

北海道水産試験場研究報告

第 89 号

SCIENTIFIC REPORTS OF HOKKAIDO FISHERIES RESEARCH INSTITUTES No. 89

北海道立総合研究機構水産研究本部

北海道余市町

2016年3月

Hokkaido Research Organization
Fisheries Research Department

Yoichi, Hokkaido, Japan

March, 2016

北海道立総合研究機構水産研究本部の水産試験場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)	085-0024 釧路市浜町2-6 (Hama-cho, Kushiro, Hokkaido 085-0024, 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89号

目 次

**清水洋平，狩野俊明，成田伝彦，板倉祥一，榎本洸一郎，戸田真志，川崎琢真，
高畠信一，岩井俊治，山下正兼**

ホタテガイ幼生分布調査に有用な免疫染色技術の実用的改善 1

宮腰靖之，藤原 真，安藤大成，永田光博

北海道東部の河川と海中に放流したサケの回帰と河川遡上率 9

春日井 潔，佐々木義隆

根室管内におけるサケの放流場所と河川回帰の関係 17

浅見大樹

北海道沖北部日本海でアニサキス幼虫に寄生されたオキアミ (*Thysanoessa longipes*) (短報) 23

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) 27

(2016年3月)

**SCIENTIFIC REPORTS
OF
HOKKAIDO FISHERIES RESEARCH INSTITUTES**

No.89
CONTENTS

**YOHEI SHIMIZU, TOSHIAKI KARINO, MORIYOSHI NARITA,
SHOICHI ITAKURA, KOICHIRO ENOMOTO, MASASHI TODA,
TAKUMA KAWASAKI, SHIN-ICHI TAKABATAKE, TOSHIHARU IWAI
and MASAKANE YAMASHITA**

Practical improvement of the immunostaining method used for investigating the distribution
of Japanese scallop (*Mizuhopecten yessoensis*) larvae in the field 1

**YASUYUKI MIYAKOSHI, MAKOTO FUJIWARA, DAISEI ANDO
and MITSUHIRO NAGATA**

Return of chum salmon released from a river and a net-pen in eastern Hokkaido 9

KIYOSHI KASUGA and YOSHITAKA SASAKI

Relationship between release sites and return of adult chum salmon to the rivers 17
in the Nemuro Region, eastern Hokkaido

HIROKI ASAMI

A euphausiid, *Thysanoessa longipes*, infected by an anisakid larva in the northern Japan Sea
off Hokkaido (Short paper) 23

HIDETSUGU YOSHIDA, MAKOTO KANAMORI and MASATOSHI SATO

The link between environmental factors and blooms of the toxic dinoflagellate,
Alexandrium tamarense, in Funka Bay, Hokkaido (Note) 27

(March, 2016)

ホタテガイ幼生分布調査に有用な免疫染色技術の実用的改善

清水洋平^{*1}, 狩野俊明², 成田伝彦³, 板倉祥一⁴, 榎本洸一郎⁵, 戸田真志⁶, 川崎琢真¹, 高畠信一¹, 岩井俊治^{7,8}, 山下正兼⁷

¹北海道立総合研究機構栽培水産試験場, ²釧路総合振興局釧路地区水産技術普及指導所,
³十勝総合振興局十勝地区水産技術普及指導所, ⁴檜山振興局檜山地区水産技術普及指導所,
⁵新潟大学大学院自然科学研究科, ⁶熊本大学総合情報統括センター,
⁷北海道大学大学院生命科学院, ⁸愛媛大学南予水産研究センター

Practical improvement of the immunostaining method used for investigating the distribution of Japanese scallop (*Mizuhopecten yessoensis*) larvae in the field

YOHEI SHIMIZU^{*1}, TOSHIKI KARINO², MORIYOSHI NARITA³, SHOICHI ITAKURA⁴, KOICHIRO ENOMOTO⁵,
MASASHI TODA⁶, TAKUMA KAWASAKI¹, SHIN-ICHI TAKABATAKE¹, TOSHIHARU IWAI^{7,8}
and MASAKANE YAMASHITA⁸

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

² Kushiro Fisheries Technical Guidance Office, Hokkaido Government Kushiro General Subprefectural Bureau, *Akkeshi, Hokkaido 088-1118*,

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

⁴ Hiyama Fisheries Technical Guidance Office, Hokkaido Government Hiyama Subprefectural Bureau, *Esashi, Hokkaido 043-8558*,

