

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 109 号

SCIENTIFIC REPORTS
OF
HOKKAIDO FISHERIES RESEARCH INSTITUTES
No. 109

北海道立総合研究機構水産研究本部

北海道余市町

2026年3月

Hokkaido Research Organization
Fisheries Research Department

Yoichi, Hokkaido, Japan

March, 2026

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)

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109号

目 次

山崎哲也, 石田良太郎, 安藤大成, 眞野修一, 工藤 智

北海道鵜川に遡上したシシヤモ*Spirinchus lanceolatus*の魚体サイズおよび成熟状況…………… 1

**宮園 章, 嶋田 宏, 水上卓哉, 本前伸一, 本家一彦, 牧本浩一, 南 護, 朝倉 健,
小林和馬, 佐々木隆浩, 稲村明宏, 一ノ瀬寛之, 金濱博樹, 一ノ尾大介, Wai Mun LUM,
坂本節子**

北海道沿岸域における*Alexandrium tamarense* species complexの分子検出法に基づく分布
および*Alexandrium*属未同定種の出現 (資料)…………… 11

(2026年3月)

SCIENTIFIC REPORTS
OF
HOKKAIDO FISHERIES RESEARCH INSTITUTES

No. 109

CONTENTS

TETSUYA YAMAZAKI, RYOTARO ISHIDA, DAISEI ANDO, SYU-ICHI MANO and
SATOSHI KUDO

Body size and maturity of shishamo *Spirinchus lanceolatus* going upstream into the Mukawa River,
Hokkaido 1

AKIRA MIYAZONO, HIROSHI SHIMADA, TAKUYA MIZUKAMI, SHINICHI MOTOMAE,
KAZUHIKO HONKE, KOUICHI MAKIMOTO, MAMORU MINAMI, KEN ASAKURA,
KAZUMA KOBAYASHI, TAKAHIRO SASAKI, AKIHIRO INAMURA, HIROYUKI ICHINOSE,
HIROKI KANAHAMA, DAISUKE ICHINOO, WAI MUN LUM and SETSUKO SAKAMOTO

Molecular identification using the LAMP method reveals the distribution of the *Alexandrium tamarense* species
complex and the presence of unidentified *Alexandrium* spp. in Hokkaido (Note) 11

北海道鵒川に遡上したシシャモ *Spirinchus lanceolatus* の魚体サイズおよび成熟状況

山崎哲也^{*1}, 石田良太郎², 安藤大成³, 眞野修一³, 工藤 智⁴

¹ 北海道立総合研究機構栽培水産試験場, ² 北海道立総合研究機構釧路水産試験場,
³ 北海道立総合研究機構さけます・内水面水産試験場, ⁴ 鵒川漁業協同組合

Body size and maturity of shishamo *Spirinchus lanceolatus* going upstream into the Mukawa River, Hokkaido

TETSUYA YAMAZAKI^{*1}, RYOTARO ISHIDA², DAISEI ANDO³, SYU-ICHI MANO³ and SATOSHI KUDO⁴

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

² Kushiro Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, *Kushiro, Hokkaido 084-0903*,

³ Salmon and Freshwater Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, *Eniwa, Hokkaido 061-1433*,

⁴ Mukawa Fisheries Cooperative Association, *Mukawa, Hokkaido 054-0015, Japan*

The shishamo catch along the Pacific coast of southern Hokkaido has drastically decreased in recent years. This study investigated the migration ecology of shishamo, an anadromous fish, in the Mukawa River, its primary spawning ground in Hokkaido, from 2018 to 2022, during a period of substantial change in coastal catch. Upstream migration peaked in mid-November, with the migration period extending from October to December. Both male and female fish gradually decreased in body size and weight as the collection date progressed, indicating that individuals migrating earlier in the season were larger. The results also showed that fish tended to be larger when overall catch was lower, particularly during the peak migration period. These findings indicate that lower shishamo catch levels are associated with larger body size and increased gonadal weight, suggesting a compensatory effect.

キーワード：河川遡上, 産卵生態, シシャモ, 成熟

シシャモ *Spirinchus lanceolatus* は、北海道太平洋沿岸の水深 120 m 以浅に生息する日本固有の遡河性魚類である (森, 2003)。本種は主にししゃもこぎ網漁業により漁獲され、その漁期は 10 月から 12 月に限られる。その他、刺し網等でも若干の漁獲がある。漁獲量の変動が大きく、1962 年から 1972 年は道内で 1,000~4,000 トンの漁獲があった (森, 2003)。胆振、日高沿岸の北海道南部太平洋海域 (以下、道南太平洋海域) では 1987 年から 1990 年にかけて漁獲量が著しく減少したため、同海域のししゃもこぎ網漁業は 1991 年から 1994 年の 4 年間で自主休漁とした (Fig. 1)。漁獲量の減少に伴い、道南太平洋海域 (襟裳岬以西) に分布する個体群は環境省レッドリスト 2020 の絶滅の恐れのある地域個体群 LP (環境省, <https://www.env.go.jp/press/107905.html>, 2025 年 8 月 5 日) およ

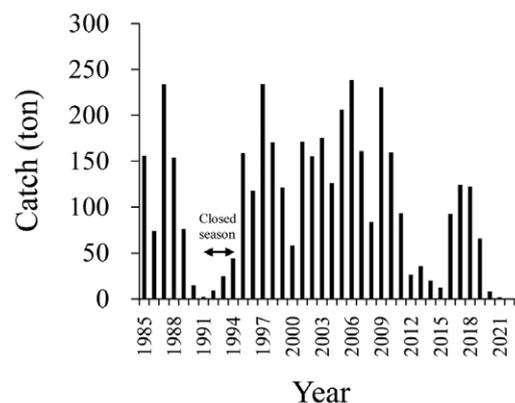


Fig. 1 Annual shishamo catches along the Pacific coast of southern Hokkaido from 1985 to 2022. The arrow indicates the closed season for shishamo fishing. The total catch in 2022 was less than 1 ton.

び北海道レッドリストの保護すべき地域個体群 LP (北海道環境生活部自然環境局, https://www.pref.hokkaido.lg.jp/ks/skn/yasei/tokutei/rdb/list2018_gyorui.html, 2025 年 8 月 5 日) に指定された。これまでに各種の資源管理が取り組まれ, 休漁後の漁獲量は 235 トン (2006 年) まで回復したが, 2018 年 (123 トン) から 2019 年 (66 トン) にかけて再び半減し, 2020 年以降はさらに大きく減少して休漁を行なった年代よりも漁獲量が少なくなった。このため, 資源変動要因の解明と新たな管理方策の策定が急務となっている。

道南太平洋海域に分布するシシャモは, 10 月下旬から 12 月上旬にかけて鵜川や沙流川などに遡上し (北海道立水産孵化場, 1993~1994), 主産卵場の 1 つである鵜川では河口から上流 800 m から 8.5 km の砂礫底で産卵する (新居ら, 2006)。1 個体の産卵は数回に分けて行われ, 必ずしも同一個体とのペアリングでは行われない (新居・上田, 2006)。産み付けられた卵は積算水温 300 °C から 400 °C に達する 4 月から 5 月に孵化し, 仔魚は直ちに降海する (尾身, 1978a, 1978b)。降海した仔魚は沿岸域で生活し (工藤・春日井, 2004; 上田・三原, 2009; 虎尾・工藤, 2013), 大部分は 1 歳で成熟するが, 資源低迷時には 0 歳で成熟する個体もみられる (岡田ら, 2017)。

鵜川を主な産卵河川とする道南太平洋海域の個体群については, 当該海域のししゃもこぎ網漁業者団体であるえりも以西ししゃも漁業振興協議会が主体となり操業隻数の削減や操業時間の短縮等の資源管理を行ってきた (栽培水産試験場, 2025)。さらに, 鵜川に遡上する親魚を 60 万尾以上確保することを目標に, 雌の生殖腺重量指数 (以下, GSI) から推定される河川遡上予測日に合わせた終漁日設定および河川内での捕獲調査による遡上尾数のモニタリングが実施されてきた (栽培水産試験場, 2025)。しかし, 遡上年および時期により親魚の体サイズは変動するため, 同一の親魚尾数でも産卵量が異なる可能性がある。また, 遡上開始時期における鵜川河口沿岸で漁獲された雌親魚の GSI は年ごとに異なることが指摘され (吉田・安宅, 2022), GSI を指標とした河川遡上日予測手法の再検討が必要となっている。産卵親魚の確保による効果的な資源管理を行うためには, 河川遡上時期の雌雄差や遡上した親魚の産卵量に影響する生物学的特徴, それらの年や遡上時期による変動傾向について早急に明らかにする必要がある。

そこで, 本研究では漁獲量が急減した 2018 年から 2022 年に鵜川に遡上したシシャモ親魚の体サイズおよび成熟状態について雌雄別に年および遡上時期による変化を調べた。また, 遡上盛期のそれらについて年度間で比較するとともに漁獲量との関係について調べたのでここに報告する。

試料及び方法

調査地点および採集調査 本研究を行った鵜川は, 幹川流路延長 135 km, 流域面積 1,270 km² の一級河川である。2018 年から 2022 年の 10 月下旬から 11 月下旬までの期間, 当該河川に遡上したシシャモ親魚を採集するため, 河口から約 800 m 上流, 川幅 180 m の調査地点において開口部が重複しないようにふくべ網を 3 基設置した (Fig. 2)。ふくべ網は箱網 (長さ 2.0 m, 幅 1.5 m, 高さ 1.5 m) と両側の袖網 (長さ 5.0 m, 高さ 1.5 m) からなり, 開口部は下流側に向け, 袖網両端の間隔が 5.4 m となるように設置した。箱網内には返しを設置し, 入網したシシャモの逸出を防止した。本調査地点は産卵場所の最下流域であり, 河川の非流心部に位置する。シシャモは流速の遅い非流心部を選んで遡上する傾向があり (新居ら, 2010), 遡上魚の主群はふくべ網の設置地点を通ると期待されることから, 入網したシシャモはすべての遡上親魚を代表すると見なした。網入れおよび網揚げは原則として土曜日および日曜日を除き毎日行い, 網揚時間は潮汐の影響による水深の変動に合わせて午前 (6:00~11:00) と午後 (15:00~22:00) の 2 回を基本として, 入網したシ

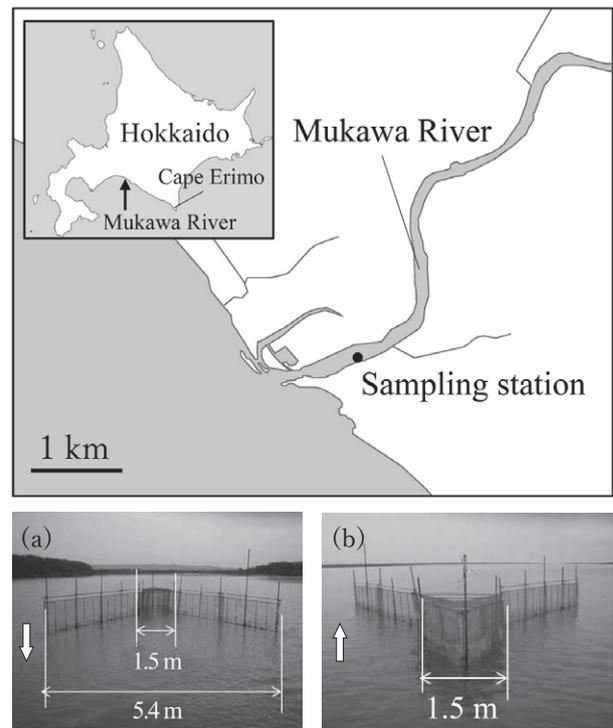


Fig. 2 Sampling station for shishamo in the Mukawa River. The solid circle indicates the sampling location. A small fixed net (“Fukube-ami”) used for collecting shishamo in the Mukawa River is shown, with photographs of the front (a) and side (b) views. Arrows depict the direction of river flow.

