

北海道水産試験場研究報告

第 99 号

SCIENTIFIC REPORTS OF HOKKAIDO FISHERIES RESEARCH INSTITUTES No. 99

北海道立総合研究機構水産研究本部

北海道余市町

2021年3月

Hokkaido Research Organization
Fisheries Research Department

Yoichi, Hokkaido, Japan

March, 2021

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

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

**地方独立行政法人
北海道立総合研究機構
水産研究本部**

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

中央水産試験場 (Central Fisheries Research Institute)	046-8555 余市郡余市町浜中町238 (Hamanaka-cho, Yoichi, Hokkaido 046-8555, Japan)
函館水産試験場 (Hakodate Fisheries Research Institute)	040-0051 函館市弁天町20-5 函館市国際水産・海洋総合研究センター内 (Benten-cho, Hakodate, Hokkaido 040-0051, Japan)
釧路水産試験場 (Kushiro Fisheries Research Institute)	085-0027 釧路市仲浜町4-25 (Nakahama-cho, Kushiro, Hokkaido 085-0027, Japan)
網走水産試験場 (Abashiri Fisheries Research Institute)	099-3119 網走市鱒浦1-1-1 (Masuura, Abashiri, Hokkaido 099-3119, Japan)
稚内水産試験場 (Wakkanai Fisheries Research Institute)	097-0001 稚内市末広4-5-15 (Suehiro, Wakkanai, Hokkaido 097-0001, Japan)
栽培水産試験場 (Mariculture Fisheries Research Institute)	051-0013 室蘭市舟見町1-156-3 (Funami-cho, Muroran, Hokkaido 051-0013, Japan)
さけます・内水面水産試験場 (Salmon and Freshwater Fisheries Research Institute)	061-1433 恵庭市北柏木町3-373 (Kitakashiwagi-cho, Eniwa, Hokkaido 061-1433, Japan)

北海道水産試験場研究報告

第99号

目 次

夏池真史，金森 誠，渡野邊雅道，葛西利彦，佐藤政俊

近年の噴火湾および日高湾における麻痺性貝毒原因渦鞭毛藻

Alexandrium catenella (Group I) の出現状況 1

夏池真史，金森 誠

津軽海峡における渦鞭毛藻 *Alexandrium minutum* の出現（短報） 9

吉村圭三，道林宣敬

弾帯受けおよび主歯の透過光観察によるウバガイの簡易年齢査定手法（短報） 13

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） 19

吉田秀嗣，新居久也，藤井 真，今野義文，工藤 智

道南太平洋海域におけるシシャモの不漁要因について（資料） 25

（2021年3月）

**SCIENTIFIC REPORTS
OF
HOKKAIDO FISHERIES RESEARCH INSTITUTES**

No.99
CONTENTS

**MASAFUMI NATSUIKE, MAKOTO KANAMORI, MASAMICHI WATANOBE,
TOSHIHIKO KASAI and MASATOSHI SATO**

Recent occurrences of the toxic dinoflagellate *Alexandrium catenella* (Group I) in Funka and Hidaka Bays
..... 1

MASAFUMI NATSUIKE and MAKOTO KANAMORI

Occurrences of dinoflagellate *Alexandrium minutum* in Tsugaru Strait (Short Paper) 9

KEIZO YOSHIMURA and NOBUTAKA MICHIBAYASHI

Age determination of Sakhalin surf clam *Pseudocardium sachalinense* based on transmitted light observation
in resilifer and main teeth (Short Paper) 13

AKIYOSHI SHINADA

Near-future predictions of sea surface temperature in the coastal areas around Hokkaido, Japan (Note) ... 19

**HIDETSUGU YOSHIDA, HISAYA NII, MAKOTO FUJII, YOSHIFUMI KONNO and
SATOSHI KUDOU**

Poor catch factors of shishamo smelt *Spirinchus lanceolatus* in the Pacific coast of southern Hokkaido (Note)
..... 25

(March, 2021)

近年の噴火湾および日高湾における麻痺性貝毒原因渦鞭毛藻 *Alexandrium catenella* (Group I) の出現状況

夏池真史^{*1}, 金森 誠¹, 渡野邊雅道¹, 葛西利彦¹, 佐藤政俊²

¹北海道立総合研究機構函館水産試験場,

²北海道立総合研究機構稚内水産試験場

Recent occurrences of the toxic dinoflagellate *Alexandrium catenella* (Group I) in Funka and Hidaka Bays

MASAFUMI NATSUIKE^{*1}, MAKOTO KANAMORI¹, MASAMICHI WATANOBE¹, TOSHIHIKO KASAI¹ and MASATOSHI SATO²

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

²Wakkanai Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, *Wakkanai, Hokkaido 097-0001, Japan*

In a monitoring station in Hidaka Bay from 2018 to 2020, the abundance of the toxic dinoflagellate *Alexandrium catenella* (*A. tamarense* species complex Group I, former *A. tamarense*) was observed to be significantly greater than those from 2012 to 2017. Further, we observed a wide distribution of *A. catenella* (Group I) off the coast of Hidaka Bay in early June 2020. In late June, toxin contamination of Yesso scallops and the large occurrences of *A. catenella* (Group I) were detected in Funka Bay, which is connected to Hidaka Bay. Thus, the *A. catenella* (Group I) population developed in Hidaka Bay might be transported to Funka Bay, causing toxin contamination of Yesso scallops.

キーワード: *Alexandrium tamarense* species complex (旧 *A. tamarense*), 経年変動, 日高湾, 噴火湾, 麻痺性貝毒

有毒微細藻類の大量増殖による二枚貝等の毒化は、公衆衛生や水産業の問題となる。北海道ではオホーツク海や噴火湾を中心に、数年に1回の頻度で麻痺性貝毒によるホタテガイの高毒化が発生し (Shimada et al., 2010, 宮園, 2015), 出荷規制による経済損失が問題となっている。渦鞭毛藻 *Alexandrium tamarense* species complex (以下, At complex) は麻痺性貝毒原因種を含む種群であり凡世界的に分布する (Lilly et al., 2007)。近年, 形態分類学や分子系統分類学的な分析に基づいて At complex 内の種名の大幅な変更がなされた (坂本, 2020)。すなわち At complex には, *A. catenella* (Group I, 有毒), *A. mediterraneum* (Group II, 無毒), *A. tamarense* (Group III, 無毒), *A. pacificum* (Group IV, 有毒) および *A. australiense* (Group V, 有毒/無毒) の5種が含まれ, 形態学的に正確に区別することは困難とされている (John et al., 2014; 坂本, 2020)。この中で, 本邦において旧名称の *A. tamarense* と同定されてきた種の多くは *A. catenella* (Group I), 旧

名称の *A. catenella* と同定された種の多くは *A. pacificum* (Group IV) に相当する (Litaker et al., 2018; 坂本, 2020)。この複雑な種名変更は, 日本における有毒プランクトンモニタリングにおいて混乱をきたす可能性が指摘されており (坂本, 2020), 今後, At complex に関する情報収集の際には注意する必要がある。北海道南部の噴火湾では, 1979年から形態学的な観察により麻痺性貝毒プランクトンの出現がモニタリングされており, 旧名称の *A. tamarense* が主に春季~夏季にかけてほぼ毎年出現することが知られている (例えば嶋田, 2018)。また, 噴火湾の海底堆積物から単離した At complex シストを発芽させて得た大半の単離株が分子生物学的に *A. catenella* (Group I) と同定されている (Miyazono et al., 2012)。以上から, 本報では噴火湾周辺でモニタリングされてきた旧名称の *A. tamarense* および本研究の中で形態観察から旧名称の *A. tamarense* と同定した細胞を, *A. catenella* (Group I) として扱うこととする。北海道における本種の出現規模は海洋レジェー

ムシフトに応じて変動することが示唆されている（工藤ら, 2005; 宮園ら, 2020）。それらによると, 1980~1991年の寒冷期を高毒年代とし, 1992年~2018年ころまでを温暖期の低毒年代としている。低毒年代に湾内の貝毒プランクトンモニタリング定点における *A. catenella* (Group I) の出現とホタテガイの毒化の関係が調べられ, 本種が概ね $100 \sim 200 \text{ cells L}^{-1}$ を超えて出現すると, 高い確率で北海道における出荷自粛の基準値（可食部毒量が 3 MU g^{-1} 以上または中腸腺毒量が 20 MU g^{-1} 以上）または国が定めた出荷自主規制値（可食部毒量が 4 MU g^{-1} 以上）を超えて毒化することが報告されている（吉田・金森, 2017）。他方, 近年の噴火湾では2018年, 2019年, 2020年と3年連続して麻痺性貝毒によるホタテガイの出荷自粛基準値を超える毒化が発生しており, *A. catenella* (Group I) の出現規模とホタテガイ毒化の頻度や規模が変化している可能性が指摘されている（宮園ら, 2020）。さらに, 2018年には, 室蘭沖や静内沖（Fig. 1）といった噴火湾湾口部や噴火湾の接続海域である太平洋の日高湾において, 100 cells L^{-1} を超える高密度の *A. catenella* (Group I) の出現が報告されており（宮園ら, 2020）, 噴火湾外で本種の出現量が増加している可能性が示唆された。しかし, 噴火湾内外における *A. catenella* (Group I) の近年の出現密度の経年変動や, 噴火湾と比較して広大な日高湾における本種の出現状況に関する知見は限られる。そこで本

研究では, 噴火湾内および日高湾における2017年以前と2018年以降の *A. catenella* (Group I) の出現状況を調べるとともに, 2020年の6, 7月に噴火湾外の日高湾における本種の水平分布を調べて湾内における本種の出現およびホタテガイの毒化との関係を検討した。

材料および方法

噴火湾内外の貝毒モニタリング定点における *A. catenella* (Group I) 細胞密度の経年変動 噴火湾は北海道南部の太平洋側に位置し, 直径約 50 km のほぼ円形をした南東方向に開口部を持つ半閉鎖的な湾であり, 太平洋と接続する日高湾と接している（Fig. 1）。なお, 日高湾とされる海域は（Fig. 1）, 海洋法における湾の定義（湾口の幅に比べ奥行きが十分に深く, 湾口に引いた直線を直径とする半円の面積よりも湾入部の水域が広いもの）を満たしておらず, また土佐湾や若狭湾の様に一般に普及した名称とはいえないが, 先行研究において渡島半島恵山岬と日高地方襟裳岬を結んだ線と北海道沿岸で囲まれる海域を日高湾としていることから（大谷, 1981）, 本研究においても同様の海域を日高湾とした。さて, 前述の通り噴火湾内外では1979年から *A. catenella* (Group I) At complex の出現が定期的にモニタリングされており, 結果は北海道立総合研究機構ホームページ上で随時速報されるとと

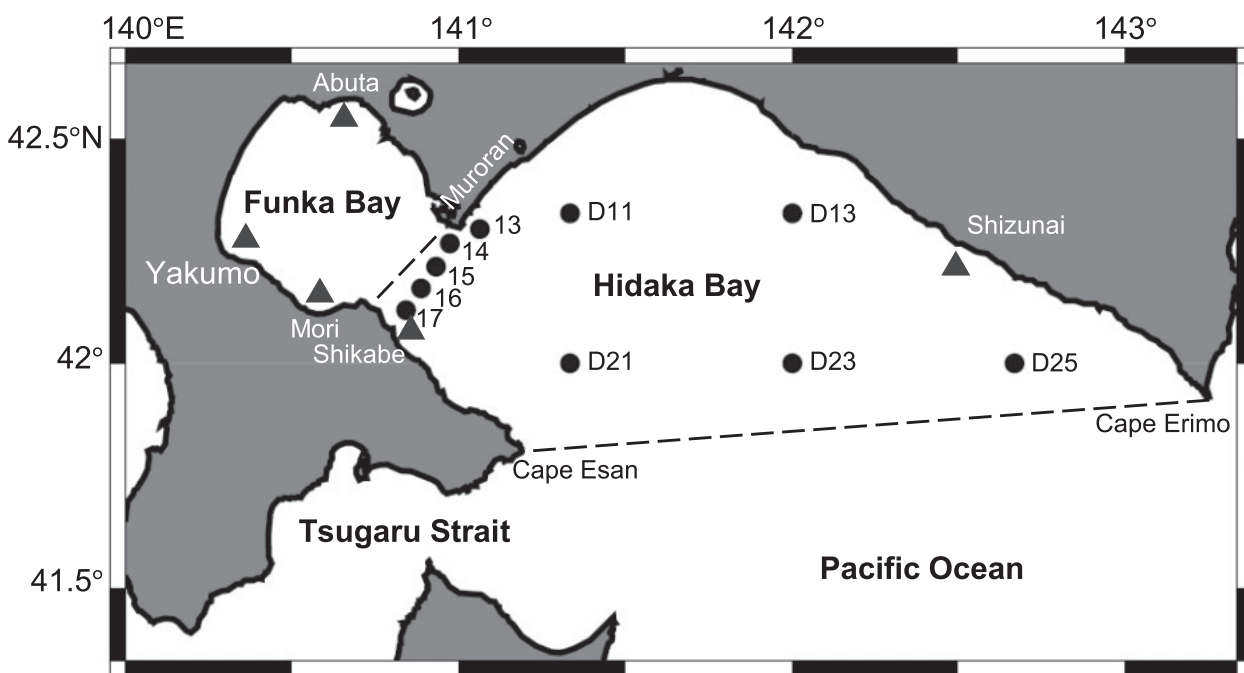


Fig.1 Sampling locations in Funka and Hidaka Bays, Hokkaido, northern Japan. Closed triangles and circles indicate the regular monitoring stations (offshore Shizunai, Shikabe, Abuta, Yakumo, and Mori) and temporary sampling stations (13, 14, 15, 16, 17, D11, D13, D21, D23, and D25), respectively, of R/V Kinsei-maru in June and July 2020. Broken lines indicate the boundaries between Funka Bay, Hidaka Bay, and Pacific Ocean.

もに (<https://www.hro.or.jp/list/fisheries/research/hakodate/section/zoushoku/tpc05300000004y7.html>, 2020年8月11日閲覧), 毎年の結果をとりまとめて「赤潮・特殊プランクトン予察調査報告書」として同ホームページ上で公開している (<https://www.hro.or.jp/list/fisheries/research/central/section/kankyoku/kaidoku/j12s220000000dgw.html>, 2020年8月11日閲覧)。調査定点や頻度は年によって多少変動するが, 2020年現在は噴火湾内の3定点(虻田, 八雲, 森)および噴火湾口部の1定点(鹿部), 日高湾内の1定点(静内)において (Table 1, Fig. 1), 月に1~2回の頻度で5~10 m深毎の層別採水と多項目水質計 (AST-200-PK または RINKO Profiler ASTD102, JFE アドバンテック) による水温と塩分の観測を実施した。得られた試料から顕微鏡観察によって *A. catenella* (Group I) の細胞密度を計数した。本研究では2018年以降3年連続で噴火湾内において麻痺性貝毒による出荷自粛基準値を超える毒化が発生したことから, 2018年以降とそれ以前でデータを分けて整理した。一方, 2011年3月に発生した東日本大震災に伴って発生した津波によって, 2011年の噴火湾における *A. catenella* (Group I) の出現状況が変化した可能性が報告されている (Natsuike *et al.*, 2014)。そこで, 2012~2017年を津波発生以降の近年の低毒年代の出現状況としてデータを取り扱った。ホタテガイの麻痺性毒性値と出荷規制の状況については, 2019年以前については「赤潮・特殊プランクトン予察調査報告書」を, 直近の2020年湾については, 北海道庁ホームページ (<http://www.pref.hokkaido.lg.jp/sr/ske/contents/kaidokujyouhou/kiseijyouhou.htm>, 2020年8月11日閲覧) のデータをそれぞれ参考にした。各定

点(静内, 鹿部, 虻田, 八雲, 森)ごとに, 2012~2017年における *A. catenella* (Group I) の年間最大密度 ($n=6$) と2018~2020年における年間最大密度 ($n=3$) をウィルコクソンの順位和検定によって比較した (有意水準5%)。

2020年の噴火湾口部および日高湾における調査 函館水産試験場所属試験調査船金星丸 (151トン) によって, 2020年の6月2~3日と7月13~14日に噴火湾口部の5定点 (St. 13, 14, 15, 16, 17) とその接続湾である太平洋の日高湾の5定点 (St. D11, D13, D21, D23, D25) において深度別採水を行った。採水はナンセン転倒採水器 (離合社) を用いて0, 10, 20m層より採水した (Fig. 1)。採水した海水を1L容のプラスチックボトルに封入して, 直ちに終濃度0.5%のグルタルアルデヒドで固定して暗所で保存した。固定試料を実験室に持ち帰り, 直径45 mmのアクリル筒の底部に貼り付けた目合い20 μm のプランクトンネットで固定試料全量を10 mLにろ過濃縮した。この濃縮試料1 mLをスライドガラスチャンバーにマウントし, 蛍光増白剤 (住友化学, Whitex BB) を終濃度0.01%になるよう添加して渦鞭毛藻の殻板を染色して, 倒立型落射蛍光顕微鏡 (ニコン, Eclipse Ti-S) で *A. catenella* (Group I) の同定と計数を行った。

結 果

2012~2020年の噴火湾内外における *Alexandrium catenella* (Group I) の出現状況 日高湾の静内定点において各年に観測された *A. catenella* (Group I) の最高細胞密度は, 2012年から2017年で検出限界以下 ($<10 \text{ cells L}^{-1}$) から 10 cells L^{-1} , 2018年から2020年には本種は 460 cells L^{-1} から $1,180 \text{ cells L}^{-1}$ の範囲で変動し (Table 1), 2018年以降の各年の最高密度 ($n=3$) は, 2017年以前のそれ ($n=6$) よりも大きかった ($p<0.05$)。噴火湾内 (虻田, 八雲, 森) および噴火湾口部 (鹿部) の各定点において2017年以前の各年に観測された *A. catenella* (Group I) の最高細胞密度は検出限界以下~ $2,760 \text{ cells L}^{-1}$ (各定点 $n=6$), 2018年から2020年の本種の最高細胞密度は $10\sim5,400 \text{ cells L}^{-1}$ の範囲であり ($n=3$; Table 1), 2017年以前と2018年以降の年間最大細胞密度に有意な差は認められなかった ($p>0.05$)。2012年~2020年にかけて, 噴火湾内において出荷自粛基準値を超えたホタテガイの毒化は2013, 2015, 2018, 2019, 2020年に発生した (Table 1)。月に2回の頻度で調査が実施されている噴火湾内の虻田と日高湾の静内定点における4~7月の *A. catenella* (Group I) の時空間分布を比較すると, 2013, 2015年は虻田で5月後半~6月後半にかけて本種が 100 cells L^{-1}

Table 1 Annual changes in the maximum cell densities of *Alexandrium catenella* (*A. tamarense* species complex Group I) in the monitoring stations (Shizunai, Shikabe, Abuta, Yakumo, and Mori) in southern Hokkaido, Japan from 2012 to 2020. Hatching indicates the year when PSP toxin contaminations of scallops in Funka Bay exceeded the self-restraint level ($>3 \text{ MU g}^{-1}$ in soft body or $>20 \text{ MU g}^{-1}$ in midgut gland).