⁵ Graduate School of Science and Technology, Niigata University, *Niigata, Niigata 950-2181*,

⁶ Center for Management of Information Technologies, Kumamoto University, *Kumamoto, Kumamoto 960-0862*,

⁷ Graduate School of Life Science, Hokkaido University, *Sapporo, Hokkaido 060-0810*,

⁸ South Ehime Fisheries Research Center, Ehime University, *Ainan, Ehime 798-4292, Japan*

For the efficient collection of natural spats of Japanese scallop (*Mizuhopecten yessoensis*), the distribution and development of larvae in the field should be periodically monitored at various areas in the sea. To simplify this task, an immunostaining method using polyclonal antibodies that specifically react with Japanese scallop larvae is being utilized; however, some processes of the immunostaining require improvement. In the present study, we examined the optimal conditions of fixation in the immunostaining technique to obtain stable immunostaining results. We found that fixation of samples with 0.9% formaldehyde or 0.5% glutaraldehyde in sea water overnight leads to constant and reliable results. The optimization of the antigen-antibody reaction and chromogenic reaction also shortens the total time required for immunostaining.

キーワード：抗ホタテガイ幼生ポリクローナル抗体, 固定液, ホタテガイ幼生分布調査, 免疫染色技術

ほたてがい漁業は北海道水産業における基幹産業である。この漁業において放流もしくは養殖に用いられる稚貝はすべて天然採苗に依存している。天然採苗を効果的に行うため、各関係機関は多くの調査地点でホタテガイ幼生を採集し、幼生の出現数や殻長組成を経時的に把握

する調査を実施している（以後この調査を分布調査と記す）。清水ら（2014a）は幼生の計数や計測の作業を効率化させるため、ホタテガイ幼生を特異的に染色する免疫染色技術を開発した。これに用いられる抗ホタテガイ幼生ポリクローナル抗体は非常に特異性が高く、ホタテガ

イ幼生だけを染めることができる。さらに、免疫染色工程の簡略化や操作の簡易化により、本技術の現場への普及が図られている（清水ら, 2014b）。しかし、漁業現場で活用される中でいくつかの問題点が指摘されている。すなわち、試料の固定状態によっては非特異的発色がみられたり、面盤が染色されたりすることにより観察が困難になる。特に面盤は、種間で同じ構造をした抗原が含まれているためか、ポリクローナル抗体を用いた免疫染色では他種の面盤も染色されやすく、非特異的な発色の原因となる。また、面盤の露出により繊毛同士が絡み合うことで幼生同士がくっつき、貝殻の角度が変わるため観察しづらいといった問題を生じる。そのほか、計数作業を現場でより効率的に行うため、現状ではそれぞれ30分間かかる抗体反応や発色時間の短縮も求められている。そこで、本研究では免疫染色法の実用的改善を目的として、免疫染色に用いる試料を固定する溶液の種類や、刺激臭がホルマリンより少ないことで利用されることが多かったグルタルアルデヒドを用いた固定条件について、さらに、抗体反応および発色反応に必要な最小時間について検討した。

試料および方法

固定液の種類と濃度の検討 2010年5月27日に豊浦町沖で北原式プランクトンネット（開口径30cm, 目合い0.1mm）を用いて、深度15mからの鉛直曳きにより二枚貝幼生を採集し、これをエタノール（99.8%, 関東化学株式会社）、ホルマリン（37%ホルムアルデヒド溶液, 和光純薬工業株式会社）もしくはグルタルアルデヒド溶液（25%グルタルアルデヒド溶液（関東化学株式会社）で固定した。エタノール固定の終濃度は試料を含む海水で希釈して5%, 10%および20%とした。ホルマリン（37%ホルムアルデヒド溶液）を用いた固定は、試料を含む海水で100倍（ホルムアルデヒド終濃度0.37%）、40倍（同0.9%）、20倍（同1.9%）および10倍（同3.7%）に希釈して各濃度で行った（以降、試料を含む海水で希釈したホルマリンをホルムアルデヒド海水溶液と呼ぶ）。また、グルタルアルデヒド溶液（25%グルタルアルデヒド溶液）を用いた固定は、試料を含む海水で50倍（グルタルアルデヒド終濃度0.5%）、25倍（同1%）、16.7倍（同1.5%）および12.5倍（同2%）に希釈して各濃度で行った（以降、海水で希釈したグルタルアルデヒド溶液をグルタルアルデヒド海水溶液と呼ぶ）。いずれの固定液を用いた場合も、試料は室温で一晩固定した。また、対象として、固定をせずに免疫染色に用いるまで4℃で保存した試料も用意した。免疫染色に用いる試料の処理は以下の