シシャモを計数した。なお、雨天により流量が増加した日は調査を中止した。遡上親魚は日没直後に遡上する（新居ら、2010）ことから、 n 日午後の採集物と $n+1$ 日午前の採集物を n 日に遡上した個体として扱った。調査を実施しなかった日の採集数を補完するため、直線モデルの Area-Under-the-Curve (AUC) 法 (Irvine *et al.*, 1992) により雌雄別に採集数を推定した。補完した採集数を含む全採集数の総計をその年の推定採集数とした。

調査期間中に週に 1~2 回、生物測定用標本を採集した。標本は 3 基のふくべ網で採集したシシャモをプールし、雌雄それぞれ 70~100 尾を無作為に抽出した。得られた標本は、氷冷してさけます・内水面水産試験場に持ち帰り、生物測定に供した。測定項目は、標準体長（以下、体長）、体重、生殖腺重量および内臓除去重量、性別および成熟度とした。2022 年 11 月 8 日 19 時および 11 月 9 日 8 時に採集した標本は体長および体重のみを測定した。

体長は 1 mm 単位で、体重および内臓除去重量は 0.1 g 単位で、生殖腺重量は 0.01 g 単位で測定した。成熟度は以下の基準を設定し、肉眼観察により決定した。なお、雌については佐々木・田中（1993）を参考にした。

雌の産卵前：体腔内は排卵した卵で満たされている。

産卵後（スペント）：体腔内に排卵した卵が全く観察されない個体。残留卵として僅かに卵が観察される個体も含む。

雄の排精前：精巢は白濁し、張りがある。

排精後（スペント）：1 度以上産卵に参加したと考えられる個体。精巢は白濁しているがはりが無い、あるいは精巢内に精液がほとんど観察されない。

以下の式によりスペント率をそれぞれ算出した。

雌のスペント率 = 産卵後の雌の個体 / 雌の採集個体数

雄のスペント率 = 排精後の雄の個体 / 雄の採集個体数

採集個体には産卵前後および排精前後の個体が混在していたことから、河川に遡上した直後の個体についての変化を把握するため、上記の基準で産卵前および排精前と判断したシシャモについて、体長、体重、生殖腺重量を比較した。またこれらの個体について以下の式を用いて GSI および肥満度を求めた。

$$\text{GSI} = \text{生殖腺重量} / \text{体重} \times 10^2$$

$$\text{肥満度} = \text{内臓除去重量} / \text{標準体長}^3 \times 10^6$$

なお、雌雄合計の遡上数が 10 個体未満の遡上日に得られたデータについては、雌雄比、スペント率、体長、体重、肥満度および GSI の計算から除外した。

各調査年において、体長を 10 mm 区切りとして雌雄別に 100-109 mm, 110-119 mm, 120-129 mm, 130-139 mm および 140-149 mm のグループに分け、グループ毎に肥

満度、生殖腺重量および GSI を比較した。

各年の採集数ピーク日（11 月 11 日から 17 日）を含む遡上盛期に相当する 11 月中旬（11 月 10 日から 21 日）における、各年の同時期に入網した個体について年度間で体長、体重、生殖腺重量、肥満度および GSI を比較した。

統計処理 同一年内の採集日毎、体長グループ毎における雌雄それぞれのシシャモの体長、体重、肥満度、生殖腺重量および GSI の各データを比較するため、はじめに正規性は F 検定、等分散性は Shapiro-Wilk 検定を用いて検定した。次に正規性と等分散を示した場合は一元配置分散分析 (one-way ANOVA)、多重比較には Tukey-Kramer 法を用いて項目間の有意差を評価した。それ以外の場合は Kruskal-Wallis 検定を、多重比較に Steel-Dwass 法を用いた。また 2 群比較には、t 検定を用いた。有意水準は 5% とした。体長と生殖腺重量の関係を求めるため、各年雌雄別に体長と生殖腺重量の回帰直線を求めた。また、ししゃもこぎ網漁業を一部制限した 2022 年を除く各年の道南太平洋海域のシシャモ漁獲量（栽培水産試験場、2025）と遡上盛期に相当する 11 月中旬（11 月 10 日から 21 日）における雌雄それぞれの平均体長の回帰直線を求めた。その後、回帰直線の有意性を単回帰分析で検定した。有意水準は 5% とした。

結果

2018 年から 2022 年における雌雄別、日別の採集数を Fig. 3 に示した。いずれの年も雌雄ともに 11 月初旬から徐々に採集数が増加し、11 月中旬にピークに達したのち減少した。各年における雌の採集数のピークは、それぞれ 11 月 14 日、11 月 16 日、11 月 13 日、11 月 15 日および 11 月 11 日に見られ、年による大きな差は見られなかった。また、2018 年から 2020 年の 3 か年で雄の採集数のピークは雌と同じ日であったが、2021 年は 11 月 17 日と雌より 2 日遅く、2022 年は 11 月 8 日と 3 日早かった。雌雄の総採集数のピークは、それぞれ 11 月 14 日、11 月 16 日、11 月 13 日、11 月 17 日および 11 月 11 日に見られ、2021 年を除き雌の採集数のピーク日と同じ日であった。雌の推定採集数は、各年それぞれ 88,712 尾、44,916 尾、7,502 尾、2,844 尾および 1,880 尾、雄は、それぞれ 31,523 尾、26,993 尾、7,365 尾、3,239 尾および 1,716 尾であった (Fig. 4)。調査期間内における雄の割合は、それぞれ 26.2%、37.5%、49.5%、53.3% および 47.7% であった。遡上日毎の雌雄比を見ると、いずれの年も 11 月上旬ごろまで雄の割合が高く、それ以降は雌の割合が高い日が観察された (Fig. 5)。

11 月 14 日以前に 10 尾以上のサンプルが得られた 2018

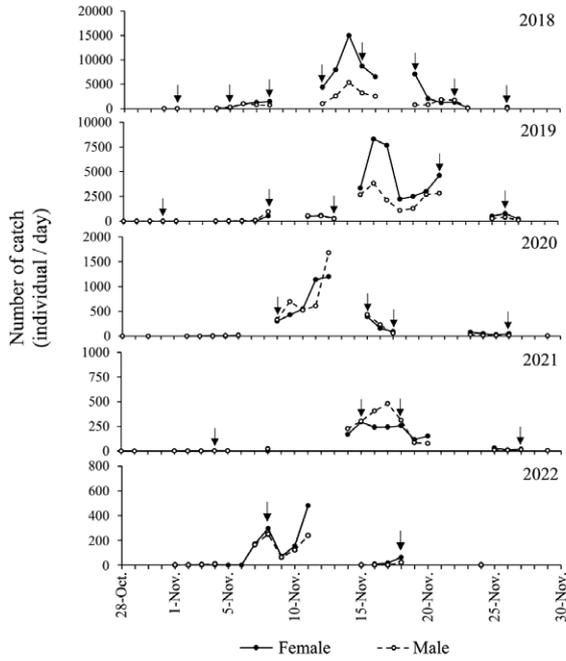


Fig.3 Daily variation in the number of shishamo caught by the Fukube-ami in the Mukawa River from late October to November in each year from 2018 to 2022. The dates indicate the upstream migration date. Open circles and closed circles represent females and males, respectively. Arrows indicate the sampling dates.

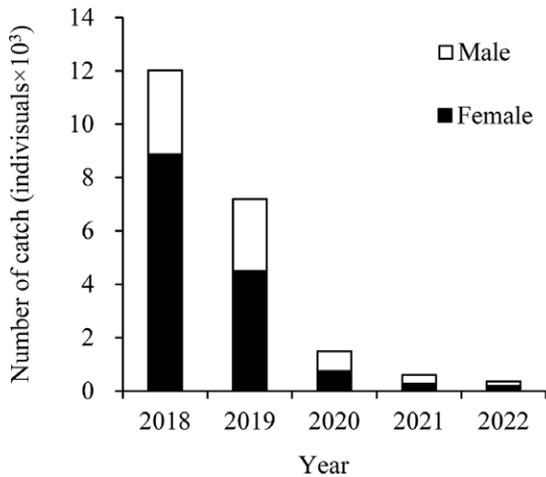


Fig.4 Annual shishamo catches by the Fukube-ami in the Mukawa River from 2018 to 2022.

年から2020年の3か年ともにスペント率は0~19%と低かった (Fig. 6)。雌のスペント率は2018年の11月21日に15%, 26日に32%に増加した。2019年は11月21日が29%に増加したが, 26日に1%に減少した。2020年は11月18日が29%に, 27日に64%にそれぞれ増加した。雄は2018年の11月8日から15日にかけて0%から77%に増加し, 19日は16%に減少したが, 21日および

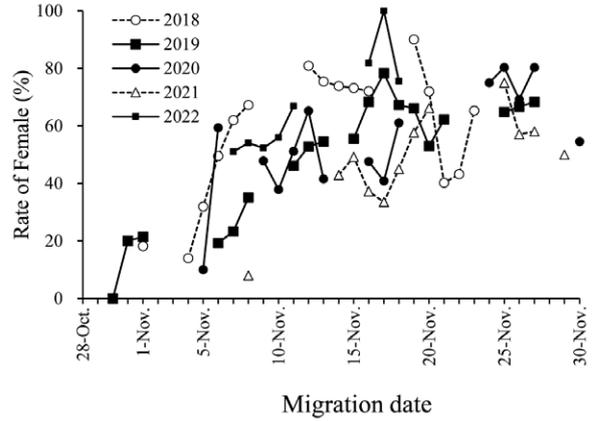


Fig.5 Daily variation in the proportion of females from 2018 to 2022.

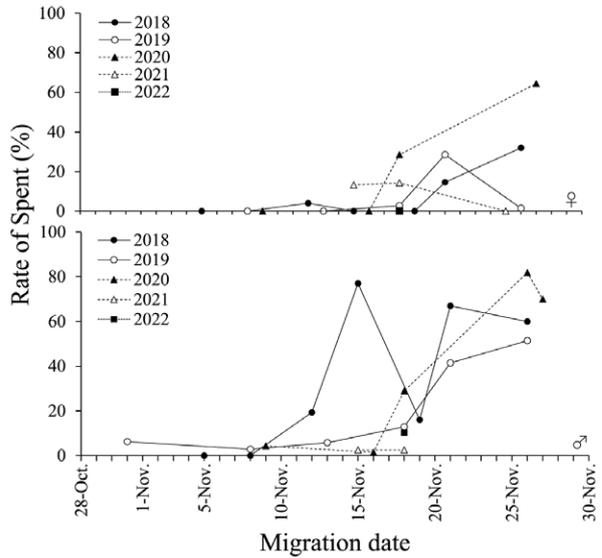


Fig.6 Daily variation in the proportion of spent individuals from 2018 to 2022. The upper panel shows females, and the lower panel shows males.

26日はそれぞれ67%および60%と高かった。2019年および2020年ともに11月18日以降に増加傾向がみられ, 兩年共に26日にはそれぞれ51%および82%であった。なお, 2021年および2022年は雌雄ともに11月15日から25日のみデータを取得でき, それぞれ0~14%と低かった。

雌雄別, 遡上日別の体長の推移を Fig. 7 に示した。2018年11月5日に遡上した雌は同年11月12日以降の雌より, 2019年は11月8日から21日が11月26日より, 2020年11月9日のそれは11月16日以降より体長が有意に大きかった。2021年は11月15日および11月18日に遡上した雌が, 11月25日に遡上した雌よりもそれぞれ有意に大きかった。このように, 遡上日が遅くなるにつれ体長が小さくなる傾向がみられた。雄についても同様の傾向

がみられ、2018年および2020年それぞれの11月9日以前に遡上した雄の体長はそれ以降に比べ有意に大きかった。また、2019年は10月31日から11月21日の各調査日に遡上した雄は、11月26日に遡上した雄よりも有意に大きかった。

産卵前の雌および排精前の雄の平均体重を年毎に遡上日別に Fig. 8 に示した。2018年および2020年における

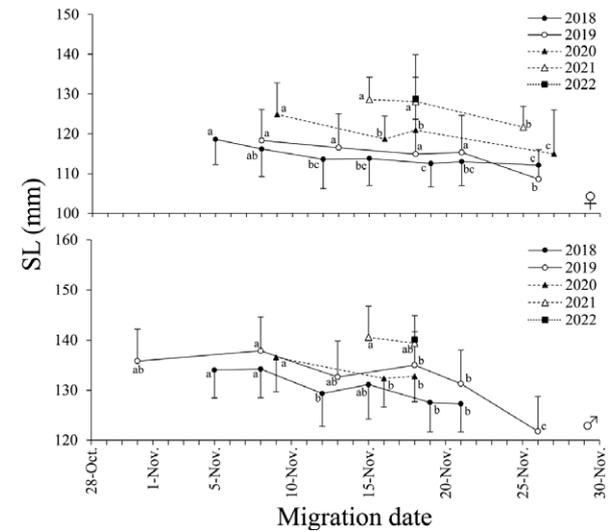


Fig. 7 Daily variation in the standard length (SL) of shishamo from 2018 to 2022. Different letters near each marker indicate significant differences among daily SL values within the same year. The vertical bars represent the standard deviation of the mean.

