 体の体重の制限,漁獲量の制限などを決めて実行してい る。客観的なデータに基づくマナマコの資源評価は,本 種のこのような資源管理の推進に必要である。

マナマコは雌雄異体であり,浮遊卵,浮遊幼生を経て 着底して底生生活を行う。北海道において本種は潮下帯 から水深40 m付近までの砂礫底や岩盤域に生息する(高 橋,2003)。本種の年齢形質は把握されておらず,寿命は 明らかでない。本種は高水温期に体重を大幅に減少させ て休眠状態となるため、体重は季節的に増減を繰り返し ながら増加していくが、地域によってその成長パターン は大きく異なることが示されている(五嶋, 2012)。北海 道北部の漁港内に設置した籠に, 1個体ずつ収納して飼育 した結果では、マナマコの成長は個体差が大きいことが 示されている(田園ら, 2016)。そのため、魚類で行われ ているような寿命や年齢組成、成長をもとにした資源評 価は困難である。

佐野ら(2011)は、マナマコの資源評価手法として漁 業情報を用いた面積密度法による高精度な資源量推定方 法を開発した。この方法は、全てのなまこけた網漁船の 曳網ごとの漁獲量と、そのときの曳網航跡情報を組み合 わせて漁期初めの資源量を推定する方法であり、漁場全 域に配置した各グリッドの分布密度を利用することから 従来型のDeLury法(DeLury, 1947)よりも資源量の推定 精度が高いのが特徴である。漁業者自らが収集した情報 による高精度な資源量推定方法は、漁業者が自主的資源

報文番号A634 (2024年 6 月17日受理) *Tel: 0143-22-2327. Fax: 0143-22-7605. E-mail: sano-minoru@hro.or.jp 管理を進める上で,円滑な合意形成に資するものと考え られる。さらに,本資源量推定方法をもとに,情報通信 技術を活用して漁業情報を収集して自動的に資源量を推 定して資源評価を行うマナマコ資源管理支援システム (北海道マナマコ資源管理技術開発共同研究機関,2014) が開発されており,北海道北部の日本海側に位置する留 萌市の新星マリン漁業協同組合留萌支所では,本システ ムを導入してマナマコの資源管理を推し進めている(佐 野,2018)。

Russellの方程式(**Russell**, 1931)では、ある漁期にお ける資源量の変化を*4B*とすると下記の関係式が成立する。

 $\varDelta B \;=\; A \;+\; G \;-\; V \;-\; C$

Aは若齢個体の資源への加入量,Gは資源内での個体の成長による総重量,Vは漁業以外の原因による自然死亡量, Cは漁獲量である。そして,前3者は以下の式でまとめられる。

P = A + G - V

Pは自然増加量と呼ばれている。そして, P > Cならば資源量は増加し, P < Cで減少, P = Cで安定となる。前述の漁業情報を用いた面積密度法では,当年の初期資源量が高い精度で把握できる。そのため,当年の初期資源量と当年の漁獲量との差から当年の獲り残し量を計算可能である。翌年の初期資源量とこの獲り残し量の差から,漁期後から翌年の漁期初めまでの自然増加量Pを把握できる。

マナマコの資源量を維持して持続的に利用するには, 自然増加量を上回らない漁獲量であることが必要である。 Russellの方程式のとおり,自然増加量が推定できればマ ナマコ漁獲限度量の設定に利用できると思われる。そこ で,本報告では北海道北部の3地区におけるマナマコの自 然増加量と漁獲量の関係を把握し,自然増加量を利用し た漁獲量規制の利用可能性について考察する。

なお、本論文のマナマコの学名は既報(佐野ら, 2011) に準じて学名を*Apostichopus armata* Selenka, 1867とした。

試料及び方法

面積密度法によるマナマコの資源量推定は,北海道北 部沿岸域の3地区において2008年から2017年にかけて行 った(Fig.1)。なお、現在マナマコは高単価で取引され ており、密漁の被害が発生している。そのため、密漁を 防ぐために、詳細な海域を示さずに匿名のa地区、b地区、 c地区とした。これら地区のなまこけた網漁業の概要と資 源管理の取り組みをTable 1に示す。



Fig.1 Location of the study site within the hashed rectangle

漁業情報を用いた面積密度法は佐野ら(2011)の手法 を用いた。本手法の仮定は下記の通りである。

- ①漁期中は、漁場内外でのマナマコの移出入による加入はない。
- ②漁期中は、漁場内のマナマコの個体の成長による加入はない。

③漁期中のマナマコの自然死亡は無視できる。

④漁期中のマナマコの成長は無視できる。

- ⑤1 曳網あたり漁獲量はマナマコ資源量に比例する。
- ⑥なまこけた網の漁具能率は一定であり、漁獲効率は
 - 1とする。すなわち,漁具が通過した場所のマナマコ

 Table 1
 Sea cucumber Apostichopus armata fishery data and stock management in three coastal areas (a, b, and c) of the northern Hokkaido

Items	а	b	с
Number of ships with dredge nets for sea cucumber	1	6	16
Fishing season	16 Jun - 30 Sep	1 Jul - 31 Aug	16 Jun - 31 Aug
Upper catch limit (ton) per boat	no limit	4.7	5 (2008–2009)
			3 (2010–2013)
Minimum weight of individuals at capture (g)	100 (2008–2011)	130	100 (2011–2012)
	120 (2012–2015)		130 (2013–2017)

は全て漁獲される。

⑦なまこけた網は漁船の真下で曳網する。

なまこけた網漁船の漁獲量,曳網開始時刻,曳網終了 時刻,緯度経度の時系列データの収集には,操業日誌と データロガー(和田ら,2005)を用いた。なまこけた網 漁船の漁業者は操業日誌の記録を行い,漁船にはデータ ロガーを搭載した(佐野,2013)。操業日誌には,曳網の たびに曳網開始時刻,曳網終了時刻,その時の漁獲量を 記録した。データロガーは,なまこけた網漁船のGPSか ら出力されるNMEA信号をテキスト形式でコンパクトフ ラッシュに記録できる装置である。漁船によりNMEA信 号の出力間隔は異なるが,1-3秒間隔で時刻,緯度経度を 記録した。これら漁獲量,曳網開始時刻,曳網終了時刻, 緯度経度の時系列データを漁期後に回収した。なお,一部の地区では、これらデータを携帯電話回線で陸上のデ ータベースサーバへ送信するデジタル操業日誌(和田, 2014)とデータロガー(和田ら,2005)を用いて、これ らデータの収集を行った。

これらのデータ処理には地理情報システム(ArcGIS, ESRI inc.)を用いた(Fig.2)。操業日誌の曳網開始時刻, 終了時刻をもとに漁船の緯度,経度,時刻の時系列デー タから,曳網中の緯度経度の時系列データを抽出した。こ れをGIS上でポイントフィーチャにした後,時系列にそ ってラインフィーチャにし,最後になまこけた網の幅を 用いてバッファの作成を行いポリゴンフィーチャとした。 これら一連の処理には,ArcGIS標準搭載ツールとETGeo



Fig. 2 Spatial data methodology for calculating mean sea cucumber *Apostichopus armata* density and total sea cucumber catch in a grid. *n*: number of polygons. X_a : density (kg/m²) of the catch in the polygon *a* (*a* = 1, 2,..., *n*). Y_a : dredged area (m²) in polygon. C_a : catch (kg) in polygon. *L*: number of grids. n_h : number of selected polygons in the grid *h* (*h* = 1, 2,..., *L*). X_{hi} : density of selected polygon *i* in the grid *h* (*i* = 1, 2,..., *n_h*). Y_{hi} : area of the selected polygon *i* in the grid *h*. Y_h : total area of polygons in the grid *h*. C_h : total catch in the grid *h*. m_h : number of polygons recorded on the first day of fishing season in the grid *h*. X_{hj} : density of polygon *j* recorded on the first day of fishing season in the grid *h*. $(j = 1, 2, ..., m_h)$. Y_{hj} : area of polygon *j* recorded on the first day of fishing season in the grid *h*. $(j = 1, 2, ..., m_h)$. Y_{hj} : area of polygon *j* recorded on the first day of fishing season in the grid *h*. $(j = 1, 2, ..., m_h)$. Y_{hj} : area of polygon *j* recorded on the first day of fishing season in the grid *h*. $(j = 1, 2, ..., m_h)$. Y_{hj} : area of polygon *j* recorded on the first day of fishing season in the grid *h*. $(M_{hi} = 1, 2, ..., m_h)$. Y_{hj} : area of polygon *j* recorded on the first day of fishing season in the grid *h*. $(M_{hi} = 1, 2, ..., m_h)$. Y_{hj} : area of polygon *j* recorded on the first day of fishing season in the grid *h*. $(M_{hi} = 1, 2, ..., m_h)$. Y_{hj} : area of polygon *j* recorded on the first day of fishing season in the grid *h*. $(M_{hi} = 1, 2, ..., m_h)$. Y_{hj} : area of polygon *j* recorded on the first day of fishing season in the grid *h*. M_{hi} : mean density (kg/m²) in the grid *h*. Grid size was 100 m x 100 m. Modified from Sano *et al.* (2011)

Wizards (ET Spatial Technique)を用いた。これにより曳 網ポリゴンフィーチャにおけるマナマコの分布密度 (Xa,単位はkg·m⁻²)を下記の式で求めた。

$$X_a = \frac{C_a}{Y_a}$$

ここで、曳網ポリゴンaの漁獲量を C_a ($a = 1, 2, \cdots, n$, nは曳網ポリゴン数、単位はkg)、曳網ポリゴンaの面積を Y_a (m^2) とする。

次に全曳網ポリゴンを100 m×100 mのグリッドごと に切り分けて,総漁獲量を推定した。グリッド数をLと し,総漁獲量 (C_h ,単位はkg)を下記の式で求めた。

$$C_h = \sum_{i=1}^{n_h} X_{hi} Y_{hi}$$

$$X_{hi} = X_{c}$$

ここで、グリッドh(h=1,2,...,L)における曳網ポリゴン 数を n_h 、グリッドh内の曳網ポリゴンの断片iのマナマコ 密度を X_{hi} (kg·m⁻²)、グリッドh内の曳網ポリゴン断片iの 面積を Y_h (m²)とした。曳網ポリゴンaの断片が曳網ポリ ゴン断片iである場合、断片iの密度は断片前の曳網ポリ ゴンaの密度 X_a を用いた。ただし、本手法は面積密度法を もとにしているため、漁場の面積が変わると資源量が変 わる。そこで、経年的に資源量を比較できるようにする



0 5,000 m

Fig. 3 Stock assessment sites (grids) in the three coastal areas (a, b, and c). Grid size was 100 m x 100 m. h: number of grids. Numerals on bathymetric contours indicate depth in meters.

ために、地区別に資源量推定漁場を固定した(Fig.3)。

曳網ポリゴン断片のマナマコ密度を用いて,各地区に おけるy年の漁期初めの資源量(以下,初期資源量 N_{0y} と する)を推定した。資源量推定漁場の各グリッドにおい て,曳網面積の合計値が5%(500 m²)以上のグリッドに ついて,漁期中に初めて曳網した日の曳網ポリゴンの断 片を抽出した(Fig.2)。グリッドhにおける曳網初日の曳 網ポリゴン数を m_h とし,これら曳網ポリゴンの断片jのマ ナマコ密度(X_{by} ,単位は $kg \cdot m^{-2}$)と面積(Y_{by} ,単位は m^{2}) から,グリッドhにおける漁期初めのマナマコ密度の平均 (μ_h ,単位は $kg \cdot m^{-2}$)を下記の式で求めた。

$$\mu_h = \frac{1}{Y_h} \sum_{j=1}^{m_h} X_{hj} Y_{hj}$$

これをもとに, 資源量推定漁場のマナマコの初期資源量 推定値 (*N*_{0,v}, 単位はkg) を下記の式で求めた。

$$N_{0y} = \sum_{h=1}^{L} \mu_h \times 100^2$$

ここで100²は1つのグリッドの面積である。

資源量推定漁場の自然増加量を求めるために, 資源量 推定漁場から最終的に出荷した数量を推定した。漁業者 が船上で操業日誌に記録した合計漁獲量に比べて最終的 に出荷する数量*C_y*(*y*は年,単位はkg)は少ない。それは, 出荷する際に傷のついた個体など製品にならないものを 漁場に放流するためである。*C_y*は調査対象地区の水揚げ 伝票より把握した。*y*年の資源量推定漁場における出荷数 量(*C'_y*,単位はkg)を下記の式で推定した。

$$C'_{y} = C_{y} \times \frac{\sum_{h=1}^{L} C_{h}}{\sum_{a=1}^{n} C_{a}}$$

これをもとに、y年からy+1年にかけての自然増加量 P_{y+1} (単位はkg)を下記の式で求めた。

$$P_{y+1} = N_{0,y+1} - (N_{0,y} - C'_y)$$
結果

a地区では、初期資源量は2008年に60.4 t, 2009年に 62.6 tであったのが、増減を繰り返しながら低下して、 2017年では16.2 tとなった (Fig.4)。漁獲量は2012年に調 査期間中で最高となる20.4 tに達した後、低下して2017年 は4.0 tとなった。自然増加量は増減を繰り返しながら推 移し、最高は2013年の27.7 t, 最低は2017年の-5.9 tであ った。初期資源量が減少傾向であった2009年から2017年 の漁獲量の年平均値は11.9 t·year⁻¹に対し、自然増加量の 年平均値は8.2 t·year⁻¹であり、漁獲量は自然増加量を上



Fig.4 Annual change in population size, total catch, and natural increase of sea cucumber *Apostichopus armata* populations in three coastal areas (a, b, and c) of northern Hokkaido. Solid bars: initial population size; open bars: total catch; open circles: natural increase.