ように行った。まず、試料から、500 μ m目合いのメッシュで大きなゴミを取り除いた。次いで500mlのメートルグラスへ試料を移し、比重の軽い植物プランクトンをアスピレーターで除去した。最終的に実体顕微鏡下で残りの植物プランクトンや甲殻類プランクトン等を取り除き、二枚貝幼生のみを1.5mlマイクロチューブに移した。これを清水ら（2015）の方法で免疫染色した。全ての操作は室温で行った。

グルタルアルデヒドによる固定時間と短時間固定における固定濃度の検討 栽培水産試験場で生産したホタテガイ浮遊幼生を、1%グルタルアルデヒド海水溶液で固定した。固定時間は、5分、15分、30分、60分、180分および360分とした。固定後、試料をリン酸緩衝食塩水（PBS）で洗浄し、抗体反応までブロッキングバッファー（Super Block Blocking Buffer in PBS, Thermo Scientific）に浸して4℃で保存した。免疫染色は、清水ら（2015）の方法に従った。また、短時間の固定で処理する場合の適切な固定液濃度を調べるため、ホタテガイ浮遊幼生を、25%グルタルアルデヒド溶液を海水で25倍、12.5倍、8.3倍および6.3倍希釈して、それぞれ1%, 2%, 3%および4%グルタルアルデヒド海水溶液とした異なる濃度のグルタルアルデヒドで固定した。固定時間は30分とした。

抗体反応時間と発色反応時間の検討 免疫染色の作業時間を短縮するため、抗体反応および発色反応に必要な最小時間を検討した。試料は小樽沖と遠別沖で採集された二枚貝幼生を用いた。抗体反応については、抗体処理時間を20分もしくは30分とした。その後の洗浄および発色反応方法については清水ら（2015）に従った。免疫染色後、両者の染色性を比較した。発色時間の検討を行うため、清水ら（2015）の方法で抗体反応および洗浄作業を終えた試料に発色基質を加え、発色反応開始後5分、10分、15分、20分、25分、30分、40分および60分に写真を撮影した。撮影した画像から、染色された幼生と染色されなかった幼生をそれぞれ5個体ずつ抽出し、画像ソフトPaint shop Pro X（コーレル株式会社）を用いて、それぞれの貝殻の中心部から縁辺部を含まないように円領域を目視により指定した。ここで対象領域において、面積をN、輝度値をL（ $L=0.2989012 \times R + 0.586611 \times G + 0.114478 \times B$, 0~255）としたとき、幼生の色濃度Fを

$$F = 1 - \frac{1}{N} \sum (255 - L) \dots (0 \leq F \leq 1)$$

と定義した。各個体の色濃度を算出した後、平均値と標準偏差を求めた。ただし、発色反応後60分に撮影した画像については、他の画像より全体の輝度が高く比較することが不適当と考えられたため、解析から除いた。

結 果

固定液の種類と濃度の検討 豊浦沖で採集した二枚貝幼生を固定せずに免疫染色に供した場合 (Fig. 1A), 貝殻全体に加え面盤および貝殻内部が染色されたホタテガイ幼生が見られた (Fig. 1A アスタリスク)。また, ホタテガイ以外の幼生も貝殻内部が強く発色し (Fig. 1A 矢頭), 免疫染色による種の判別は困難であった。エタノール固定した二枚貝幼生を染色した結果 (Fig. 1B-D), 濃度にかかわらず, 比較的均一にホタテガイ幼生の貝殻が染色されたが, 面盤部位の発色も見られた (Fig. 1B-D 矢印)。また, 他の二枚貝幼生の貝殻内部に不均一な発色が見られた (Fig. 1B-D 矢頭)。0.37% ホルムアルデヒド海水溶液を用いた場合, エタノール固定と同様に, ホタテガイ以外の幼生の貝殻内部に発色が見られた (Fig. 1E 矢頭)。しかし, 0.9% から 3.7% ホルムアルデヒド海水溶液を用いた場合は, ホタテガイ幼生の貝殻が均一に染まり, かつ, ホタテガイ幼生の面盤や他の二枚貝幼生の貝殻内部に発色が見られないなど, 非常に良好な染色結果が得られた (Fig. 1F-H)。グルタルアルデヒド海水溶液を用いた場合, 濃度 (0.5-2%) に関わらず, ホタテガイ以外の幼生に発色は見られず, 良好な染色がみられた (Fig. 1I-L)。