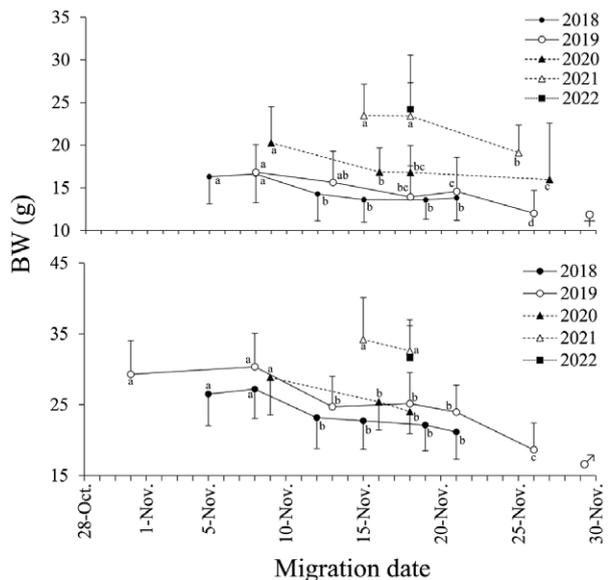


Fig. 8 Daily variation in body weight (BW) of shishamo from 2018 to 2022. Different letters near each marker indicate significant differences among daily BW values within the same year. The vertical bars represent the standard deviation of the mean.

11月12日以前に遡上した雌は、それ以降よりも体重が有意に大きかった。また2019年および2021年の11月12日から11月21日まで遡上した雌はそれ以降よりも有意に大きかった。雄についても同様に、11月9日以前の雄はそれ以降の雄よりも有意に大きかった。また2019年11月21日以前に遡上した雄は11月26日に遡上した雄よりも有意に大きかった。雌雄ともに遡上日が遅くなるに従って体重は小さくなる傾向が観察された。

雌雄別の肥満度の平均値の推移を Fig. 9 に示した。雌については、2018年は11月5日から11月8日へ有意に増加し、11月12日、15日へとそれぞれ有意に減少した。その後、19日に増加し、21日、26日は横ばいとなった。2019年および2020年については、11月上旬から中旬にかけて横ばいで推移し、両年共に11月18日に有意に減少し、下旬にかけて有意に増加した。2021年および2022

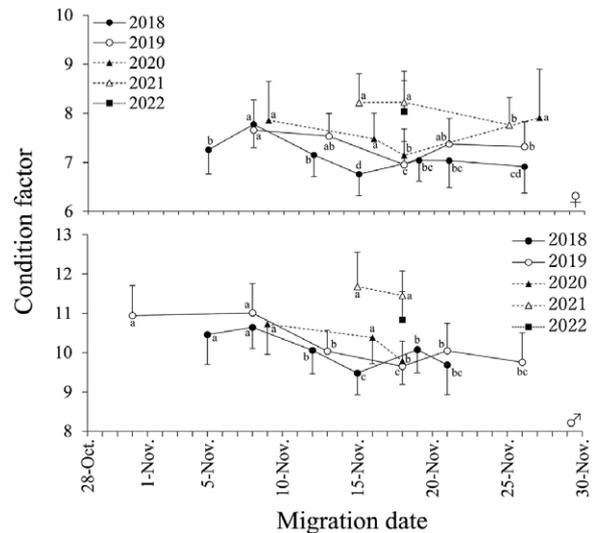


Fig. 9 Daily variation in the condition factor of shishamo from 2018 to 2022. Different letters near each marker indicate significant differences among daily condition factor values within the same year. The vertical bars represent the standard deviation of the mean.

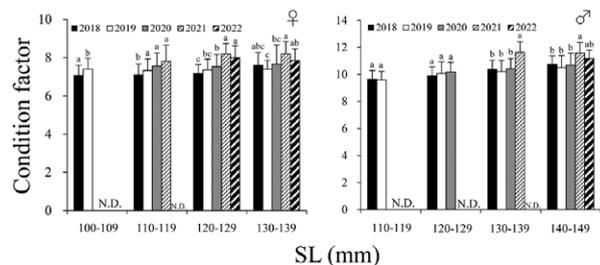


Fig. 10 Annual condition factor composition of shishamo across standard length (SL) classes. Bars indicate the standard deviation. Different letters above the bars indicate significant differences in condition factor within the same SL class.

年は他の調査年より高く, 7.8~8.2であった。雄における傾向は雌と類似し, 2018年および2019年の11月上旬は横ばいで推移し, 中旬にかけて有意に減少し, 下旬にかけて増加した。2020年は11月9日および16日にかけて横ばいで推移し, 18日に有意に減少した。2021年および2022年は雌同様に他の調査年より高く, 10.8~11.7であった。

体長グループ別における雌雄別の肥満度の平均値を Fig. 10 に示した。雌では2018年あるいは2019年が他の年よりも有意に低い体長グループが多かった。110-119 mm以上の体長グループではいずれも2021年が最も高かったが, 次いで高い2020年あるいは2022年と有意な差はなかった。雄でも同様に, 2018年あるいは2019年が低く2021年が高い傾向がみられた。130-139 mm以上で

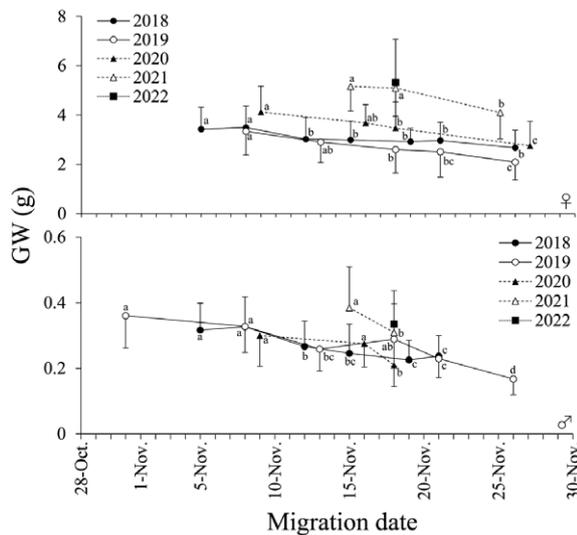


Fig. 11 Daily variation in gonad weight (GW) of shishamo from 2018 to 2022. Different letters near each marker indicate significant differences among daily GW values within the same year. The vertical bars represent the standard deviation of the mean.

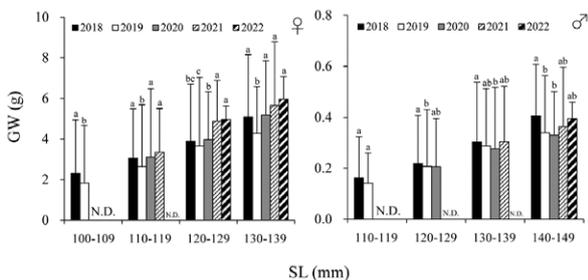


Fig. 12 Annual gonad weight (GW) composition of shishamo across standard length (SL) classes. Bars indicate the standard deviation. Different letters above the bars indicate significant differences in GW within the same SL class.

は2021年が2022年を除く他年よりも有意に高かった。

週上日毎における雌雄別の平均生殖腺重量を Fig. 11 に示した。雌は2018年11月5日および8日はそれ以降に比べ, 2019年11月8日は11月18日以降に比べ, 2020年11月9日は11月18日以降に比べ, 2021年11月15日および18日はそれ以降に比べ有意に大きかった。また, 雄は2018年11月5日および8日はそれ以降に比べ, 2019年10月31日および11月8日はそれ以降に比べ, 2020年11月9日および16日は18日に比べ, 2021年11月15日は18日に比べ有意に大きかった。雌雄ともに11月上旬あるいは中旬における生殖腺重量はそれ以降に対し大きい傾向がみられた。

体長グループ別の平均生殖腺重量 (Fig. 12) は雌雄と

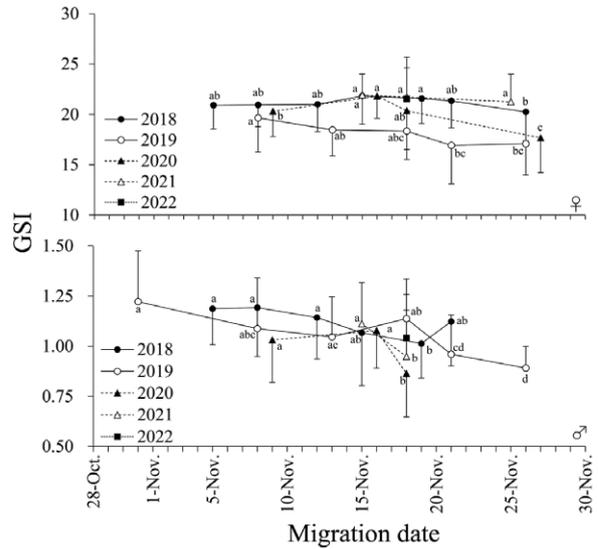


Fig. 13 Daily variation in the gonadosomatic index (GSI) of shishamo from 2018 to 2022. Different letters near each marker indicate significant differences among daily GSI values within the same year. The vertical bars represent the standard deviation of the mean.

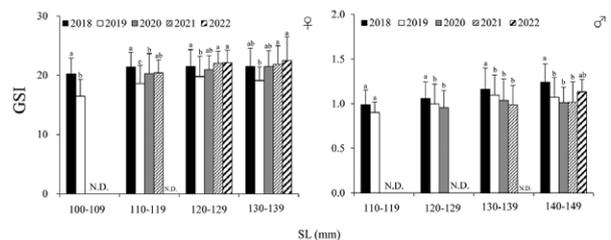


Fig. 14 Annual gonadosomatic index (GSI) composition of shishamo across standard length (SL) classes. Bars indicate the standard deviation. Different capital letters above the bars indicate significant differences in GSI among years, and different lowercase letters indicate significant differences in GSI within the same SL class.

Table 1 Biometric data of shishamo during the peak upstream period (10 – 21 November)

Year	Sex	SL (±SD) (mm)	BW (±SD) (g)	GW (±SD) (g)	CF (±SD)	GSI (±SD)
2018	Female	113.2 (±6.5) ^C	13.8 (±2.7) ^C	2.98 (±0.74) ^C	6.99 (±0.48) ^C	21.44 (±2.66) ^A
	Male	128.5 (±6.3) ^c	22.4 (±4.0) ^c	0.24 (±0.07) ^c	9.94 (±0.65) ^c	1.08 (±0.21) ^a
2019	Female	115.6 (±8.8) ^C	14.7 (±3.8) ^C	2.69 (±0.94) ^D	7.27 (±0.54) ^B	18.02 (±3.09) ^B
	Male	133.2 (±7.0) ^b	24.7 (±4.2) ^b	0.26 (±0.07) ^b	9.90 (±0.64) ^d	1.06 (±0.21) ^a
2020	Female	119.6 (±6.4) ^B	16.8 (±2.9) ^B	3.59 (±0.89) ^B	7.34 (±0.55) ^B	21.21 (±3.07) ^A
	Male	132.5 (±5.5) ^b	25.0 (±3.8) ^b	0.25 (±0.08) ^{bc}	10.19 (±0.70) ^b	1.01 (±0.23) ^a
2021	Female	128.4 (±5.8) ^A	23.5 (±3.7) ^A	5.14 (±1.05) ^A	8.22 (±0.37) ^A	21.84 (±2.42) ^A
	Male	140.0 (±5.9) ^a	33.4 (±5.2) ^a	0.35 (±0.11) ^a	11.56 (±0.76) ^a	1.03 (±0.23) ^a
2022	Female	128.7 (±11.2) ^A	24.2 (±6.3) ^A	5.32 (±1.75) ^A	8.03 (±0.64) ^A	21.53 (±4.14) ^A
	Male	140.1 (±4.8) ^a	31.6 (±4.5) ^a	0.34 (±0.10) ^a	10.83 (±0.72) ^a	1.04 (±0.22) ^a

Different capital letters above the values indicate significant differences in females for each item across the five years. Different lowercase letters above the values indicate significant differences in males for each item across the five years.