回った。b地区において初期資源量は,104.3 tから129.1 t の範囲で増減を繰り返しながら横ばいで推移した。漁獲 量は毎年ほぼ一定で26.2 tから27.9 tであった。自然増加 量は増減を繰り返し,2010年に最も低い7.3 tであり,2013 年には最も高い40.7 tとなった。2009年から2013年の漁獲 量の年平均値は27.4 t·year⁻¹であり,自然増加量の年平均 値は漁獲量を上回る28.1 t·year⁻¹となった。c地区では, 2011年の初期資源量は69.3 tであり,その後増加して2017 年の初期資源量は97.9 tに達した。2012年から2017年では 漁獲量の年平均値は30.0 t·year⁻¹,自然増加量の年平均値 は34.3 t·year⁻¹となり,漁獲量は自然増加量を下回った。

考察

本研究の結果から,マナマコ資源において自然増加量 を上回らない漁獲量であれば,初期資源量は年々低下し なかった。a地区では,調査期間中の漁獲量の年平均値が 自然増加量の年平均値よりも多く,初期資源量が減少し た。一方でb地区では,調査期間中の漁獲量の年平均値と 自然増加量の年平均値がほぼ一致しており,初期資源量 は横ばいで推移した。c地区では,調査期間中の漁獲量の 年平均値は自然増加量の年平均値を下回った。この考え で資源状況を判断すると,a地区の漁獲量は過剰,b,c地 区の漁獲量は持続生産量に収まっている。この自然増加 量には,加入量,成長量,自然死亡量が含まれており,本 資源量推定手法ではこれらを分離することは困難である。 しかし,翌年の初期資源量から前年の初期資源量と漁獲 量の差を引くことで直接自然増加量を推定することは可 能であるため,漁獲量の管理には利用できると思われる。

自然増加量を上回らない漁獲量設定によるマナマコ資 源管理では、漁獲限度量を設定する時期は自然増加量の 予測データを入手できる時期によって異なる。過去の自 然増加量しか利用できない場合には、過去の年平均値を もとに漁期前に決定することになる。本調査で得られた 自然増加量は毎年一定ではなかったことから、単年の値 では自然増加量を過大もしくは過小に評価してしまい, 実効性のある漁獲量管理にはならない。a地区では,2008 年から2017年の自然増加量の年平均値が8.2 tであったこ とから、漁獲量の年平均値がこの自然増加量の年平均値 を上回らなければ資源量は減少しなかったと考えられる。 また、b地区の自然増加量の経年変化を見る限り、4年以 上のデータが必要かもしれない。一方で、漁期中にリア ルタイムで自然増加量が把握できる場合には、漁期中に 自然増加量を上回らない漁獲限度量を順応的に設定する ことができる。ただし、この場合には一例としてマナマ コ資源管理支援システム(北海道マナマコ資源管理技術 開発共同研究機関、2014)のような仕組みが必要になる。 このシステムでは、漁期中に初期資源量を推定する操業 データを収集し,処理,配信する。運用している留萌地 区では16隻の漁船が1週間程度で漁場全体を曳網するの で,漁期初日から1週間程度で初期資源量が把握できる。 漁期は1~2ヶ月程度なので、漁獲限度量の設定には十分 利用できる。また、過去の平均的な自然増加量を用いて 漁期前にいったん漁獲枠を決め、1順目の操業結果から資 源量推定を行って試算した自然増加量に基づいて、期中 改訂を行うことも可能である。

本研究で用いた面積密度法による資源量推定方法では 漁獲効率を1と仮定している。そのため,真の資源量より も過小評価している。なまこけた網の漁獲効率を推定す る手法(佐野ら,2013)はあるものの,本結果から漁獲 効率を1と仮定して算出してもRussellの方程式により自 然増加量を計算でき,この自然増加量を資源管理に利用 することが可能であると思われる。また,本自然増加量 では推定値のばらつきを漁獲量管理に利用していない。 それは、本面積密度法の資源量推定誤差が非常に小さい (佐野, 2011) ためであり、漁獲量管理の合意形成に支障 をきたす精度ではないと思われる。

本結果より、マナマコ資源の漁獲限度量の設定におい て、自然増加量を指標にして漁獲量を抑制すれば資源の 持続的利用が可能となることが明らかとなった。崔 (1963) は、マナマコが平均140 m·day⁻¹で移動すること を観察している。一方で、宮津湾(篠原ら、2020)や横 須賀市沿岸(菊地ら、2018)では、漁期中に周辺からの 移入があると考察している。本研究では、対象とした漁 場全体の多地点から分布密度を把握していることから, 漁場内外での本種の移出入は少ないと思われる。さらに、 この1~2ヶ月程度の漁期の長さは、自然死亡および成長 は無視できる範囲であると思われる。本資源量推定は,漁 船の操業情報をもとに任意の時点の初期資源量を把握し ているため、マナマコや貝類のように想定される移動範 囲が漁場内に限られる資源については利用可能と思われ る。一方で、広い海域を移動する魚類のような資源に適 用するには、初期資源量の前提条件を満たすように空間 範囲と時間範囲を設定して推定することが必要であろう。

謝 辞

本研究は、農林水産委託研究事業「新たな農林水産施 策を推進する実用技術開発事業」の「操業情報共有によ る北海道マナマコ資源の管理支援システム開発とガイド ラインの策定(平成23~25年度)」を活用した成果である。 ここに記して謝意を表す。

引用文献

- DeLury DB. On estimation of biological populations. Biometrics. 1947 ; 3:145-167
- 五嶋聖治. 第2章 生態「ナマコ学 –生物・産業・文化 —(高橋明義,奥村誠一共編)」. 成山堂書店,東京. 2012:19-34.
- 北海道. 北海道水産業・漁村のすがた2023 ~北海道水 産白書~, 北海道. 2023.
- 北海道マナマコ資源管理技術開発共同研究機関.北海道

マナマコ資源管理ガイドライン.北海道. 2014.

- 菊池康司,小林美樹,秋元清治.横須賀市東部漁協横須 賀支所におけるマナマコの資源管理について.神奈 川県水産技術センター研究報告 2018;9:1-4.
- Russell E S. Some theoretical considerations on the "overfishing" problem. *J.Cons. Int. Explor. Mer.* 1931 ; **6**: 3-20.
- 崔 相.「なまこの研究 -マナマコの形態・生態・増殖
 -」海文堂,東京. 1963.
- 篠原義昭,澤田英樹,鈴木啓太. 宮津湾におけるマナマ コの資源評価と資源管理. 京都府農林水産技術セン ター海洋センター研究報告 2020;42:1-7.
- 佐野 稔. 漁業者の合意形成に資するマナマコ高精度資源 評価システム.水産海洋研究 2013;77: 327-328.
- 佐野 稔,前田圭司,高柳志朗,和田雅昭,畑中勝守,菊 池 肇,宮下和士.北海道北部沿岸域におけるなま こけた網の漁獲効率の推定.北水試研報 2013;84: 1-9.
- 佐野 稔,前田 圭司,高柳 志朗,和田 雅昭,畑中 勝守,本 前 伸一,菊池 肇,宮下 和士.漁業情報を用いた北海 道北部沿岸域におけるマナマコの資源量推定. 日 本水産学会誌 2011;77:999-1007.
- 佐野 稔. 漁業者が活用しているマナマコ資源管理支援シ ステムとその展開. 日本水産工学会誌 2018:55(2) 145-148.
- 高橋和寛. マナマコ.「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,永 島敏博,鳥澤雅監修)」(北海道新聞社,札幌. 2003; 408-409.
- 田園大樹, 合田浩朗, 中島幹二, 佐藤一, 永田淳人, 本 前伸一. 籠中で飼育したマナマコの個体別成長とば らつき. 北水試研報 2016;90:1-11.
- 和田雅昭. マナマコ資源回復へ~iPadを活用した漁業者 主体の資源管理~. 豊かな海 2014;32:1-5.
- 和田雅昭,畑中勝守,木村暢夫,天下井清.水産業にお ける情報技術の活用について-I.三次元海底地形図 の取得と活用-.日本航海学会論文集 2005;112: 189-198.

2021年の北海道オホーツク海南部沿岸域における地まきホタテガイの高成 長と環境要因との関係

秦 安史*1, 崎村祥太郎2, 三好晃治3

¹北海道立総合研究機構網走水産試験場調査研究部,²北海道立総合研究機構網走水産試験場加工利用部, ³北海道立総合研究機構中央水産試験場資源増殖部

Relationship between the high growth rate of sown scallops *Mizuhopecten yessoensis* in 2021 and environmental factors in the Okhotsk Sea coast off Hokkaido

YASUFUMI HADA*1, SHOTARO SAKIMURA2 and KOJI MIYOSHI3

¹ Abashiri Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, *Abashiri Hokkaido 099-3119*

² Abashiri Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, Mombetsu Hokkaido 094-0011

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

We report the rapid growth of the Japanese scallop (*Mizuhopecten yessoensis*) in the coastal area of the southern Okhotsk Sea, Hokkaido, Japan, in 2021. Based on monitoring data for the past 29 years and previous studies, it was suggested that the high growth rate in 2021 might be promoted by a favorable feeding environment due to the intrusion of dichothermal water from the Okhotsk Sea to the coastal area, with optimum water temperature in spring and moderate current velocity for feeding.

キーワード:オホーツク海、クロロフィルa, 高成長、餌料、水温、宗谷暖流、中冷水、ホタテガイ

ホタテガイMizuhopecten yessoensisは北海道の漁業にお いて生産量と生産金額が最も多く(北海道水産林務部, 2021),最重要魚種の1つに位置づけられている。近年(2017 年~2021年)では年間生産量のうち7割以上がオホーツク 海における地まきホタテガイ漁業において漁獲されてい る。本海域での地まきホタテガイ漁業は、天然採苗して中 間育成を終えたホタテガイ種苗を一定区画に放流し、基 本的に3年間育成した後に漁獲する輪採制の栽培漁業で ある。オホーツク海で漁獲されるホタテガイの大部分は 冷凍貝柱や干し貝柱で出荷されるため、貝柱の重量や歩 留まりについての情報は漁業経営上極めて重要である。

放流から漁獲までのホタテガイの成長や生残,栄養状 態などは海洋環境に依存することが知られており(西浜, 1994),漁獲量も変動する。漁獲量の減少は収入減に直結 する事象であり,不漁原因は漁業関係者の関心が高い事 項である。水温,塩分,クロロフィルa濃度(植物プラン クトン量)といった海洋環境には年変動があり,ホタテ ガイの生息に適したオホーツク海沿岸域においても年に よっては稀に好適生息範囲を逸脱する場合もある(西浜, 1994)。この稀に発生する好適範囲の逸脱は「異常環境」 である。ホタテガイの成長不良や斃死は異常環境に起因 することは容易に想像される。「異常」は30年以上の長期 データの解析によって判断される。このため,北海道立 総合研究機構網走水産試験場(旧 北海道立網走水産試 験場)では関係機関と協力してオホーツク南部海域にお いてホタテガイの成長と海洋環境のモニタリング調査を 30年以上継続して実施してきた。

2020年秋季(10~11月)におけるホタテガイの成育状態は 過去最低水準にあり、2021年の漁獲群は小型化が危惧され ていた(秦ら、2022)。そして、2021年4月上旬におけるホタテ ガイの成育状態は予想通り過去最低水準であった。ところが 春季(4月中旬)以降は高成長に転じ、2021年のオホーツク 海南部沿岸域(オホーツク総合振興局管内)のホタテガイ漁 獲量は17万7千トンで過去最高値を更新した(農林水産省令 和3年漁業・養殖業生産統計,https://www.maff.go.jp/j/ tokei/kouhyou/kaimen_gyosei/index.html、2024年3月1日)。

報文番号A635(2024年 6 月17日受理) *Tel: 0152-43-4592.Fax: 0152-43-4593.E-mail: hada-yasufumi@hro.or.jp これまで北海道オホーツク海におけるホタテガイの高 成長は2013年の事例が報告されている(三好ら,2015)。 この年は大型珪藻*Coscinodiscus wailesii*が大量出現してホ タテガイの高成長に至ったと考察されているが,2021年 は本種の出現は少なかった。また,三好ら(2015)は中 冷水由来のブルームについても言及している。オホーツ ク海北海道沿岸域では,春季から秋季はホタテガイ漁場 を含む沿岸は宗谷暖流水が占有し,その沖合域の表層に オホーツク海低塩分水が,その下層に高栄養(工藤ら, 2011)な中冷水が分布する(西浜,1994)。それぞれの水 塊定義は,宗谷暖流水:水温7~20℃,塩分33.6~34.3,オ ホーツク海低塩分水:水温<18℃,塩分<32.5,中冷水: 水温<2℃,塩分32.8~33.4である(Takizawa,1982)。2021 年のホタテガイの高成長にも中冷水の関与が窺われた。

そこで本報告では、中冷水の影響も含め長期モニタリン グデータの解析によって、2021年の高成長要因を検討した。

試料及び方法

本研究は、2021年に北海道オホーツク海南部沿岸域に 位置する紋別市の地まきホタテガイ漁場(以下,紋別漁 場)で行った(Fig.1)。3月中旬と4~11月に月2回の頻度 (上旬と中旬)で同一年級の放流3~4年貝(加齢の基準 日:6月1日)を水深約40mからホタテガイ桁網により採 集した。ホタテガイ試料は40個体について全重量と閉殻 筋重量の測定を行った。また、測定とは別に10個体の閉 殻筋を摘出し、平滑筋を取り除いて横紋筋のみをグリコ ーゲンの分析に供した。分析はアンスロン - 硫酸法 (Osborne and Voogt, 1980)で行った。

また、ホタテガイの採集と同時に海底までCTD (JFEアドバンテック社ASTD-687)による海洋観測を行った。クロロフィルa濃度測 定用試水はバンドーン採水器 (離合社,東京) で水深約40 mの 底層から採水し、Whatman GF/Cフィルターで300 mLをろ過した



Fig. 1 Location of five scallop fishing grounds belonging to the Mombetsu fishery cooperative. Open circle indicates the sampling point.