グルタルアルデヒドによる固定時間と短時間固定における固定濃度の検討 30分以下の固定時間では, 幼生の貝殻が閉じきらず, 面盤が貝殻から露出している個体が見られた (Fig. 2A-C 矢印)。これらの個体は面盤部が強く染色されていた。また, 幼生同士が付着し合い, 殻長の測定に不具合を生じた。一方で, 60分以上の固定を行った試料では, 貝殻がきつく閉じられ, 面盤が露出している個体は見られなかった (Fig. 2D-F)。そのため, 貝殻全体が均一に染色され, かつ, 個体同士の接着もみられず, 観察が容易であった。次いで, 固定時間を30分とし, 固定濃度を変えた場合, 1%と2%グルタルアルデヒド海水溶液で固定された試料は, 貝殻から面盤が出ている個体が多く見られ, また, 幼生同士が付着していた (Fig. 3A, B 矢印)。3%グルタルアルデヒド海水溶液でも一部の個体で面盤が染色された (Fig. 3C 矢印)。4%グルタルアルデヒド海水溶液で固定された試料は, 貝殻が閉じられており, 面盤の露出もなかった。また, この条件では貝殻が均一に染色され, 幼生同士の付着もみられなかった (Fig. 3D)。

抗体反応時間と発色基質反応時間の検討 抗体反応時間を20分もしくは30分として免疫染色を行った染色像を Fig. 4に示した。反応時間が20分 (Fig. 4A) でも30分 (Fig.