もに体長が大きくなるに伴い大きくなった。産卵前の雌雄における体長と生殖腺重量は各調査年で有意な相関があり、その傾きは雌雄それぞれ0.092~0.134および0.0076~0.0158であった。2019年における雌の生殖腺重量はいずれの体長グループにおいても他年よりも小さかった。雌の110-119 mm および 130-139 mm グループでは2019年を除く各年の有意差はなかった。雄は各体長グループにおいて2018年が最も大きく、110-119 mm グループを除く各グループで2019年あるいは2020年と有意差があった。

遡上日別の雌雄 GSI の推移を Fig. 13 に示した。2020年11月27日における雌の GSI は同一年の各調査日に遡上した個体よりも有意に低く、また2019年においては11月8日以降徐々に低くなる傾向がみられた。2018年および2020年においては11月中旬に GSI がやや高くなり、下旬に低くなる傾向がみられた。一方、雄では2018年および2019年の GSI は期間を通じて徐々に低くなる傾向がみられ、2018年11月19日はそれ以前に比べ、2019年11月26日は11月18日以前に比べて有意に低かった。また2020年および2021年のそれぞれ11月18日の GSI は両年のそれ以前よりも有意に低かった。

体長グループ別における雌雄別の GSI を Fig. 14 に示した。雌では2019年は全ての体長グループにおいて他の年よりも低く、100-109 mm グループおよび 110-119 mm グループでは他の全ての調査年に比べて、120-129 mm および 130-139 mm では2021年および2022年に比べて有意に低かった。雄では2018年が全ての体長グループで最も高く、120-129 mm および 130-139 mm において他の調査年よりも有意に高かった。130-139 mm 以下の体長グループでは2018年に次いで2019年、2020年、2021年の順に高かった。140-149 mm では2018年に次いで2022年が高かった。

各年の遡上盛期が確認された11月中旬における測定

値および指標値を Table 1 に示した。2018年は雌雄ともに、2019年は雌のみ体長および体重は他の調査年に比べ有意に小さかった。雌の生殖腺重量は2021年および2022年が5.0 g 以上と大きく両者の間には有意差がなかったが、次いで2020年が大きく、2018年および2019年と続き、それぞれの間で有意差があった。雄の生殖腺重量も同様に2021年および2022年が他の年よりも有意に大きかった。肥満度は雌雄ともに2021年および2022年は他の調査年に比べ有意に高く、両年で有意差はなかった。雌では2020年、2019年、2018年の順に高く、2018年は他の年に比べ有意に低かった。雄では2020年、2018年、2019年の順に高く、それぞれの間で有意差があった。雌の GSI は2019年が他の調査年よりも有意に低かったが、雄では調査年の間に有意差はなかった。GSI を除く4項目(体長、体重、生殖腺重量、肥満度)について、2021年および2022年は他の調査年よりも有意に高かった。漁獲量と雌雄それぞれの遡上盛期における平均体長については、有意な相関はなかったものの (p>0.05, 雌:R=0.84, 雄:R=0.79), 漁獲量が減るほどに平均体長は大きくなる傾向があった。

考 察

成魚は産卵期である10月中旬から11月にかけて遡上に備え、浅海域の河口域に蟄集する(森, 2003)。本研究と同水域で調査を行った2002年から2017年における遡上数のピーク日は、11月8日から18日と報告されている(北海道立水産孵化場, 2004~2010; さけます・内水面水産試験場, 2012~2013; さけます・内水面水産試験場, 2015~2017)。本研究においても各調査年における遡上数のピーク日は11月13日から17日の11月中旬で確認され、既報と一致する結果であった (Fig. 3)。前田ら(2005)は、産卵期の11月初旬から中旬にかけて鵜川沿

岸に来遊するシシャモは体長組成の異なった2群から構成されると報告した。本研究においても, 11月上旬, 中旬, 下旬と徐々に小型化する傾向が観察され (Fig. 7), 2群あるいは3群から構成されていると推察された。

雌のGSIは11月下旬に低下する傾向がみられたが, 11月初旬から遡上数のピークである11月中旬にかけては横ばい傾向となった (Fig.13)。河口域に蝟集した雌は平均GSIが一定値に達すると河川への遡上を開始する (吉田・安宅, 2022) ことが報告されており, それを支持する結果となった。雄では, 遡上日が進むほどGSIが低下する傾向がみられ (Fig. 13), 大型個体から遡上するためと考えられる (Fig. 7)。なお, 漁獲されるシシャモの8割前後は1歳魚で占められ, 残りが2歳魚とされる (栽培水産試験場, 2025)。1歳魚より2歳魚の魚体サイズは大きく (吉田・岡田, 2021), 2歳魚が先に遡上し, 次いで1歳魚が遡上すると予想される。遡上生態をより明らかにするため, 今後, 遡上個体の年齢を調べ, 年齢による成熟状況等の違いを明らかにする必要がある。

遡上盛期における雌の体長および体重は2018年と2019年, 2020年, 2021年と2022年の順に, 雄は2018年, 2019年と2020年, 2021年と2022年の順に有意に大きく (Table 1), 推定採集数が少ないほど遡上親魚の体長は大きくなる傾向があった。当該海域では漁獲量と漁獲されたシシャモの雌雄込みの平均体長に負の相関が報告されており (渡辺・田中, 1991), 資源の多寡がシシャモの成長に影響を与える可能性がある。また体長とよう卵数に正の相関がある (伊藤, 1958; 岡田ら, 2015)。資源量の減少により, 成長が早くなる補償作用に関する研究例はマサバ (Watanabe and Yatsu, 2004) やマイワシ (Kamimura *et al.*, 2022) など報告されている。シシャモも同様に漁獲量が減少すると魚体サイズが大きくなる傾向があり, 補償作用が働いている可能性がある。

体長と生殖腺重量に正の相関がある一方で, 2019年の雌は他の調査年と比べ, 同一体長グループであっても生殖腺重量が小さく, GSIが低かった (Fig. 12, Fig. 14)。2019年の雌の肥満度は, 100–109 mm グループおよび110–119 mm グループそれぞれにおいて2018年より有意に高かった (Fig. 10)。また, 120–129 mm グループおよび130–139 mm グループにおいても, 2019年は2018年および2020年のそれぞれと有意差はなかった。このことから, 2019年の餌料環境が他の調査年に比べ悪くなかったと推察される。このように, 生殖腺重量が同程度の体長で差がみられたことから, 同程度の体長組成かつ河川遡上尾数であっても総産卵量が異なる可能性がある。資源回復に向けより詳細な再生産関係等を明らかにするには, 実際に川床に産卵された産卵量を推定する必要がある。

本研究により, 年により遡上親魚の体長や生殖腺重量が変動することが明らかとなった。その要因として資源状況が影響すると考えられる。これまで道南太平洋海域では, ししゃも漁の漁期を制限し, 親魚数を確保する資源管理が取り組まれてきた。それにもかかわらず漁獲量が低迷したことから2023年にえりも以西ししゃも漁業振興協議会では主要漁業であるししゃもこぎ網漁業を休漁することが決定された。同年における鶴川への遡上親魚尾数は2022年の4万尾から大きく増加して20万尾と推定され, 休漁の効果が確認された (栽培水産試験場, 2025)。しかし, 実際の産卵量が把握されていないことから, 今後, 河床における産卵量推定技術を開発する必要がある。また, 遡上親魚の年齢による成熟状況の違いや雌の生殖腺重量を変動させる環境要因について明らかにし, 資源管理方策の更なる高度化を図る必要がある。

謝 辞

本研究は「平成30～令和4年度北海道資源生態総合事業」で行った。鶴川漁業協同組合の小定雅之専務理事および職員, えりも以西ししゃも漁業振興協議会には調査実施にご協力を頂いた。北海道立総合研究機構さけます・内水面水産試験場の内水面資源部およびさけます資源部の職員には測定実施にご協力を頂いた。また北海道立総合研究機構中央水産試験場の岡田のぞみ博士および元北海道立総合研究機構栽培水産試験場 (現北海道大学) の志田修博士には, 本稿を取りまとめるにあたり有益な助言を頂いた。ここに記して厚くお礼申し上げる。

引用文献

- 北海道立水産孵化場. 平成3年～平成4年度北海道立水産孵化場事業成績書. 恵庭. 1993～1994.
- 北海道立水産孵化場. 平成14年度～平成21年度北海道立水産孵化場事業成績書. 恵庭. 2004～2010.
- Irvine JR, Bocking RC, English KK, Labelle M. Estimating coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) spawning escapements by conducting visual surveys in areas selected using stratified random and stratified index sampling designs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1992; 49: 1972–1981.
- 伊藤小四郎. 柳葉魚 (シシャモ) の生殖腺並に孕卵数について. *魚類学雑誌* 1958; 7: 57–60.
- 工藤智, 春日井潔. シシャモの海洋生活初期における資源生態調査. *魚と水* 2004; 40: 71–80.
- Kamimura Y, Tadokoro K, Furuichi S, Yukami R. Stronger

- density-dependent growth of Japanese sardine with lower food availability: Comparison of growth and zooplankton biomass between a historical and current stock increase period in the western North Pacific *Fis. Res.* 2022; 255: 106461.
- 前田圭司, 志田修, 三原栄次. シシャモ (多角的資源管理型漁業推進事業). 「平成 15 年度函館水産試験場事業報告書」北海道立函館水産試験場, 函館. 2005; 155-160.
- 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; 73: 390-400.
- 新居久也, 牧口祐也, 藤井真, 上田宏. ラジオテレメトリ手法によるシシャモの産卵遡上行動の解析. 日本水産学会誌 2010; 76: 855-869.
- 岡田のぞみ, 石田良太郎, 村上修, 前田圭司. 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」道総研栽培水産試験場, 室蘭. 2015; 127-133.
- 岡田のぞみ, 高嶋孝寛, 石田良太郎, 佐々木正義. 資源管理手法開発試験調査 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」道総研栽培水産試験場, 室蘭. 2017; 95-100.
- 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. 北水誌月報 1978a; 35: 10-20.
- 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. 北水誌月報 1978b; 35: 12-28.
- 栽培水産試験場. シシャモ (道産太平洋海域). 「2024 年度北海道周辺海域における主要魚種の資源評価書」道総研水産研究本部 2025; 296-310.
- さけます・内水面水産試験場. 平成 22 年～平成 23 年度道総研さけます・内水面水産試験場事業報告書. 恵庭. 2012～2013.
- さけます・内水面水産試験場. 平成 25 年～平成 27 年度道総研さけます・内水面水産試験場事業報告書. 恵庭. 2015～2017.
- 佐々木正義, 田中伸幸. シシャモ. 「平成 3 年度北海道立函館水産試験場事業報告書」北海道立函館水産試験場, 函館. 1993; 26-31.
- 虎尾充, 工藤智. 鵾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. 北水誌研報 2013; 84: 31-38.
- 上田吉幸, 三原行雄. えりも以西太平洋海域におけるシシャモの深淺移動 (短報). 北水誌研報 2009; 76: 51-53.
- Watanabe C, Yatsu A. Effects of density-dependence and sea surface temperature on interannual variation in length-at-age of chub mackerel (*Scomber japonicus*) in the Kuroshio-Oyashio area during 1970-1997. *Fish. Bull.* 2004; 102: 196-206.
- 渡辺安広, 田中信幸. シシャモ. 「平成元年度函館水産試験場事業報告書」北海道立函館水産試験場, 函館. 1991; 5-7.
- 吉田秀嗣, 岡田のぞみ. 資源管理手法開発試験調査シシャモ (えりも以西胆振・日高海域). 「令和元年度道総研栽培水産試験場事業報告書」, 道総研栽培水産試験場, 室蘭. 2021; 90-96.
- 吉田秀嗣, 安宅淳樹. 試験管理手法開発調査 シシャモ (えりも以西胆振・日高海域). 「令和 2 年度道総研栽培水産試験場事業報告書」道総研栽培水産試験場, 室蘭. 2022; 86-96.