Year	Hidaka Bay	Bay mouth of the Funka Bay		Funka Bay	
	Shizunai	Shikabe	Abuta	Yakumo	Mori
2012	10	10	80	60	160
2013	10	240	170	150	420
2014	10	20	20	20	20
2015	0	200	2760	640	690
2016	10	40	60	20	60
2017	0	10	10	0	10
2018	700	20	60	210	10
2019	1180	190	20	20	10
2020	460	1090	5400	940	220

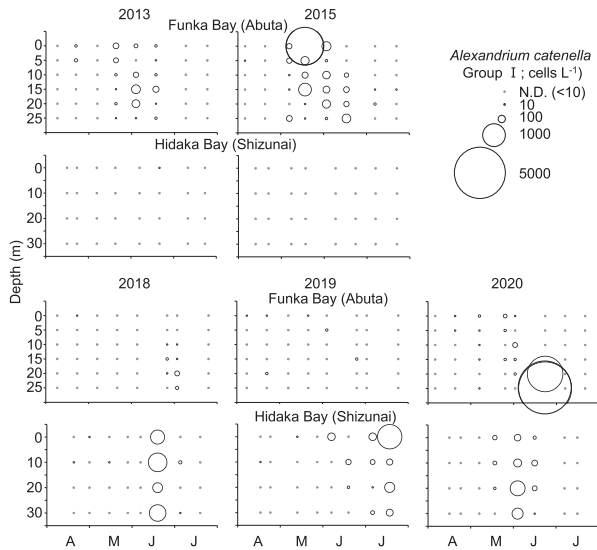


Fig.2 Monthly and vertical distributions of *Alexandrium catenella* (*A. tamarense* species complex Group I) in the Abuta station in Funka Bay and the Shizunai station in Hidaka Bay, in years when paralytic shellfish poisoning toxin contaminations of scallops in Funka Bay (2013, 2015, 2018, 2019, and 2020) exceeded the self-restraint level ($> 3 \text{ MU g}^{-1}$ in soft body or $> 20 \text{ MU g}^{-1}$ in midgut gland).

を超えて比較的高密度に出現したが、静内ではほとんど出現しなかった（検出限界以下 $\sim 10 \text{ cells L}^{-1}$ ；Fig. 2）。2018, 2019年には静内で6月後半 $\sim$ 7月後半にかけて本種が 100 cells L^{-1} を超えて比較的高密度に出現したが、虻田では6 $\sim$ 7月に最大 $20\sim 60 \text{ cells L}^{-1}$ 出現した程度で、顕著な細胞密度の増加は確認されなかった（Fig. 2）。さらに、2020年には静内で6月前半に*A. catenella*（Group I）が最大 460 cells L^{-1} 出現した後に、虻田において6月後半に本種が最大 $5,400 \text{ cells L}^{-1}$ 出現した（Fig. 2）。

2020年の噴火湾および日高湾における*A. catenella*（Group I）の広域分布 金星丸による6月2 $\sim$ 3日の調査における*A. catenella*（Group I）の最大細胞密度（0, 10, 20 m層の細胞密度で最も高い値）は、日高湾の定点において $40\sim 480 \text{ cells L}^{-1}$ 、噴火湾湾口部各定点で $40\sim 250 \text{ cells L}^{-1}$ の範囲であった（Fig. 3A）。この調査に前後する5月後半から6月前半の貝毒モニタリング定点における*A. catenella*（Group I）の最大細胞密度は、日高湾（静内）で 460 cells L^{-1} 、噴火湾内（虻田、八雲、森）と噴火湾湾口部（鹿部）で $40\sim 140 \text{ cells L}^{-1}$ であった（Fig. 3A）。その後、金星丸による7月13 $\sim$ 14日の調査では、噴火湾湾口部および日高湾の1点（St. D21）において最大 10 cells L^{-1} 出現したのみであった（Fig. 3B）。また、この調査の前の6月後半から7月前半の貝毒モニタリング定点における*A. catenella*（Group I）の最大細胞密度は、日高湾（静

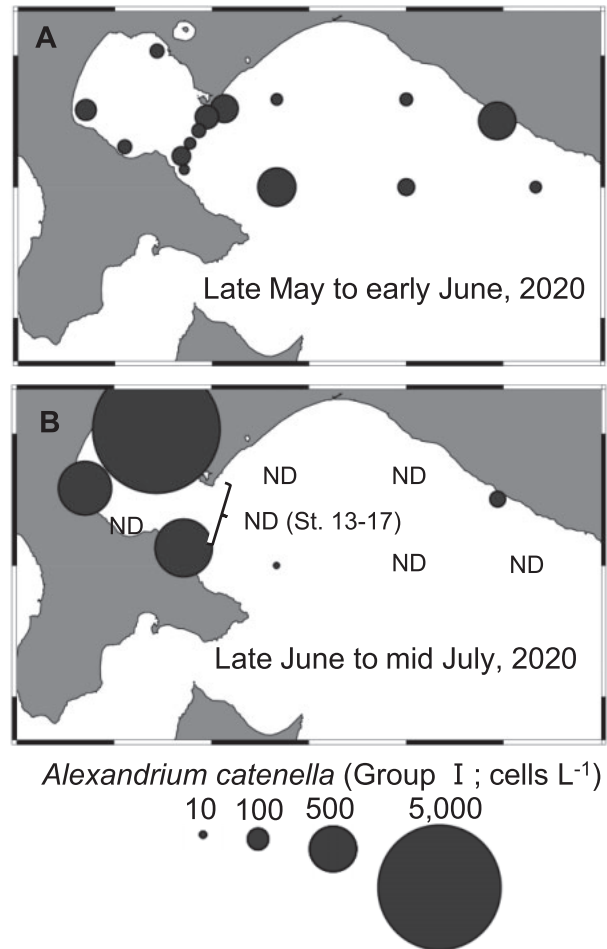


Fig.3 Temporal changes in spatial distributions of *Alexandrium catenella* (*A. tamarense* species complex Group I) in Funka and Hidaka Bays from late May to early June (A), and from late June to mid-July (B), 2020. ND indicate not detected ($< 10 \text{ cells L}^{-1}$).

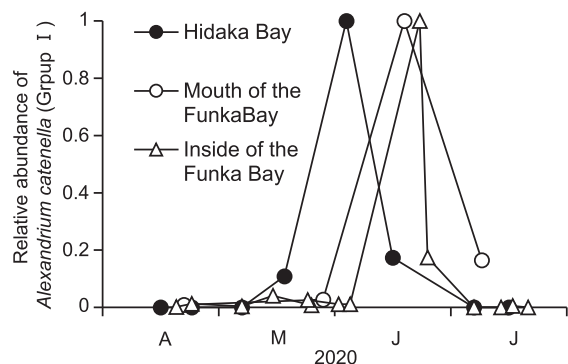


Fig.4 Temporal changes in the relative abundances of *Alexandrium catenella* (*A. tamarense* species complex Group I) in the monitoring areas in Funka Bay (stations of Abuta, Yakumo, and Mori), mouth of Funka bay (Shikabe station), and Hidaka Bay (Shizunai station) from April to July 2020. Relative abundances were calculated with the maximum cell densities of each areas as 1.

内)で80 cells L⁻¹、噴火湾内(虻田, 八雲, 森)と噴火湾湾口部(鹿部)で検出限界以下~5,400 cells L⁻¹の範囲であった(Fig. 3B)。2020年4月から7月の噴火湾内(虻田, 八雲, 森), 噴火湾湾口部(鹿部), 日高湾(静内)の貝毒プランクトンモニタリング定点における *A. catenella* (Group I) の出現量の時間変動を見ると(Fig. 4), 本種はまず6月前半に日高湾, 6月後半に噴火湾湾口部, 次いで噴火湾内で出現量が最大になった(Fig. 4)。

考 察

2012~2017年の静内定点において *A. catenella* (Group I) は10 cells L⁻¹程度の出現量であったが, 2018年以降毎年, 本種の出現量は2桁以上増加している(Table 1)。さらに, 2020年の噴火湾湾口部および日高湾における調査で, 静内定点で *A. catenella* (Group I) が比較的高密度(最大460 cells L⁻¹)に出現した時期と同じ6月上旬に, 本種が日高湾の広範囲でパッチ状に出現していた(Fig. 3A)。このことから, 2018年以降, 日高湾において *A. catenella* (Group I) の出現量が増加し, かつそれが湾の広域に及んでいることが示唆された。実際に2020年6月に太平洋西部(むかわ町から室蘭市までの日高湾沿岸)において, 麻痺性貝毒によるホタテガイの規制値を超える毒化が発生している(北海道ホームページ, <http://www.pref.hokkaido.lg.jp/sr/ske/contents/kaidokujyohou/kiseijyohou.htm>, 2020年8月11日閲覧)。日高湾では低毒年代である1999~2000年にかけて採集された海底堆積物表層から湿重量1g当たり最大754細胞の *Alexandrium tamarense* species complex シストが存在し, この大部分が *A. catenella* (Group I) であると考えられている(Shimada and Miyazono, 2005)。本種のシストは, その海域における栄養細胞の発生源となり得る(例えばNatsuike et al., 2017)。このことから, 日高湾では低毒年代においても *A. catenella* (Group I) が比較的高密度に出現し得るポテンシャルは十分にあると考えられるが, 1992年以降2017年までの約25年間, 日高湾における本種の出現量は非常に少なかった。この状況が一変して, 2018年以降, 日高湾において本種の出現量が大きく増加していることは, 偶然とは考えにくい。北海道における *A. catenella* (Group I) の出現量は, レジームシフトに応じて変化することが示唆されていることから(工藤ら, 2005; 宮園ら, 2020), 本種の日高湾における出現量の変動には海洋環境の変動が影響している可能性がある。そのため, 日高湾における近年の海洋環境の変化と *A. catenella* (Group I) 出現の関係を明らかにすることは, 今後の噴火湾および日高湾における麻痺性貝毒発生リスクを評価する上で重要な課題といえる。

2018年以降, 日高湾において本種の出現量が大きくなるとともに, 噴火湾内においても3年連続して, 出荷自粛基準値や出荷自主規制値を超えるホタテガイの毒化が報告されている(Table 1)。日高湾沿岸では6~7月にかけて噴火湾へ向かう流れがあることが知られており(Kuroda et al., 2006; Rosa et al., 2007), 日高湾で高密度に増殖した *A. catenella* (Group I) 個体群が噴火湾内に輸送され, さらに湾内で増殖することによって, ホタテガイの高毒化に寄与している可能性がある。実際に2018年の6月18日に静内定点で最大700 cells L⁻¹の *A. catenella* の出現が確認された後(Fig. 2), 6月26日に噴火湾東部の湾口に位置する室蘭でホタテガイの麻痺性貝毒による高毒化が検出され, さらに3日後の6月29日に室蘭沖で最大2,250 cells L⁻¹の *A. catenella* (Group I) 出現したことが報告されている(宮園ら, 2020; 平成30年度(2018)赤潮・特殊プランクトン予察調査報告書, <https://www.hro.or.jp/list/fisheries/research/central/section/kankyokaidoku/att/yosatsu2018.pdf>, 2020年8月11日閲覧)。この2018年6月下旬における噴火湾内の貝毒モニタリング定点における *A. catenella* (Group I) の最大細胞密度は八雲における210 cells L⁻¹であり, 噴火湾内における本種の増殖だけで室蘭における本種の高密度の出現を説明することは難しい。また, 2020年6月前半に日高湾および噴火湾湾口部において本種が高密度に出現した後(Fig. 3A, Fig. 4), 6月後半に噴火湾湾口部の鹿部定点や噴火湾内の虻田および八雲定点において *A. catenella* (Group I) が高密度に出現したことも(Fig. 3B, Fig. 4), 日高湾からの本種の輸送によって湾内の出現量が増加した可能性を支持している。2017年以前は, 噴火湾では主に湾内で増殖した *A. catenella* (Group I) がホタテガイの毒化に関与すると考えられ, 湾外から湾内への本種のまとまった輸送はほとんど考慮されていなかった(例えば吉田ら, 2016; 宮園ら, 2020)。実際に本研究でも示したとおり2017以前に噴火湾内で規制値を超えるホタテガイの毒化が発生した2013, 2015年には, 噴火湾内の貝毒定点において4月から *A. catenella* (Group I) の出現が確認されるとともに, 5月から6月にかけて細胞密度が増加して高い値で推移している(Fig. 2)。湾内で *A. catenella* (Group I) の細胞密度が増加して, 概ね100 cells L⁻¹以上に達すると, 数日~2ヶ月以内に高い確率でホタテガイの毒化が発生することから, 出荷規制を早期に予測することが可能であるとしている(吉田・金森, 2017)。これらの年では本種が湾内で増殖した結果, ホタテガイが毒化したと考えることが妥当であろう。しかし, 2018年以降, 湾内の貝毒モニタリング定点における *A. catenella* (Group I) の出現密度が100 cells L⁻¹に達していないにも関わらずホタテガイの高毒化が発生する, あるいはホタ

テガイの毒化が発生した後に本種が高密度に出現すると
いった年が連続し、貝毒原因種が湾内で増殖することを
前提とした以前の予測と一致しない状況が続いている。
本研究によって、この2018年以降の湾内における *A.*
catenella (Group I) の細胞密度とホタテガイ毒量のミス
マッチが、噴火湾外の日高湾で増殖する *A. catenella*
(Group I) の湾内への輸送に起因する可能性が示唆され
た。オホーツク海では沖合で高密度に出現する *A. catenella*
(Group I) が、沿岸を流れる宗谷暖流が弱まることによ
って、沿岸域に流入してホタテガイの高毒化を引き起こ
すことが報告されており、これらの情報からホタテガイの
毒化の短期予測が可能となっている (Shimada et al.,
2012; 嶋田, 2018)。同様に日高湾における *A. catenella*
(Group I) のより詳細な出現状況や日高湾から湾内への
本種の輸送メカニズムを検討することによって、噴火湾
内におけるホタテガイの高毒化を早期に予測できる可
能性がある。近年開発された北海道周辺高解像度海洋モ
デル (黒田ら, 2016) を用いて、北海道日本海のサケ幼稚
魚の移動への応用が試みられている (小山ら, 2018)。こ
のような手法を用いて日高湾および噴火湾における *A.*
catenella (Group I) の輸送を検証していくことは、今後
の噴火湾における麻痺性貝毒の発生傾向を知る上で重
要な課題と言えよう。

謝 辞

八雲町漁業協同組合安チ谷大輔氏、北海道胆振水産技
術普及指導所、日高地区水産技術普及指導所静内支所、
渡島北部水産技術普及指導所および試験調査船金星丸の
乗員各位には試料採集に協力頂いた。水産研究・教育機
構水産技術研究所の坂本節子博士、北海道立総合研究機
構水産研究本部の嶋田宏博士、同中央水産試験場品田晃
良博士ならびに有馬大地研究職員には有益な助言を賜っ
た。ここに厚く御礼申し上げる。