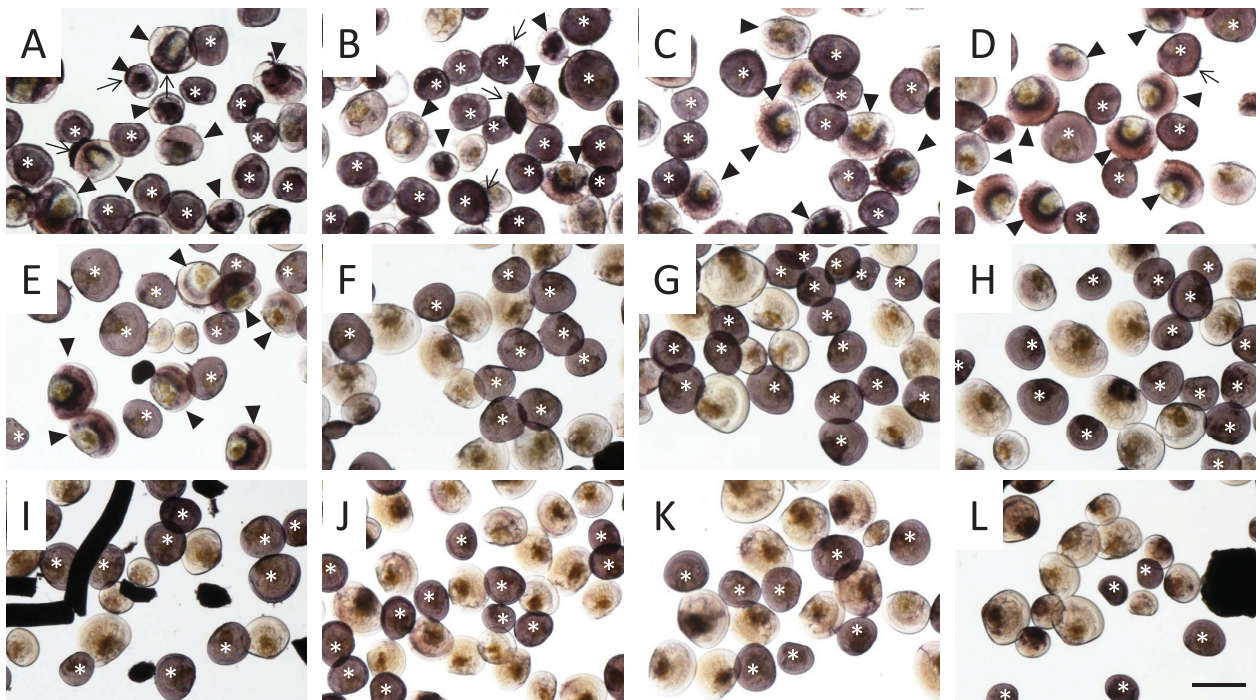


Fig.1 Immunostaining of bivalve larvae collected from the shore offing of Toyoura fixed with various concentrations of fixatives diluted in sea water. A, sea water as a negative control; B, 5% ethyl alcohol; C, 10% ethyl alcohol; D, 20% ethyl alcohol; E, 0.37% formaldehyde; F, 0.9% formaldehyde; G, 1.9% formaldehyde; H, 3.7% formaldehyde; I, 0.5% glutaraldehyde; J, 1% glutaraldehyde; K, 1.5% glutaraldehyde; L, 2% glutaraldehyde. Asterisks indicate larvae stained with the antibody. Arrows indicate vela stained with the antibody. Arrowheads show larvae stained unequally with the antibody. Bar, 200 μ m.

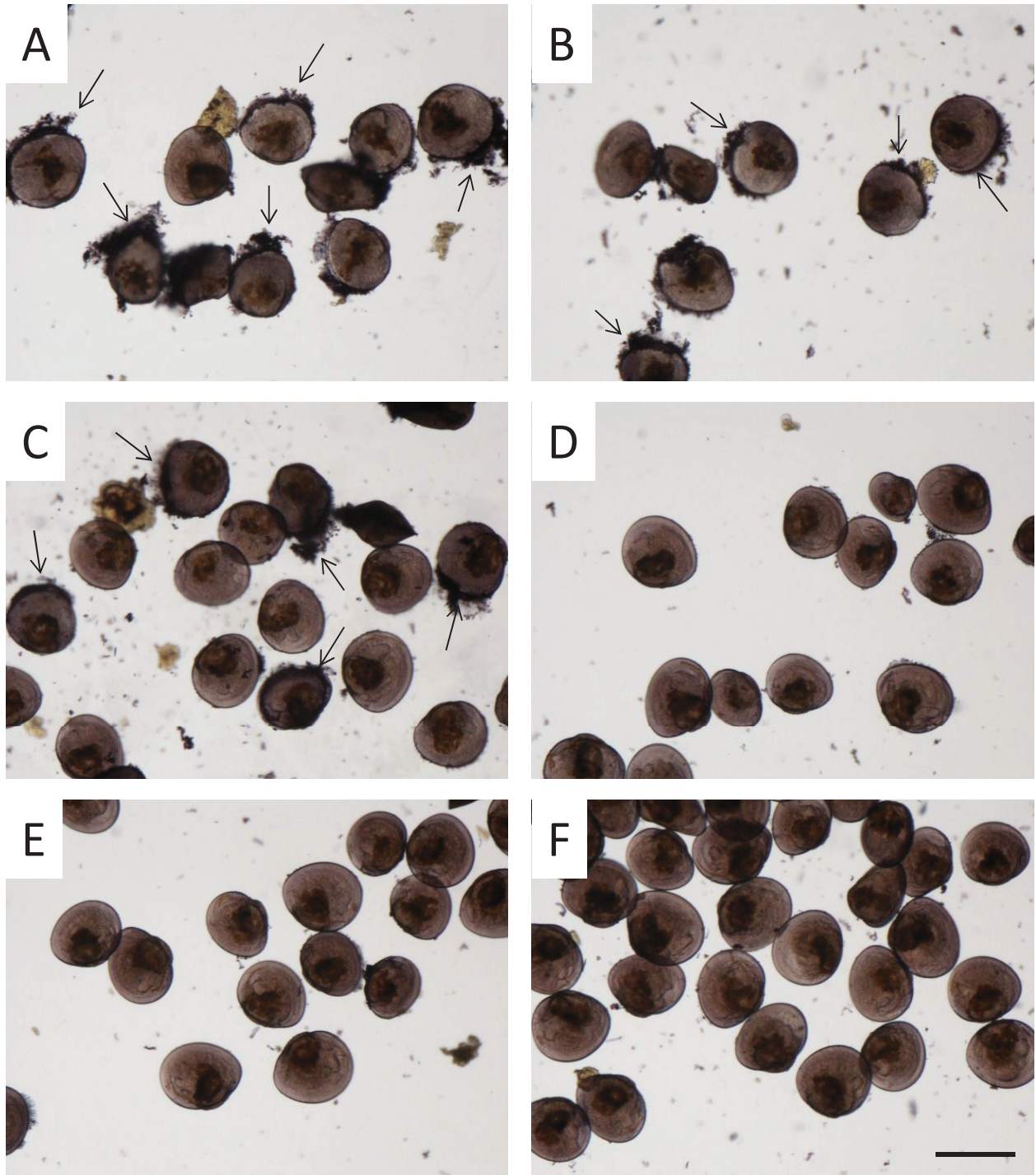


Fig.2 Immunostaining of artificially bred Japanese scallop larvae fixed with 1% glutaraldehyde in sea water for 5 (A), 15 (B), 30 (C), 60 (D), 180 (E), and 360 minutes (F). Arrows indicate vela stained with the antibody. Bar, 200 μ m.