北海道沿岸域における *Alexandrium tamarense* species complex の分子検出法に基づく分布および *Alexandrium* 属未同定種の出現 (資料)

宮園 章^{*1}, 嶋田 宏², 水上卓哉³, 本前伸一⁴, 本家一彦⁵, 牧本浩一⁶, 南 護⁷, 朝倉 健⁸, 小林和馬⁸, 佐々木隆浩⁹, 稲村明宏¹⁰, 一ノ瀬寛之¹¹, 金濱博樹¹², 一ノ尾大介¹³, Wai Mun LUM¹⁴, 坂本節子¹⁵

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釧路水産試験場,
³ 北海道立総合研究機構水産研究本部函館水産試験場, ⁴ 石狩地区水産技術普及指導所,
⁵ 網走東部地区水産技術普及指導所, ⁶ 根室地区水産技術普及指導所標津支所,
⁷ 根室地区水産技術普及指導所, ⁸ 釧路地区水産技術普及指導所, ⁹ 十勝地区水産技術普及指導所,
¹⁰ 日高地区水産技術普及指導所静内支所, ¹¹ 胆振地区水産技術普及指導所, ¹² 渡島地区水産技術普及指導所,
¹³ 渡島北部地区水産技術普及指導所, ¹⁴ 三重大学生物資源学部, ¹⁵ 水産研究・教育機構水産技術研究所

Molecular identification using the LAMP method reveals the distribution of the *Alexandrium tamarense* species complex and the presence of unidentified *Alexandrium* spp. in Hokkaido (Note)

AKIRA MIYAZONO^{*1}, HIROSHI SHIMADA², TAKUYA MIZUKAMI³, SHINICHI MOTOMAE⁴, KAZUHIKO HONKE⁵, KOUICHI MAKIMOTO⁶, MAMORU MINAMI⁷, KEN ASAKURA⁸, KAZUMA KOBAYASHI⁸, TAKAHIRO SASAKI⁹, AKIHIRO INAMURA¹⁰, HIROYUKI ICHINOSE¹¹, HIROKI KANAHAMA¹², DAISUKE ICHINOO¹³, WAI MUN LUM¹⁴ and SETSUKO SAKAMOTO¹⁵

¹ Central Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, *Yoichi, Hokkaido 046-8555*,
² Kushiro Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, *Kushiro, Hokkaido 085-0027*,
³ Hakodate Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, *Hakodate, Hokkaido 040-0051*,
⁴ Ishikari Fisheries Technical Guidance Office, Ishikari General Subprefectural Bureau, Hokkaido Government, *Atsuta, Hokkaido 061-3601*,
⁵ Abashiri-Toubu Fisheries Technical Guidance Office, Okhotsk General Subprefectural Bureau, Hokkaido Government, *Abashiri, Hokkaido 093-8585*,
⁶ Shibetsu Fisheries Technical Guidance Office, Nemuro General Subprefectural Bureau, Hokkaido Government, *Shibetsu, Hokkaido 086-1634*,
⁷ Nemuro Fisheries Technical Guidance Office, Nemuro General Subprefectural Bureau, Hokkaido Government, *Nemuro, Hokkaido 087-8588*,
⁸ Kushiro Fisheries Technical Guidance Office, Kushiro General Subprefectural Bureau, Hokkaido Government, *Akkeshi, Hokkaido 088-1118*,
⁹ Tokachi Fisheries Technical Guidance Office, Tokachi General Subprefectural Bureau, Hokkaido Government, *Hiroo, Hokkaido 089-2611*,
¹⁰ Shizunai Fisheries Technical Guidance Office, Hidaka General Subprefectural Bureau, Hokkaido Government, *Shizunai, Hokkaido 056-0005*,
¹¹ Iburi Fisheries Technical Guidance Office, Iburi General Subprefectural Bureau, Hokkaido Government, *Muroran, Hokkaido 051-8558*,
¹² Oshima Fisheries Technical Guidance Office, Oshima General Subprefectural Bureau, Hokkaido Government, *Hakodate, Hokkaido 041-8558*,
¹³ Oshima-Hokubu Fisheries Technical Guidance Office, Oshima General Subprefectural Bureau, Hokkaido Government, *Mori, Hokkaido 049-2313*,
¹⁴ Department of Marine Bioresources, Mie University, *Tsu, Mie 514-8507*,
¹⁵ Fisheries Technology Institute, Japan Fisheries Research and Education Agency, *Hatsukaichi, Hiroshima 739-0452, Japan*

キーワード : *Alexandrium catenella* (Group I), *Alexandrium pacificum* (Group IV), *Alexandrium tamarense* species complex, LAMP法

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（2024年）とLAMP法によるDNA分析に供された試料数

海域	地域	採集場所	月	採集深度 (m)	検鏡に要した試料数	採集機関	検鏡機関	LAMP法に供した試料数
日本海	石狩湾	浜益	7月~10月	0,10,20,30	16	石狩水指	中央	0
		余市	8月~10月	0	12	中央	中央	6
		余市*	2019年8月	0	7	中央	中央	7
オホーツク海	根室海峡	常呂	6月~7月	0,10,20,30	16	網走東部水指	中央	2
		沖合	6月, 7月	0,10,20	54	北洋丸・中央	中央	54
		標津	6月~7月	0,5,10,15	8	根室水指標津	中央	4
太平洋	太平洋東部	歯舞	5月~8月	0	10	根室水指	中央	2
		厚岸	5月~8月	0,5,10,13	16	釧路水指	中央	14
		釧路	5月~8月	0	4	三重大・釧路	釧路	2
		大津	5月~8月	0	7	十勝水指	中央	4
		沖合	7月~10月	0	7	北辰丸・中央	中央	6
		静内	5月~6月	0,10,20,25	16	日高水指静内	函館	11
	太平洋西部	苫小牧	5月~8月	0,12	7	胆振水指	中央	4
		虻田	5月~8月	0,10,20,25	16	胆振水指	函館	9
		噴火湾	5月~8月	0	4	三重大・函館	函館	1
		鹿部	5月~8月	0,10,20,30	16	渡島北部水指	函館	8
津軽海峡	函館*	2019年7月	0	1	中央	中央	5	
	知内	5月~8月	0,10,20	12	渡島水指	函館	1	

採集機関の水指は水産技術普及指導所を示し、中央・釧路・函館はそれぞれ水産試験場を示す。

*2019年に中央水試によって採集されたDNA凍結保存サンプル。

出現頻度が高い時期を想定してDNAサンプルを採取し、これに2019年に中央水試で採取した余市前浜と函館のDNAサンプルを追加した(表1の*)。オホーツク海沖合のDNAサンプルは道総研中央水試が稚内水試所属の北洋丸で行った麻痺性貝毒プランクトンのオホーツク海沖合調査に合わせて6月上旬と7月下旬に採取し、釧路水試所属北辰丸で行った太平洋沖合の7月の*Karenia selliformis*の分布調査で得られたDNAサンプルを利用した(表1, 図1)。集めたDNAサンプルのうち、同時に採取された検鏡用サンプルにAtscの細胞が確認されたものがDNA分析に供された(表1)。

北洋丸では採取した海水1Lを実験室においてニュークリポフィルター(φ47mm, 目合5µm, 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1.5mLマイクロチューブに入れて-40℃以下で凍結保存した。北辰丸では採取した海水500mLを実験室においてニュークリポフィルター(φ47mm, 目合3µm, ワットマン)で濾過した。

DNAは5% Chelex懸濁液を使った加熱抽出法(97℃, 20分)で抽出し、LAMP法(牛久保, 2004)による*A.*

catenella (Group I) と *A. pacificum* (Group IV) のDNAの有無を検査した。分析の詳細は宮園ら(2024)を参照のこと。

LAMP法で*A. catenella* (Group I) と *A. pacificum* (Group IV) のDNAが検出されなかった25サンプルについてはAtscに属する5種のマルチプレックスqPCR法(坂本, 未発表)を用いてDNA分析を行った。

また、上記の25サンプルにはAtscとして計数された*Alexandrium*属未同定種(以降, UIA)が存在した可能性があったので、厚岸、標津およびオホーツク沖合の1%ホルマリン固定標本を用いて倒立顕微鏡(Nikon Eclipse Ti-U)を用いた形態観察による種同定を試みた。calcofluor white M2R(シグマアルドリッチ)による蛍光染色と蛍光観察で*Alexandrium*属を確認し、マイクロピペットでピックアップした1細胞をスライドガラス上に置いてカバーガラスをかけた後、柄付針でカバーガラスを圧迫することで原形質と殻を分離した。殻を用いて高倍率(接眼×10, 対物×40)の位相差観察を行った。図2の灰色で示した頂孔板(Po), 第1頂板(1'), 第3頂板(3'), 第6前帯板(6''), 後縦溝板(sp)の形状や腹孔(vp), 後部接続孔(pap)の有無は種同定の重要な形態的

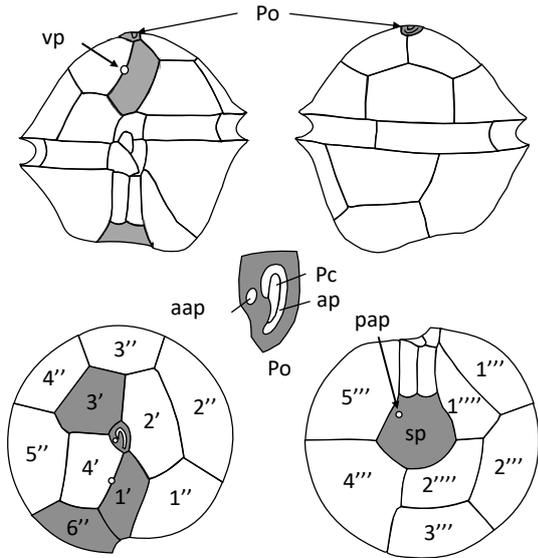


図2 *Alexandrium*属の殻板配列（模式図：宮園 2025から引用）。
 左上：腹面図，右上：背面図，中央：頂孔板，左下：上面図，右下：下面図，1'~4'：第1~第4頂板，1''~6''：第1~第6前帯板，1'''~5''''：第1~第5後帯板，1''''~2''''：第1~第2底板，aap：前部接続孔，ap：頂孔，Po：頂孔板，pap：後部接続孔，Pc：閉鎖小板，sp：後縦溝板，vp：腹孔。

特徴となる。既知の *Alexandrium* 属の形態的特徴（加賀ら，2006；Montresor *et al.*，2004；Brown *et al.*，2010；Branco *et al.*，2020；夏池・金森，2021）を参考にしてUIAの形態観察を行った。さらに，Atscの出現密度が1000細胞 L⁻¹を超え，*A. catenella* (Group I)のDNAが検出されたオホーツク海沖合7月の5サンプル(OA10 0 m, O14 20 m, OA03 0 m, O23 0 m, O32 0 m)については，低倍率でAtscと同定された10~50細胞をランダムに選び，高倍率で細胞幅を接眼マイクロメーターで計測したのち，原形質を外した殻を位相差検鏡観察してAtscとUIAを区別し，それぞれの地点におけるこれらの出現割合を求めた。殻を脱ぎかけた細胞が多かったため，細胞長はサイズ確認に用いなかった。

結果

分子分類学的種判別による *A. catenella* (Group I) と *A. pacificum* (Group IV) の分布 LAMP法による分子分類学的種判別の結果を表2に示す。*A. catenella*(Group I)は日本海には出現せず，オホーツク海，根室海峡，太平洋および津軽海峡に出現した。他方，*A. pacificum* (Group

表2 Atsc出現サンプルのLAMP法によるDNA分析結果：2024年北海道沿岸における*A. catenella* (Group I)と*A. pacificum* (Group IV)の出現状況

海 域	地 域	採集場所	5月	6月	7月	8月	備 考
日本海	石狩湾	余市	-	-	□ ×	×	Apは7月16日のみ出現
		余市*	-	-	-	□ ×	Apは8月21日のみ出現
		浜益	-	×	-	-	
オホーツク海	根室海峡	常呂	-	-	-	-	
		沖合	-	○	○ ×	-	
太平洋	太平洋東部	標津	-	○ ×	○ ×	-	
		歯舞	-	○ ×	-	-	
		厚岸	○	○	○ □	○ □ ×	ApはAcと同時に出現
	太平洋西部	釧路	-	○ ×	○ □	○ □	ApはAcと同時に出現
		沖合	-	-	○ □	-	ApはAcと同時に出現
		大津	-	-	○	-	
		静内	○	○	-	-	
噴火湾	苫小牧	○	○	○	-	ApはAcと同時に出現	
	虻田	○	○ □	○	×		
	八雲	○	○	-	-		
津軽海峡	鹿部	函館*	-	○	□	-	
		知内	○	-	-	-	

○： *A. catenella* (Group I)(Ac)， □： *A. pacificum* (Group IV)(Ap)， ×：未検出， -：未検討
 *2019年に採集されたもの。

IV) は日本海の石狩湾と太平洋および津軽海峡に出現し、オホーツク海と根室海峡には出現しなかった。このことから、北海道沿岸における *A. catenella* (Group I) と *A. pacificum* (Group IV) の分布域は従来の貝毒プランクトンモニタリングで得られた認識で間違いないことが確認された。石狩湾における *A. pacificum* (Group IV) の出現を遺伝形質で確認したのは本報告が初めてである。2023年の調査では厚岸、十勝港、知内で両種が同時に出現した(宮園ら, 2024)が、2024年の調査では厚岸、釧路、太平洋沖合および苫小牧で両種が同時に出現した。両種は場所・年度によっては同時出現する可能性があること