引用文献

- 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
molecular-based (rDNA) classification. *Protist* 2014;
165: 779–804.
- 小山達也, 品田晃良, 黒田寛, 宮腰靖之. 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). 北海道水産試験場研究報告
2018; 93: 93–98.
- 工藤勲, 宮園章, 嶋田宏, 磯田豊. 噴火湾における低次
生産過程と貝毒プランクトンの中長期変動. 沿岸海
洋研究2005; 43: 33–38.
- Kuroda H, Isoda Y, Takeoka H, Honda S. Coastal current on
the eastern shelf of Hidaka Bay. *J. Oceanogr.* 2006; 62:
731–744.
- 黒田寛, 戸谷夕子, 和川拓, 桑田晃, 瀬藤聡. 北海道周
辺高解像度海洋モデルの構築: オホーツク海が太平
洋の低次生態系に与える影響評価に向けて. 低温科
学2016; 74: 115–125.
- Lilly EL, Halanaych KM, Anderson DM. Species boundaries
and global biogeography of the *Alexandrium tamarense*
complex (Dinophyceae). *J. Phycol.* 2007; 43: 1329–1338.
- Litaker RW, Fraga S, Montresor M, Brosnahan ML, Anderson
DM, Hoppenrath M, Murray S, Wolny J, John U,
Sampedro N, Larsen J, Calado AJ. A practical guide to
new nomenclature for species within the “*Alexandrium*
tamarense species complex”. *Harmful Algae News* 2018;
61: 13–15.
- Miyazono A, Nagai S, Kudo I, Tanizawa K. Viability of
Alexandrium tamarense cysts in the sediment of Funka
Bay, Hokkaido, Japan: Over a hundred year survival
times for cysts. *Harmful Algae* 2012; 16: 81–88.
- 宮園章. 北海道, 噴火湾における麻痺性貝毒原因プラン
クトン, *Alexandrium tamarense* の生態学的研究 (学位
論文). 北海道水産試験場研究報告2015; 87: 1–70.
- 宮園章, 嶋田宏, 品田晃良, 夏池真史. 北海道海域にお
ける麻痺性貝毒原因プランクトン発生と二枚貝毒化.
月刊海洋2020; 52: 165–170.
- Natsuike M, Kanamori M, Baba K, Moribe K, Yamaguchi
A, Imai I. Changes in abundances of *Alexandrium*
tamarense resting cysts after the tsunami caused by the
Great East Japan Earthquake in Funka Bay, Hokkaido,
Japan. *Harmful Algae* 2014; 39: 271–279.
- Natsuike M, Yokoyama K, Nishitani G, Yamada Y,
Yoshinaga I, Ishikawa A. Germination fluctuation of
toxic *Alexandrium fundyense* and *A. pacificum* cysts and
the relationship with bloom occurrences in Kesennuma
Bay, Japan. *Harmful Algae* 2017; 62: 52–59.
- 大谷清隆. 日本沿岸海洋誌その22: 噴火湾 (I) 噴火湾
の物理環境. 沿岸海洋研究ノート1981; 19: 68–80.
- Rosa AL, Isoda Y, Uehara K, Aiki T. Seasonal variations of
water system distribution and flow patterns in the
southern sea area of Hokkaido, Japan. *J. Oceanogr.* 2007;
63: 573–588.

- 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 52; 200–204.
- Shimada H and Miyazono. Horizontal distribution of toxic *Alexandrium* spp. (Dinophyceae) resting cysts around Hokkaido, Japan. *Plankt. Biol. Ecol.* 2005; 52; 76–84.
- Shimada H, Sawada M, Kuribayashi T, Nakata A, Miyazono A, Asami H. Spatial distribution of the toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarense* in summer in the Okhotsk Sea off Hokkaido, Japan. *Plankt. Benthos Res.* 2010; 5: 1–10.
- Shimada H, Sawada M, Tanaka I, Asami H, Fukamachi Y. A method for predicting the occurrence of paralytic shellfish poisoning along the coast of Hokkaido in the Okhotsk Sea. *Fish. Sci.* 2012; 78: 865–877.
- 嶋田宏. 北海道オホーツク海沿岸における麻痺性貝毒の発生予測に関する生物海洋学的研究 (学位論文). 北海道水産試験場研究報告 2018; 93: 1–49.
- 吉田秀嗣, 金森誠, 佐藤政俊. 北海道, 噴火湾における麻痺性貝毒原因プランクトン *Alexandrium tamarense* のブルーム形成要因について (資料). 北海道水産試験場研究報告 2016; 89: 27–40.
- 吉田秀嗣, 金森誠. 北海道, 噴火湾におけるホタテガイの麻痺性貝毒発生を予測するための *Alexandrium tamarense* 細胞密度の有効性について (資料). 北海道水産試験場研究報告 2017; 91: 19–30.

津軽海峡における渦鞭毛藻 *Alexandrium minutum* の出現 (短報)

夏池真史*, 金森 誠

北海道立総合研究機構函館水産試験場

Occurrences of dinoflagellate *Alexandrium minutum* in Tsugaru Strait (Short Paper)

MASAFUMI NATSUIKE and MAKOTO KANAMORI

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

In June 2020, small globular *Alexandrium* species were observed in offshore Shiriuchi and Hakodate Port in southern Hokkaido in Tsugaru Strait. The characteristics of the specimens are triangle-shaped apical pore complex with presence of ventral pore on suture 1' and 4', narrower precingular 6'' plate than wide, wider posterior sulcal plate than long, and smooth epitheca and hypotheca. From these morphological features, the specimens are identified as *A. minutum*, a potential paralytic shellfish toxin-producing species. The cells of *A. minutum* were detected at maximum cell density reaching 420 cells L⁻¹ in offshore Shiriuchi, and 460 cells L⁻¹ in Hakodate Port in June, but were not detected in July and August. Paralytic shellfish toxins from *A. minutum* were not detected in bivalves from the Tsugaru Strait.

キーワード: *Alexandrium minutum*, 津軽海峡, 麻痺性貝毒, 有毒プランクトン

渦鞭毛藻綱 (Class Dinophyceae) の1種である *Alexandrium minutum* は、細胞長17~29 µm, ほぼ球形から卵形の形状をしている。本種は、種名の由来がラテン語の「微小」であるように、*Alexandrium* 属の中では小型種である。本種は世界中の温帯~熱帯域を中心に分布し (Lewis *et al.*, 2018), 国内では三重県, 東京湾, 岩手県および香川県で出現が報告されている (Yuki, 1994; 水尾・鳥海, 2005; 加賀ら, 2006; 結城・吉松, 2012)。本種は麻痺性貝毒産生種であり, ヨーロッパやニュージーランドなどでしばしば二枚貝の高毒化を引き起こしている (Lewis *et al.*, 2018)。本種には麻痺性貝毒成分産生能がない無毒株の存在も知られている (Lewis *et al.*, 2018; Lilly *et al.*, 2005)。岩手県と東京湾から単離された *A. minutum* 株において毒産生能は報告されておらず (Lilly *et al.*, 2005; 加賀ら, 2006), 本邦において毒性を有する *A. minutum* が存在するかどうかは明らかではない。2020年6月に津軽海峡内の知内沖および函館港内において, 形態学的に *A. minutum* と同定される細胞が出現した。北海道における本種の出現に関する既往知見はないことから, 同定の根拠となった形態学的特徴と出現状況について報告

する。

試料及び方法

試料 津軽海峡内北海道沿岸の知内沖定点 (Fig. 1) において, 2020年6月17, 18日と7月9日および8月19日に, バンドン採水器を用いて深度0, 10, 20 m層から海水を採取した (Table 1)。また, 函館水産試験場前の函館港内の水深約8 mの岸壁 (Fig. 1) から2020年6月18, 22日と7月22日, 8月11日にバンドン採水器を用いて深度0, 5 m層から海水を採取した。採水と同時に多項目水質計 (AST-200-PKまたはRINKO Profiler ASTD102, JFEアドバンテック) によって水温および塩分の鉛直分布を測定した。

方法 実験室に持ち帰った後に海水試料1 Lないし500 mLを目合い20 µmのプランクトンネットで10 mLにろ過濃縮し, 終濃度1%のグルタルアルデヒドで固定した。固定試料1 mLを1.8 cm×2.3 cmの型枠を施したチャンバー型スライドガラスに滴下し, 鍍板を染色するための蛍光増白剤 (WhitexBB, 住友化学) を終濃度0.01%になるよう添加した。この試料を倒立型落射蛍光顕微鏡 (Eclipse Ti-

S, ニコン) を用いてUV励起光下で対物レンズの倍率60倍で観察した。*A. minutum*様の細胞が検出された場合, UV励起光下で本種同定の際の根拠となる鑑板(頂孔板, 第1頂板(1')と第4頂板(4')縫合線上の腹孔, 第6前帯板(6''), 後縦溝板)の形態を観察した。これらを顕微鏡に付属のデジタルCCDカメラ(DS-Ri1, ニコン)で撮影した。また, 腹面観から細胞の長さや幅が分かるようにピントを合わせて同様に顕微鏡写真を撮影した。得られた顕微鏡写真から画像解析ソフト(ImageJ)を用いて細胞長および細胞幅を計測した。

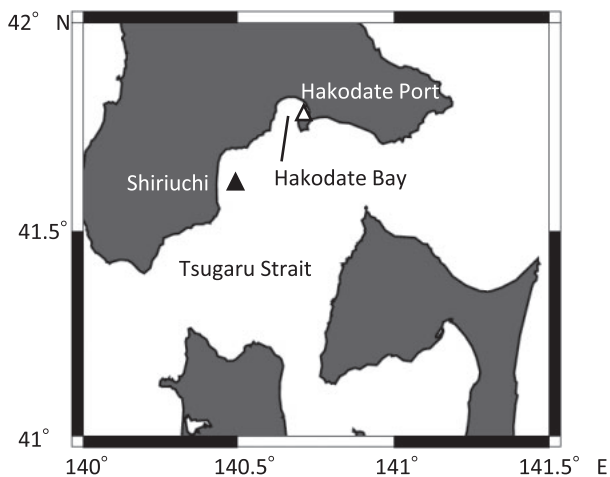


Fig.1 Map showing two sampling stations in the northern coast of Tsugaru Strait, Japan. Open and closed triangles indicate the sampling stations in Hakodate Port and offshore Shiriuchi, southern Hokkaido, respectively.

結 果

種同定 細胞はほぼ球形で(Fig. 2A), 腹面観から測定した細胞長は23~28 μm , 細胞幅24~29 μm であった($n = 14$)。細胞長に対する細胞幅の比は0.92~1.1の範囲であり, 細胞長が細胞幅よりも長い細胞($n=4$)と細胞幅が細胞長よりも長い細胞($n=10$)が存在した。頂孔板(APC)は, ほぼ三角形で接続孔がなく(Fig. 2B), 1'と4'の縫合線上に腹孔が認められた(Fig. 2C)。さらに, 6''は縦に長く(Fig. 2C), 後縦溝板は横長で接続孔がなかった(Fig. 2D)。また, 下殻に網目模様はなかった(Fig. 2D)。以上の形態学的特徴から, 本種を*A. minutum*と同定した(Montresor *et al.*, 2004; Lilly *et al.*, 2005; Branco *et al.*, 2020)。

出現状況 知内沖において, *A. minutum*は2020年6月17日に深度0 mで270 cells L^{-1} 検出され, 翌6月18日に420 cells L^{-1} 出現したが, 7月9日および8月19日の調査では

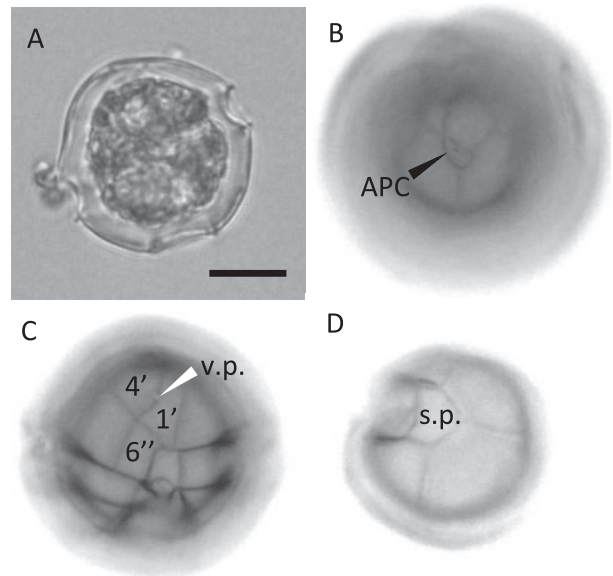


Fig.2 Microphotographs of *Alexandrium minutum* collected from offshore Shiriuchi, Tsugaru Strait in Hokkaido, Japan. Ventral view under an inverted light microscope (A). Apical view (B), ventral view (C), and antapical view (D) under an inverted epifluorescent microscope. A scale bar (black line) indicates 10 μm . The black and white arrows indicate apical structure complex (APC) and ventral pore (v.p.) between 1' and 4', respectively; s.p. sulcal plate. All inverted microphotographs are inverted to right and left, and all fluorescent microphotographs are reversed negative/positive using a computer software (JTrim).

検出されなかった(Table 1)。函館港内において, *A. minutum*は2020年6月18日に400 cells L^{-1} 検出され, 6月22日に460 cells L^{-1} 出現したが, 7月22日および8月11日の調査では検出されなかった(Table 1)。*A. minutum*が出現した2020年6月に, 知内沖および函館港において, その他の*Alexandrium*属として*A. tamarense* species complex (1'と4'の縫合線上に腹孔が存在する旧*A. tamarense*タイプ)が最大90 cells L^{-1} 検出された(Table 1)。また, 7月に函館港内において*A. tamarense* species complex (腹孔が存在する旧*A. tamarense*タイプと腹孔が存在しない旧*A. catenella*タイプ), *A. insuetum*および*A. pseudogonyaulax*が出現した。*A. minutum*が検出されたとき, 水温は12.9~15.7°C, 塩分は32.87~34.02の範囲であった(Table 1)。

Table 1 Summary of sampling location, date, water depth (m), water temperature (°C), cell density of *Alexandrium minutum* (cells L⁻¹), and cell density of the other *Alexandrium* species (cells L⁻¹) detected during the sampling period. *At complex indicates *A. tamarense* species complex, and +/-v.p. indicate the presence/absence of the ventral pore between the 1' and 4'.

Station	Date	Depth (m)	Water temperature (°C)	Salinity	Cell density of <i>Alexandrium</i> spp. (cells L ⁻¹)				
					<i>A. minutum</i>	At complex (+v.p.)*	At complex (-v.p.)*	<i>A. insuatum</i>	<i>A. pseudogonyaulax</i>
Shiriuchi	2020/6/17	0	15.0	33.78	270	70	0	0	0
Shiriuchi	2020/6/17	10	12.9	34.02	30	90	0	0	0
Shiriuchi	2020/6/17	20	12.3	34.08	0	10	0	0	0
Shiriuchi	2020/6/18	0	15.3	33.75	420	40	0	0	0
Shiriuchi	2020/6/18	10	12.5	34.07	0	20	0	0	0
Shiriuchi	2020/6/18	20	11.4	34.13	0	0	0	0	0
Shiriuchi	2020/7/9	0	18.0	33.73	0	0	0	0	0
Shiriuchi	2020/7/9	10	16.6	33.89	0	0	0	0	0
Shiriuchi	2020/7/9	20	15.4	34.04	0	0	0	0	0
Shiriuchi	2020/8/19	0	22.4	33.72	0	0	0	0	0
Shiriuchi	2020/8/19	10	22.0	33.78	0	0	0	0	0
Shiriuchi	2020/8/19	20	21.6	33.85	0	0	0	0	0
Hakodate Port	2020/6/18	0	15.6	32.87	400	80	0	0	0
Hakodate Port	2020/6/18	5	14.0	33.62	100	40	0	0	0
Hakodate Port	2020/6/22	0	15.7	33.70	460	40	0	0	0
Hakodate Port	2020/6/22	5	15.1	33.74	60	0	0	0	0
Hakodate Port	2020/7/22	0	21.3	33.40	0	80	180	160	20
Hakodate Port	2020/7/22	5	19.5	33.64	0	0	0	0	0
Hakodate Port	2020/8/11	0	21.1	33.46	0	0	0	0	0
Hakodate Port	2020/8/11	5	20.5	33.59	0	0	0	0	0