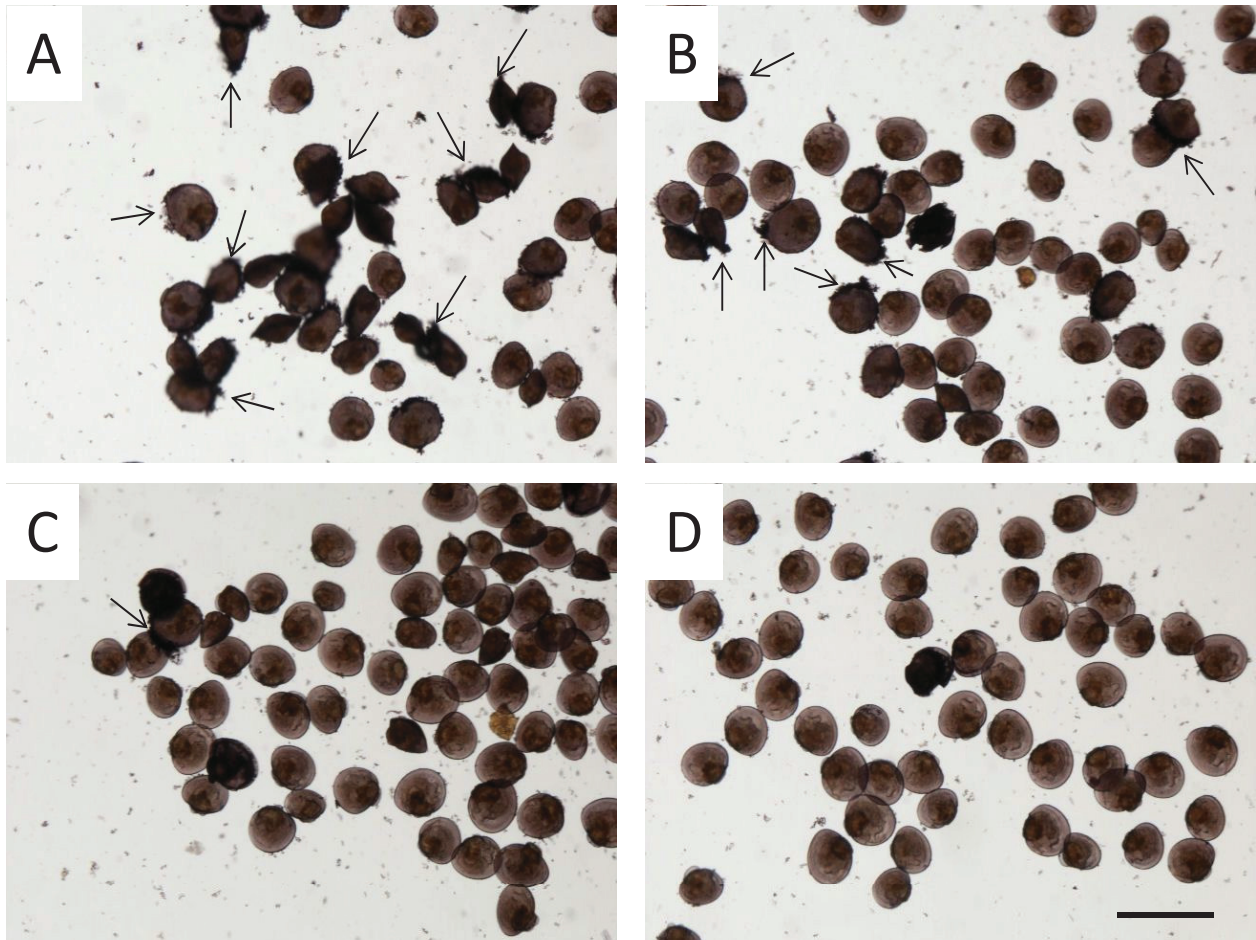


Fig.3 Immunostaining of artificially bred Japanese scallop larvae fixed with 1% (A), 2% (B), 3% (C), and 4% (D) glutaraldehyde in sea water for 30 minutes. Arrows indicate vela stained with the antibody. Bar, 200 μ m.