が再確認された。

表3にはLAMP法で *A. catenella* (Group I) と *A. pacificum* (Group IV) が未検出と判定されたサンプルのAtscのマルチプレックスqPCR法による分析結果を示した。マルチプレックスqPCR分析では、オホーツク沖合の5サンプル(2024年6月のO14, O33, 7月のO32, OA24, O46)、標津(2024年6月)および余市(2019年6月)から *A. catenella* (Group I) のDNAが検出された。余市(2019年6月)から *A. pacificum* (Group IV) のDNAが検出された。これらのうち、検出濃度が低かったもの(< 100 copies/μL)についてはDNAの痕跡を捉えた可能

表3 LAMP法で*A. catenella* (Group I) と *A. pacificum* (Group IV)のDNAが検出されなかったサンプルについてマルチプレックスqPCR法によるAtsc 5種のDNAを分析した結果

海 域	地 域	Sample No.	検出濃度(copies/μL)				
			<i>A. catenella</i> (Group I)	<i>A. mediterraneum</i> (Group II)	<i>A. tamarensis</i> (Group III)	<i>A. pacificum</i> (Group IV)	<i>A. australiense</i> (Group V)
オホーツク海		O12 (20240604_0)	0	0	0	0	0
		O14 (20240604_0)	16	0	0	0	0
		O32 (20240604_0)	0	0	0	0	0
		O33 (20240604_0)	11	0	0	0	0
		O24 (20240724_0)	±	0	0	0	0
		O32 (20240724_10)	10871	0	0	0	0
		OA24 (20240724_10)	7	0	0	0	0
		O46 (20240725_10)	7	0	0	0	0
	根室海峡	標津 (20240612_10)	85	0	0	0	0
太平洋	太平洋東部	厚岸 (20240606_13)	0	0	0	0	0
		厚岸 (20240801_13)	0	0	0	0	0
	噴火湾	鹿部 (20240723_0)	0	0	0	0	0
		鹿部 (20240723_10)	0	0	0	0	0
日本海	石狩湾	虻田 (20240807_20)	0	0	0	0	0
		虻田 (20240807_25)	0	0	0	0	0
		余市 (20240809_0)	0	0	0	0	0
		余市 (20240709_0)	0	0	0	0	0
		余市 (20240802_0)	0	0	0	0	0
		余市 (20240814_0)	0	0	0	0	0
		余市 (20190625_0)	9	0	0	8	0
		余市 (20190802_0)	0	0	0	±	0
余市 (20190820_0)	0	0	0	0	0		
余市 (20190822_0)	0	0	0	0	0		
余市 (20190917_0)	0	0	0	0	0		
余市 (20191002_0)	±	0	0	0	0		

2分析以上で<37で検出されたものを陽性と判定。検出濃度 (copies/μL)を記載
±: 擬陽性 (2分析以上で>37サイクルで検出)

表 4 北日本に出現する *Alexandrium* 属の形態的特徴 (加賀ら, 2006; 夏池・金森, 2021) と未同定の *Alexandrium* 属 (UIA) type 1, type 2 の形態的特徴

種 名	低倍率観察**で確認できる特徴				高倍率観察**で確認できる特徴				引用文献				
	細胞サイズ μm	腹面観	細胞後部の 下端の形状	縦溝の 形状	頂孔板 (Po)	第1頂板 (I)	前部接続孔 (aep)	頂孔 (vp)		後縦溝板 (SP)	後部接続孔 (pap)	第6前溝板 (G)	殻板の 表面構造
<i>A. catanella</i> (Group I) (旧 <i>A. tamarense</i>)	CL:24.5-44.1 CW:24.5-39.2	球形	凹む	下端まで ほぼ平行	腹側を上底 とする台形	頂孔板に点接 前縦溝板に線 接	頂孔の右/ 開口なし	あり	縦溝同じ 五角形	後部縦溝板 の右側	幅広	模様・小孔 無し	加賀ら(2006) Brown <i>et al.</i> (2010)
<i>A. tamutum</i>	CL:16-36.8 CW:24.5-34.3	球形	フラット		小さい 長めの三角	頂孔板に点接 前縦溝板に線 接		あり	横長 ほぼ五角形		幅広	模様・小孔 無し	加賀ら(2006) Montresor <i>et al.</i> (2004) Brown <i>et al.</i> (2010)
<i>A. fragae</i>	CL:18.5-31.8 CW:16.8-25.6	上殻丸み 下殻丸み小	フラット	下端まで ほぼ平行	三角に 近い台形	頂孔板に点接 前縦溝板に線 接	なし	あり	横長 ほぼ五角形		幅狭/ 幅広	下殻に網目 模様あり	加賀ら(2006) Branco <i>et al.</i> (2020)
<i>A. minutum</i>	CL:14.7-28 CW:14.7-29	上殻丸み 下殻丸み小	フラット	下端幅広	三角に 近い台形	頂孔板に点接 前縦溝板に線 接	頂孔の右/ 開口なし	あり	横長 ほぼ五角形		幅狭	網目模様 無し	Montresor <i>et al.</i> (2004) Brown <i>et al.</i> (2010) 夏池・金森 (2021)
<i>A. pacificum</i> (Group IV) (旧 <i>A. catenella</i>)		前後に扁平	凹む	下端幅広	角ばった タイラギ型	頂孔板に点接 前縦溝板に線 接	頂孔の 右に開口	なし	やや扁平 等辺五角形		幅広	模様・小孔 無し	加賀ら(2006)
<i>A. fraterculus</i>		角ばる			角ばった タイラギ型	頂孔板に点接 前縦溝板に線 接	頂孔の 右に開口	あり	大きい	後部縦溝板の ほぼ中央		大きな 小孔あり	加賀ら(2006)
<i>A. insuetum</i>		上殻丸み少下 殻丸み	フラット	下端まで ほぼ平行	丸味ある 三角形	頂孔板に 接しない	頂孔の 右に開口	あり	小さい 横長			明瞭な網目 模様あり	加賀ら(2006)
<i>A. ostenferdii</i>	CL:19.0-58.8 CW:29.4-58.8	丸味強い	フラット	下端まで ほぼ平行	特徴的な形状			あり 大きい				模様・小孔 無し	加賀ら(2006) Brown <i>et al.</i> (2010)
<i>A. pseudogonyaulax</i>	CL:22.0-55.0 CW:21.0-63.0	前後に扁平	下に凸 丸味		丸味ある三角 細長い	特徴的な形状		あり 4'に入らず			幅狭	模様・小孔 無し	加賀ら(2006) Brown <i>et al.</i> (2010)
UIA type 1		球形, やや扁平	凹む	下端まで ほぼ平行	丸味のある 三角形	頂孔板に点接 前縦溝板に面 接	なし	あり	五角形 縦溝同じ	なし	幅狭	模様・小孔 無し	本研究
UIA type 2	OD: 27.5-40.0	球形	フラット	下端 やや幅広	丸味ある 三角形	頂孔板に点接 前縦溝板に面 接	なし/ あり	あり	五角形 縦溝同じ	あり	幅広	模様・小孔 無し	本研究

CL:細胞長, CW:細胞幅, *: 接眼×10, **: 接眼×10, 対物×10, 対物×40

表5 UIA type 1, UIA type 2, *A. pseudogonyaulax*の出現状況

海 域	地 域	サンプル (年/月/日, 採集層)	Atscの 細胞数 細胞 L ⁻¹	UIA type 1	UIA type 2	<i>A. pseudo- gonyaulax</i>
オホーツク海	沖合	O12 (2024/6/4, 0 m)	10	×	○	×
		O14 (2024/6/4, 0 m)	30	×	○	×
		O32 (2024/6/4, 0 m)	30	×	○	×
		O33 (2024/6/4, 0 m)	30	×	○	×
		O24 (2024/7/24, 0 m)	40	×	×	○
		O32 (2024/7/24, 10 m)	50	○	×	×
		OA24 (2024/7/24, 10 m)	40	○	×	×
		O46 (2024/7/25, 10 m)	60	○	×	○
	根室海峡	標津 (2024/6/12, 10 m)	10	○	×	×
太平洋	太平洋東部	厚岸 (2024/8/1, 13 m)	320	○	○	×

○：検出，×：非検出

性がある。一方, *A. catenella* (Group I) の細胞当たりのDNA量は51,000~73,000 copies/cellsである(Yarimizu *et al.*, 2021) ことを考慮すれば, O32 (20240724_10 m) のDNA濃度10,871 copies μL^{-1} はろ過した海水1 Lあたり2.9~4.2細胞が存在したことになる。LAMP法の分析感度はqPCR法の1/100~1/1,000程度である(坂本, 私信)ため, LAMP法ではネガティブであった可能性がある。また, Atscを厚生する*A. mediterraneum* (Group II), *A. tamarensis* (Group III) および*A. australiense* (Group V) のDNAは検出されなかった。

UIAの検出と種同定のための形態的特徴 津軽海峡を除く広域の複数サンプルでDNAを捕集するのに十分な細胞数密度のAtscが検鏡観察されたのに, Atscに属する種のDNAが未検出だったことはAtscに類似したUIAが存在する可能性を示した(表2の×)。UIAの種類を検索するために, 北日本に出現する*Alexandrium*属を形態学的に同定した先行事例として岩手県で報告されている*Alexandrium*属8種の形態的特徴(加賀ら, 2006)と津軽海峡における*A. minutum*の形態的特徴(夏池・金森, 2021)および既往知見(Montresor *et al.*, 2004; Brown *et al.*, 2010)を整理し, 併せて本研究で観察された後述のUIA type 1とUIA type 2の形態的特徴を表4に示した。LAMP法で*A. catenella* (Group I)と*A. pacificum* (Group IV)のDNAが検出されなかった25サンプルのうち, UIAが確認できた10サンプルの観察結果を表5に示した。種同定に至らなかったUIA2種はそれぞれ, UIA type 1, UIA type 2と称する。UIA type 1は7月のオホーツク海沖合, 6月の根室海峡および8月の太平洋東部に出現し, UIA type 2は6月のオホーツク海沖合と8月の太平洋東部に

出現した。*A. pseudogonyaulax*は7月のオホーツク海沖合で検出された。図3~5にUIA type1とUIA type 2および*A. pseudogonyaulax*の顕微鏡写真を示す。観察されたUIA type1とUIA type2は*A. catenella* (Group I)に比べると細胞の色が薄いことが特徴であった。細胞の色が薄いことは*A. minutum*グループ(*A. minutum*, *A. andersonii*, *A. tamutum*)に共通した特徴であることが指摘されている(Brown *et al.*, 2010)。UIA type 1とUIA type 2は小型(20~40 μm)で細胞が丸く, 殻には模様がない。横溝のずれは一巻きなので低倍率の顕微鏡観察では外形による*A. catenella* (Group I)との区別はできない。第1頂板(1')と第4頂板(4')の間には腹孔(vp)があり, これも*A. catenella* (Group I)との区別には使えない。しかし, UIA type 1, UIA type 2の頂孔板(Po)は丸みを帯びた三角形であり, 第一頂板(1')とは点接するという特徴を持った。これは*A. minutum*と*A. tamutum*に共通の特徴である(Montresor *et al.*, 2004; 加賀ら, 2006)。*A. catenella* (Group I)と*A. pacificum* (Group IV)の頂孔板(Po)は第一頂板(1')と接する辺を上辺とする台形あるいはタイラギ型であり, 第一頂板(1')とは線接するため(加賀ら, 2006), これらの種判別の特徴になると判断した。しかし, Hansen *et al.* (2003)の*A. minutum*の形態比較観察では, 頂孔板(Po)と第一頂板(1')との接合が点接するタイプと線接するタイプが報告されており, この形態の違いが両種を区別できる特徴であるかどうかはさらなる検討が必要である。しかしながら, UIA type 1とUIA type 2に共通し, Atscとは異なるこの特徴は北海道沿岸に出現するAtscとUIA type 1, UIA type 2とを区別する形態的特徴として利用できると考えている。*A. minutum*

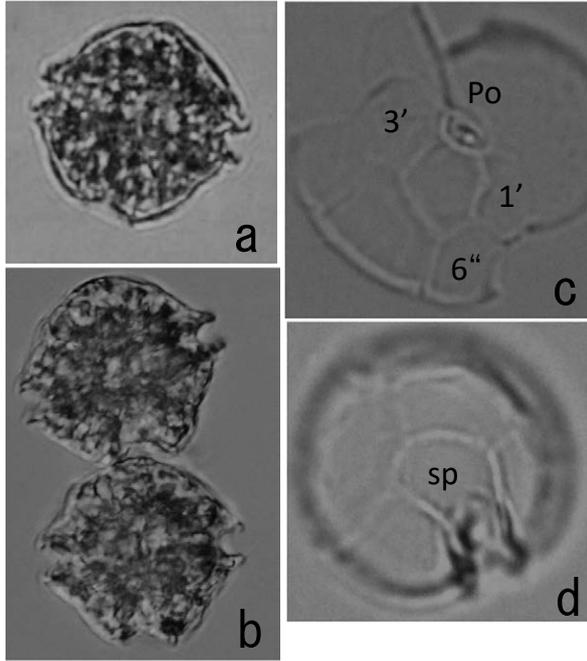


図3 UIA type 1.
a: 細胞は丸い, 殻に模様なし, b: 2連鎖細胞あり, 殻長25×殻幅25 μm, c: 頂孔板 (Po) は丸味のある三角形, 第1頂板 (1') は頂孔板 (Po) と点接, 第6前帯板 (6'') は縦より横幅が狭いなど *A. minutum* タイプだが, d: 後縦溝板 (sp) の形状は横長ではない. 厚岸2024. 8. 1 深度13 m.