考 察

Alexandrium minutum の出現は、三重県矢津湾において国内で初めて確認されて以降 (Yuki, 1994), 東京湾や岩手県大船渡湾、香川県屋島湾から報告されている (水尾・島海, 2005; 加賀ら, 2006; 結城・吉松, 2012)。本報告は北海道における本種の初記録であり、本種の本邦における分布北限の記録となる。本種は大西洋側ではヨーロッパ沿岸を中心にスウェーデン沿岸など比較的高緯度まで分布することが知られている (Lewis *et al.*, 2018)。他方、太平洋側では、日本海のピョートル大帝湾やオホーツク海のアニワ湾の海底堆積物から *A. minutum* のシストが確認されているものの (Orlova *et al.*, 2004), 我々の知る限り、本種の栄養細胞の出現は北海道以北では知られておらず、北海道は太平洋岸における本種の分布の北限に近い。なお、最近の分子系統学的な研究によって、これまで *A. minutum* とされてきた下殻全体に網目模様が存在する集団は、遺伝的に *A. minutum* と異なる独立したクレードを形成するため、*A. fragae* として新種記載された (Branco *et al.*, 2020)。国内の三重県矢津湾や香川県屋島湾において *A.*

minutum とされていた細胞の一部や岩手県産の *A. minutum* とされていた株では下殻に網目模様の存在が報告されており (Yuki, 1994; 加賀ら, 2006; 結城・吉松, 2012), これらは *A. fragae* に該当すると考えられる。本研究で知内沖および函館港内で出現が確認された細胞には下殻に網目模様はなく、全て *A. minutum* 同定された。さらに分子系統学的な解析によって、*A. minutum* は台湾やニュージーランドに分布する Pacific clade と、ヨーロッパとオーストラリアなどに分布する Global clade に分かれることが知られており、形態学的に両クレードを分類することは困難とされている (Lilly *et al.*, 2005)。双方のクレードの株の大部分で麻痺性貝毒成分産生能が報告されているが、一部の株で麻痺性貝毒産生能がないことが報告されている (Lilly *et al.*, 2005; Lewis *et al.*, 2018)。道南に出現した *A. minutum* の分子生物学的なクレードと毒性の有無を明らかにすることは、本種による貝毒の発生リスクを評価する上で、今後の課題となろう。

地中海のアドリア海北部において、*A. minutum* の細胞密度の増加とムラサキガイの毒化の関係が調べられている (Honsell *et al.*, 1996)。それによると、本種が 480 cells

L⁻¹出現したときに、毒量は検出限界以下 (<0.3 µg STXeq g⁻¹) であり、2,320 cells L⁻¹に増加したときに1.3 µg STXeq g⁻¹に達した。1 MUを0.2 µg STXとして換算すると(村上・野口, 2000), 0.3 µg STXeq g⁻¹と1.3 µg STXeq g⁻¹は、それぞれ1.5 MU g⁻¹と6.5 MU g⁻¹に相当し、*A. minutum*が2,320 cells L⁻¹出現したときに、本邦における出荷自主規制値(4 MU g⁻¹)を超えて毒化したことになる。本研究で*A. minutum*は知内沖において6月に最大420 cells L⁻¹、函館港で最大460 cells L⁻¹出現しており、この密度はアドリア海においてムラサキイガイの毒化が確認されたときの約5分の1である。本種が出現した期間、津軽海峡において検査された養殖ホタテガイから出荷自主規制値(4 MU g⁻¹)を超える麻痺性貝毒は検出されなかった(北海道庁ホームページ<http://www.pref.hokkaido.lg.jp/sr/ske/contents/kaidokujyouhou/kiseijyouhou.htm>, 2020年8月11日閲覧)が、その理由は、出現していた*A. minutum*が無毒株であった可能性と有毒株であったとしても細胞密度が低かったため二枚貝の毒化に至らなかった可能性とが考えられる。麻痺性貝毒の蓄積量には二枚貝の種間で差があることから(村上・野口, 2000), 本種の出現状況と二枚貝の毒化に関する知見を蓄積し、北海道における本種の出現量と二枚貝毒化の関係を検討することが必要であろう。本種の出現が確認された水温および塩分の範囲は、これまでに世界各地で本種の増殖が確認されている範囲内(水温12℃から30℃以上、塩分11~46)であり(Lewis *et al.*, 2018), 津軽海峡内で増殖が可能であった可能性が高い。他方、増殖可能な水温および塩分の範囲内であったにも関わらず7, 8月には津軽海峡内で本種は出現しなかったことから、水温や塩分以外にも本種の出現に重要な環境条件が存在すると考えられる。津軽海峡における本種の季節消長や本種の増殖に好適な環境条件を明らかにするためには本種の出現状況と環境条件に関する知見の蓄積が必要であろう。

本研究によって北海道南部における*A. minutum*の出現が明らかとなった。麻痺性貝毒産生種である*A. minutum*について分布動態および毒性を明らかにすることは、本種による貝毒発生リスクを把握する上で今後重要な課題と言える。また、本研究では*A. minutum*と同時に、形態が似る*A. tamarense* species complexも出現していることから(Table 1), モニタリングの際には慎重な同定が要求される。

謝 辞

調査にご協力いただいた上磯郡漁業協同組合ならびに渡島地区水産技術普及指導所に厚く御礼申し上げます。

引用文献

- Branco S, Oliveira MMM, Salgueiro F, Vilar MCP, Azevedo SMFO, Menezes M. Morphology and molecular phylogeny of a new PST-producing dinoflagellate species: *Alexandrium fragae* sp. nov. (Gonyaulacales, dinophyceae). *Harmful Algae* 2020; 95: 101793.
- Honsell G, Poletti R, Pompei M, Sidari L, Milandri A, Casadei C, Viviani R. *Alexandrium minutum* Halim and PSP contamination in the northern Adriatic Sea (Mediterranean Sea). In: Yasumoto T, Oshima Y, Fukuyo Y(eds). Harmful and toxic algal blooms. UNESCO, Paris, France. 1996: 77–80.
- 加賀新之助, 関口勝司, 吉田誠, 緒方武比古. 岩手県沿岸に出現する*Alexandrium*属とその毒生産能. 日本水産学会誌2006; 72: 1068–1076.
- Lewis AM, Coates LN, Turner AD, Percy L, Lewis J. A review of the global distribution of *Alexandrium minutum* (Dinophyceae) and comments on ecology and associated paralytic shellfish toxin profiles, with a focus on northern Europe. *J. Phycol.* 2018; 54: 581–598.
- Lilly EL, Halanaych KM, Anderson DM. Phylogeny, biogeography, and species boundaries within the *Alexandrium minutum* group. *Harmful Algae* 2005; 4: 1004–1020.
- 水尾寛己, 鳥海三郎. 東京湾で観察された、渦鞭毛藻 *Alexandrium minutum* Halim. 横浜市環境科学研究所報2005; 30: 20–23.
- Montresor M, John U, Beran A, Medlin LK. *Alexandrium tamutum* sp. nov. (Dinophyceae): A new nontoxic species in the genus *Alexandrium*. *J. Phycol.* 2004; 40: 398–411.
- 村上上りつ子, 野口玉雄. 麻痺性貝毒—最近の知見を中心に—. 食品衛生学雑誌2000; 41: 1–10.
- Orlova TY, Morozova TV, Gribble KE, Kulis DM, Anderson M. Dinoflagellate cysts in recent marine sediments from the east coast of Russia. *Bot. Mar.* 2004; 47: 184–201.
- Yuki K. First report of *Alexandrium minutum* Halim (Dinophyceae) from Japan. *Jpn. J. Phycol.* 1994; 42: 425–430.
- 結城勝久, 吉松定昭. 屋島湾における渦鞭毛藻*Alexandrium minutum* Halimと*Alexandrium ostenfeldii* (Paulsen) Balech et Tangenの出現. 香川県赤潮研究所研究報告2012; 8: 1–6.

弾帯受けおよび主歯の透過光観察によるウバガイの簡易年齢査定手法（短報）

吉村圭三^{*1}, 道林宣敬²

¹北海道立総合研究機構栽培水産試験場,

²北海道胆振地区水産技術普及指導所

Age determination of Sakhalin surf clam *Pseudocardium sachalinense* based on transmitted light observation in resilifer and main teeth (Short Paper)

KEIZO YOSHIMURA^{*1} and NOBUTAKA MICHIBAYASHI²

¹Mariculture Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, Muroran, Hokkaido 051-0013,

²Iburi Fishery Technical Guide Office, Muroran, Hokkaido 051-8558, Japan

We studied a simple age determination technique for Sakhalin surf clam *Pseudocardium sachalinense*, with a known longevity of over 20 years. Using the transmitted light of stereoscopic microscope, easily trackable growth line structures were observed in the resilifer and main teeth, which are the hinge parts of the left shell. The opaque growth lines represent the prismatic layers which are formed annually during the first half of years, as confirmed by previous studies. The first three to five lines were clearly observed in the resilifer, but subsequent lines were difficult to recognize because of the thickness of the resilifer's edge. In contrast, in the main teeth, the first one to two lines were hidden in the root of the teeth, and the following lines until the edge were well-defined. Therefore, the entire growth line numbers were obtained by combining the counts in resilifer and main teeth. In 15 clams, the growth line counts (5 to 37) almost corresponded to the age determined by shell sectioning method for identical clams. We concluded that this new technique can determine the age of clams with good accuracy equal to the shell sectioning method. This technique is easier and applicable to surface-damaged shells.

キーワード：ウバガイ，主歯，弾帯受け，年齢査定，表面観察，ホッキガイ

ウバガイ *Pseudocardium sachalinense* はホッキガイと通称される大型の二枚貝で、北海道では日本海南部沿岸を除くほぼ全域で漁獲されている。2018年の北海道における漁獲量は計4,811トンに達し（北海道水産林務部総務課, 2020）、二枚貝類としてはホタテガイに次ぐ重要な沿岸漁業資源と位置づけられる。ウバガイ漁業ではホタテガイのような栽培漁業技術は確立されておらず、天然資源が利用されている。従って、持続的な漁業生産を図るためには、資源量推定や資源変動モニタリング等の資源管理技術を活用する必要がある。その場合、年齢-成長関係や資源の年齢構成等、年齢に関する知見が重要となる。

ウバガイでは殻断面に観察される年輪による年齢査定技術（貝殻断面法）が確立されている（林, 1955; Kato and Hamai, 1975; Sasaki, 1981）。しかし、大型で厚い殻の断面

標本作成には大きな労力を要するため、多数の個体について迅速に年齢査定を行うことは容易ではない。一方、殻表面に観察される成長脈の計数によって、比較的簡易に年齢を推定できるとの知見（表面法）がある（木下・川村, 1959）。しかし、高齢となるに伴い成長脈の間隔が著しく狭くなることに加え、殻の摩耗により初期の成長脈が不明瞭となる個体が多いため、推定精度が低下する場合が多い。

そこで今回、著者らはウバガイの簡易かつ高精度な年齢査定法の確立を目的とし、蝶番内面の弾帯受（Resilifer）および主歯（Main teeth）の透過光観察による成長線の計数方法を検討し、貝殻断面法との比較により年齢形質として有効であることを示した。

Table 1 Collection date, water depth of collection area, number of specimens, and shell length range of Sakhalin surf clam used in this study

Collection date	Water depth of collection area (m)	Number of specimens	Shell length range (mm)
29 Mar. 2019	5-9	11	96-126
27 Sept. 2019	5-9	4	104-123

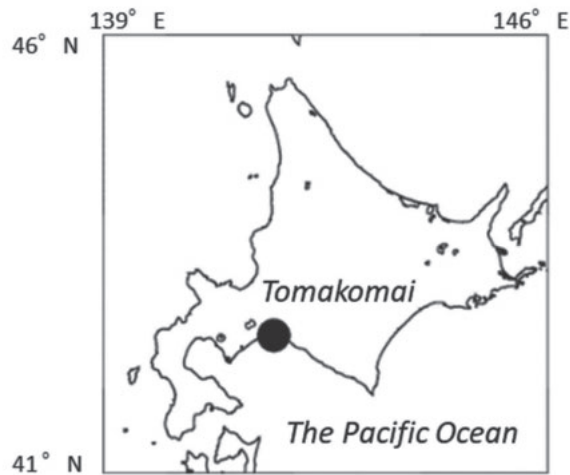


Fig.1 Specimen collection site in Hokkaido, Japan (black circle)

試料および方法

実験には2019年3月29日および9月27日に、北海道苫小牧市勇払地先のホッキガイ漁場 (Fig. 1) 水深5~9 mにおいて、噴流式桁網で漁獲された殻長96~126 mmのウバガイ計15個を用いた (Table 1)。ウバガイの殻長をデジタルノギスで測定後、市販の貝むき用ヘラを用いて軟体部を除去し、左殻を採取した。これを1日~数日間乾燥したのち、ピンセットを用いて弾帯 (Resilium, Fig. 2A) を取り外した。三又した主歯のうち、弾帯に接している後主歯 (Posterior main tooth, Fig. 2A) は極めて薄く、弾帯を取り外す際に折損することが多かったが、残っていた場合はピンセットで完全に除去した。弾帯受け (Resilifer, Fig. 2B) および中主歯 (Middle main tooth, Fig. 2B) の表面全体に、透過性を高める目的で油浸オイル (アズワン ASI-12) を塗布した。透過光観察は実体顕微鏡の倍率10~40倍で行い、光源には角度が自由に調節できるフレキシブルアーム式のライト (NIKON C-FLED2) を用いた。弾帯受けの観察では弾帯受け裏側の殻頂部にライト先端を挿入して照射し、強い間接光により弾帯受けを透過させ、観察した (Fig. 2C)。中主歯 (以下主歯) の観察では、主歯の腹側 (殻縁側) からライトを照射して透過させ、内部構造が最も明瞭となるように照射角度を調整し、観

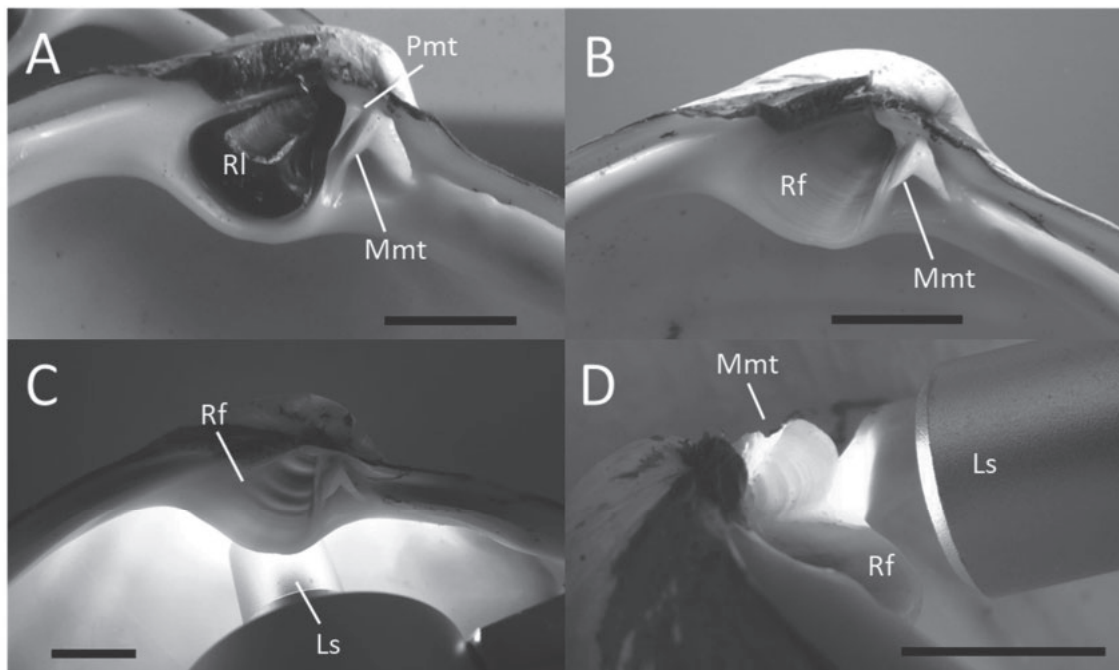


Fig.2 A: Hinge parts of left shell of Sakhalin surf clam. B: Hinge parts of left shell of Sakhalin surf clam with immersion oil after the removal of resilium and posterior main tooth. C: Internal structure of resilifer observed by transmitted light. D: Internal structure of middle main tooth observed by transmitted light. Rl: Resilium. Rf: Resilifer. Pmt: Posterior main tooth. Mmt: Middle main tooth. Ls: Tip part of a fiber light source. Scale bar = 10 mm

察した (Fig. 2D)。光が透過し難い不透明な縞状の構造を成長線とし、検鏡下または撮影した写真上で成長線の計数および幅の計測を行った。その際、主歯縁辺に形成中の成長線は計数しなかった。

貝殻断面法の標本は以下の手順で作成した。切断位置は左殻の殻頂から腹縁中央とし、直径20 mmのダイヤモンドカッターを装着したミニルーター (PROXXON No 28400) を用いて殻を切断した。観察には前方の半分を用い、切断面を回転砥石 (RYOBI FG-18) の粒度180番、1000番を順に用いて、整形、研磨した。完成した断面標本を倍率10~40倍の実体顕微鏡で落射照明により観察した。既往知見 (林ら, 1963; Kato and Hamai, 1975; Sasaki, 1981; 佐々木, 1993) に基づき、以下の仮定のもとに年齢査定を行った (Table 2)。誕生日は7月1日とし、年輪 (透明帯) 形成時期は7~12月とした。縁辺部の形成中の年輪は計数しなかった。苫小牧地先における当歳稚貝の11月の平均殻長は1~2 mmと極めて小さいことから (高谷, 2004), 断面において識別可能な最初の年輪は満1.0~1.5歳時に形成されたとした。従って、満年齢は1~6月には年輪数, 7~12月には年輪数+1で表されたとした。

Table 2 The scheme for age determination of Sakhalin surf clam by standard shell sectioning method

Birth date	Annual rings	Capture date	Shell margin	Age
1 July	Translucent zones	1 Jan.-30 June 1 July-31 Dec.	Opaque Translucent	N N+1