のち分析までアルミホイルで密閉し凍結保存した。クロロフィルa はN,N-ジメチルホルムアミドで2時間静置して濾紙から抽出し,蛍 光光度計(ターナーデザイン社10-AU)を用いてWelschmeyer 法(Welschmeyer, 1994)で濃度を測定した。このほか,漁場 の水深48 m地点の海底直上5 mに自記式のクロロフィル濁度計 (JFEアドバンテック社 INFINITY-CLW)を設置し、3~5月にク ロロフィルa蛍光値と水温を1時間間隔で連続観測した。

北海道オホーツク海沿岸では宗谷暖流が海岸線に沿っ た恒流となっており、その流速は稚内と網走の水位差によ って説明されることが明らかとなっている(青田, 1975)。 本海域では4月の底層クロロフィルa濃度、底層水温および この水位差がホタテガイの貝柱湿重量の増加に影響を与 える要因として報告されている(品田ら, 2016)。そこで、 流れの強さとして気象庁が発表している稚内と網走の1時 間ごとの水位データ(気象庁潮位観測資料:https://www. datajma.gojp/gmd/kaiyou/db/tide/genbo/index.php, 2022年 12月1日)からそれぞれの日平均水位を算出後、日平均水 位差の日平均および日平均水位差の月平均を計算した。

過去(1992~2020年)のホタテガイの成育状況および 環境要因は秦ら(2022)から引用した。

測定値の診断基準として,過去データの第1三分位数よ り小さい場合は例年より低め,第2三分位数より大きい場 合は例年より高め,第1および第2三分位数の間にある場 合は例年並みとした。

結 果

ホタテガイ 閉殻筋重量は,3月中旬から4月上旬は7.2 ~7.9 gで過去最低水準であったが,4月中旬から急増加 し,6月以降は例年より大きくなった(Fig.2)。また,4



Fig.2 Seasonal changes in adductor muscle weight at the fishing grounds of Mombetsu. Circles indicate values in 2021; squares, triangles, and bars indicate the 1st and 2nd tertile values and range values of the previous 29 years, respectively. Except for March, samplings were conducted in the early and middle of each month.

月上旬からその年の最大値 (9月上旬) までの閉殻筋増重 量は15.6 gで過去3番目に高く, 同増重割合は199%で過去 最大であった (Fig.3)。

栄養状態の指標である横紋筋グリコーゲン含有率は,3 月中旬は0.2%で例年並みであったが、4月から10月は例 年よりかなり高く推移した(Fig.4)。年間最大値は6月中 旬に7.8%で、過去3番目に高かった。

クロロフィルa濃度 3月中旬から5月中旬までのクロロ フィルa濃度は0.95~92.0 mg/m³で,例年より高い値で推 移した。6月以降は0.39~3.4 mg/m³で,例年より低い値も あったが,例年並みまたは例年より高い値が多かった (Fig.5)。5月上旬,8月中旬および10月上旬は過去最高値 を更新した。

底層水温 3月中旬から4月までの水温は2.7~5.7℃で,



Fig. 3 Adductor muscle weight increase (bar with left y-axis) and weight increase rate (diamond with right y-axis) from early April to maximum values for the top 5 growth years between 1992 and 2021.



Fig.4 Seasonal changes in glycogen contents in adductor muscle at the fishing grounds of Mombetsu. Circles indicate values in 2021; squares, triangles, and bars indicate the 1st and 2nd tertile values and range values of the previous 29 years, respectively. Except for March, samplings were conducted in the early and middle of each month.

例年より高めで推移した。5月は一転し、2.3~4.6℃で例 年より低めで推移した。6月以降は例年並みから高めで推 移した(Fig.6)。

底層塩分 3月中旬と4月上旬の塩分は33.7で,例年より 高めであった。5月は一転し,33.2~33.4で例年より低め で推移した。6月以降は例年並みから高めで推移した (Fig.7)。

自記式測器で記録したクロロフィルa蛍光値の時系列変 化 クロロフィルa蛍光値は過去10年に比べ,3月上旬は 例年より低かったものの,例年並みだった4月下旬を除い



Fig. 5 Seasonal changes in bottom water chlorophyll a concentration at the fishing grounds of Mombetsu. Circles indicate values in 2021; squares, triangles, and bars indicate the 1st and 2nd tertile values and range values of the previous 29 years, respectively. Except for March, samplings were conducted in the early and middle of each month.



Fig.6 Seasonal changes in bottom water temperature at the fishing grounds of Mombetsu. Circles indicate values in 2021; squares, triangles, and bars indicate the 1st and 2nd tertile values and range values of the previous 29 years, respectively. Except for March, samplings were conducted in the early and middle of each month.

て3月中旬から5月下旬まで例年より高かった(Fig.8
(a))。水温は過去10年に比べ,3月は例年より高く,4月は例年並みから高め,5月は例年より低めであった(Fig.8
(b))。

稚内と網走の水位差 日平均水位差の月別の変動係数の 範囲は0.14~0.29にあり,日平均水位差の月ごとの変動は



Fig.7 Seasonal changes in bottom water salinity at the fishing grounds of Mombetsu. Circles indicate values in 2021; squares, triangles, and bars indicate the 1st and 2nd tertile values and range values of the previous 29 years, respectively. Except for March, samplings were conducted in the early and middle of each month.

小さかった。日平均水位差の月平均は,1年をとおして例 年より大きく,3~4月および6~8月は1992年以降の最大 値を更新し,5月は過去2番目に大きかった(Fig.9) モニタリング概要 1992~2021年までのホタテガイの成 長の上位5ヵ年について,4月上旬からその年の最大値(7 月中旬から10月上旬の間で変動)までの閉殻筋の増重量



Fig.9 Seasonal changes in sea level difference between Wakkanai and Abashiri as an indicator of the speed of the Soya Warm Current. Circles indicate monthly mean values in 2021; squares, triangles, and bars indicate the 1st and 2nd tertile values and range values of the previous 29 years, respectively.



Fig.8 Seasonal changes in bottom water chlorophyll *a* concentration (a) and temperature (b) from March 1 to June 30, 2021, were measured by a chlorophyll data logger at the fishing grounds of Mombetsu. Solid lines indicate values in 2021; dashed lines indicate the average values during 2011–2020.

Table 1Ranks and values (in parentheses) of growth
parameters calculated from values in early April,
the sampling that recorded the maximum values
(varying between mid-July and early October), and
average environmental factors in April or May for
the top 5 years for scallop growth for the period
1992–2021

Itom				Ra	ınk (Valu	e)	
Item	1992	2	002	2	004	2013	2021
IRAM (%)	5 (121)	4	(128)	3	(154)	2 (168)	1 (199)
IWAM (g)	4 (13.7)	2	(17.3)	5	(12.6)	1 (19.7)	3 (15.6)
aCHL (mg/ m³)	6 (4.0)	22	(1.2)	15	(2.4)	14 (2.5)	8 (3.9)
mCHL (mg∕m³)	2 (6.7)	8	(3.7)	11	(2.5)	9 (3.4)	1 (48.4)
aTEMP (°C)	6 (3.5)	3	(3.8)	4	(3.7)	11 (2.6)	1 (4.4)
aSLD (cm)	3 (18.8)	4	(18.2)	12	(16.3)	7 (17.7)	1 (22.5)
IRAM: Increase rate	of adductor n	nusc	le				

IWAM: Increased weight of adductor muscle

IRAM and IWAM calculated from the values at early April and the sampling that recorded the maximum value (varies between middle July and early October) aCHL: April average bottom chlorophyll *a* concentration mCHL: May average bottom chlorophyll *a* concentration

aTEMP : April average bottom temperature

aSLD: April average sea level difference between Wakkanai and Abashiri

および増重割合と成長に及ぼす各環境要因の4月または5 月の平均値の年別順位および各値をTable1にまとめた。 2013年を除いた他の年は、いずれかの環境要因が5位以上 の上位にある。2021年は4つの環境要因のうち3つが1位で あった。

考察

2021年3月中旬から4月上旬に例年よりかなり低い成育 水準にあったホタテガイは、4月中旬から6月にかけて急 成長し、短期間に例年より高い水準まで達した。ホタテ ガイの成長に影響を与える要因は、餌環境、水温および 底質などが考えられている(蔵田, 1999)。餌環境に関し ては、紋別漁場での調査結果からホタテガイの成長が良 い年は4~5月にクロロフィルa濃度が高い(2~3 mg/m³) ことが報告されている(品田, 2006)。2021年4~5月のク ロロフィルa濃度は3.5~92.0 mg/m³で、4回の調査すべて で上述の2~3 mg/m³よりかなり高い値であった。過去29 年の調査において4~5月のクロロフィルa濃度がすべて 2.0 mg/m³以上であった年は1992年と2016年の2ヵ年で、4 回のクロロフィルa濃度の平均値は両年よりも高かった。 特に5月は92.0 mg/m³で非常に高かった。春季の北海道沿 岸域におけるクロロフィルa濃度の最大値は2014年網走 沖での約30 mg/m³が報告されている(塩本ら, 2018)。本 調査の5月の値はこの報告値の約3倍で、2021年の春季ブ ルーム規模の大きさが窺われた。

また,海底上5mに設置したクロロフィル濁度計によ るクロロフィル蛍光値と水温の連続観測結果から,クロ ロフィル蛍光値は例年並みであった4月下旬を除いて3月 中旬から5月中旬まで例年より高く,通常は4月に終了す る春季ブルームが2021年は5月まで継続した。3月から4月 上旬のブルームは、例年と同様冬季鉛直混合で供給され た栄養塩による通常の春季ブルームと考えられた。4月下 旬以降のブルームは4月中旬以降に水温が横ばいから低 下したため、中冷水の岸への貫入に伴う栄養塩の供給に よって生じたものと推察された。本調査海域では、中冷 水がホタテガイ漁場に貫入することによって、水温が低 下し、含有する豊富な栄養塩による植物プランクトンの 増殖が報告されている(工藤ら、2011)。5月に観測され た水温(Fig.6)と塩分(Fig.7)は、中冷水の定義(水 温<2℃;塩分32.8~33.4、Takizawa、1982)から外れる が、いずれも4月の観測に比べて低く、例年よりも低いこ とから、中冷水が沿岸に貫入して宗谷暖流水と混合した 可能性が高いと推察される。

春季から秋季のオホーツク海北海道沿岸域は宗谷暖流 が優占する(西浜, 1994)。宗谷暖流水の沖に形成される 冷水帯の生成要因について, 宗谷暖流水の南下に伴い発 生する中冷水の湧昇が主な要因であり、その湧昇は底層 エクマン輸送によって引き起こされている (Ishizu et al., 2006)。工藤ら(2011)は、この底層エクマン輸送を中冷 水が沿岸に貫入し宗谷暖流水とフロント付近で混合する 物理的なメカニズムとして類推している。宗谷暖流の勢 力が強ければ、それに伴う底層エクマン輸送は大きくな ると推察される。クロロフィル蛍光値が高かった2021年 3~5月の稚内と網走間の月平均水位差は過去最高であっ た(Fig.9)。宗谷暖流の強勢による底層エクマン輸送の 増大によって中冷水の貫入規模が大きくなったことが、 時間的・量的に過去の観測に比べると長く・大きい春季 ブルームに繋がり、ホタテガイの高成長をもたらした可 能性が高いと考えられた。

過去にホタテガイの成長が最も良好であった2013年は, 4~5月の4回の調査のうち3回でクロロフィルa濃度が 2.0 mg/m³以上であったが,4回のうち2回は過去の平均値 を下回っていた。この年の高成長は,3月と5月の2回のブ ルーム発生に加え,大型珪藻*Coscinodiscus wailesii*の増殖 による沈降粒子量増大によるに好餌料環境の形成による ものと報告されている(三好ら,2015)。2021年は2013年 とは異なり,*Coscinodiscus wailesii*の出現割合は少なく, *Thalassiosira*属や*Fragilariopsis*属のような中小型の珪藻 が群体として出現することが多かった(秦,未発表)。本 海域の春季における植物プランクトン組成は *Thalassiosira*科の割合が高く(蔵田,1998),2021年の植 物プランクトン組成は2013年のような特異性はないと判 断された。

餌環境以外の要因として水温と宗谷暖流の勢力(流速) も影響したと考えられた。品田ら(2016)は、本海域で の貝柱湿重量の増加に影響を与える要因として,底層ク ロロフィルa濃度の他に4月の底層水温と稚内と網走間の 潮位の水位差を指摘している。2021年4月の月平均水位差 は22.5 cmで,過去29年の同水位差の平均値14.4 cmに比べ て大きかった。2021年の底層水温も例年より高い (Fig.6)。サロマ湖の垂下ホタテガイでは水温17℃以下 で水温上昇に伴い濾水率が高くなる(蔵田ら,1991)。ま た,稚内と網走間の潮位の水位差は宗谷暖流の流速と比 例しており,ホタテガイが餌に遭遇する機会にも関係す ると考えられている(品田ら,2016)。これらのことから, 例年より高い水温や大きな水位差はホタテガイの摂餌に 有利に作用したことも高成長の要因であると推察された。

過去のホタテガイ高成長年と比較した結果(Table 1), 2021年のホタテガイの高成長は2ヵ月に及ぶ長い高餌料 状態と適した水温および良好な流速という摂餌に有利な 環境が重なったために発生したものと考えられた。

また、品田(2006)は底層の水温およびクロロフィル a濃度から地まきホタテガイの成長不良を予測するモデ ルを構築している。このモデルに2021年のモニタリング データを適用すると、成長不良の確率は0.01%未満の極め て低い値となり、2021年の高成長を支持する結果となっ た。

本報告では既報との比較で要因を考察した。既報は春季の環境要因に関するものが多く,他の季節における要因の報告は少ない。本海域の夏季におけるホタテガイの 貝柱歩留と底層水温の負の相関を品田(2009)が報告している。2021年8月中旬および10月上旬の底層の水温は例 年より低く(Fig.5),クロロフィルa濃度は過去最高値を 更新した(Fig.6)。このこともホタテガイの高成長に作 用した可能性がある。近年,北海道沿岸域の温暖化や酸 性化などが指摘されている(Fujii et al., 2021)。また,地 まきホタテガイの生息する底層ではないが,北海道周辺 沿岸海域における海面水温の近未来予測ではオホーツク 海は他海域に比べて温度上昇の偏差が大きいことが報告 されている(品田, 2021)。夏季における更なる水温上昇 はホタテガイの成長に影響を及ぼすことが予想される。

本研究は30年間の長期モニタリングデータの成果であ る。それらのデータはホタテガイの成長予測への活用の みならず,将来の海洋温暖化に対応するためにも有用な データセットであると考えられる。また,春季の餌料環 境や夏季の底層水温の上昇抑制に大きな影響を与える中 冷水の沿岸への貫入機構は不明な点が多いため,本海域 におけるホタテガイの持続生産を考える上でもこの機構 の解明が望まれる。

謝 辞

野外調査およびホタテガイの測定にご協力頂いた紋別 漁業協同組合の山下秀一朗,石渡拓臣氏,吉田秀斗氏,網 走西部地区水産技術普及指導所の畑豊氏,杉本正和氏,西 田大氏および各機関の歴代担当者諸氏に感謝する。また, ホタテガイの測定やグリコーゲン含量およびクロロフィ ルa濃度の分析を実施された網走水産試験場の歴代職員 諸氏に感謝する。加えて有益なコメントを頂いた査読者 の皆様にお礼申し上げる。

なお,本報告の内容は北海道ほたて漁業振興協会の委 託事業である「ホタテガイ成長モニタリング調査」にお いて実施したものである。

引用文献

- 秦安史,永田淳,桒原康裕,濱川祐実,笹岡友季穂,佐 藤暁之,工藤 勲. I.8 ホタテガイ成長モニタリング 調査. 令和2年度道総研網走水産試験場事業報告書, 北海道立総合研究機構網走水産試験場,網走. 2022; 54-63.
- 北海道水産林務部.北海道水産業・漁村のすがた2021 北 海道水産白書. 札幌. 2021.
- 工藤勲, フローラン アヤ, 高田兵衛, 小林直人. オホ ーツク海沿岸域の海洋構造と生物生産. 沿岸海洋研 究 2011;49(1):13-21.
- 蔵田護. オホーツク海における放流ホタテガイの呼吸量. 北海道水産試験場研究報告 1996;49:7-13.
- 蔵田護. 1.2 ホタテガイ漁場の植物プランクトンの科組 成. 平成9年度網走水産試験場事業報告書,北海道立 網走水産試験場, 網走. 1998;227-236.
- 蔵田護. 北海道オホーツク海沿岸におけるホタテガイの 小型化の実態とその原因. 北海道水産試験場研究報 告 1999;54:25-32.
- 蔵田護, 干川裕, 西浜雄二. サロマ湖における垂下養成 ホタテガイの摂餌量. 北海道水産試験場研究報告 1991;37:37-57.
- 三好晃治,品田晃良,宮園章,桒原康裕,多田匡秀,照 本昂之,工藤勲.2013年北海道オホーツク海沿岸域 における地まきホタテガイの高成長と餌料環境.日 本水産学会誌 2015;81(3):468-470.
- 西浜雄二.オホーツクのホタテ漁業.北海道大学図書出版刊行会,札幌. 1994.
- 品田晃良. 地まきホタテガイの成長不良に対する水温お よび餌濃度の影響. 日本ベントス学会誌 2006;61: 41-44.