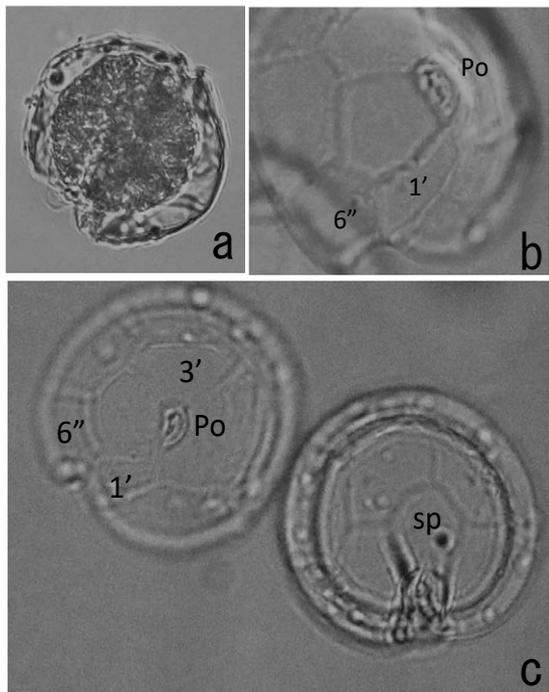


図4 UIA type 2.
a: 細胞は丸い, 殻に模様なし, 殻長45×殻幅45 μm, b, c: 頂孔板 (Po) は丸味のある三角形, 第1頂板 (1') は頂孔板 (Po) と点接, 第6前帯板 (6'') は縦より横幅が広いなど, *A. tamutum* の特徴を有するが, c: 後縦溝板 (sp) の形状は横長ではない. オホーツク沖合 O12 2024. 6. 4 深度0 m.

の第6前帯板 (6'') は長さに対して幅が狭いのに対して *A. tamutum* はこれが広いという違いがあるため, 第6前帯板 (6'') の形状が両種の判別に利用できる (Montresor *et al.*, 2004; 加賀ら, 2006)。UIA type 1 は第6前帯板 (6'') の幅が狭い *A. minutum* の特徴を, UIA type 2 は第6前帯板 (6'') の幅が広い *A. tamutum* の特徴を持っていた。両種と *A. catenella* (Group I) を区別するもう一つの特徴は後縦溝板 (sp) の縦幅より横幅が広いことであるが (Montresor *et al.*, 2004), UIA type 1, UIA type 2 とともに後縦溝板 (sp) は縦・横の長さが同じくらいで *A. catenella* (Group I) とほとんど変らなかつた (図3, 4)。また, 岩手県に出現する *A. fragae* は下殻に網目模様を有するが, UIA type 1 の下殻には網目模様がなかつた。以上から, UIA type 1 を *A. minutum*, UIA type 2 を *A. tamutum* と同定するには至らなかつた。複数の細胞を観察した中には頂孔板 (Po) と第一頂板 (1') の接合具合が点接が線接か区別が困難な場合があつた。培養株を用いた形態観察によると, *Alexandrium* の頂孔板 (Po) の形は株による変化がある (Hansen *et al.*, 2003; Kim *et al.*, 2017) ので, 天然群の中でも同様の形状変化があれば, *A. catenella* (Group I) と UIA type 1 あるいは UIA type 2 との区別にあいまいさが生じるこ考えられる。また, 第6前帯板 (6'') と後縦溝板 (sp) の形状については顕微鏡観察時の殻の角度が少しずれると形の印象は大きく異なり, 縦・横の長さの違いから UIA type 1 と type 2 を区別することができな

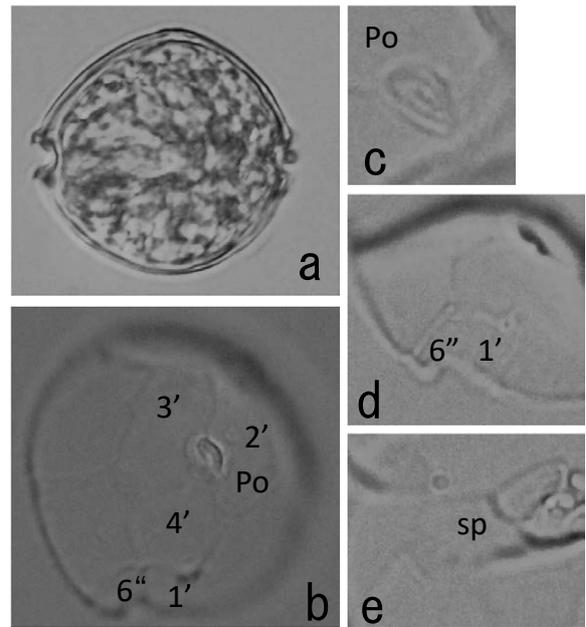


図5 *A. pseudogonyaulax*.
a: 細胞は丸く扁平, 殻長28×殻幅33 μm, b: 殻に模様無し, b, c, d: 第1頂板 (1') は形状が特徴的で頂孔板 (Po) に接しない, e: 後縦溝板 (sp) は縦横同じ長さ. オホーツク沖合 O24 2024. 7. 24 深度0 m.

い場合があった。このため、UIA type 1 と type 2 を区別せず、UIA type 1/2 として扱うこととした。以上のことから、Atsc と UIA 1/2 の区別は低倍率の光学顕微鏡観察では難しいが、高倍率の光学顕微鏡観察では可能と判断した。*A. pseudogonyaulax* は第一頂板 (1') の形状が特徴的で第一頂板 (1') は頂孔板 (Po) に接しないため、高倍率の光学顕微鏡観察で判別できた (図 5)。

Atsc の細胞数密度が高いサンプルにおける UIA の出現:
 上述の観察ポイントを使って、Atsc を多く含むサンプルにおける UIA の出現状況を確認した。前述のとおり UIA type1 と UIA type 2 は区別せず、ここでは UIA type1/2 と

して扱った。顕微鏡観察で確認された種類は *A. catenella* (Group I) と UIA type 1/2 および *A. pseudogonyaulax* であった (表 6)。図 6 にはそれぞれの形態的特徴による種判別事例を示した。これらのサイズ比較を行ったところ、細胞幅は *A. catenella* (Group I) では 22.5~37.5 μm, UIA type1/2 では 27.5~40 μm, *A. pseudogonyaulax* では 32.5~37.5 μm であり、*A. catenella* (Group I) が若干小さいものの、細胞幅からこれらは区別できないことがわかった (図 7)。3 種類の出現割合は地点によって大きく異なり、OA10, O14, O32 では *A. catenella* (Group I) が 50% 以上を占めたが、O23, OA03 では UIA type 1/2 がそれぞれ、70

表 6 貝毒プランクトンモニタリングでAtscとされた種類の位相差顕微鏡による高倍率 (接眼×10, 対物×40) 観察の結果

海 域	サンプル (年/月/日, 採集層)	Atscの 細胞数*	観察した 細胞数	<i>A. catenella</i>	UIA type 1/2	<i>A. pseudo- gonyaulax</i>
オホーツク海	OA10 (2024/7/24, 0 m)	4780	45	24	17	4
	OA03 (2024/7/24, 0 m)	5620	14	2	11	1
	O14(2024/7/24, 20 m)	2880	15	12	3	0
	O23(2024/7/24, 0 m)	1210	10	3	7	0
	O32(2024/7/24, 0 m)	2480	15	9	6	0

貝毒プランクトンモニタリングでAtscと同定された種類の細胞数*: 細胞数 L⁻¹

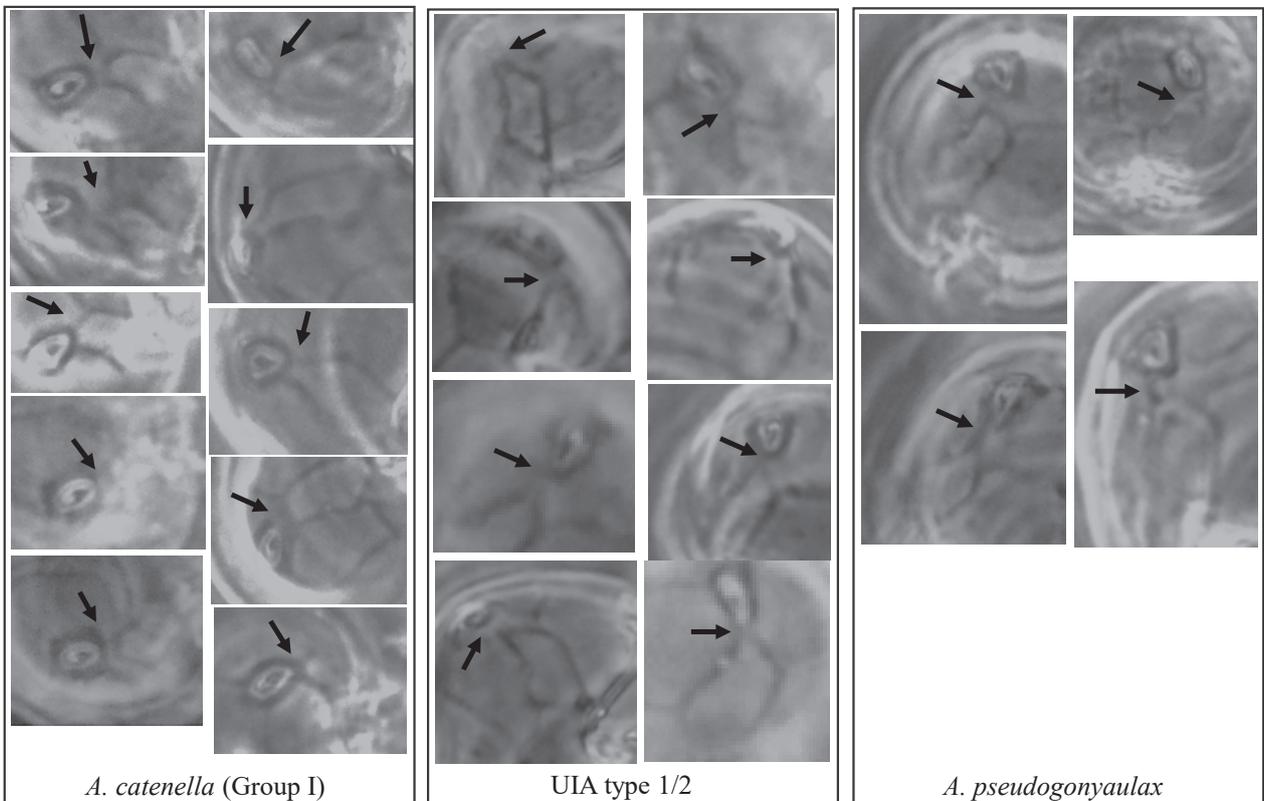


図 6 *A. catenella* (Group I) と UIA type 1/2 の頂孔板 (Po) と第1頂板 (1') の接合の違いおよび *A. pseudogonyaulax* の特徴的な第1頂板 (1') の形を用いて種判別を行った事例。矢印は頂孔板と第1頂板の接合部を示す。
 オホーツク沖合 OA10 2024. 7. 24 0 m.

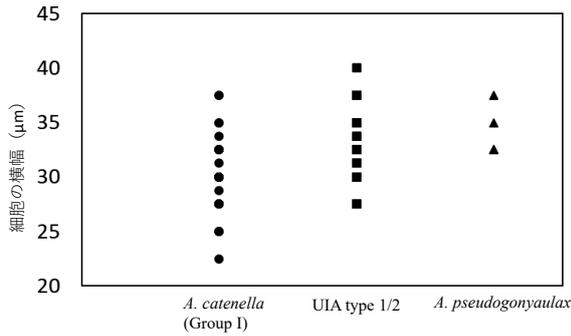


図7 2024年7月, オホーツク海沖合に出現した *A. catenella* (Group I), UIA type 1/2, *A. pseudogonyaulax* のサイズ比較.