Note: N is the number of translucent zones, not including those forming on the margin

結 果

弾帯受けの透過光観察では、不透明で幅広い成長線が殻頂側から3~5本程度観察された。これらの成長線の幅は1.0~3.0 mmであった。これらに続き、幅0.5 mm未満の細い成長線が数本観察されたが、弾帯受けは縁辺 (腹側) に向かって次第に肥厚し、透過し難くなるため、縁辺までの観察は困難であった (Fig. 3A)。

一方、主歯では、弾帯受けの最初の1~2本目に該当する成長線は主歯の根元に隠れて観察できなかったが (Fig. 3B), それらより外側の成長線は縁辺まで明瞭に観察された (Fig. 3C, D)。主歯の成長線は縁辺側ほど幅が狭く、最初の2~5本は幅0.2~1.5 mm, これら以降は幅0.2 mm

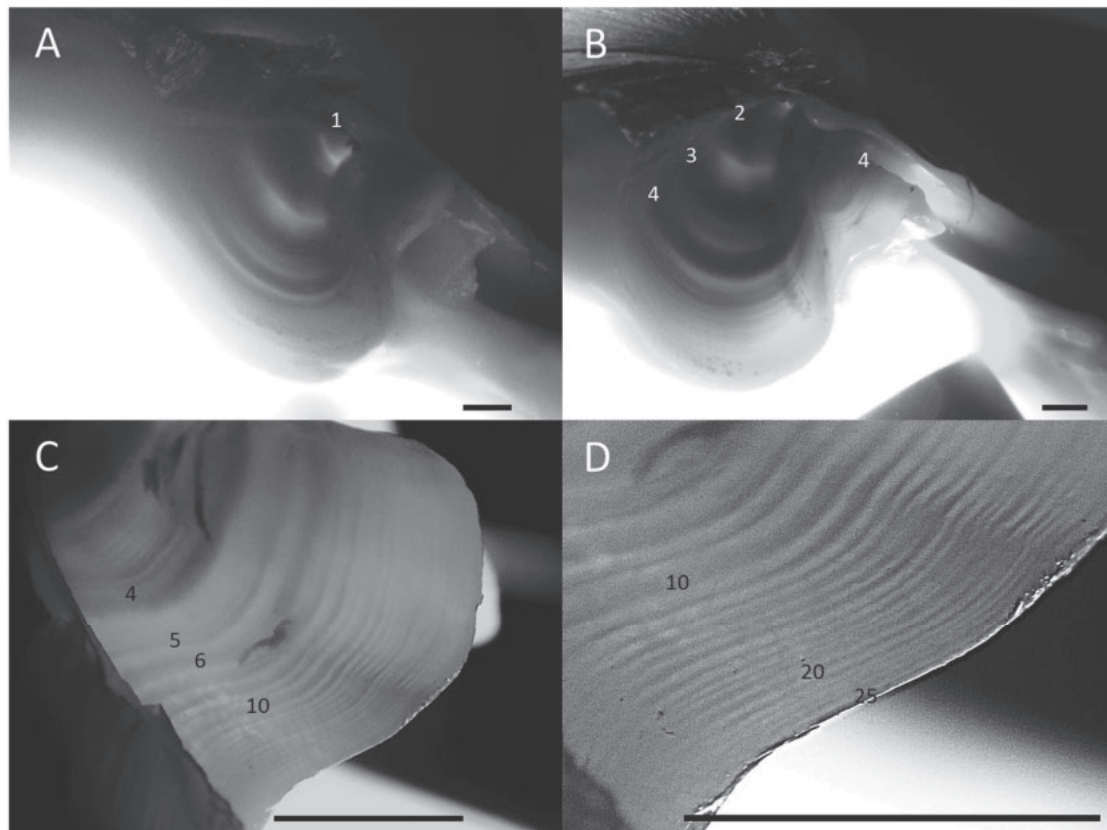


Fig.3 Growth line structures in resiliifer and middle main tooth of Sakhalin surf clam by transmitted light observation. A: Resiliifer. B: Resiliifer and middle main tooth. C: Middle main tooth. D: The margin of middle main tooth. Numbers indicate the sequence of opaque growth line counted from umbo side. Scale bars=3 mm

未満であった。また、20本以上の成長線が計数された個体では、縁辺付近で幅0.01~0.03 mmと極めて細くなった。

弾帯受けと主歯の成長線は両者の接合部を介して連続しており、特に弾帯受けの3~5本目では、主歯における同一の成長線とのつながりが明瞭であった (Fig. 3B)。以上のことから、ある個体の全成長線数を、以下の手順により把握することができた。まず、弾帯受けを10倍程度の倍率で観察して最初の数本を計数し、3~5本目のわかりやすい成長線を適宜たどることにより同一視野にある主歯に移行する。続いて、主歯を20~40倍程度の倍率で観察し、移行した成長線から縁辺までのそれらを計数する。このように計数された個体ごとの成長線数は5~37本であった (Table 3)。なお、主歯縁辺に形成中の成長線は光の屈折により有無を確認することが困難であったため、仮に成長線が確認された場合でも成長線数には含めなかった。

断面標本観察により得られた満年齢は6~37歳であった (Table 3)。断面標本観察による満年齢 (x) と透過光観察による成長線数 (y) は15個体中10個体で一致し、後者は前者に対し3個体で1少なく、2個体で1多かった (Table 3)。両者の関係は直線で表され ($y=1.03x-0.56, r^2=0.998$)、傾きは1に近かった。

Table 3 Age of Sakhalin surf clam in each collection date determined by standard shell sectioning method, and numbers of opaque growth line in resilifer and middle main tooth counted by transmitted light observation

Collection date	Age	Numbers of opaque growth line
29 Mar. 2019	6	5
	6	6
	9	9
	14	14
	14	14
	15	16
	19	19
	24	24
	29	30
	30	30
	37	37
27 Sept. 2019	7	6
	10	9
	25	25
	31	31

考 察

ウバガイの殻では、不透明な稜柱層 (Prismatic layer) および透明な真珠層 (Nacreous layer) が年1回ずつ交互に形成され、それぞれの層は殻の縁辺に付加されるとともに、殻の内面全体を覆うとされる (林, 1955; Kato and Hamai, 1975; Sasaki, 1981)。これらのことから、弾帯受けおよび主歯の透過光観察 (以下本法) により観察された不透明な成長線は稜柱層、それらの間にある透明な部分は真珠層であると考えられる。稜柱層の形成期は、北海道上磯町 (現北斗市) で1~7月 (Kato and Hamai, 1975)、豊富町で5~7月 (佐々木, 1993)、福島県相馬市磯部で12~5月 (Sasaki, 1981)、青森県三沢市および八戸市で3~11月 (杉浦ら, 2017) とされ、北海道では年の前半期である。従って、誕生日を7月1日とすると、本法における満N歳時の成長線はN+0.5歳からN+1.0歳の間に形成されるとみなされることから、縁辺に形成中のものを含まない成長線数は、年の前半および後半ともに満年齢を表すと考えられる。このことは、本法の成長線数が貝殻断面法による年齢とよく一致したことから支持された (Table 3)。

以上から、本法を用いることにより、高い精度でウバガイの年齢査定を行うことができると考えられた。本法の大きな利点は、貝殻断面法と比較して非常に簡易であるため短時間で多数の標本処理が可能であること、また、殻の内側の構造を利用するため殻表面が摩耗した個体にも適用できることである。

今回用いた標本には20歳以上の個体が多く含まれた (Table 3)。これらの高齢個体は、加入量が非常に大きかった卓越発生群 (佐々木, 1993) に由来する可能性が高いと考えられる。本法によると、これらの発生年は1981年 (37歳)、1988年 (30・31歳)、1994年 (24・25歳) と推定され、苫小牧地先の卓越発生年 (高谷, 2004) と一致した。このことから、高齢個体に対する本法の年齢査定の精度は極めて高いと考えられた。

一方、本法の成長線数が貝殻断面法による年齢と一致しなかった5個体のうち3個体は6~10歳で、比較的若齢の個体で誤差があった (Table 3)。およそ10本目までの成長線は1本ごとに幅が大きく変化し (Fig. 3B, C)、成長線の配列が不規則で一定のパターンが現れにくい。このため、比較的若齢の個体では計数のさいに見落としや重複等が起こりやすくなることが誤差の原因の一つと考えられた。本法では、10本目程度までの若齢部の成長線を注意深く計測する必要がある。

稜柱層と真珠層ではエオシンおよびアリザリンレッドによる染色性が異なることが知られ (林ら, 1963; Kato

and Hamai, 1975), 稜柱層はいずれにも染色されるのに対し, 真珠層はいずれにも染色されない。上述のように, 本法では主歯縁辺部に形成中の成長線を確認することが困難であったが, 誕生日前後の標本を年齢査定する場合や, 他の海域で初めて本法を適用する場合には, 形成中の層が稜柱層か真珠層かを特定できることが望ましい。その場合, 殻の縁辺部内面の染色性の有無を指標とすることにより, 殻を切断することなく形成中の層を判断できる可能性があるため, 今後検討する必要がある。

ウバガイでは長期間資源を支えるような卓越発生が起る一方, 発生量が大き過ぎることにより成長障害が起きた例も知られている(堀井ら, 2002)。このため, 発生量と成長の関係を把握することは資源管理上重要であるが, それらの知見を得るために本法が活用できる可能性がある。稜柱層は殻の伸張に寄与する層であることから(Kato and Hamai, 1975), 本法における成長線の幅は当該年齢における年間生長量を反映すると考えられ, 各年齢時における成長線幅の推移から, その個体の成長履歴を推定できる可能性がある。これらを発生量の異なる年級群間で比較検討することにより, 発生量と成長の関係について有用な知見が得られるかも知れない。

謝 辞

ウバガイ標本の確保に便宜を図っていただいた苫小牧漁業協同組合の皆様, 標本測定にご協力いただいた北海道栽培漁業振興公社, 北海道胆振地区水産技術普及指導所および栽培水産試験場職員諸氏に感謝する。

引用文献

- 林忠彦. 貝類の年齢形質に関する研究-I 貝殻切片による観察(1). 北海道区水産研究所研究報告 1955; 12: 43-50.
- 林忠彦, 川村一広, 斉藤勝男, 寺井勝治, 和久井卓哉. ホッキガイについて(その2). 北水試月報 1963; 20(1): 16-28.
- 北海道水産林務部. 平成30年(2018年)北海道水産現勢. 札幌. 2020.
- 堀井貴司, 村上修, 櫻井泉. ウバガイ *Pseudocardium sachalinense* の成長に及ぼす生息密度の影響. 日本水産学会誌 2002; 68(5): 666-673.
- Kato Y, Hamai I. Growth and shell formation of surf clam, *Spisula sachalinensis* (SCHRENCK). *Bull. Fac. Fish. Hokkaido Univ.* 1975; 25(4): 291-303.
- 木下虎一郎, 川村一広. ホッキガイの寿命について. 北水試月報 1959; 16(4): 139-141.
- Sasaki K. Growth of the Sakhalin surf clam, *Spisula sachalinensis* (SCHRENCK), in Sendai Bay. *Tohoku J. Agr. Res.* 1981; 32: 168-180.
- 佐々木浩一. 水産研究叢書42 ウバガイ(ホッキガイ)の生態と資源. 社団法人日本水産資源保護協会, 東京. 1993; 85 pp.
- 杉浦大介, 橋詰(福井)翔太郎, 野呂英樹, 藤川義一. 青森県太平洋沿岸におけるウバガイ(ホッキガイ)の年齢と成長. 青森県産業技術センター水産総合研究所研究報告 2017; 10: 1-7.
- 高谷義幸. 2004. 胆振のホッキガイ資源の特性とその管理. 北水試だより 2004: 64: 1-5.

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）

品田晃良

北海道立総合研究機構中央水産試験場

Near-future predictions of sea surface temperature in the coastal areas around Hokkaido, Japan (Note)

AKIYOSHI SHINADA

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

キーワード：海面水温，将来予測，地球温暖化，データベース，北海道周辺沿岸海域

海洋は，地球温暖化によって地球全体に蓄積された9割以上の熱エネルギーを吸収しているため，温暖化が進行している（気象庁，https://www.data.jma.go.jp/cpdinfo/chishiki_ondanka/p10.html，2020年9月28日閲覧）。近年，北海道周辺海域でも地球温暖化の影響と考えられる海面水温の上昇が報告されている。田中（2008）は，宗谷岬から松前までの北海道西岸9定点における表面水温の経年変化から，北海道日本海沿岸では100年で0.68℃上昇していることを示した。また，気象庁は海面水温の長期変化傾向（日本近海）を公表しており，釧路沖の年平均海面水温が100年あたり1.18℃上昇していることを報告している（気象庁，https://www.data.jma.go.jp/gmd/kaiyou/shindan/index_gw.html，2020年9月28日閲覧）。

海面水温の上昇は，魚介類や藻類などの成長，行動および分布などを変化させたり，上下混合の阻害，海流の変化，pHの低下などを引き起こすので，水産業に様々な影響を与えると考えられている（高柳，2009）。近年，北海道の水産業でも海面水温の上昇が原因と考えられる現象がいくつか報告されている。宮腰（2013）は，秋の海面水温が高い年にサケの漁獲時期が遅れ，河川遡上量が増加してブナの漁獲割合が上昇することを示した。星野（2017）は，北海道でブリの漁獲量が2011年以降急増していることを示し，その要因として資源量の増大と北上回遊期における海面水温の上昇が関わっていると考察している。赤池（2017）は，1970年以降における北海道のコンブ生産量の推移から，1998年以降に減少傾向が顕著になっていることを示し，この要因の一つとして近年の水温上昇が，寒冷な気候を好むコンブの発生や生き残りに

好ましくない影響を与えている可能性を指摘している。

地球温暖化に関する科学的知見の評価は「気候変動に関する政府間パネル（IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change）」によって国際社会に提供されている。IPCCが2019年に発表した「海洋・雪氷圏特別報告書」では，温室効果ガスの排出量を低く抑えた場合でも，21世紀にわたって海洋は水温の上昇を続けると予測している（環境省，<https://www.env.go.jp/press/files/jp/112419.pdf>，2020年9月28日閲覧）。そのため，水温上昇が北海道の水産業に与える様々な影響を評価し，リスクを可能な限り低減する必要がある。水温上昇への対処方法を前もって検討するためには，海面水温の将来予測値が基礎的資料として必須となる。

気候変動に関する科学研究から得られた最新の知見は，IPCCが5～6年毎に評価報告書を作成している。この中で世界中の研究機関が行った気候モデルによる気温，降水量および海面水位などの予測値が公表されている。しかし，北海道周辺海域における季節別の海面水温など北海道の水産業の影響評価に役立つ形式ではまとめられていない。そこで，IPCCが2013年に公表した第5次評価報告書に引用されている気候モデルの海面水温の出力結果を利用して，北海道水産業の影響評価のために近未来の将来予測値（30年後まで）を利用し易い形式で再編してデータベース化することを目的とした。

試料及び方法

気候変動による地球環境の将来予測は，物理法則に従っ

て大気や海洋の動きを計算するプログラムである気候モデルで計算される。地球温暖化の程度を仮定した気候モデルから将来予測値が計算されるが、IPCCの第5次評価報告書では、2100年における温室効果ガスの濃度レベルとそれに至るまでの温暖化対策を4つ仮定して計算を行っている。その仮定は、代表的濃度経路（RCP: Representative Concentration Pathways）シナリオと呼ばれ、RCP2.6, RCP4.5, RCP6.0およびRCP8.5の4種類がありRCPに続く数値が大きいくほど今世紀末の地球温暖化を引き起こす効果が高いことを意味している。本研究では、気候モデルの中から北海道周辺海域のデータが十分存在する気象庁気象研究所が開発した気候モデル（MRI-CGCM3: Yukimoto et al., 2012）で計算された海面水温を用いた。MRI-CGCM3は、全球大気・海洋結合モデルで海水の効果も計算されているのが特徴である。

データベース作成のためにMRI-CGCM3の東経139～147度、北緯41.5～46度の格子から海面水温の月平均値を抽出した（図1）。本モデルでは北海道が8個の格子で表現されるので、その格子に隣接する18格子を北海道沿岸海域と仮定した。次に、その18格子の今世紀末までの経時変化をクラスター解析（結合方法：ワード法）により、類似する変動を示す格子を分類した。最後に、2021～2100年の各海域における海面水温の月平均値を10年毎に平均

化して2006～2015年の月平均値からの偏差を計算した。

結果と考察

シナリオによる上昇傾向の違い 北海道周辺沿岸海域（18格子）における年平均海面水温の将来予測値（偏差）を10年毎にグラフに示した（図2）。将来の気温上昇を2℃以下に抑えるという目標のもとに開発された温室効果ガス排出量の最も低いシナリオであるRCP2.6では2006～2015年の平均値に比べ30年後（2041～2050年）まで偏差がマイナスとなった、それ以降も急激な昇温傾向は認められず今世紀末でも約0.6℃程度の上昇にとどまった。一方、RCP4.5, RCP6.0, RCP8.5では40年後の2051～2060年まで昇温傾向にシナリオによる明確な差は無く約1.3～1.5℃の上昇が予測されていた。50年後の2061～2070年以降はRCP4.5とRCP6.0では緩やかに昇温して今世紀末には約2.2～2.6℃の上昇となった。最も気温上昇が高いシナリオであるRCP8.5では50年後2061～2070年以降に急激な上昇が発生して今世紀末には約4.5℃の昇温となった。一般に気候モデルは、その特性として温室効果ガスをモデルに与えた直後はシナリオによる差が小さく、温室効果ガスをモデルに与える前に発生しているエルニーニョ・ラニーニャ現象や太平洋十年規模変動のような内部変動の不確実性の影響を受けると考えられているが、今回の結果もそれを反映したのかもしれない（渡部，2018）。