- 品田晃良. 夏季の海洋環境が地まきホタテガイの貝柱歩 留と麻痺性貝毒の発生に与える影響(短報). 北海道 水産試験場研究報告 2009;75:15-17.
- 品田晃良. 北海道周辺沿岸海域における海面水温の近未 来予測値(資料).北海道水産試験場研究報告 2021; 99:19-23.
- 品田晃良, 三好晃治. 北海道オホーツク海沿岸域におけ る地まきホタテガイの貝柱湿重量に与える海洋環境 の影響. 水産海洋研究 2016;80(4):283-288.
- 塩本明弘,藤本康孝,三村尚哉,佐々木章裕,糸井大地, 今里翔真,高橋尚文,竹中柚実,藤田知則.北海道 オホーツク海沿岸域におけるクロロフィルaと環境 要因の季節変動について.日本水産学会誌 2018; 84(2):241-253.

Ishizu M, Kitade Y, Matsuyama M. Formation mechanism of

the Cold-water belt formed off the Soya Warm Current. J. Oceanogr. 2006 ; 62 : 457 -471.

- Osborne D. R, Voogt P. 食品栄養分析(監訳 吉川誠次). 講 談社, 東京. 1980.
- Fujii M, Takao S, Yamaka T, Akamatsu T, Fujita Y, Wakita M, Yamamoto A, Ono T. Continuous Monitoring and Future Projection of Ocean Warming, Acidification, and Deoxygenation on the Subarctic Coast of Hokkaido, Japan. *Front. Mar. Sci.* 2021; 8:1–12.
- Takizawa T. Characteristics of the Soya Warm Current in the Okhotsk Sea. J. Oceanogr. Soc. Japan. 1982; 38: 281-292.
- Welschmeyer NA. Fluorometric analysis of chlorophyll a in the presence of chlorophyll b and pheopignments. *Limnol. Oceanogr.* 1994 ; 39 : 1985–1992.

低水温による海水移行後サケ稚魚の運動性低下(短報)

虎尾 充*

北海道立総合研究機構さけます・内水面水産試験場

Low water temperatures decrease the motility of chum salmon fry after seawater transfer (short paper)

MITSURU TORAO*

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

The effects of low water temperature on the motility of chum salmon *Oncorhynchus keta* fry after seawater transfer were examined in a rearing experiment. After freshwater rearing, chum salmon were reared in artificial seawater at 2 °C, 4 °C, and 8 °C for 3 days. After rearing in seawater, the motion distance (MD), nearest neighbor distance (NND), and separation angle (SA) were measured via video analysis. The MD was 15% lower at 4 °C and 50% lower at 2 °C than at 8 °C, which is the optimum water temperature range for chum salmon. NND was markedly greater in the 2 °C treatment. SA indicated the maintenance of the schooling structure and no significant differences among the three treatments were observed. These results suggest that the motility of chum salmon after seawater transfer is reduced at low water temperatures.

 $\neq - \neg - ec{r}$: nearest neighbor distance, *Oncorhynchus keta*, separation angle, video analysis

Temperature is an important environmental factor that affect animal physiology, behavior, and geographic distribution (Magnuson *et al.*, 1979). In fish, the water temperature also affects ontogeny, oxygen consumption, growth rate, and maturation (Watanabe, 2017). However, the optimal water temperature or temperature preference differs among fish species (Tsuchida, 2002), and the water temperature preference in salmonids is closely associated with feeding, metabolism, and growth (Brett, 1971; Webster and Dill,2006; Torao, 2022). Thus, water temperature may be a major environmental factor limiting salmon behavior.

Chum salmon (*Oncorhynchus keta*) is an anadromous fish, and their juveniles descend to estuaries in a relatively short time after their emergence from spawning redds in rivers (Kobayashi and Ishikawa, 1964; Mayama *et al.*, 1983), where it transitions to marine life. Early marine life is considered a major mortality period for salmon (*e.g.*, Parker, 1962; Healey, 1982; Bax, 1983; Fukuwaka and Suzuki, 2000; Willette *et al.*, 2001; Mueter *et al.*, 2002). Several studies have reported that the body size and growth rate are closely related to salmonid mortality during this period (Healey, 1982; Saito *et al.*, 2011; Tucker *et al.*, 2016; Honda *et al.*, 2017, 2020; Hasegawa *et al.*, 2021).

Several coastal field studies have indicated that the distribution and growth of chum salmon fry/juveniles during their early marine life are strongly influenced by sea surface temperature (SST) (*e.g.*, Mayama and Ishida, 2003 : Nagata *et al.*, 2005, 2007). Along the Hokkaido coast, juvenile chum salmon are distributed in the SST range of 5 °C–13 °C, with good growth occurring between 8 and 13 °C (Irie, 1990 : Kasugai *et al.*, 2012:Seki, 2013). Conversely, a low SST of <5 °C may limit the migration and depress the growth of salmon fry (Nagata *et al.*, 2005 ; Nagata *et al.*, 2008 ; Kasugai *et al.*, 2012). As juvenile chum salmon grow, their habitats expand from the coastal to nearshore waters. However, low water temperatures hinder habitat selection,

Low water temperatures generally reduce the metabolism, feeding rate, and growth of teleosts fish (Brett, 1979; Jobling, 1994). This phenomenon has also been observed in chum salmon fry (Torao, 2022). Low water temperatures during early

報文番号A636 (2024年6月17日受理)

*Tel: 0123-32-2136. Fax: 0123-34-7233. E-mail: torao-mitsuru@hro.or.jp

ocean life are believed to limit the migration, distribution, and growth of juvenile chum salmon; however, their impact on individual behavior remains unclear.

Changes in behavioral activity and schooling behavior are expected if low ocean temperatures affect the behavior of salmon fry. The swimming and schooling behaviors of salmon fry can be quantified using video analysis (Torao *et al.*, 2020, 2023). Therefore, this study used video analysis to examine whether salmon fry activity was affected by low water temperatures.

MATERIALS AND METHODS

Fish stock and rearing conditions Experiments were conducted in 2018 using a 2017-year class of chum salmon fry at the rearing facility of the Salmon and Freshwater Fisheries Research Institute (SFFRI) of the Hokkaido Research Organization. Fish were obtained from artificially inseminated eggs at the Chitose River Hatchery of the Nihon Kai Salmon Enhancement Program Association on October 30, 2017. Fertilized eggs were kept at the Chitose River Hatchery, transported to the SFFRI rearing facility on December 13, and incubated in a vertical incubation system until emergence. On March 1, 2018, 1000 fry were moved from the incubators and placed in a plastic rearing chamber (length \times width \times height: $3.26 \times 0.33 \times 0.33$ m) supplied with a constant flow of fresh water. Water temperature during the rearing period averaged 8.2 °C (range, 7.4 °C-8.5 °C). The fry were fed a commercial diet (Alpha Crumble EX-Masu #1 and #2; Nosan Co., Ltd., Yokohama, Japan) six times a day at 3.5% of their body weight until seawater transfer. Three fish bowls each filled with 10 L of artificial seawater were placed in water temperature control tanks at 2 °C, 4 °C, and 8 °C. Aerated water was used as artificial seawater in the fish bowls. On April 11, ten freshwater-reared salmon fry were placed in each bowl. After 3 days of seawater rearing, the fry were used for behavioral measurements on April 14.

Video recording of chum salmon behavior Behavioral activity was measured using video recordings. A circular polyethylene tank (diameter, 48 cm; experimental tank) was used to record the behavior of the chum salmon fry. Artificial seawater, adjusted to the water temperature for seawater rearing, was added to the experimental tank. The water depth of the experimental tank was maintained at 3 cm to restrict fry behavior in two dimensions. The amount of water in the experimental tank was approximately 5.7 L. Video recordings

were conducted in a low-temperature room. Iced gel packs were placed under the experimental tank to maintain the water temperature. Ten fry from three fish bowls at each seawater temperature were randomly transferred to the experimental tank and acclimated for 5 min. The fry behavior was then video-recorded for 5 min using a digital camera (PENTAX Optio WG-4 GPS, Ricoh Imaging Co., Ltd., Tokyo, Japan) set above the experimental tank. All fry used in these trials were anesthetized after each recording and fork length (FL; mm) and body weight (BW; g) were individually measured. Their condition factor (CF) was calculated as follows: CF = $(10^6 \times$ BW)/FL³.

Video Analysis Three parameters were used as behavioral activity indices: motion distance (MD), nearest neighbor distance (NND), and separation angle (SA). For MD measurements, the free Windows software "Undo-kun for Windows 2.0" (http://www.vector.co.jp/download/file/win95

/edu/fh537268,html, March 31, 2020) was used to measure the distance and calculate the movement speed from the coordinates of the video images. The coordinates were recorded by clicking on the fish snout on the screen. The measurement interval was every 15 frames (approximately 0.25 s), and the distances between the obtained coordinates were calculated. Preliminary analysis revealed that the distance moved by the chum fry during the first 30 s of recording was representative of the entire recording time. Therefore, the distance measured during 30 s was converted to the distance moved per minute, and this value was defined as the MD. The MD was expressed as the value (cm) divided by the FL of the individual measured on the image (×FL).

NND is an indicator of schooling behavior; the shorter the NND, the stronger the schooling structure (Masuda, 2010). NND was measured following that of Torao (2023). That is, a still image was extracted every minute from the recorded video, and five still images were obtained per experimental temperature treatment. For each image, the distance between the nearest neighbors of each individual was measured using ImageJ (Schneider *et al.*, 2012), and the average value was used as the NND for each temperature treatment. The NND was expressed as the value (mm) divided by the FL of the individual measured on the image (×FL).

SA is defined as the angle between the body axes of the focal and neighboring fish (Masuda *et al.*, 2003) and indicates the parallel orientation of individuals constituting the school. SA was the average angle between the body axes of all individuals measured using ImageJ for the above still images.

Statistical Analysis One-way analysis of variance (ANOVA) was conducted on the FL, BW, and CF of chum salmon fry to test for body size differences after water temperature treatment. The Tukey–Kramer test was used to compare MD, NND, and SA across the three seawater temperature treatment intervals for multiple comparisons. The SA in each treatment was also compared to 90°, the value expected in a random distribution, using Student's t-test. All statistical analyses were performed using R statistical computing package v4.2.2(R Core Team, 2022).

RESULTS

No differences were observed in the body size of the chum salmon fry after the 3-day seawater rearing treatment (Table 1). The mean FL of fry in the 2 °C, 4 °C, and 8 °C treatments was 47.1, 48.6, and 47.1 mm, respectively, without significant differences (Tukey–Kramer test, p > 0.05). BW was slightly higher in the 4 °C group (0.73, 0.82, and 0.73 g, in the 2 °C, 4 °C, and 8 °C treatments, respectively), but without significant differences, and CF were similar (Tukey–Kramer test, p > 0.05). The body size of all groups was <1 g, which is considered an appropriate release size (Nogawa and Yagisawa, 2011); however, no mortality occurred during seawater rearing.

The mean MD was 56.4 FL at 2 °C, 93.9 FL at 4 °C, and 114.1 FL at 8° C; the lower the water temperature, the shorter the MD (Fig.1A). The MD of the 2 °C treatment was 50% smaller than that of the 8 °C treatment, and that of the 4 °C treatment was 15% smaller. The 2 °C treatment was significantly different from the 4 °C and 8 °C treatments (Tukey–Kramer test, p < 0.001). No significant difference was observed between the MD of 4 °C and 8 °C treatments (Tukey–Kramer test, p > 0.05).

NND (×FL), an index of schooling structure, was 1.7, 1.2, and 1.3 in the 2 °C, 4 °C, and 8 °C treatments, respectively

Table 1 Fork length (FL), body weight (BW), and condition factor (CF) of chum salmon fry in the experimental groups at different seawater temperatures. All characteristics were not significantly different between water temperature treatments (Tukey–Kramer test, p > 0.05).

	Treatment		$Mean \pm SD$		
Date of Experiment	temperature in seawater	fork length (mm)	body weight (g)	condition factor	
Apr. 14,	2°C	47.1 ± 3.91	0.73 ± 0.17	6.90 ± 0.59	
2018	4°C	48.6 ± 2.55	0.82 ± 0.16	7.09 ± 0.48	
	8°C	47.1 ± 3.17	0.73 ± 0.16	6.94 ± 0.42	

(Fig. 1B). The NND in the 2 °C treatment was significantly larger than that in the 4 °C treatment (Tukey–Kramer test, p < 0.01). No significant differences were observed between the 2 °C and 8 °C and the 4 °C and 8 °C treatments (Tukey–Kramer test, p > 0.05).