%, 80%を占めた (図8)。2024年の沖合モニタリングでは, いずれも Atsc の出現として報告したが, UIA type 1/2 が *A. catenella* (Group I) よりも毒性が低い, あるいは無毒の場合にはオホーツク海における麻痺性貝毒による毒化リスクを高めめに評価していたことになる。

北海道の貝毒プランクトンモニタリングにおける取り扱い: 前述の資料にまとめたとおり, Atsc として計数されていたものには UIA type 1/2 が含まれるケースがあり, 出現密度が大きい場合にも UIA type 1/2 が高い割合で出現することがあることがわかった (図8)。このことは, プランクトンの出現密度から麻痺性貝毒の毒化を予測してい

る現在のモニタリングの精度を著しく低くさせることに繋がる。貝毒プランクトンモニタリングでは有毒種が計数の対象となる。岩手県に出現する *A. fragae*, *A. tamutum* には麻痺性貝毒の毒産生能力がないことが確認されている (加賀ら, 2006)。他方, ヨーロッパ, アジア, アフリカに出現する *A. minutum* にはブルームが発生する地域によって無毒株と有毒株が存在し, アイルランドやイタリアのように同じ国内でも無毒株と有毒株が存在している (Lewis *et al.*, 2018)。*A. tamutum* は無毒である (Montresor *et al.*, 2004; Figueroa *et al.*, 2007; Brown *et al.*, 2010)。しかし, 検鏡によるモニタリングで両種を区別するのは困難である (Figueroa *et al.*, 2007)。このため, 北海道に出現する UIA type 1 と UIA type 2 の種類を特定し, それぞれの毒産生性を明らかにした上でモニタリングの対象とするか否かを判断する必要がある。

現在の北海道沿岸の貝毒プランクトンモニタリングにおいては 2024年に *A. catenella* (Group I) ではない *A. minutum* と *A. tamutum* に似た UIA が出現したということまでしかわかっていない。しかし, 紋別沿岸では 2013年から 2018年の間にメタバーコーディング解析によって *A. catenella* (Group I), *A. pacificum* (Group IV), *A. minutum* および *A. tamutum* を含む *Alexandrium* 属の DNA が検出されていることから (Silvever *et al.*, 2019), オホーツク海沿岸域では恐らく *A. catenella* (Group I) に類似した UIA

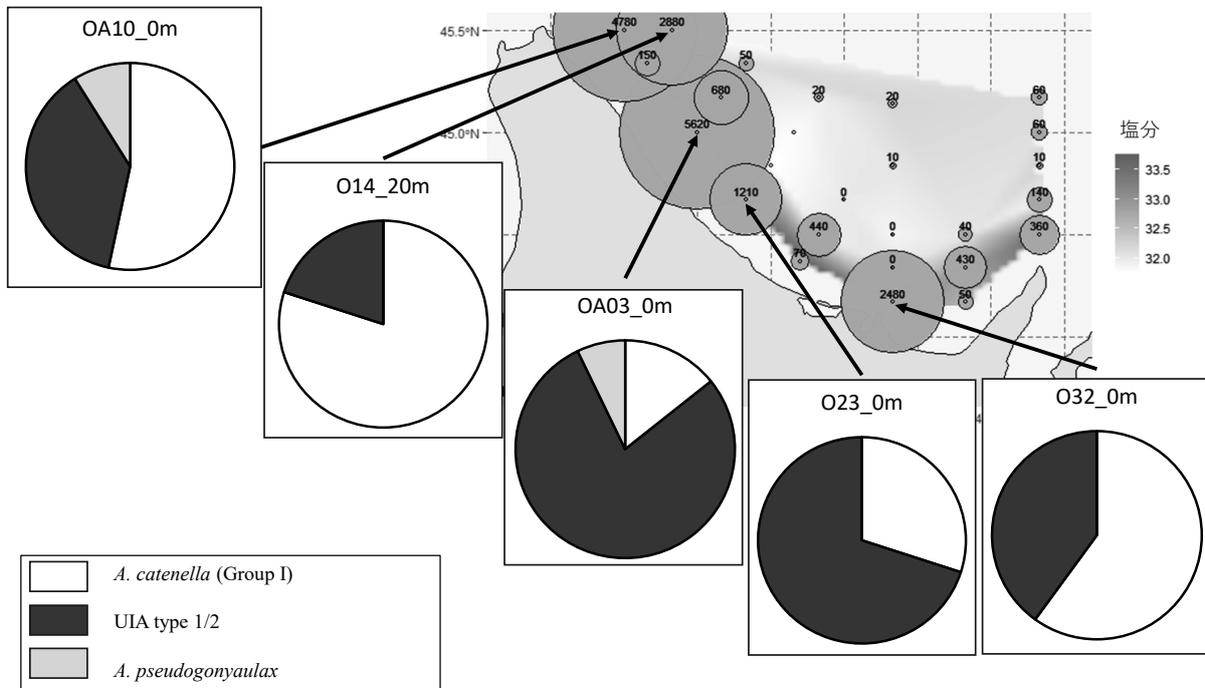


図8 2024年7月のオホーツク海沖合貝毒プランクトンモニタリングでAtscが1000細胞⁻¹以上出現したサンプル (OA10 0 m, O14 20 m, OA03 0 m, O23 0 m, O32 0 m) を再検鏡して求めた *A. catenella* (Group I), UIA type 1/2 および *A. pseudogonyaulax* の出現割合。背景のAtscの水平分布図は貝毒プランクトン速報・暖流情報, <https://www.hro.or.jp/fisheries/research/central/section/kankyoku/kaidoku/j12s220000000ddi.html>, 2025/1/21) から引用した。

が出現している可能性が高い。

UIAの種同定と毒産生性が解明されるまでの提案：
北海道に出現する *A. minutum* と *A. tamutum* に似た UIA type1/2 を Atsc として計数することはプランクトンの細胞数密度からの麻痺性貝毒の毒化予測の精度を低下させる可能性がある (図 8)。一方、種同定の精度を上げるために低倍率の光学顕微鏡による計数作業中に出てきた細胞を全て高倍率の個別観察に回すには膨大な作業時間を要することとなる。特に高密度の細胞を含むサンプルでは非現実的である。そこで、UIA の種同定と毒産生性が解明されるまで、下記のスキームを提案する。従来と同様に低倍率で Atsc として計数し、1000 細胞 L⁻¹ 以上出現した場合には、高倍率観察によってランダムに 10 細胞を観察し、*A. catenella* (Group I)、*A. pacificum* (Group IV) と UIA type 1/2 (A, m/t と称する) とを区別しその割合を Atsc の計数結果に反映させる。

謝 辞

DNA サンプル採集に協力いただいた稚内水試所属試験調査船北洋丸、釧路水試所属試験調査船北辰丸の船長はじめ船員の皆様、貴重なご指摘・アドバイスを頂いた水産研究・教育機構水産技術研究所の西村朋宏博士には記してお礼申し上げます。

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.
- Brown L, Bresnan E, Graham J, Lacaze JP, Turrell E, Collins C. Distribution, diversity and toxin composition of the genus *Alexandrium* (Dinophyceae) in Scottish waters. *Euro. J. Phycol.* 2010; 45(4): 375-393.
- Figuerola RI, Garcés E, Bravo I. Comparative study of the life cycles of *Alexandrium tamutum* and *Alexandrium minutum* (Gonyaulacales, Dinophyceae) in Culture. *J. Phycol.* 2007; 43: 1039-1053.
- Hansen G, Daugbjerg N, Franco JM. Morphology, toxin composition and LSU rDNA phylogeny of *Alexandrium minutum* (Dinophyceae) from Denmark, with some morphological observations on other European strains. *Harmful Algae* 2003; 2: 317-35.
- 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.
- 加賀信之助, 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(6) : 1068-1076.
- Kim ES, Li Z, Oh SJ, Yoon YH, Shin HH. Morphological identification of *Alexandrium* species (Dinophyceae) from Jinhae-Masan Bay, Korea. *Ocean Sci. j.* 2017; 52(3): 427-437.
- 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, Halanych KM, Anderson DM. Species boundaries and global biogeography of the *Alexandrium tamarense* complex (Dinophyceae). *J. Phycol.* 2007; 43: 1329-1338.
- 宮園章. 2-6 *Alexandrium* Halim, 1960. 「赤潮大全-漁業被害の防止・軽減に向けて- (今井一郎, 板倉茂, 中山奈津子, 山口峰生監修)」 緑書房, 東京. 2026 ; 107-115.
- 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). 北水試研報 2024 ; 106 : 65-68.
- 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.
- 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). 北水試研報 2021 ; 99 : 9-12.
- 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.
- 日本水産資源保護協会. 「有毒・有害プランクトン観察手法と分類 (有害・有毒プランクトンの同定研修会テキスト)」 日本水産資源保護協会, 東京. 1997.
- Prud'homme van Reine WF. Report of the Nomenclature Committee for Algae: 15. *Taxon* 2017; 66: 191-192.
- Silver S, Kawakami Y, Kanno N, Hasai H, Shiomoto A, Katakura S, Nagai S. Toxic HAB species from the Sea of Okhotsk detected by a metagenetic approach, seasonality

and environmental drivers. *Harmful Algae* 2019; 87: 101631.

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.

Yarimizu K, Sildever S, Hamamoto Y, Tazawa S, Oilawa H,

Yamaguchi H, Basti L, Mardones JI, Paredes-Mella J, Nagai S. Development of an absolute quantification method for ribosomal RNA gene copy numbers per eukaryotic single cell by digital PCR. *Harmful Algae* 2021; 103: 102008.

北海道鵓川に遡上したシシャモ *Spirinchus lanceolatus* の魚体サイズおよび成熟状況

山崎哲也, 石田良太郎, 安藤大成, 眞野修一, 工藤 智

北海道南部太平洋海域におけるシシャモの漁獲量は大きく減少した。遡河回遊魚である本種の主産卵場の1つである鵓川(北海道南部)への遡上生態について、漁獲量の変動が大きかった2018年から2022年に調べた。その結果、10月から12月に鵓川に遡上する個体群は、11月中旬に産卵遡上のピークを示した。雌雄ともに採集日が経つにつれて体長および体重が小さくなり、大型個体から遡上していることが明らかとなった。また漁獲量が少ないほど、産卵盛期における魚体は大きい傾向があった。漁獲量が減少するほど魚体は大きくなり、生殖腺重量は増え、補償作用が働いている可能性が示された。

A647 北水試研報 109, 1-9 (2026)

北海道沿岸域における *Alexandrium tamarense* species complex の分子検出法に基づく分布および *Alexandrium* 属未同定種の出現(資料)

宮園 章, 嶋田 宏, 水上卓哉, 本前伸一, 本家一彦, 牧本浩一, 南 護, 朝倉 健, 小林和馬, 佐々木隆浩, 稲村明宏, 一ノ瀬寛之, 金濱博樹, 一ノ尾大介, Wai Mun LUM, 坂本節子

北海道沿岸域における *Alexandrium tamarense* species complex (Atsc) の分子検出法に基づく分布を調べたところ、Atsc の *A. catenella* (Group I) および *A. pacificum* (Group IV) の分布はこれまでの知見と一致すること、これまで Atsc として計数されていた *Alexandrium* 属未同定種 (UIA) の存在を確認し、その特徴を資料として記録した。UIA の種同定と毒産生性が解明されるまでの貝毒原因プランクトンモニタリングにおける取扱いを提案した。

A648 北水試研報 109, 11-22 (2026)

水産研究本部図書出版委員会

委員長 佐々木 剛

委員 板谷 和彦 吉村 圭三 武田 浩郁 山口 浩志

嶋田 宏 佐野 稔 後藤 陽子 三坂 尚行

楠田 聡

事務局 美坂 正 金森 誠 小林 学 稲川 亮

水産研究本部出版物編集委員会

委員長 美坂 正

委員 板谷 和彦 城 幹昌 吉村 圭三 岡田 のぞみ

武田 浩郁 三上 加奈子 藤原 真 下田 和孝

楠田 聡 伊藤 慎悟

事務局 金森 誠 小林 学 稲川 亮

(作業補助：武田 奈緒子)

北海道水産試験場研究報告 第109号

2026年3月19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

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