海域分類 クラスター解析の結果、18格子の北海道周辺沿岸海域は日本海海域、道南太平洋、オホーツク海、道東太平洋および根室海峡の5つの集団に分類することができた（図3）。日本海海域についてさらに詳しくみると格子番号30と39, 格子番号48, 57および66の2つの集団に細分化可能であり、地図上でもそれぞれ日本海海域の南部と北部に該当することから、日本海海域はこれらの2つの海域に分けて分析に用いることが妥当と考えられた。

クラスター解析により分類された6海域の月平均海面水温の季節変化についてRCP4.5, RCP6.0およびRCP8.5の結果を図4にそれぞれ示す。

日本海北部海域の10年後（2021～2030年）は1～12月通年で見ると0.5℃程度上昇したが、5～7月にやや高くなる特徴がみられRCP4.5では1.1～1.4℃上昇した。20年後（2031～2040年）は1～10月まで1℃程度、11～12月は0.7℃程度上昇した。ただし、RCP4.5の5～8月では1.5～1.9℃の上昇がみられている。30年後（2041～2050年）は5～8月に1.2～1.3℃上昇した以外は20年後とほぼ同様な季節変化傾向がみられた。また、RCP4.5の5～8月およびRCP8.5の8～9月で1.5℃を超える上昇を示した。

日本海南部海域の10年後は1～12月まで0.3～0.5℃程度

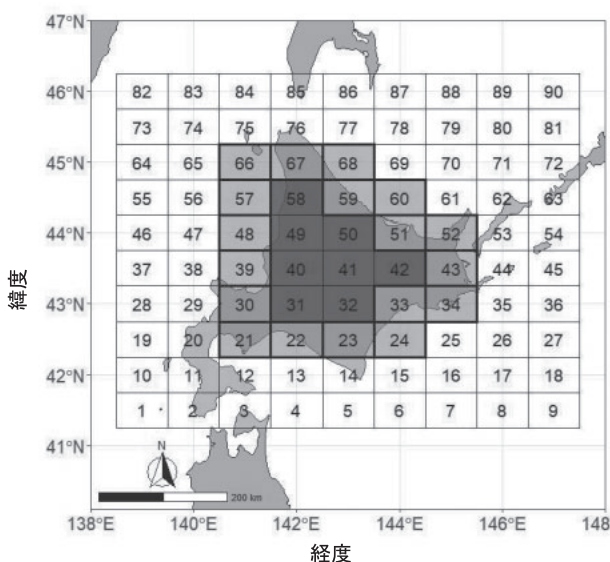


図1 気象庁気象研究所の気候モデルより本研究で使用するために抽出した格子と北海道周辺海域の位置関係。格子中央の数字は本研究で独自に設定した識別番号。濃いグレーで示した8格子（31, 32, 40, 41, 42, 49, 50, 58）は気候モデル上での北海道（陸地）を示す。また、本研究では薄いグレーで示した18格子（21, 22, 23, 24, 30, 33, 34, 39, 43, 48, 51, 52, 57, 59, 60, 66, 67, 68）を北海道周辺沿岸海域と設定した。

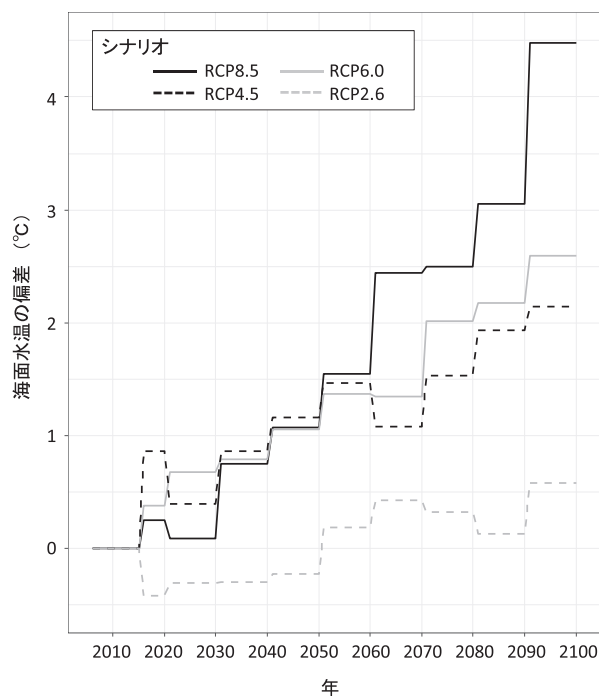


図2 北海道周辺沿岸海域における年平均海面水温の将来予測値を2006～2015年の年平均海面水温からの偏差で示したグラフ。2016～2020年については5年平均海面水温の偏差，それ以降は10年平均海面水温の偏差を示している。将来予測値は今世紀末までの温室効果ガス濃度変化について4つのシナリオを仮定して計算されており，RCPに続く数値が大きいほど今世紀末の地球温暖化を引き起こす効果が高いことを示している。

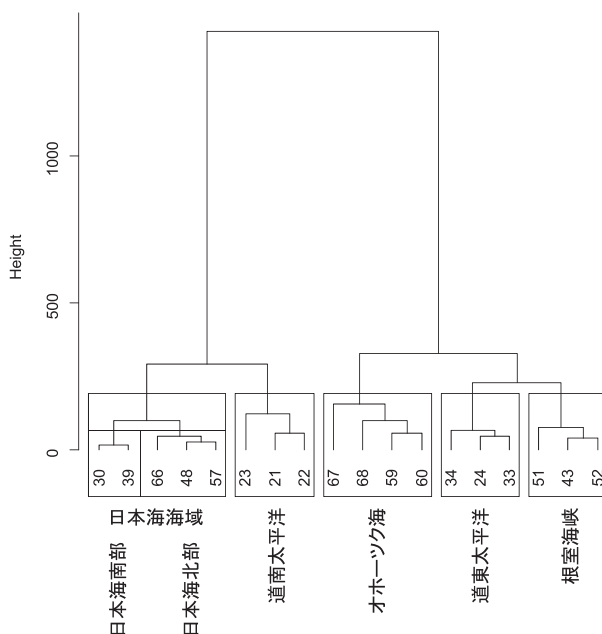


図3 北海道周辺沿岸海域における年平均海面水温の将来予測値についてクラスター解析を供したデンドログラム。根室海峡，道東太平洋，オホーツク海，道南太平洋および日本海海域に分類された。日本海海域については北部と南部に細分化した。

上昇したが，RCP4.5の4～8月およびRCP8.5の9～10月で0.7～1.5℃の上昇が認められた。20年後は1月の0.7℃から8月の1.0℃まで上昇した後，12月の0.5℃まで緩やかに低下した。ただし，RCP4.5の5～8月では1.3～1.9℃上昇した。30年後は20年後とほぼ同様な季節変化傾向を示した。ただし，RCP4.5の6～8月，RCP8.5の6月と8～9月では1.5～1.7℃上昇した。日本海海域では，北部・南部ともすべての期間で上昇しており，初夏（5～7月）の上昇がやや大きいのが特徴であった。海域別には，10年後については北部海域のほうが南部海域よりも上昇幅が大きい，20年後以降ではその違いが小さくなった。

道東太平洋海域の10年後は1～12月まで0.5℃程度上昇したが，RCP6.0の1～2月では1.3～1.6℃の上昇であった。3月以降もRCP4.5やRCP6.0で0.6～1.0℃の上昇を示す場合が見られた。20年後は0.6～0.8℃程度上昇したが，RCP6.0の1～2月には1.5℃の上昇が認められた。また，RCP4.5の5～6月と8月，RCP6.0の5月およびRCP8.5の8月で1.0～1.2℃上昇した。30年後は1月に1.5℃程度上昇を示した後，2～12月は0.8～1.2℃の範囲で推移した。ただし，RCP6.0の1～2月に2.0～2.1℃の上昇，RCP4.5の8月に1.9℃の上昇が見られた。

道南太平洋海域の10年後は1～7月まで0.5℃程度上昇，8月以降は0℃からマイナスの値を示す場合もあった。RCP6.0の1～3月には1.6～2.0℃の上昇，RCP4.5の5～7月およびRCP6.0の4～5月には0.9～1.2℃の上昇を示した。20年後は1～3月に0.9℃程度上昇した後，緩やかに下降して10～12月はほぼ0℃となった。RCP6.0の1～3月には1.2～1.7℃上昇して，8月まではRCP4.5やRCP6.0で1.0～1.3℃上昇する場合があった。30年後は1月の1.5℃から12月の0.8℃まで緩やかに低下した。RCP4.5の2月と6月，RCP6.0の2～3月には2.0～2.1℃の上昇，RCP4.5の3～5月と7～8月，RCP6.0の1月およびRCP8.5の9月に1.6～1.9℃の上昇をそれぞれ示した。道東・道南太平洋では10年後にシナリオによる予測結果の差が大きかったが，20～30年後ではこの差は小さくなった。特徴としては，1～2月の上昇が大きくなる予測が見られた。

オホーツク海海域の10年後は1～3月まで0℃で4～8月にかけて0.8℃まで上昇した後，12月の0.5℃まで緩やかに低下した。RCP4.5の5～8月およびRCP6.0の11～12月には1.0～1.6℃上昇した。20年後は1～3月の0.2℃から8月の1.6℃まで上昇した後，12月の0.7℃まで低下した。RCP4.5の8月には2.7℃，RCP4.5の9～10月，RCP6.0の7～12月およびRCP8.5の7～11月には1.0～1.6℃まで上昇した。30年後は1～3月の0.5℃程度から7～8月の2℃程度まで上昇した後，12月の1℃程度まで低下した。RCP4.5の6～8月，RCP6.0の7月およびRCP8.5の8月には2.1～

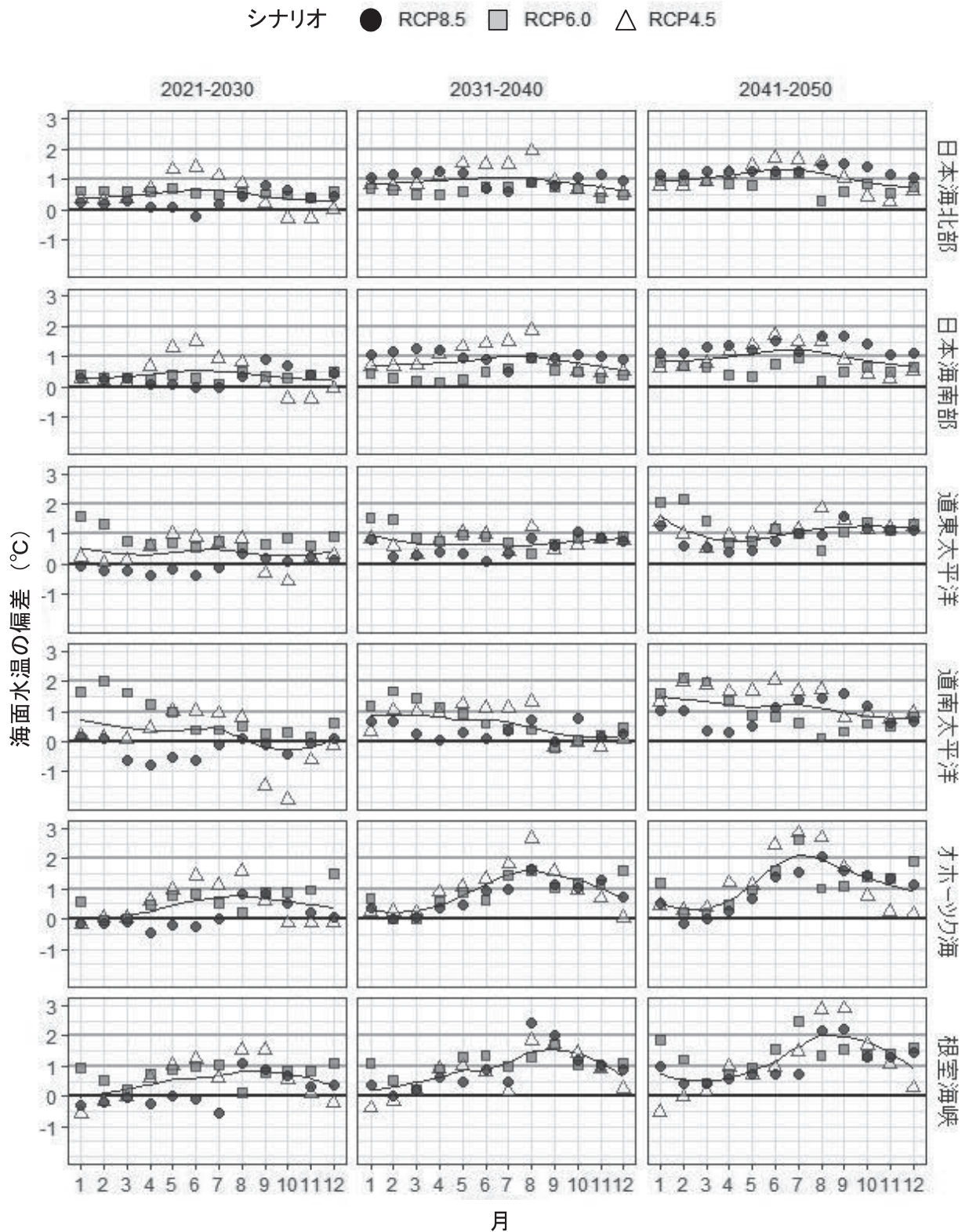


図4 各海域における近未来（10，20，30年後）の月別海面水温の偏差（2006～2015年を基準）。温室効果ガスの削減を積極的に行わないRCP4.5，6.0，8.5についての結果。曲線はスプライン曲線を示す。

2.9℃まで上昇した。

根室海峡海域の10年後は1～2月まで0℃で8～9月の0.9℃まで緩やかに上昇した後、12月の0.5℃まで低下した。RCP4.5の5～6月と8～9月、RCP6.0の7月と12月およびRCP8.5の8月で1.0～1.6℃の上昇を示した。20年後は1月の0.2℃から9月の1.5℃まで上昇した後、12月の0.7℃まで低下した。RCP8.5の8～9月には2.0～2.4℃の上昇を示した。30年後は1月の0.8℃から2～4月に0.5℃程度まで低下した後、8～9月に2℃程度まで上昇して、12月には1℃程度に低下した。RCP4.5の8～9月、RCP6.0の7月およびRCP8.5の8～9月には2.2～2.9℃の上昇が見られた。オホーツク海や根室海峡海域では、1～3月の上昇幅が小さく、7～9月に上昇がピークを示すことが特徴であった。また、30年後のピークはオホーツク海では7～8月であったが、根室海峡では8～9月と1ヶ月程度の違いがあった。

北海道の水産業への影響評価と今後の課題 日本周辺海域は南から高温の海水を運ぶ暖流である黒潮および黒潮続流の強化により、将来の水温上昇が北太平洋の中でも大きい海域である（東京大学、<https://ccsr.aori.u-tokyo.ac.jp/~hasumi/work/subject/warming/kuroshio.html>，2020年9月28日閲覧）。黒潮を起源とする対馬暖流の影響を受ける日本海北部・南部海域で見られた通年の水温上昇、対馬暖流からオホーツク海に流入する宗谷暖流の勢力下であるオホーツク海や根室海峡海域における上昇のピークが夏季であること、および黒潮続流から派生する暖水の影響を受ける道東・道南太平洋で特徴的だった冬季の水温上昇など（図4）、暖流の強化の観点から発生するこれらの海域別の特徴を考慮することで、北海道沿岸海域で行われている様々な漁業の気候変動の影響評価を進めていく予定である。現在、道東海域のコンブ漁獲量、全道のサケ放流適期および漁獲時期の影響評価について研究が進められている。今後の課題として地まきホタテガイ漁業のように海底付近を利用したり、サンマ・スルメイカのように外洋域を利用したりする漁業に対する気候変動の影響についても明らかにする必要がある。また、本研究では海面水温に着目したが、海面水位、海洋酸性化、鉛直混合の弱化および海水の減少などの将来予測値とその変化による影響評価も今後重要になると考えられる。

謝 辞

本研究をとりまとめるにあたり、データの取り扱い方法など貴重なご意見をいただいた札幌管区気象台の小司晶子気候変動・海洋情報調整官、上澤大作地球温暖化情報官ならびに服部博和地球温暖化情報官に深く感謝申し

上げます。

引用文献

- 赤池章一．海が変わってきた？～コンブ漁業と海洋環境の変化～．北水試だより2017; 95: 9-12.
- 星野昇．北海道におけるブリの来遊状況．北水試だより2017; 94: 1-4.
- 宮腰靖之．秋の沿岸での高水温がサケの来遊時期に与える影響．北水試だより2013; 87: 5-8.
- 高柳和史．地球温暖化の漁業および海洋生物への影響．地球環境2009; 14: 223-230.
- 田中伊織．北海道西岸の沿岸水温は100年で0.7℃上昇．水産試験研究最新成果集2008; 7: 23-24. <http://www.hro.or.jp/list/fisheries/marine/att/23suion-jousyou.pdf>, 2020年9月28日閲覧.
- 渡部雅浩．「絵でわかる地球温暖化」 講談社，東京．2018
- Yukimoto S, Adachi Y, Hosaka M, Sakami T, Yoshimura H, Hirabara M, Tanaka TY, Shindo E, Tsujino H, Deushi M, Mizuta R, Yabu S, Obata A, Nakano H, Koshiro T, Ose T, Kitoh A. A new global climate model of the meteorological research institute; MRI-CGCM3 -Model Description and Basic Performance-. Journal of the Meteorological Society of Japan 2012; 90 A: 23-64.