The mean SA values were 52.2°, 47.1°, and 41.4° for the 2 °C, 4 °C, and 8 °C treatments, respectively (Fig.1C). Multiple comparisons revealed no significant differences in SA among the three treatment groups (Tukey–Kramer test, p > 0.05). Conversely, SA in all water temperature treatments was significantly different from the expected 90° in the absence of parallel orientation (Student's t-test, p < 0.001).



Fig. 1 (A) Motion distance (MD), (B) nearest neighborhood distance (NND), and (C) separation angle (SA) of chum salmon fry in different low-temperature seawater rearing treatments. Error bars indicate standard deviations (n = 10). Bars with different letters in the same panel are significantly different (Tukey–Kramer test, p < 0.05).

DISCUSSION

This study demonstrated that the motility of chum salmon fry after seawater transition was reduced in a low temperature environment. The effect of water temperature on burst swimming speed is generally small in fish but has a greater effect on sustained swimming speed (Brett, 1967; Wardle, 1980; Batty and Blaxter, 1992). The MD included in sustained swimming speed is likely to be sensitive to water temperature. SA, an indicator of the parallel orientation of individuals constituting the school, indicated that the school structure was maintained and no effect of water temperature was observed. Conversely, the large NND of 1.7 at 2 °C indicates that a very low water temperature may affect the retention of NND. NND was enlarged during fasting due to a decrease in interindividuals following the behavior of chum salmon fry (Torao, 2023), and NND may be enlarged when fry conditions are poor. Even under low seawater temperatures, decreased behavioral activity may have reduced the subsequent behavior of individuals, resulting in the expansion of NND.

These changes in motility and school structure due to low water temperatures may increase the risk of predation in chum salmon fry. Swimming ability is one of the most important characteristics of fish survival (Plaut, 2001; Cano-Barbacil et al., 2020) that affects avoidance of predation, feeding, and migration to new habitats (Webb, 1994; Drucker, 1996; Plaut, 2001;Nelson et al., 2002). Water temperature is one of the main factors affecting swimming ability, and its effects and the optimum water temperature range vary among fish species (Beamish, 1978). Furthermore, low or high water temperatures outside the optimum water temperature range reduce swimming ability (Zeng et al., 2009). A low temperature of 2 ° C could be considered outside the optimum water temperature range for motility of chum salmon fry. In addition, in many fish species, schooling is regarded as an anti-predator behavior, and the formation of schools is thought to have early detection of predators or dilution effects on predation risk (Masuda, 2010). Water temperature affects both the social behavior and energy expenditure of fish, with lower water temperatures leading to lower fish activity and more cohesive schools (Bartlini et al., 2015). Changes in school structure due to low water temperatures differed from those observed in chum salmon fry. Although there is still little evidence that low water temperature conditions increase predation on chum salmon fry in the field, reduced behavioral activity and changes in schooling behavior at low water temperatures may

be detrimental to predator avoidance in terms of anti-predator behavior.

In hatchery programs, releasing chum salmon fry at 7 °C -11 °C SST is recommended to allow for their downstream migration period in the river after release (Nagata et al., 2007; Seki, 2013). However, salmon catches in Japan have continued to decline in recent years, despite continued hatchery releases (Miyakoshi et al., 2013). One possible reason for this is that climate change may have caused the SST to rise faster, shortening the optimal water temperature period for the growth of chum salmon in coastal and offshore areas (Saito and Miyakoshi, 2018; Kuroda et al., 2020). In response, hatchery release programs continue to search for the optimal release timing and size for chum salmon fry. Chum salmon need to grow to a FL of 7 cm (3 g body weight) and migrate offshore by the time water temperatures reach 13 °C, the upper limit of their distribution (Mayama, 1982). Low water temperatures immediately after sea entry may limit foraging behavior, resulting in slower growth rates in the coastal zone. In addition, when chum salmon fry enter the seawater at low temperatures, short-term fasting in freshwater suppresses their growth (Nakamura et al., 2019) and reduces swimming ability (Torao et al., 2021). Avoiding such growth and behavioral influences requires chum salmon fry to remain in good nutritional conditions until they enter the sea. Feeding fish oilsupplemented diets effectively in increases lipid accumulation in chum salmon fry (Murai et al., 1983) and has been conducted in some hatchery programs. The effects of feeding conditions and nutritional status on behavior at low water temperatures should be examined in the future. Water temperatures of <5 °C are not necessarily good for chum salmon fry. However, if the optimal water temperature period continues to decrease in the future, the release of salmon fry at lower water temperatures should be considered. The effects of low water temperature on the behavior of chum salmon fry should be clarified, and effective release methods should be considered.

ACKNOWLEDGEMENT

The Nihon Kai Salmon Enhancement Program Association provided inseminated salmon eggs and fry for this study. I thank them for their contributions. I thank the anonymous reviewers who provided valuable comments that improved the manuscript.

LITERATURE CITED

- Bartolini T, Butail S, Porfiri M. Temperature influences sociality and activity of freshwater fish. *Environ. Biol. Fishes.* 2015; 98: 825–832.
- Batty RS, Blaxter JHS. The effect of temperature on the burst swimming performance of fish larvae. *J Exp. Biol.* 1992 ; 170 : 187–201.
- Bax NJ. Early marine mortality of marked juvenile chum salmon (*Onchorhynchus keta*) released into Hood Canal, Puget Sound, Washington, in 1980. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1983 ; 40 : 426–435.
- Beamish FWH. Swimming capacity. In: Hoar WS, Randall DJ (eds). Fish Physiology. Vol. VII Locomotion. Academic Press, New York. 1978; 101–187.
- Brett JR. Swimming performance of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) in relation to fatigue time and temperature. J. Fish. Res. Board Can. 1967; 24: 1731–1741.
- Brett JR. Energetic responses of salmon to temperature. A study of some thermal relations in the physiology and freshwater ecology of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Am. zool.* 1971 ; 11 : 99–113.
- Brett JR. Environmental factors and growth. In: Hoar WS, Randall DJ, Brett JR (eds). Fish Physiology Volume III Bioenergetics and Growth. Academic Press, London. 1979; 599–675.
- Cano-Barbacil C, Radinger J, Argudo M, Rubio-Gracia F, Vila-Gispert A, García-Berthou E. Key factors explaining critical swimming speed in freshwater fish: a review and statistical analysis for Iberian species. *Sci. Rep.* 2020 ; 10 : 1–12.
- Drucker EG. The use of gait transition speed in comparative studies of fish locomotion. *Am. Zool.* 1996; 36: 555-566.
- Fukuwaka M, Suzuki T. Early sea mortality of mark-recaptured juvenile chum salmon in open coastal waters. J. Fish Biol. 2002; 60: 3–12.
- 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.* 2021; 78:631–638.
- Healey MC. Timing and relative intensity of size-selective mortality of juvenile chum salmon (*Oncorhynchus keta*) during early sea life. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*1982; 39: 952–957.
- Honda K, Kawakami T, Suzuki K, Watanabe K, Saito T. Growth rate characteristics of juvenile chum salmon

Oncorhynchus keta originating from the Pacific coast of Japan and reaching Konbumori, eastern Hokkaido. *Fish Sci.* 2017; 83:987–996.

- Honda K, Shirai K, Komatsu S, Saito T. Sea-entry conditions of juvenile chum salmon *Oncorhynchus keta* that improve post-sea-entry survival: a case study of the 2012 brood-year stock released from the Kushiro River, eastern Hokkaido, Japan. *Fish. Sci.* 2020; 86: 783–792.
- Irie T. Ecological studies on the migration of juvenile chum salmon, Oncorhynchus keta, during early ocean life. Bull. Seikai Natl. Fish. Res. Inst. 1990; 68: 1–142.
- Jobling M. Fish Bioenergetics. Chapman & Hall, London. 1994.
- Kasugai K, Torao M, Kakizaki H, Adachi H, Shinhama H, Ogasawara Y, Kawahara S, Arauchi T, Nagata M. Distribution and abundance of juvenile chum salmon (*Oncorhynchus keta*) in Nemuro Bay, eastern Hokkaido, Japan. N. Pac. Anadr. Fish. Comm. Tech. Rep. 2012; 8: 58–61.
- Kobayashi T, Ishikawa Y. An ecological study on the salmon fry, Oncorhynchus keta (Walbaum) – VIII. The growth and feeding habit of the fry during seaward migration. Sci. Rep. Hokkaido Salmon Hatchery 1964 ; 18 : 7–15.
- Kuroda H, Saito T, Kaga T, Takasuka A, Kamimura Y, Furuichi S, Nakanowatari T. Unconventional sea surface temperature regime around Japan in the 2000s–2010s: potential influences on major fisheries resources. *Front. Mar. Sci.* 2020 ; 7 : 574904.
- Magnuson JJ, Crowder LB, Medvick PA. Temperature as an ecological resource. *Am. zool.* 1979; 19:331-343.
- Masuda R. Ontogeny of anti-predator behavior in hatcheryreared jack mackerel *Trachurus japonicus* larvae and juveniles: patchiness formation, swimming capability, and interaction with jellyfish. *Fish Sci.* 2006 ; 72 : 1225–1235.
- Masuda R. Schooling behavior. In: Tsukamoto K (eds). *Basics* of Fish Ecology Koseisha-Kouseikaku, Tokyo. 2010 ; 264–274.
- Masuda R, Shoji J, Nakayama S, Tanaka M. Development of schooling behavior in Spanish mackerel *Scomberomorus niphonius* during early ontogeny. *Fish.Sci.* 2003 ; 69 : 772–776.
- Mayama H. Technical innovations in chum salmon enhancement with special reference to fry condition and timing of release. In: Proceedings of the 11th U.S.-Japan Meeting on Aquaculture, Salmon enhancement. NOAA Tech. Rep. 1982; NMFS27: 83-86.

- Mayama H, Ishida Y. Japanese studies on the early ocean life of juvenile salmon. *N. Pac. Anadr. Fish. Comm. Bull.* 2003; 3:14–67.
- Mayama H, Seki J, Shimizu I. Studies on the chum salmon released in the Ishikari River System II. On the seaward migration and Inshore distribution of liberated fry in 1980 and 1981. *Sci. Rep. Hokkaido Salmon Hatchery* 1983 ; 37 : 1–22.
- Miyakoshi Y, Nagata M, Kitada S, Kaeriyama M. Historical and current hatchery programs and management of chum salmon in Hokkaido, northern Japan. *Rev. Fish. Sci.* 2013 ; 21 : 469–479.
- Mueter FJ, Peterman RM, Pyper BJ. Opposite effects of ocean temperature on survival rates of 120 stocks of Pacific salmon (*Oncorhynchus spp.*) in northern and southern areas. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2002; 59:456–463.
- Murai T, Hirasawa Y, Akiyama T. Nose K. Effects of previous dietary history on the mortality and changes in body compositions of chum salmon fry during starvation in seawater. *Bull.Natl.Res.Inst Aquacult.* 1983; 4:79–86.
- Nagata M, Miyakoshi Y, Ando D, Asami H. Relationship between the distribution of juvenile chum salmon in the coastal waters of eastern Hokkaido and water temperature as determined by experimental releases of otolith-marked juveniles. *N. Pac. Anadr. Fish. Comm. Tech. Rep.* 2005 ; 6 : 74–77.
- Nagata M, Miyakoshi Y, Ando D, Fujiwara M, Sawada M, Shimada H, Asami H. Influence of coastal seawater temperature on the distribution and growth of juvenile chum salmon, with recommendations for altered release strategies. *N. Pac. Anadr. Fish. Comm. Bull.* 2007 ; 4 :223–35.
- Nakamura S, Kaneko N, Nonaka T, Kurita D, Miyakoshi Y, Shimizu M. Fasting in freshwater severely affects growth of juvenile chum salmon when entering cold seawater. *Fish.Sci.* 2019; 85: 655–665.
- Nelson JA, Gotwalt PS, Reidy SP, Webber DM. Beyond Ucrit: matching swimming performance tests to the physiological ecology of the animal, including a new fish 'drag strip'. *Comp. Biochem. Physiol. A.* 2002; 133 : 289–302.
- Nogawa H, Yagisawa I. Development of techniques for rearing juvenile chum salmon in artificial propagation in Japan. *J. Fish. Technol.* 3 : 67–89.
- Parker RR. Estimations of ocean mortality rates for Pacific salmon (*Oncorhynchus*). J. Fish. Res. Bd. Can. 1962; 19

: 561-589.

- Plaut I. Critical swimming speed: its ecological relevance. Comp. Biochem. Physiol. A. 2001; 131:41-50.
- R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2022 ; (URL https://www.R-project. org/)(2014.1.11)
- Saito T, Kaga T, Hasegawa E, Nagasawa K. Effects of juvenile size at release and early marine growth on adult return rates for Hokkaido chum salmon (*Oncorhynchus keta*) in relation to sea surface temperature. *Fish. Oceanogr.* 2011 ; 20 : 278–293.
- Saito T, Miyakoshi Y. Current status of chum and pink salmon: What is reducing adult returns in Japan? *N. Pac. Anadr. Fish. Comm. Tech. Rep.* 2018 ; 11 : 8–9.
- Schneider CA, Rasband WS, Eliceiri KW. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nat. Methods*. 2012 ; 9:671–675.
- Seki J. Development of hatchery techniques for releasing juvenile chum salmon in Japan. J. Fish. Tech. 2013; 6:69–82.
- Torao M. Effect of water temperature on the feed intake, growth, and feeding efficiency of juvenile chum salmon Oncorhynchus keta after seawater transfer. Aquac. Sci. 2022; 70:97–106.
- Torao M. Fasting alters school structure in chum salmon Oncorhynchus keta fry. Sci Rep Hokkaido Fish Res Inst. 2023 ; 104 : 37-40.
- Torao M, Miyamoto M, Kobayashi M. A simple method for measuring the swimming speed of salmon fry using escape behavior. Sci. Rep. Hokkaido. Fish. Res. Inst. 2020 ; 98 : 1–10.
- Torao M, Miyakoshi Y, Shimizu M. Low nutritional status in the freshwater phase and temperature at seawater entry reduce swimming performance of juvenile chum salmon. *N. Pac. Anadr. Fish. Comm. Tech. Rep.* 2021; 17:58–59.
- Tsuchida S. Experimental study on temperature preference of Japanese marine fish. *Rep. Mar. Ecol. Res. Inst.* 2002; 4:11–66.
- Tucker S, Hipfner JM, Trudel M. Size- and conditiondependent predation: a seabird disproportionately targets substandard individual juvenile salmon. *Ecology* 2016 ; 97:461-471.
- Wardle CS. Effects of temperature on the maximum swimming speed of fishes. *Environ. Physiol. Fish.* 1980; 35: 519–531.