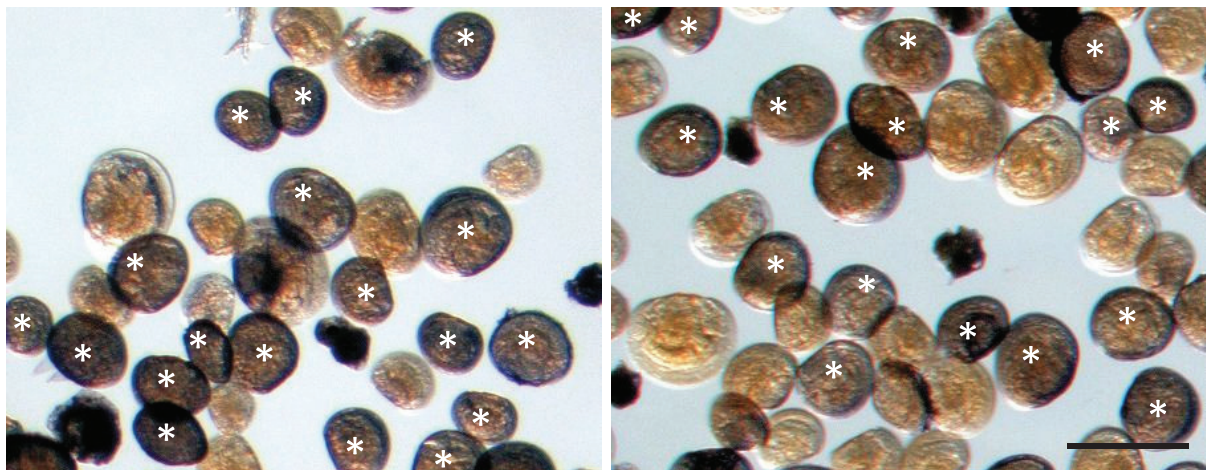


Fig.4 Immunostaining of bivalve larvae collected in Ishikari Bay. Samples were treated with the antibody for 20 (A) and 30 minutes (B). Asterisks indicate larvae stained with the antibody. Bar, 200 μ m.