道南太平洋海域におけるシシャモの不漁要因について (資料)

吉田秀嗣^{*1}, 新居久也², 藤井 真², 今野義文², 工藤 智³

¹北海道立総合研究機構栽培水産試験場,

²公益社団法人北海道栽培漁業振興公社,

³元北海道立総合研究機構さけます・内水面水産試験場

Poor catch factors of shishamo smelt *Spirinchus lanceolatus* in the Pacific coast of southern Hokkaido (Note)

HIDETSUGU YOSHIDA^{*1}, HISAYA NII², MAKOTO FUJII², YOSHIFUMI KONNO² and SATOSHI KUDOU³

¹Mariculture Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, Muroran, Hokkaido 051-0013,

²Hokkaido Aquaculture Promotion Corporation, Sapporo, Hokkaido 060-003,

³Formerly: Salmon and Freshwater Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, Eniwa, Hokkaido 061-1433, Japan

キーワード：シシャモ、仔稚魚、水温、遡上親魚、道南太平洋、不漁要因

シシャモ *Spirinchus lanceolatus* はサケ目キュウリウオ科に属し、日本固有種の遡河回遊魚で、北海道太平洋沿岸に分布する。道南太平洋海域では、成魚は11月頃に鵒川を代表とする河川に遡上し、川底に産卵する。卵は翌年の4~5月に孵化し、仔魚は直ちに海へと流される(森, 2003)。鵒川沿岸では5月中旬~下旬にかけて全長11 mm前後で浮遊生活から底生生活に移行する(虎尾・工藤, 2013)。その後、沿岸域で成長・成熟し、雌は1歳で遡上して産卵するが、産卵後海へ戻り、再び2歳で産卵する個体もある。雄の多くは1歳で繁殖に参加し、その後死亡する(森, 2003)。

シシャモは10~11月に操業されるししゃもこぎ網漁業で大部分が漁獲される(森, 2003)。道南太平洋海域での漁獲量は、1960年代には1,000トンを超えることもあった。近年では1995年以降2011年までは概ね100~250トンで推移していたが、2012~2015年には12~36トンの不漁となった(図1)。その後、2016~2018年には93~124トンまで回復した(吉田・岡田, 2020)。2012~2015年の不漁は、主漁獲対象である1歳魚の加入量の減少によるものである(岡田ら, 2014; 岡田ら, 2015; 岡田ら, 2016; 岡田ら, 2017)。

現状の資源管理として、道南太平洋海域で主要な産卵河川である鵒川では、60万尾以上の遡上を目標とし、産

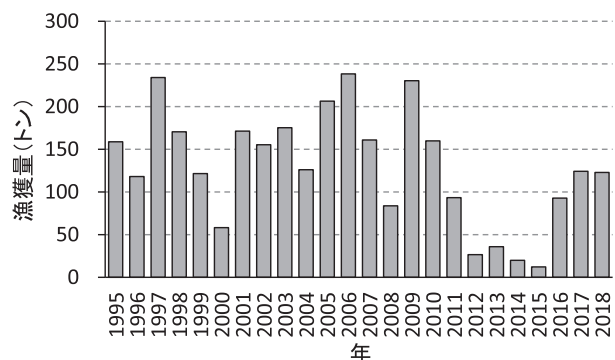


図1 道南太平洋海域におけるシシャモ漁獲量の推移

卵親魚の確保を実施している(岡田・工藤, 2018)。これまで遡上親魚尾数が45万尾以下では、加入が少なく不漁となる年が2012~2015年に起こった。しかし、45万尾以下でも不漁とならない年もあった(2003, 2008~2010年: 以下, 好漁年と言う)。そこで、加入量の変動要因として考えられる遡上親魚尾数、仔魚の出現時期と気温、仔魚尾数、稚魚体長および降海後の海水温に着目し、不漁年と好漁年とで比較した結果を資料として取りまとめた。

材料と方法

本資料では、各機関がそれぞれの事業で実施した調査結果とホームページで公開されている気温等のデータを利用して解析したため、方法については概略を記す。シシャモ産卵親魚の遡上時期と遡上尾数は、道総研さけます・内水面水産試験場が実施した親魚遡上量調査の2001～2017年の結果を用いた（岡田・工藤，2018）。調査は10月下旬から11月下旬まで鵒川河口から約1 km上流の所にふくべ網を設置して行われた（図2）。

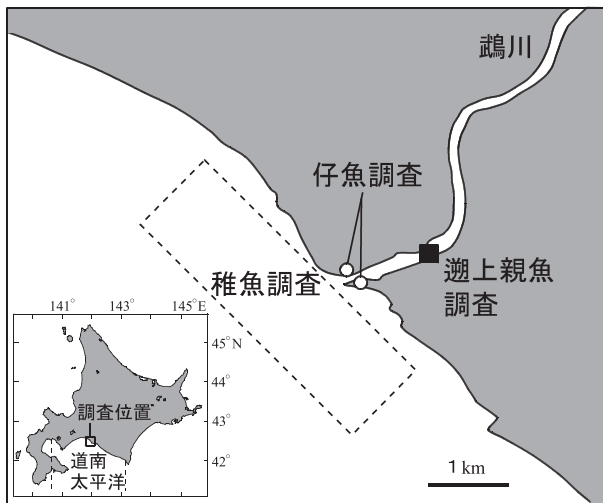


図2 親魚遡上量、降海仔魚および稚魚調査を実施した位置

シシャモ仔魚の出現時期と仔魚尾数は、北海道開発局室蘭開発建設部より公益社団法人北海道栽培漁業振興公社が受託した降海仔魚調査の2002～2018年の結果を用いた。仔魚採集は4～5月に3日ないし4日に一回、鵒川河口の左右岸でノルパックネットを用いて行われた（図2）。

シシャモ稚魚の体長は、北海道開発局室蘭開発建設部より公益社団法人北海道栽培漁業振興公社が受託した稚魚調査の2003～2018年の結果を用いた。稚魚採集は6～7月に2～3回、鵒川沖の9線でソリネットを用いて行われた（図2）。

道南太平洋海域のシシャモ漁獲量については、2003～2018年の漁業生産高報告を用いて、胆振総合振興局と日高振興局管内（えりも町を除く）の漁獲量を合計した値とした。道南太平洋海域のシシャモ漁獲尾数については、道総研栽培水産試験場が実施した漁獲物調査の2001～2018年の結果を用いた（吉田・岡田，2020）。漁獲尾数は、むかわ町沖と日高町沖で漁獲された標本の体重を漁獲量で引き延ばして求めた。

気温については、鵒川観測点のアメダスデータを用いた（気象庁ホームページ。Internet web. Download from :

(<http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php> (2020.6.30)))。水温については、胆振中・東部沿岸の海面水温を用いた（気象庁札幌管区气象台ホームページ。Internet web. Download from : (<http://www.jma-net.go.jp/sapporo/kaiyou/engan/engan.html> (2020.6.30)))。水温の年差は平年（1981～2010年の30年間平均値）との差を求めた。シシャモの年齢基準日は、孵化が4～5月であるため、4月1日とした。

結果と考察

遡上親魚尾数 道南太平洋海域ではシシャモ漁獲尾数の8割を1歳魚が占めている（吉田・岡田，2020）。そこで、鵒川における1歳魚を産出した親魚の遡上尾数と道南太平洋海域における漁獲量との関係を見ると（図3），2012～2015年の不漁（漁獲量12～36トン）は、遡上親魚尾数が24～45万尾の時に起こっていた。ただし、不漁年と同じように遡上親魚尾数が45万尾以下でも、2003，2008～2010年の漁獲量は84～230トンと多く、不漁とはならなかった。これは遡上親魚尾数が少ないだけでは、不漁が起こるとは限らないことを示す。

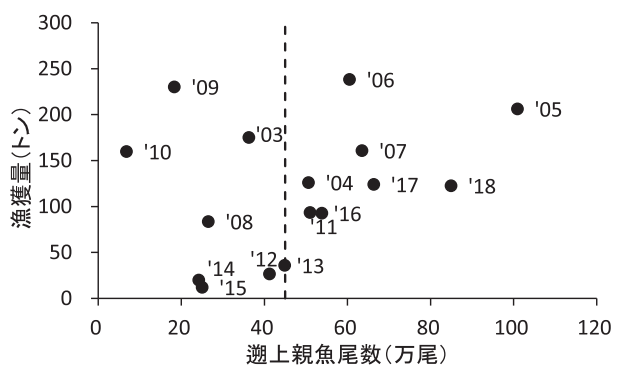


図3 鵒川のシシャモ遡上親魚尾数と道南太平洋海域のシシャモ漁獲量との関係

図中の添え字は漁獲量の年を西暦下2桁で示す。破線は遡上親魚尾数45万尾を示す。

好漁世代と不漁世代の比較 前述したように漁獲尾数の8割を1歳魚が占めるため、不漁年だった2012～2015年に漁獲されたシシャモの主群は2011～2014年級群（以下、不漁世代と言う）であり、好漁年だった2003，2008～2010年の主群は2002，2007～2009年級群（以下、好漁世代と言う）である。遡上親魚尾数以外の不漁要因を検討するため、不漁世代と好漁世代について、仔魚の出現時期と気温、仔魚尾数、稚魚の体長および降海後の海水温を比較した。

1. 仔魚の出現時期の比較 不漁世代と好漁世代の鵒川

表1 鵒川河口におけるシシャモ仔魚の旬別出現頻度

世代	年級群	仔魚の出現頻度(%)				
		4月			5月	
		上旬	中旬	下旬	上旬	中旬
不漁	2011	35	43	18	4	0
	2012	0	24	66	10	0
	2013	0	9	77	14	0
	2014	0	22	77	1	0
好漁	2002	37	33	29	0	0
	2007	55	14	19	8	4
	2008	75	21	4	0	0
	2009	47	25	24	3	0

注) 各年級群の最頻値を四角で囲った。

表2 鵒川における1～4月の平均気温

世代	年	平均気温(°C)			
		1月	2月	3月	4月
不漁	2011	-8.0	-3.4	-1.3	4.8
	2012	-9.1	-8.0	-1.9	5.1
	2013	-8.6	-6.2	-0.8	4.8
	2014	-6.0	-5.8	-0.9	4.2
	平均	-7.9	-5.8	-1.2	4.7
好漁	2002	-4.7	-2.7	1.0	7.0
	2007	-3.7	-2.7	-0.2	4.3
	2008	-7.2	-6.0	1.2	5.3
	2009	-3.8	-4.7	0.5	4.9
	平均	-4.8	-4.0	0.6	5.4

注) 気温は気象庁のホームページよりダウンロードした。

河口におけるシシャモ仔魚の出現時期について比較した(表1)。不漁世代の仔魚の出現時期は、2011年級群を除くと、4月中旬から出現し始め、4月下旬をピークとして、5月上旬まで続いた。一方、好漁世代では不漁世代より一句早い4月上旬から出現し始め、二旬早い4月上旬にピークがあり、5月中旬にはほぼ出現していなかった。なお、2011年級群は他の不漁世代と比較して、出現開始は一句早い4月上旬で、ピークは一句早い4月中旬だった。このことについては後段で説明する。

鵒川での産卵場は河口から上流約9 kmの範囲にあり(新居ら, 2006)、孵化した仔魚は河川内に滞留することなく直ちに海に降りる(尾身, 1978a)。このことから孵化時期と河口での仔魚の出現時期はほぼ同じと言え、河口での不漁世代の仔魚出現の遅れは、孵化の遅れと見なすことができる。孵化時期は産卵期と産卵後の積算水温によって決まり、特に孵化直前の水温が大きく影響する(尾身, 1978b)。不漁世代を産出した親魚の遡上盛期(11月15～18日)は、好漁世代の親魚の遡上盛期(11月12～16日, 2001年は不明なので除く)とほぼ同じだった

め(岡田・工藤, 2018)、不漁世代の仔魚の出現時期の遅れは、産卵期が遅かったためではないと考えられる。

鵒川の長期水温データはないが、近隣の沙流川では気温と水温との間に強い正の相関があることから(前田, 1960)、鵒川でも水温は気温の影響を強く受けると考え、気温について不漁世代と好漁世代を比較した。その結果、鵒川の1～4月の気温は不漁世代の方が低い傾向を示した(表2)。特に孵化時期に水温が大きく影響する孵化直前の3月では、不漁世代の全ての年で好漁世代の気温より低かった。これらのことから、不漁世代の孵化は低水温により遅れ、そのため仔魚の出現時期が遅かったと考えられる。前述したように2011年級群は他の不漁世代と比較して、仔魚の出現開始時期とピークは一句早かった(表1)。これは2月の平均気温が他の不漁世代より2.4～4.6℃高く(表2)、水温も高く推移したためと考えられる。

2. 仔魚尾数の比較 シシャモ仔魚の出現尾数について比較した(図4)。不漁世代の仔魚尾数(587百万尾～4,895百万尾)は特に少ないという訳ではなく、むしろ好漁世代の仔魚尾数(140百万尾～2,157百万尾)を上回る傾向がみられた。このことは、不漁をもたらしした減耗は、降海後に起こっていることを示唆する。

3. 稚魚体長の比較 不漁世代と好漁世代の鵒川沖における6～7月のシシャモ稚魚の体長について比較した(図5)。6～7月のシシャモ稚魚は10日間で3～4 mm成長するので、調査日の違いによる影響をなるべく排除するため、調査日が3日間以内の不漁世代と好漁世代の体長について比較した。その結果、6～7月の稚魚体長は不漁世代の方が期間を通じて2～3 mm程度小さい傾向がみられた。

4. 降海後の水温の比較 不漁世代と好漁世代の胆振中・東部沿岸の海面水温について比較した。水温については、シシャモ仔魚の降海時期である4月、水温が最も高くなる8月および最も低くなる3月に着目した(表3)。不漁世代の特徴として、0歳の4月の水温は平年より1.2～2.0℃低

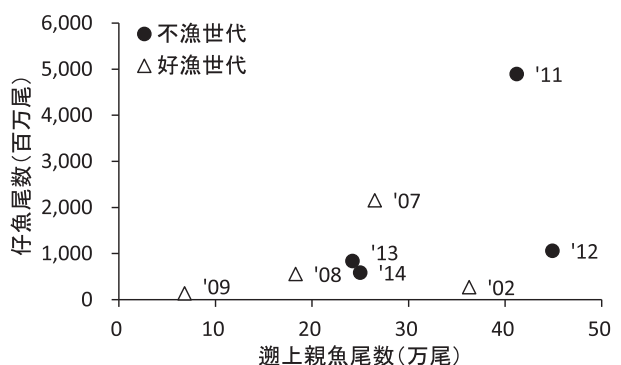


図4 鵒川のシシャモ遡上親魚尾数と鵒川河口のシシャモ仔魚尾数との関係

図中の添え字は仔魚の年級群を西暦下2桁で示す。

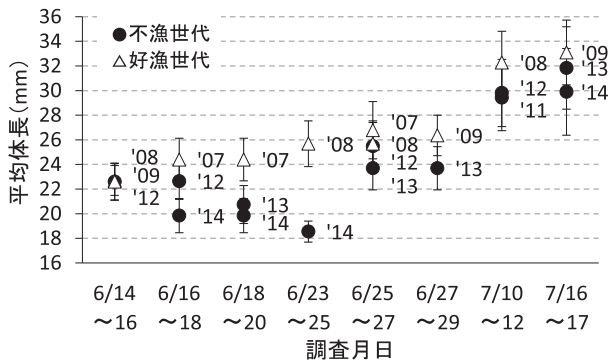


図5 鵺川沖における調査期間別のシシャモ稚魚の平均体長
縦棒は標準偏差を示す。図中の添え字は年級群を西暦下2桁で示す。

注) 2002年級群は調査されていない。

かった。また、平年より0歳の8月には0.1～1.6℃高く、0歳の3月には1.3～2.0℃低く、1歳の8月には0.1～1.6℃高かった。さらに、8月前後の月も平年より高く、3月前後の月も平年より低かった(図6)。一方、好漁世代では0歳の4月から1歳の8月までを通して、共通する水温の特徴はみられなかった(表3)。