- Watanabe S. Life histories and migrations. In: Yabe M, Kuwamura T, Takagi Y (eds). *Ichthyology*. Koseisha-Kouseikaku, Tokyo. 2017; 199–219.
- Webb DG. Effect of predation by juvenile Pacific salmon on marine harpacticoid copepods I. Comparisons of patterns of copepod mortality with patterns of salmon consumption. *Mar.Eco.Prog.Ser.* 1994 ; 72 : 25–31.
- Webster SJ, Dill LM. The energetic equivalence of changing salinity and temperature to juvenile salmon. *Funct. Ecol.*

2006;20:621-629.

- Willette TM. Foraging behaviour of juvenile pink salmon (Oncorhynchus gorbuscha) and size-dependent predation risk. Fish. Oceanogr. 2001; 10:110–131.
- Zeng LQ, Cao ZD, Fu SJ, Peng JL, Wang YX. Effect of temperature on swimming performance in juvenile southern catfish (*Silurus meridionalis*). Comp. Biochem. Physiol. A.2009; 153: 125–130.

千歳川のサケ河川回帰率に与える回遊経路の海面水温の影響(短報)

品田晃良^{*1}, 實吉隼人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さけます・内水面水産試験場道東センター

Effect of sea surface temperature on migration pathways and return rates of salmon to the Chitose River, Hokkaido, Japan (short paper)

AKIYOSHI SHINADA^{*1} and HAYATO SANEYOSHI²

¹ Central Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, Yoichi, Hokkaido 046-8555,

² Doto Research Branch, Salmon and Freshwater Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization,

Nakashibetsu, Hokkaido 086-1164, Japan

The contribution of sea surface temperature (SST) to variations in salmon return rates was investigated for the Chitose River, located in the northern Sea of Japan, Hokkaido, Japan. Spearman's correlation coefficients between SST and salmon return rates were not significant in April in the Ishikari River off. This suggests that the variation in return rates was less affected by sea entry. In contrast, on the Sea of Okhotsk side, a positive correlation was observed in May and a negative correlation in late June, when SSTs were above the lower habitat limit (5°C) in May and reached the upper habitat limit (13°C) in late June. These results indicate that the variation in return rates may be related to the SST for the length of possible residence time on the Sea of Okhotsk side, which is a migratory pathway.

キーワード:オホーツク海,海面水温,河川回帰率,サケ,千歳川,日本海

サケOncorhynchus ketaは, 2021年における北海道の魚 種別生産額で18%(456億円)を占めており,2019年に北 海道漁業協同組合連合会が「北海道秋鮭定置網漁業」と してマリン・エコラベル・ジャパン認証を取得するなど. 国際的な競争力の強化が進んでいる重要魚種である(北 海道水産林務部総務課, https://www.pref.hokkaido.lg.jp/ sr/sum/kcs/suisan-group/sugata.html, 2023.12.20)。北海道 のサケはふ化放流事業で資源が維持されており、受精卵 から育てた約10億尾のサケ稚魚が北海道各地のふ化場か ら放流されている。一方, 2004年には6,000万尾を超えた サケの来遊数は、近年2,000万尾を下回る年が散見される など不安定な状況が続いている(北海道立総合研究機構 さけます・内水面水産試験場, https://www.hro.or.jp/ fisheries/research/hatch/sakema-information.html, 2023.12.20)。サケの生活史においては、降海直後の減耗 が最も多く,海洋生活1年目の冬季における減耗がそれに

次ぐと考えられている (Beamish and Mahnken, 2001)。降 海直後の減耗要因として,低水温によるサケ稚魚の成長 率と遊泳力の低下が考えられており(春日井, 2018;虎 尾, 2020),水温5℃以上で放流することが望ましいとさ れている(関, 2013)。

Nagata et al. (2016)は、北海道全域でサケの回帰率の 変動傾向を解析して、日本海、オホーツク海、根室海峡 および太平洋海区で各海区の経年変動傾向が類似してい ることを明らかにした。このうち、オホーツク海、根室 海峡および太平洋海区では、降海海域の海面水温と正の 相関があることを示したが、日本海区については降海海 域の海面水温だけでは経年変動要因を特定することは難 しいとしている。日本海区におけるサケの資源変動要因 については、河川水温の影響(Morita et al. 2015)、海流 によるオホーツク海への輸送状況の影響(小山ら, 2018)、 回遊経路であるオホーツク海沿岸域の海面水温変動の影

報文番号A637(2024年 6 月17日受理) *Tel: 0135-23-4020.Fax: 0135-23-8721.E-mail: shinada-akiyoshi@hro.or.jp 響(品田・實吉, 2023)がこれまでに報告されている。

本研究は、日本海区におけるサケ資源の変動要因を解 明するため、石狩川水系千歳川から放流されたサケ稚魚 が辿ると想定される降海海域と回遊経路の海面水温に着 目して、それらの変動が河川回帰率に与える影響を明ら かにすることを目的とした。品田・實吉(2023)は日本海 北部地区の天塩川から放流されたサケ稚魚について日本 沿岸域の海面水温情報(気象庁, https://www.datajma.go.jp/ kaiyou/data /db/kaikyo/series/engan/engan.html, 2024.1.10) を用いて同様な解析を行っているが、これらの値はサケ が回遊する岸寄りから50~150 km離れた格子までの海面 水温を加重平均したものであり、サケ稚魚が移動する岸 寄りの海面水温とは異なる可能性があった。そこで本研 究ではサケが回遊する岸寄りの格子の海面水温データを 抽出することによってより詳細な解析を行うことにした。



Fig.1 Location of the survey areas. Arows indicate the migratory pathways of salmon estimated by Irie (1990). Black rectangles show the sea surface temperature area in A) Ishikari river off, B) Oumu coastal area, and C) Abashiri coastal area. The circle represents a sampling point. The location data for the Chitose River was obtained from digital national land information presented by the Ministry of Land, Infrastructure, Transport and Tourism (https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/ datalist/KsjTmplt-W05.html, 2024.1.9).

試料及び方法

本研究は、千歳川から放流された2000年級から2017年 級のサケを解析の対象とした。千歳川では、毎年秋に20 万尾前後のサケが遡上して、翌年の春に河口から約80 km上流の水産資源研究所千歳さけます事業所から約 3,000万尾のサケ稚魚を放流している(Fig.1)。旬別の放 流尾数は、「さけ・ます増殖事業成績書(公益社団法人北 海道さけ・ます増殖事業協会、2001~2018)」に掲載され ている値を用いた。サケ親魚の捕獲は9~11月の遡上時期 を通じて(一社)日本海さけ・ます増殖事業協会で行い, 旬毎に雌雄別の捕獲数を集計した。また,捕獲旬毎に雌 雄それぞれ50尾から採取した鱗のレプリカを用いて年齢 査定を行った。旬別雌雄別の年齢組成に同旬の雌雄別の 捕獲尾数を乗じて合算し,各年の年齢別捕獲尾数を推定 した。年級別回帰尾数は,各年の年齢別捕獲尾数を在級 別にとりまとめて算出した。河川回帰率は,各年級の回 帰親魚のうち3~5年魚の回帰尾数をその年級の放流尾数 で除すことで算出した。

北海道日本海区の河川に放流したサケ稚魚は北上して, 宗谷海峡から北海道オホーツク海側の陸地に沿って網走 湾まで回遊した後,最終的にはオホーツク海の沖合へ向 かうと考えられている(入江,1990;浦和,2000)。本研 究では千歳川から放流されたサケ稚魚の回遊経路の海面 水温として格子の大きさが25 km四方のMergenal sea surface temperature (MGDSST)を用いた(気象庁, https:// www.data.jma.go.jp/gmd/goos/data/rrtdb/jma-pro/mgd_ sst_glb_D.html, 2024.1.9)。MGDSSTは人工衛星や観測デ ータを元に欠測のないデータを作成した再解析データで ある。本研究では、降海海域である石狩川河口,回遊経 路であるオホーツク海側における雄武沿岸と網走沿岸の 4~6月までの海面水温を用いた。河川回帰率と各変数間 の関係はSpearmanの順位相関係数で評価した。



Fig.2 Annual changes in the salmon return rates in the Chitose River (upper) and release days from Chitose Station (lower). Circle size indicates the number of salmon fry released, and solid line indicates the release date weighted by the number of releases.

結果と考察

2000年級から2017年級における河川回帰率の経年変化 を見ると、2000年級が約2.0%と突出して高い値を示した (Fig.2)。その後、2003年級から2006年級まで0.25%以下 の低い値を示した。2007年級以降は0.25~1.25%の間で増 減を繰り返した。年級別で加重平均した放流日は、3月下 旬から4月上旬の間で推移した(Fig.2)。また、2000年級 から2007年級には2月以前の放流が確認されたが、2008年 級以降は3月以降に放流されていた。

降海海域である石狩川河口の海面水温は、3月には5℃ を下回る年もあったが、4月以降は概ね5℃を上回って推 移した(Fig.3)。3月以降に放流されたサケ稚魚が石狩川 河口に降海する時期は4月上旬から5月上旬と推定されて いる(真山ら、1983)。そこで、4月上旬から下旬における 石狩川河口の海面水温と河川回帰率についてSpearmanの 順位相関係数を計算した。その結果、すべての旬で有意 な相関関係は認められなかった(Fig.4)。なお、河川回 帰率が顕著に高い2000年級を除いた場合でも同様の結果 であった(Early April: rs=0.36, p=0.14, Mid April: rs=0.30, p=0.26, Late April: rs=0.40, p=0.12)。サケ稚魚は5℃以下 の水温では、遊泳能力が落ちて餌を獲得できないことや 捕食者を回避できないことが考えられている(春日井, 2018;虎尾、2020)。前述の通り千歳川に放流されたサケ



Fig.3 Seasonal changes in the sea surface temperatures in the Ishikari river off (Ishikari), Oumu coastal area (Oumu), and Abashiri coastal areas (Abashiri). The box represents the interquartile range (IQR), which is the range of values between the first quartile and the third quartile. The median is represented by a horizontal line inside the box. The whiskers represent the range of data outside the IQR, and the outliers are plotted as individual points beyond the whiskers. Data from 2001 to 2018.

稚魚が降海するのは4月以降で,この時期の海面水温はほ ぽ5℃を上回っていることから,河川回帰率の変動に降 海海域の海面水温変動は大きな影響を与えていないと考 えられる。この結果は, Nagata *et al.* (2016)の結果と同 様である。品田・實吉(2023)は日本海北部の天塩川か ら放流されたサケ稚魚は降海海域の海面水温と有意な正 の相関があることを報告しているが,これは石狩川河口 より200 kmほど北に位置する天塩川河口における降海 時期の海面水温は5℃以下の年も散見することが関与し ていると考えられる。

回遊経路であるオホーツク海側の海面水温が5℃を上 回るのは雄武沿岸で5月上旬,網走沿岸で5月中旬であっ た(Fig.3)。千歳川から放流されたサケ稚魚がオホーツ ク海側の雄武沿岸や網走沿岸に回遊する時期は不明であ るが,北海道稚内市の宗谷港で夜間に行っている「たも 網」を使ったサケ稚魚の採捕調査によると5月中旬からサ ケ稚魚が出現することが報告されており(今井,2023), 少なくとも5月中旬以降にはサケ稚魚が,オホーツク海側 に回遊している可能性があると考えられる。そこで,5月 上旬から下旬における雄武沿岸の海面水温と河川回帰率 についてSpearmanの順位相関係数を計算した。その結果 すべての旬で有意な正の相関関係が認められた(Fig.4)。



Fig. 4 Scatter diagram between sea surface temperature and the salmon return rate in the Chitose River. Lines indicate simple liner regession line. Correlation coefficients and p-values are shown in the graph. Upper x-values represent the sea surface temperature off the Ishikari River from early April to late April. Middle x-values indicate the sea surface temperature along the Oumu coastal from early May to late May. Bottom x-values reflect the sea surface temperature along the Abashiri coastal from early June to late June.