不漁要因 シシャモの主要な産卵河川である鵺川およびその周辺海域の調査結果から不漁要因としては、まず、①シシャモ産卵親魚の遡上尾数が45万尾以下と少なかったことがあげられる。さらに、遡上親魚尾数が45万尾以下の好漁世代と比較し、不漁世代に共通した要因は以下のとおりである。②気温が低く、河川水温も低いと推察され、シシャモ仔魚の主出現時期は、4月中旬から5月上旬と遅く、主ピークも4月下旬と遅い傾向がみられた。③6～7月のシシャモ稚魚の体長は小さい傾向がみられた。④海水温はシシャモ仔魚の降海時期である4月には平年より低かった。⑤0歳および1歳時の海水温が最も高くなる8月およびその前後月には平年より高く、最も低くなる3月およびその前後月に低く、寒暖の幅が大きかった。

表3 胆振中・東部沿岸における海面水温の平年差

世代	年級群	水温平年 [※] 差(℃)			
		0歳		1歳	
		4月	8月	3月	8月
不漁	2011	-1.6	1.0	-2.0	1.4
	2012	-1.2	1.4	-1.3	1.6
	2013	-1.4	1.6	-2.0	0.1
	2014	-2.0	0.1	-1.7	1.0
好漁	2002	0.8	-1.2	-0.7	-2.0
	2007	0.0	0.4	-0.9	-0.5
	2008	-1.4	-0.5	0.2	-1.4
	2009	-0.5	-1.4	-2.0	1.4

※平年水温(1981～2010年の30年間平均値)

4月:5.3℃, 8月:20.4℃, 3月:3.8℃

注) 水温は気象庁札幌管区気象台のホームページよりダウンロードした。

①の遡上親魚尾数が少なかったことについては、2011～2014年級群の不漁世代を産出した2010～2013年の親魚の道南太平洋海域での漁獲尾数と鵺川での遡上尾数の割合をみると(図7)、漁獲尾数の割合は80～92%であり、2001～2009年の87～97%と比較しても同様、あるいは低かった。不漁世代の遡上親魚に対して、漁獲率は他年と比べて特段高くなっていなかった。②の仔魚の出現時期と③の稚魚体長は深く関連し、6～7月の稚魚体長が小さい傾向は、仔魚の出現時期が遅かったことが要因の一つである。④の仔魚の降海後の水温と⑤の0歳時の水温は、初期生残と関連する。水温は餌量等とともに成長率に作用し、卵から稚魚の各成長段階の期間を決定し(Houde, 1987)、その期間をいかに速く成長して短縮し、被食の機会を減らすかが初期生残では重要である(塚本, 1991)。しかし、シシャモでは水温と成長との関係については不明なので、今後、飼育試験等からそれを明らかにし、水温が初期生残に及ぼす影響について検討する必要がある。⑤の平年と異なる0歳および1歳時の水温は、餌生物や捕

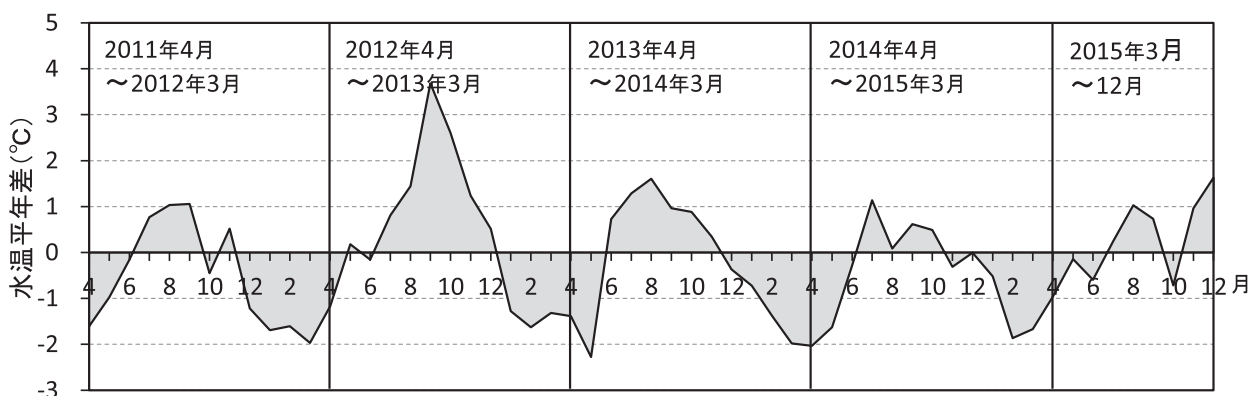


図6 胆振中・東部沿岸における海面水温の平年差

注) 水温は気象庁札幌管区気象台ホームページよりダウンロードした。

食動物の出現時期や量とも関連し、シシャモの成長、生残にも影響を及ぼすと考えられる。

資源管理と資源回復 最後に、2012～2015年の漁獲量36トン以下の不漁から、2016～2018年の93～124トンの回復に至る資源管理と遡上親魚尾数等の増加について報告する。漁業者は自主管理として、2012年からししゃもこぎ網の操業を午前限定し時間を短縮するとともに、日曜日を統一休漁日とする取り組みを実施した。さらに、終漁日の決定については、道総研栽培水産試験場が行っている河川遡上予測の結果（吉田・岡田，2020）や、道総研さけます・内水面水産試験場（2017年以前）および胆振管内ししゃも漁業振興協議会（2018年以後）が鵒川で行っている親魚遡上量調査の結果を参考にしている。その効果もあり、漁獲尾数の割合は2013年の82%から2015年の36%に減少した（図7）。その結果、鵒川での遡上親魚尾数は2013年以降増加し、2015年から4年連続して遡上親魚尾数の目標値である60万尾以上を維持するようになった（図8）。また、遡上親魚尾数の増加に伴い、鵒川河口での仔魚尾数も2014年以降増加した（図9）。このように、漁業者自ら実施した取り組みが、資源回復要因の一つと推察された。

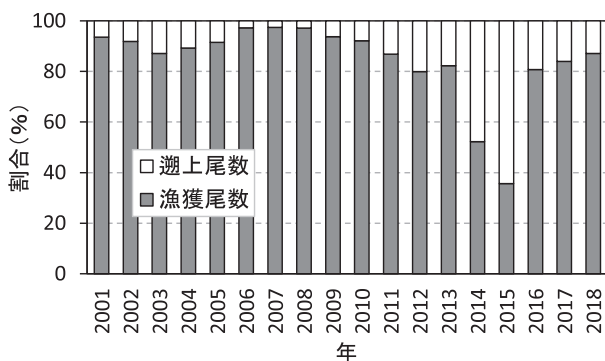


図7 鵒川の遡上親魚尾数と道南太平洋海域の漁獲尾数の割合
注) 2018年の遡上親魚尾数は、胆振管内ししゃも漁業振興協議会資料より引用した。

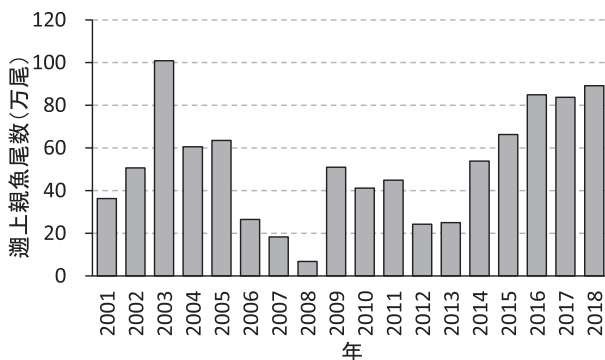


図8 鵒川におけるシシャモ遡上親魚尾数の推移
注) 2018年の遡上親魚尾数は、胆振管内ししゃも漁業振興協議会資料より引用した。

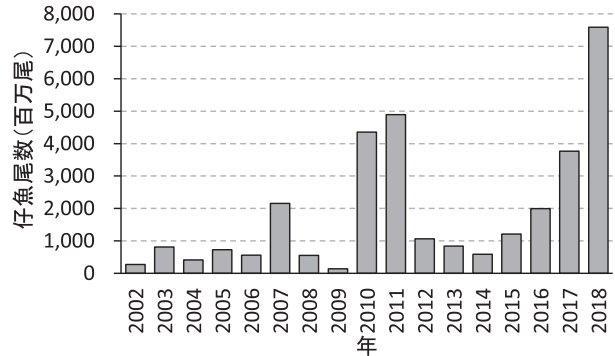


図9 鵒川河口におけるシシャモ仔魚尾数の推移

謝 辞

鵒川漁業協同組合の皆様には親魚遡上量調査、降海仔魚調査、稚魚調査および漁獲物調査、ひだか漁業協同組合の皆様には漁獲物調査に御協力をいただきました。降海仔魚調査と稚魚調査は、北海道開発局室蘭開発建設部の治水事業の一環として実施されました。記して謝意を表します。

引用文献

- Houde, E. D. Fish early life dynamics and recruitment variability. *Am. Fish. Soc. Symp.* 1987; 2: 17–29.
- 前田 隆. 沙流川の水温について 第3報 気温と水温の相関関係について. 北海道大学農学部邦文紀要 1960; 3: 54–72.
- 森 泰雄. 14. シシャモ. 「漁業生物図鑑 新 北のさかなたち (上田吉幸, 前田圭司, 嶋田 宏, 鷹見達也編)」北海道新聞社, 札幌. 2003; 86–89.
- 新居久也, 村上一夫, 米田隆夫, 上田 宏. シシャモ *Spirinchus lanceolatus* の遡上河川における産卵場所と物理環境条件の関係. 日本水産学会誌 2006; 72: 390–400.
- 岡田のぞみ, 石田良太郎, 村上 修, 上田吉幸. 9.2 シシャモ (えりも以西胆振日高海域). 平成24年度 道総研栽培水産試験場事業報告書 2014; 148–154.
- 岡田のぞみ, 石田良太郎, 村上 修, 前田圭司. 9.2 資源管理手法開発調査シシャモ (えりも以西胆振日高海域). 平成25年度 道総研栽培水産試験場事業報告書 2015; 127–133.
- 岡田のぞみ, 石田良太郎, 村上 修, 前田圭司. 7.2 資源管理手法開発調査シシャモ (えりも以西胆振日高海域). 平成26年度 道総研栽培水産試験場事業報告書 2016; 96–102.

岡田のぞみ, 高嶋孝寛, 石田良太郎, 佐々木正義. 6.2 資源管理手法開発調査 6.2.1 シシャモ (えりも以西胆振・日高海域). 平成27年度 道総研栽培水産試験場事業報告書 2017; 95-100.

岡田のぞみ, 工藤 智. II シシャモ (道南太平洋海域). 北海道資源生態調査総合事業 資源管理手法開発試験調査報告書 (平成25~29年度) 2018; 48-68.

尾身東美. 釧路地方の河川におけるシシャモの卵分布状態とふ出仔魚の降海について. 北水試月報 1978a; 35: 12-28.

尾身東美. シシャモの卵発生と卵発生速度に及ぼす水温

の影響. 北水試月報1978b; 35: 10-20.

虎尾 充, 工藤 智. 鵠川沿岸におけるシシャモ仔稚魚の分布と魚体の生化学的性状. 北海道水産試験場研究報告 2013; 84: 31-38.

塚本勝巳. 8. 魚類の初期減耗過程とそのメカニズムに関する標識放流実験. 「魚類の初期発育 (田中 克編)」恒星社厚生閣, 東京. 1991; 105-118.

吉田秀嗣, 岡田のぞみ. 7.2 資源管理手法開発調査 シシャモ (えりも以西胆振・日高海域). 平成30年度道総研栽培水産試験場事業報告書 2020; 91-96.

近年の噴火湾および日高湾における麻痺性貝毒原因渦鞭毛藻 *Alexandrium catenella* (Group I) の出現状況

夏池真史, 金森 誠, 渡野遼雅道, 葛西利彦, 佐藤政俊

北海道日高湾の静内沖において, 2018~2020年の麻痺性貝毒原因渦鞭毛藻 *Alexandrium catenella* (Group I) の出現量 ($460 \sim 1,180 \text{ cells L}^{-1}$) は, 2012~2017年の出現量 (検出限界以下~ 10 cells L^{-1}) より多かった。さらに, 2020年6月前半に日高湾における *A. catenella* (Group I) の水平分布を調べたところ, 本種が日高湾の広範囲で出現した (最大 480 cells L^{-1})。その後, 6月後半に噴火湾内でホタテガイの毒化と高密度の *A. catenella* (Group I) の出現 (最大 $5,400 \text{ cells L}^{-1}$) が確認され, 日高湾において増殖した本種が噴火湾内へ輸送されたことが示唆された。

A587 北水試研報 99 1-7 2021

津軽海峡における渦鞭毛藻 *Alexandrium minutum* の出現 (短報)

夏池真史, 金森 誠

津軽海峡内の北海道側の知内沖および函館港において, 2020年6月に球形で小型の *Alexandrium* 属が出現した。この鑑板を詳細に観察すると, 頂孔板が三角形であること, 第1頂板と第4頂板の縫合線上に腹孔が存在すること, 第6前帯板が縦長であること, 後縦溝板が横長であること, および下殻に網目模様がないことから, 麻痺性貝毒産生種の *Alexandrium minutum* と同定した。本種は, 6月に知内沖で最大 420 cells L^{-1} , 函館港内で最大 460 cells L^{-1} 出現したが, 7, 8月には検出されなかった。本種が出現した期間, 津軽海峡における二枚貝の毒化は確認されなかった。

A588 北水試研報 99 9-12 2021

弾帯受けおよび主歯の透過光観察によるウバガイの簡易年齢査定手法 (短報)

吉村圭三, 道林宣敬

ウバガイの簡易年齢査定手法を確立した。弾帯受けおよび主歯の透過光観察により明瞭な成長線構造が確認され, このうち不透明な成長線は年1回形成される稜柱層と考えられた。弾帯受けでは最初の3~5本の成長線のみが明瞭に観察された。主歯では最初の1~2本が根元に隠れ観察できなかったが, それ以降の成長線は縁辺まで容易に観察できた。弾帯受けと主歯における同一の成長線は容易に特定できたことから, 両方を組み合わせることで全体の成長線数を精度良く計数できた。本法によるウバガイ15個体の成長線数 (5~37) は貝殻断面法によって推定された年齢とよく一致した。本法は貝殻断面法に比べ非常に簡易なことが利点である。

A589 北水試研報 99 13-17 2021

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)

品田晃良

気候変動による海面水温の上昇が北海道の水産業に与える影響を評価するため, 気象庁気象研究所の気候モデルの予測実験結果をもとに北海道周辺沿岸海域における月平均海面水温を10年毎に平均化して, 2006~2015年の月平均値からの偏差をデータベース化した。将来予測値の経時変化傾向のクラスター解析から, 北海道周辺沿岸海域は, オホーツク海, 根室海峡, 道東太平洋, 道南太平洋, 日本海南部および日本海北部の6海域に分類された。このうち日本海南部と北部海域ではすべての期間で海面水温が上昇したが, 道東太平洋と道南太平洋海域では冬季に昇温して, オホーツク海と根室海峡海域では夏季にピークを示すなど海域による違いが見られた。

A590 北水試研報 99 19-23 2021

道南太平洋海域におけるシシャモの不漁要因について
(資料)

吉田秀嗣, 新居久也, 藤井 真
今野義文, 工藤 智

道南太平洋海域でのシシャモの漁獲量は、1995年以降100～250トンで推移していたが、2012～2015年には12～36トンの不漁となった。不漁をもたらした加入量の減少要因について検討したところ、産卵親魚の河川への遡上尾数が少なかったことが要因の一つと考えられた。加えて仔魚の出現時期が遅かったこと、6～7月の稚魚の体長は小さい傾向がみられたこと、仔魚の降海時期である4月の海水温が低かったこと、0歳および1歳時の海水温が最も高くなる8月およびその前後月に平年より高く、最も低くなる3月およびその前後月には低く、寒暖の幅が大きかったことが関連していると考えられた。

A 591 北水試研報 99 25-30 2021

水産研究本部図書出版委員会

委員長	中多	章文					
委 員	萱場	隆昭	武田	忠明	赤池	章一	
	高嶋	孝寛	森	立成	浅見	大樹	
事務局	星野	昇	富樫	佳弘	中明	幸広	

水産研究本部出版物編集委員会

委員長	星野	昇					
委 員	山口	幹人	板谷	和彦	馬場	勝寿	金田 友紀
	蛸谷	幸司	武田	浩郁	隼野	寛史	卜部 宏一
	浅見	大樹	水野	伸也			
事務局	富樫	佳弘	中明	幸広	(作業補助：石川さやみ)		

北海道水産試験場研究報告 第99号

2021年3月5日発行 ISSN : 2185-3290

編集兼 発行者	北海道立総合研究機構水産研究本部 〒046-8555 北海道余市郡余市町浜中町238 電話 総合案内 0135(23)7451 (総務部総務課) 図書案内 0135(23)8705 (企画調整部企画課) FAX 0135(23)3141 Hamanaka-cho 238, Yoichi-cho, Hokkaido 046-8555, Japan
印刷所	岩橋印刷株式会社 〒063-8580 札幌市西区西町南18丁目1番34号 電話 011(669)-2500