なお、河川回帰率が顕著に高い2000年級を除いた場合で も同様の結果であった(Early May: rs=0.71, p<0.01, Mid May: rs=0.82, p<0.01, Late May: rs=0.63, p<0.01)。5月中旬 の石狩川河口と雄武沿岸の海面水温の差は約5℃となっ ており(Fig.3),オホーツク海側へ回遊することによっ て海面水温が5℃以下の水塊に遭遇することはサケ稚魚 の生残にとって不利に働くと考えられる。

千歳川から放流されたサケ稚魚は、石狩湾から北上し て宗谷海峡を通過後、オホーツク海を網走沿岸まで南下 して、最終的にはオホーツク海に向かうと考えられてい る (入江, 1990; 浦和, 2000)。網走沿岸では6月下旬に離 岸の目安である13℃を超える年が観測されている (Fig.3)。そこで、6月上旬から下旬における網走沿岸の 海面水温と河川回帰率についてSpearmanの順位相関係数 を計算した。その結果、6月中旬と6月下旬で有意な負の 相関が認められた(Fig.4)。なお,河川回帰率が顕著に 高い2000年級を除いた場合でも同様の結果であった (Early June: rs=-0.26, p=0.31, Mid June: rs=-0.68, p<0.01, Late June: rs=-0.55, p<0.05)。13℃はサケ稚魚が沿岸域を 離れる時期の水温の目安と考えられている(春日井, 2018)。よって、6月下旬における網走沿岸の海面水温が 高い場合は、稚魚が強制的に沖合へ移動させられる現象 が生じているのかもしれない。この際に、成長が十分で ないサケ稚魚は沖合の環境に適応出来ずに減耗する可能 性があると考えられる。これらオホーツク海側の海面水 温変動の影響は、日本海北部の天塩川から放流されたサ ケ稚魚でも報告されている(品田・實吉, 2023)。

以上より,千歳川から放流されたサケ稚魚は,降海す る石狩川河口付近の海面水温よりも,回遊経路であるオ ホーツク海側での滞在可能期間がサケの河川回帰率に関 係していると考えられた。海洋温暖化により,オホーツ ク海沿岸域の海面水温が上昇することが考えられるが, 今回示した海面水温との関係を基礎的資料として放流手 法の改善を行うことが望まれる。

謝 辞

年齢査定の解析にあたっては、(一社)日本海さけ・ま す増殖事業協会で採取された鱗を活用させて頂きました。 この場をお借りし厚く御礼申し上げます。

引用文献

- Beamish, RJ, Mahnken, C. A critical size and period hypothesis to explain natural regulation of salmon abundance and the linkage to climate and climate change. *Prog. Oceanogr.* 2001; 49: 423–437.
- 今井謙吾.本州日本海由来サケ稚魚の移動経路~山形県 から放流されたサケ稚魚を宗谷海峡で初確認~. SALMON情報 2023;17:30-31.
- 入江隆彦. 海洋生活初期のサケ稚魚の回遊に関する生態学 的研究. 西海区水産研究所研究報告 1990;68:1-142.
- 春日井 潔. 北海道沿岸における環境変動がサケ幼稚魚の 生残に及ぼす影響. 海洋と生物 2018;40:335-341.
- 公益社団法人北海道さけ・ます増殖事業協会. 平成13年 度~平成28年度さけ・ます増殖事業成績書. 札幌. 2001-2018.
- 小山達也,品田晃良,黒田 寛,宮越靖之. 粒子追跡実 験を用いた北海道日本海におけるサケ幼稚魚の北上 移動に関する考察(短報).北海道立水産試験場研究 報告 2018;93:93-98.
- 真山 鉱,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 と沿岸帯での分布回遊.北海道さけ・ますふ化場研 究報告1983;37:1-22.
- Morita, K, Nakashima, A, Kikuchi M. River temperature drives salmon survivorship: is it determined prior to ocean entry? *R. Soc. Open sci.* 2 : 140312.
- Nagata M, Miyakoshi Y, Fujiwara M, Kasugai K, Ando D, Torao M, Saneyoshi H, Irvine JR. Adapting Hokkaido hatchery strategies to regional ocean conditions can improve chum salmon survival and reduce mortality. *N. Pac. Anadr. Fish. Comm. Bull.* 2016; 6:73-85.
- 関 二郎. さけます類の人工孵化放流に関する技術小史 (放流編).水産技術 2013;6:69-82.
- 品田晃良, 實吉隼人. 回遊経路における海面水温の変動 が天塩川のサケ河川回帰率に与える影響(短報). 北 海道立水産試験場報告 2023;104:33-36.
- 虎尾 充. 北海道におけるサケ初期減耗過程の解明と資源回復にむけて ~降海後のサケ稚魚に何が起きているのか?~. 北水試だより 2020;101:7-10.
- 浦和茂彦.日本系サケの回遊経路と今後の研究課題.さ け・ます資源管理センターニュース 2000;5:3-9.

北海道沿岸における麻痺性貝毒原因生物2種の分布実態にもとづく名称変 更の提案 (資料)

宫園 章^{*1}, 長井 敏², 金 康司郎³, 正城利紀⁴, 北山安信⁵, 小林和馬⁵, 船木周平⁶, 佐野晃平⁷

¹北海道立総合研究機構水産研究本部中央水産試験場,²水産研究教育機構水産技術研究所, ³旧石狩地区水産技術普及指導所,⁴網走東部地区水産技術普及指導所, ⁵釧路地区水産技術普及指導所,⁶旧日高地区水産技術普及指導所静内支所, ⁷渡島地区水産技術普及指導所

Proposal for renaming based on the distribution of two species causing paralytic shellfish poisoning along the Hokkaido coast (note)

AKIRA MIYAZONO^{*1}, SATOSHI NAGAI², KOJIRO KON³, TOSHIKI MASAKI⁴, YASUNOBU KITAYAMA⁵, KAZUMA KOBAYASHI⁵, SHUHEI FUNAKI⁶ and KOHEI SANO⁷

- ¹ Central Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, Yoichi, Hokkaido, 046-8555,
- ² Fisheries Technology Institute (Yokohama Station), Japan Fisheries Research and Education Agency, *Yokohama, Kanagawa 236–8648*,
- ³ Formerly of Ishikari Fisheries Technical Guidance Office, Ishikari General Subprefectural Bureau, Hokkaido Government, *Atsuta, Hokkaido 061–3601*,
- ⁴ Abashiri-Toubu Fisheries Technical Guidance Office, Okhotuk General Subprefectural Bureau, Hokkaido Government, *Abashiri, Hokkaido 093-8585*,
- ⁵ Kushiro Fisheries Technical Guidance Office, Kushiro General Subprefectural Bureau, Hokkaido Government, *Akkeshi, Hokkaido 088–1118,*
- ⁶ Formerly of Shizunai Fisheries Technical Guidance Office, Hidaka General Subprefectural Bureau, Hokkaido Government, *Shizunai, Hokkaido 056–0005*,
- ⁷ Oshima Fisheries Technical Guidance Office, Oshima General Subprefectural Bureau, Hokkaido Government, *Hakodate, Hokkaido 041–8558, Japan.*

キーワード: *Alexandrium catenella* (Group I), *Alexandrium tamarense* species complex, *Alexandrium pacificum* (Group IV), 分子生物学的分類, LAMP法

北海道では麻痺性貝毒原因プランクトンモニタリング が1970年代後半から実施されている(宮園ら,2020)。麻痺 性貝毒の原因プランクトンは形態に基づく種判別が行わ れ,従来知見の整理・新たな発見によって分類学的見直し が行われてきた。Alexandrium属についても種名変更がた びたび行われてきた。Alexandrium属は当初Gonyaulax属 だったが, Protogonyaulax属を経てAlexandrium属へと名 称変更された。北海道に出現する種は形態的な分類体系 に従い, 腹孔の有無によりAlexandrium tamarense species complex (旧A. tamarense) とAlexandrium tamarense species complex (旧A. catenella) を区別して種の同定を行ってい る (宮園ら, 2020)。ところが,近年の分子生物学的分 類体系による検討の結果,旧A. tamarenseと旧A. catenella はAlexandrium tamarense species complexに属するものの, 形態に基づく種判別が困難なため正確な種同定には遺 伝子配列の情報が必要であると整理された (John et al., 2014;Litaker et al., 2018;坂本, 2020)。夏池ら (2022) は函館湾と噴火湾におけるA. pacificum (Group IV) (旧A.

報文番号A638(2024年6月17日受理)

*Tel: 0135-23-4020. Fax: 0135-23-8721. E-mail: miyazono-akira@hro.or.jp

catenella)とA. catenella (Group I)(旧A. tamarense)の最 近の出現状況をPCR検査によって明らかにし,当該海域 での両種の出現時期には重複がないことを確認した。一 方,北海道の貝毒原因プランクトンモニタリングでは形 態学的分類体系に従った「旧A. tamarense」および「旧A. catenella」の名称を使用しており,こうした新旧混在す る名称の扱いが続くことは望ましくない(坂本,2020)。 そこで,北海道の貝毒原因プランクトンモニタリングに おけるAlexandrium tamarense species complexに属する2種 の取り扱いを検討するために,函館湾と噴火湾を除くモ ニタリング海域において両種の出現状況を分子生物学的 手法で把握したので報告する。

試料及び方法

沿岸調査 調査地点は貝毒プランクトンモニタリング地 点のうち噴火湾海域を除く,旧*A. tamarense*が出現する海 域の代表5地点である(図1)。日本海側にはこれまで *Alexandrium tamarense* species complexは出現してこなか ったが,2005年以降調査されている石狩湾の浜益では近 年,旧*A. catenella*の出現報告がある(2022年10月13日10 m層20 cells L⁻¹,2021年7月13日0,10,30 m層40-140 cells



図1 調査地点。

表1 Alexandrium tamarense species complexの分子生物学的検討のためのサンプリング計画

L⁻¹)ことから,調査地点に加えた。調査時期については 表1に示した。担当指導所が貝毒プランクトンモニタリン グ時に各層採水サンプルを遮光ポリビンに各1 Lを採取 し,クール宅急便にて北海道立総合研究機構中央水産試 験場に送付した。太平洋中部海域については2022年に行 われた十勝港におけるKarenia調査で得たDNA分析用凍 結フィルタサンプルのうち,旧A. tamarenseが出現した6 サンプルを使用した(表1)。

採取した海水約1 Lを実験室においてニュークリポア フィルター(φ47 mm, 目合5 µm, ワットマン)で濾過し たのち,フィルターを折りたたみながら定性濾紙で水気 を切り,フィルターに捕集された粒子を1.5 mLマイクロ チューブに入れて-40℃以下で凍結保存した。

125 ℃で加熱滅菌処理したハサミとピンセットを用い て凍結フィルターを裁断し,滅菌した2 mLマイクロチュ ーブに入れた。これに5 % Chelex溶液250 µLを添加後,ペ ッスル (アズワン,ビオラモホモジナイザーペッスル) をつけたハンディホモジナイザー (ニッピ,パワーマッ シャー)で1分間ホモジナイズした。ペッスルに付着した 液は250 µLの5% Chelex溶液でチューブに洗い入れた。 チューブをボルテクスミキサー (TAITEC, S-100) で攪 拌し,ブロックヒーター (アズワン, MyBL-10)を用い て97 ℃で20分間加熱した。氷冷後,高速遠心(11,000 rpm, 3 min)ののち,上澄み (DNA抽出液)を1.5 mLチューブ に移し,次の分析まで凍結保存した。

今回適用した分子生物学的手法は従来の遺伝子増 幅法に比べて簡易,迅速な増幅法として開発された LAMP法である(牛久保,2004)。LAMP法はLoop-mediated isothermal amplification methodの略記であり,①すべて の反応が等温で進行する,②増幅効率が極めて高く大量 の増幅産物を得ることができる,③極めて高い特異性を 持つなどの特徴がある。また,本法では標的とするDNA の有無を定性的に検査することができるが,定量的な情 報は得られない。DNAサンプルのうちLAMP法の分析に 供したのは貝毒原因プランクトンモニタリングの検鏡作 業によって旧Alexandrium tamarenseが検出された試料で

海区	場所	年	月	深さ (m)	サンプル数	採集機関
石狩湾	浜益	2023	7月~10月	0,10,20,30	16	石狩地区水産技術普及指導所
オホーツク海	常呂	2023	6月~7月	0,10,20,30	16	網走東部地区水産技術普及指導所
根室海峡	標津	2023	6月~7月	0,5,10,15	8	根室地区水指標津支所
太平洋東部	厚岸	2023	5月~8月	0,5,10,13	16	釧路地区水産技術普及指導所
太平洋中部	十勝港	2022	7月~9月	0 - 8	5	十勝地区水産技術普及指導所
太平洋西部	静内	2023	5月~6月	0,10,20,30	16	日高地区水指静内支所
津軽海峡	知内	2023	5月~8月	0,10,20	12	函館地区水産技術普及指導所

	尼和木														
No.	海区	場所	採集月日	採集深度 (m)	細胞密度 (cells/L)	AC DNA	AP DNA	No.	海区	場所	採集月日	採集深度 (m)	細胞密度 (cells/L)	AC DNA	AP DNA
1	根室海峡	標津	2023/6/13	0	130	0	×	18	太平洋中部	十勝港	2022/9/5	0	600	0	×
2	根室海峡	標津	2023/6/13	5	70	0	×	19	太平洋西部	静内	2023/5/8	0	40	0	×
3	根室海峡	標津	2023/6/13	10	20	0	×	20	太平洋西部	静内	2023/5/22	0	1840	0	×
4	太平洋東部	厚岸	2023/5/25	0	250	0	×	21	太平洋西部	静内	2023/6/1	0	660	0	×
5	太平洋東部	厚岸	2023/5/25	5	240	0	×	22	太平洋西部	静内	2023/6/1	20	10	×	×
6	太平洋東部	厚岸	2023/5/25	10	210	0	×	23	太平洋西部	静内	2023/6/12	0	2500	0	×
7	太平洋東部	厚岸	2023/6/22	13	270	0	×	24	太平洋西部	静内	2023/6/12	10	930	0	×
8	太平洋東部	厚岸	2023/6/22	0	10	0	×	25	太平洋西部	静内	2023/6/12	20	100	0	×
9	太平洋東部	厚岸	2023/6/22	5	170	0	×	26	津軽海峡	知内	2023/5/16	0	10	0	×
10	太平洋東部	厚岸	2023/6/22	10	100	0	×	27	津軽海峡	知内	2023/5/16	10	30	0	×
11	太平洋東部	厚岸	2023/7/19	0	30	0	0	28	津軽海峡	知内	2023/5/16	20	10	0	×
12	太平洋東部	厚岸	2023/7/19	5	60	0	0	29	津軽海峡	知内	2023/6/1	0	430	0	×
13	太平洋東部	厚岸	2023/7/19	10	20	0	×	30	津軽海峡	知内	2023/6/1	10	120	0	0
14	太平洋中部	十勝港	2022/7/21	0	21900	0	0	31	オホーツク海	常呂	2023/6/5	10	10	0	×
15	十亚洋市如		2022/7/27	0	200	\cap	\cap	22	ナナ いん海		2022/6/5	20	10	0	

33

オホーツク海

常呂

2023/6/20

表2 貝毒原因プランクトンモニタリングで旧*Alexandrium tamarense*と同定されたサンプルのLAMP法による種類同 定結果

ある(表2)。33サンプルについて, Nagai (2013)の報告 と同じプライマーを用いて, LAMP法による*A. catenella* (Group I) と*A. pacifucum* (Group IV)の検出を行った。分 析は*A. catenella* (Group I) シリーズと*A. pacificum* (Group IV) シリーズで別々に行った。以下の操作は試薬類, サ ンプルをクラッシュアイスで冷却した環境下で行った。

2022/8/5

2022/8/31

0

0

300

200

16

17

太平洋中部

太平洋中部

十勝港

十勝港

反応液MIXの調整:DNA増幅キット(共栄化学, Loopamp)と6種類のプライマー(業者作成:50 μMから 適宜希釈)および蛍光・目視検出試薬(共栄化学, Loopamp)を表3に示す容量で1.5 mLマイクロチューブに とり、ボルテックスミキサーで攪拌ののち高速小型遠心 機(アズワン, Mini Centrifuge)で1秒処理した。今回は 40サンプル分をまとめて作成した。プライマーの希釈は 環境からの汚染を最小限にするため、クリーンベンチ内 で行い、希釈にはオートクレーブ滅菌したミリQ水を使 用した。

分析するDNAサンプルとネガティブコントロール (dH₂O), ポジティブコントロール (*A. catenella* (Group I), *A. pacificum* (Group IV) の培養株から作成したDNAサン

表3 LAMP法の反応混合液を作成するための試薬の混 合量

regent	×1 sample (µL)	×10 samples (µL)	備考
2X Reaction mix	12.5	125	Loopamp:市販のキット試薬
FIP primer (40µM)	1	10	希釈 from 50µM to 40 µM
BIP primer (40µM)	1	10	希釈 from 50µM to 40 µM
F3 primer (5µM)	1	10	希釈 from 50µM to 5 µM
B3 primer (5μM)	1	10	希釈 from 50µM to 5 µM
Loop primer-F (20µM)	1	10	希釈 from 50µM to 20 µM
Loop primer-R (20µM)	1	10	希釈 from 50µM to 20 µM
BST DNA Polymerase	1	10	Loopamp:市販のキット試薬
Fluorescent reagent	1	10	市販の試薬
dH ₂ O	2.5	25	Loopamp:市販のキット試薬
LAMP reaction mix	23	230	

プル)を用意したのち, 蓋付8連マイクロチューブ(容量 0.2 mL)にLAMP反応液MIX 23 µLを分注した。そこに, 分析サンプル2 µLを加え,残りのチューブにネガティブ コントロール,ポジティブコントロールをそれぞれ2 µL 加えた。8連チューブの蓋をしっかり閉じて,前述同様の 攪拌と1秒間の遠心処理ののち,62 ℃で1時間反応させた。

10

10

陽性反応では溶液が緑色に発色するため,反応後のチ ユーブの写真を撮影し,結果を記録した。

結 果

結果は表2と図2に示した。*A. catenella* (Group I) はNo. 22を除くサンプルで検出された。このことは北海道にお ける旧*A. tamarense*はほとんどが*A. catenella* (Group I) で あることを示している。他方, *A. pacificum* (Group IV) は No. 11, 12, 14, 15, 30で検出された。No. 11, 12は厚岸湾の



図 2 LAMP法による*A. catenella* (Group I) と*A. pacificum* (Group IV)の出現状況。*は夏池ら (2022) から引用。 「?」は今後の要調査エリアを示す。

7月19日水深0 m, 5 mのサンプルであり,同日の水深10 mのサンプル (No.13) からは検出されなかった。No.14, 15は十勝港の7月21, 27日のサンプルである。No.30は知内 の6月1日水深10 mのサンプルであった。夏池ら (2022) によれば,噴火湾には*A. catenalla* (Group I) が主に春に 出現し,高水温年の秋には*A. pacificum* (Group IV) が出 現することがある。また,函館湾には*A. pacificum* (Group IV) と*A. catenella* (Group I) が出現し,両種の出現時期 は重複しないことを報告している。しかし,太平洋東部 の厚岸,太平洋中部の十勝港および津軽海峡の知内では 両種が同時かつ同所的に出現することがあることが明ら かとなった。

これらの結果を踏まえると、北海道の貝毒プランクト ンモニタリングにおいては道東、津軽海峡における「旧 *A. tamarense*」という扱いは誤りであることになる。他方、 オホーツク海に*A. catenella*(Group I)が出現しなかった ことについては沿岸の宗谷暖流域よりも沖合における分 布状況を確認する必要がある。また、日本海側に出現す る旧*A. catenella*(Group I)の確認ができていないなどの 課題が残った。

以上の結果から, 令和7(2025)年度の以降の貝毒原因 プランクトンモニタリングにおいては, 従前の名称であ る「旧A. tamarense」を「Atsc: Alexandrium tamarense species complex」に変更することを提案したい。 文 献

- John U, Litaker RW, Montresor M, Murray S, Brosnahan ML, Anderson DM. Formal revision of the *Alexandrium tamarense* species complex (Dinophyceae) taxonomy: The introduction of five species with emphasis on molecularbased (rDNA) classification. *Protist* 2014 ; 165 : 779–804.
- Litaker RW, Fraga S, Montresor M, Brosnahan ML, Anderson DM, Hoppenrath M, Murray S, Wolny J, John U, Sampedro N, *et al.* A practical guide to new nomenclature for species within the "*Alexandrium tamarense* species complex". *Harmful Algae News* 2018; 61:13–15.
- 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;52:165-170.
- Nagai Satoshi. Species specific detection of six *Alexandrium* species from single vegetative cells by a loop-mediated isothermal amplification method. DNA Testing 2013; 5:33–46.
- 夏池真史,金森誠,前田高志,嶋田宏,坂本節子.函館湾および噴火湾における有毒渦鞭毛藻Alexandrium pacificumおよびA. catenella (Group I)の2018年から2020 年の出現状況.日本プランクトン学会報 2022:69(1):1-10.
- 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;52:200-204.
- 牛久保宏. LAMP法の原理-遺伝子の簡易・迅速な増幅 法-. ウイルス 2004;54(1):107-112.

2021年北海道太平洋沿岸に発生したKarenia selliformis 有害赤潮藻Karenia selliformis非出現年の十勝沿岸の港 赤潮のタネの由来について 湾における渦鞭毛藻・珪藻・有鐘繊毛虫の消長と沖合域 ~カムチャッカから道東に至る輸送経路と経験水温につ での珪藻の分布 いての検討~ 宫園 章, 有馬大地, 西田芳則, 安永倫明, 稲川 亮, 宮園 章, 黒田 寛 本前伸一, 安東祐太朗, 藤岡 崇 2020年に発生したカムチャッカ半島の赤潮を起源と仮 Karenia selliformis赤潮発生翌年の道東沿岸の大津漁港 定するKuroda et al. (2021a)の粒子追跡実験結果を用い と十勝港における渦鞭毛藻、珪藻および有鐘繊毛虫の消 てカムチャッカ沿岸から道東沿岸まで輸送された粒子を 長と北海道オホーツク海と太平洋の沿岸から沖合におけ 解析した。カムチャッカから流した粒子の多くは千島列 るK. selliformisと珪藻の出現状況を調査した。大津漁港 島に沿って南西方向に輸送され、一部はオホーツク海を、 と十勝港における珪藻の出現は光環境に大きく影響され、 一部は太平洋沿岸を経由して道東沿岸に到達した。道東 細胞数は6-9月に多く、10-11月に少なかった。春季およ 沿岸より厳しい低水温条件となるこの経路を辿ったK. び夏季~秋季の渦鞭毛藻ブル-ムの始まりと終わりに珪 selliformisは生残できなかったと考える。一方、極めて 藻の減少と増加がそれぞれ認められた。渦鞭毛藻ブルー 少ない数の粒子が道東沿岸より穏やかな水温を経験する ムの終りの有鐘繊毛虫の増加は両者のサイズの比較から 経路で道東沖に輸送され、6月上旬から8月中旬まで道東 被食-捕食の関係ではないことが示唆された。2022年の 沖に滞留したことから、この極めて脆弱な経路がカムチ 北海道沿岸にK. selliformisは出現せず、珪藻は8-9月の太 ャッカ沿岸からの輸送経路である可能性がある。 平洋沿岸域におおむね10³ cells mL⁻¹以上の密度で出現し た。 A631 北水試研報 106, 1-10 (2024) A632 北水試研報 106, 11-23 (2024) 音響計測手法と水中カメラ画像を用いた大型海藻の群落 北海道北部沿岸域のマナマコ資源管理の漁獲限度量の設 判別モデルの開発 定における自然増加量の利用可能性 園木詩織 佐野 稔 北海道は我が国におけるコンブの主産地であるが、近 北海道北部沿岸域の3地区において、なまこけた網の 年は漁業者数の減少や気候変動により減産傾向にある。 漁業情報を用いた面積密度法によりマナマコの資源量, コンブ類の現状把握のためには面的および定量的な情報 漁獲量、自然増加量の経年変化を把握した。自然増加量 を得る必要がある。音響計測手法による観測では、分布 は任意の年の資源量と漁獲量の差である獲り残し量と, 面積は把握できるが群落の種類を判別するには至ってい 翌年の資源量の差から算出した。その結果、調査期間中 ない。本研究で音響計測手法と水中カメラを用いてラン に資源量が減少した地区では、漁獲量の年平均値が自然 増加量の平均値を上回り, 資源量が増加した地区では, ダムフォレスト法による大型海藻5種の群落判別モデル を開発した。有用・非有用コンブ類の判別モデルは高精 漁獲量の年平均値が自然増加量を下回った。このことか 度. ホンダワラ類とアマモのモデルは中精度だった。判 ら、マナマコの漁獲限度量を設定する資源管理では、自 別モデルを用いて分布マップを推定し、種別の分布状況 然増加量が利用できる。 を可視・定量化した。判別モデルによって、漁業データ として充分な精度での群落判別が実現した。

A633 北水試研報 106, 25-38 (2024)

A634 北水試研報 106, 39-44 (2024)

2021年の北海道オホーツク海南部沿岸域における地まき ホタテガイの高成長と環境要因との関係	低水温による海水移行後サケ稚魚の運動性低下(短報)
秦 安史, 崎村祥太郎, 三好晃治	虎尾 充
2021年の北海道オホーツク海沿岸域における地まきホ タテガイの高成長について、その状況と要因について報 告する。過去29年のホタテガイの成長と漁場環境に関す るモニタリングデータおよび成長要因に関する既報から 考察した結果、この高成長は、春季にオホーツク海の中 冷水が沿岸部へ貫入し沿岸の宗谷暖流水と混合したため 高餌料環境が継続され、さらに、摂餌に有利な水温や流 速の条件が重なったために発生したものと推察された。	海水移行後のサケ稚魚の運動性に与える低水温の影響 を飼育実験で調べた。サケ稚魚を淡水飼育後に2℃,4℃, 8℃の人工海水で3日間飼育した。海水飼育後に,移動距 離(MD),近接個体間距離(NND),頭位交角(SA)を 映像解析で分析した。サケ稚魚の適水温範囲とされる 8℃に比べて,MDは4℃区で15%,2℃区では50%,低下 した。NNDは2℃区で顕著に大きかった。SAは3群間で 差は見られなかった一方,群れ構造は維持されているこ とを示唆した。これらの結果は,海水移行後のサケ稚魚 の運動性が低水温環境下で低下することを示唆している。
A635 北水試研報 106, 45-51 (2024)	A636 北水試研報 106, 53-59 (2024)
千歳川のサケ河川回帰率に与える回遊経路の海面水温の 影響(短報)	北海道沿岸における麻痺性貝毒原因生物 2 種の分布実態 にもとづく名称変更の提案(資料)
品田晃良, 實吉隼人 千歳川でサケ河川回帰率の変動要因を調べた。放流魚 の降海時期(4月上旬から5月上旬)における河口域の海 面水温は, 概ねサケ稚魚の遊泳力が高まる5℃以上であ り, 海面水温と河川回帰率には有意な相関関係はなかっ た。一方, 回遊経路のオホーツク海側では5月の雄武沿 岸の海面水温と有意な正の相関が認められた。この時期 の海面水温は5℃以下になる年もあった。さらに, 6月中 旬から下旬における網走沿岸の海面水温と有意な負の相 関が認められた。6月下旬にはサケ稚魚が沿岸に滞在可 能な上限水温(13℃)を上回る年もあった。よって, 回 遊経路であるオホーツク海側での滞在可能期間がサケの 河川回帰率に関係している可能性が示された。	 宮園 章, 長井 敏, 金 康司郎, 正城利紀, 北山安信, 小林和馬, 船木周平, 佐野晃平 北海道沿岸の貝毒原因プランクトンモニタリング調査 地点のうち, これまでにAlexandrium tamarense species complexの出現記録があるオホーツク海南部の常呂, 太平 洋東部の厚岸, 太平洋中部の十勝港, 太平洋西部の静内, 津軽海峡の知内および石狩湾の浜益におけるA. catenella (Group I) とA. pacificum (Group IV) の出現の有無を LAMP法で調査した。浜益を除く5地点すべてで A. catenella (Group I) が出現した。厚岸, 十勝港および知 内ではA. pacificum (Group IV) がA. catenella (Group I) と 同時に出現した。北海道においてはAlexandrium tamarense species complexを旧A. tamarenseという名称で取り扱っているが, 上記2種は同時かつ同所的に出現することが明らかとなったことから, Atsc (Alexandrium tamarense species complex) という名称としたほうがよいことが確認された。

A637 北水試研報 106, 61-64 (2024) A638 北水試研報 106, 65-68 (2024)

委員長	佐々オ	く剛						
委員	美坂	正	清水	洋平	中野	敦博	板谷	和彦
	嶋田	宏	奥村	裕弥	佐藤	敦一	佐野	稔
	藤原	真						
事務局	髙嶋	孝寛	後藤	陽子	加賀	均	鑓水	梢
水産研究	完本部出	出版物約	扁集委員	会				
水産研究 委員長	充本部出 高嶋	出版物約 孝寛	扁集委員	会				
水産研? 委員長 委 員	院本部出 高嶋 美坂	出版物約 孝寛 正	扁集委員 西田]会 芳則	清四	水 洋平	平 福[田裕刻
水産研? 委員長 委 員	花本部出 高嶋 美坂 中野	出版物約 孝寛 正 敦博	扁集委員 西田 三上		清7	水 洋 ^工 京 耳	平 福[真 下]	田 裕刻田 和詞
水産研? 委員長 委 員	汽本部嶋 高美 中 楠 田	出版物 参 寛 正 朝 聡	編集委員 西田 三上 藤		清7 - 藤川	K 洋 [⊥] 亰 耳	平 福 [] 下[田 裕刻 田 和 ¹
水産研? 委員長 委員 局	空本高美中楠後 部嶋坂野田藤	出版孝 敦 陽沙物 寬正博 聡子	扁集委員 西三伊加 上藤賀		清7. 本 藤 瓜 鑓7.	k 洋≍ 京 『 K ħ	平 福I 真 下F	田和

北海道水産試験場研究報告 第106号

	2024年9月25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
	238, Hamanaka-cho, 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