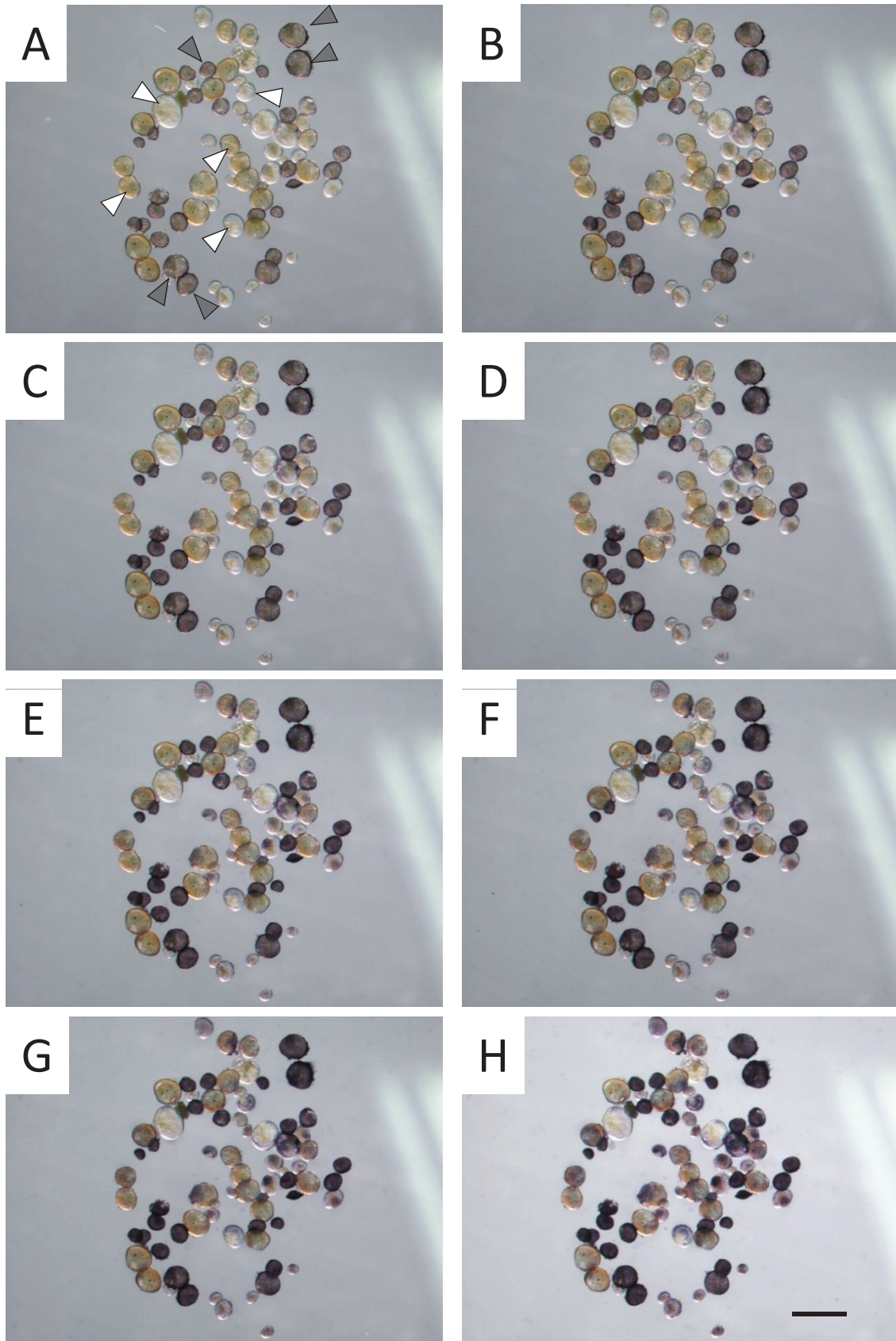


Fig.5 Immunostaining of bivalve larvae collected from the shore offing of Enbetsu. The identical sample was successively photographed 5 (A), 10 (B), 15 (C), 20 (D), 25 (E), 30 (F), 40 (G), and 60 minutes (H) after the initiation of chromogenic reaction with alkaline phosphatase. Arrowheads in A: Larvae used for the measurement of the density of color of larval shell. White arrowheads: unstained larvae. Grey arrowheads: stained larvae. Bar, 500 μ m.

4B)でも、ホタテガイ幼生の貝殻全体が染色され、良好な染色結果が得られた。発色基質を加えてからの経時的な免疫染色像をFig. 5に示した。また染色強度の変化についてFig. 6に示した。貝殻は発色開始後5分ですでに染色されはじめ (Fig. 5A), 20分 (Fig. 5D) から25分 (Fig. 5E) でさらに濃く染色された。30分以降は、染色度合いに大きな変化は見られなかった (Fig. 5F-H)。幼生の色濃度を調べた結果 (Fig. 6), 染色されなかった幼生では染色された個体に比べ標準偏差が大きかった。染色されなかった個体の色濃度は、発色開始後5分に0.41だった。その後25分に0.44となり、30分には0.45, 40分には0.47と若干高まった。染色された個体の色濃度は開始5分で0.58となり、染色されていない個体 (0.41) に比べ高かった。また、経過時間とともに色濃度は高くなり、発色開始後20分で0.73, 30分および40分ではそれぞれ0.76および0.77となった。

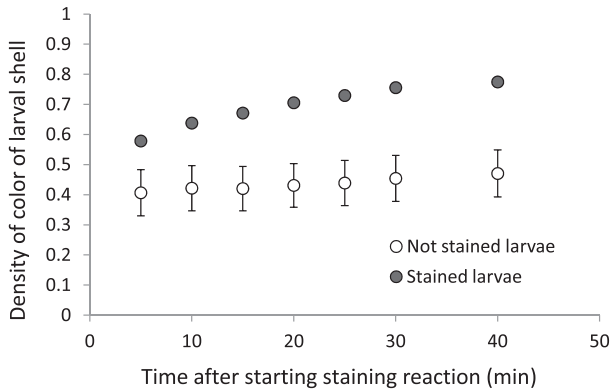


Fig.6 Changes in the intensity of color of the larval shell after starting the staining reaction. Vertical bars indicate standard deviation.

考 察

免疫染色に供する試料の固定方法 清水ら (2014a) が作製した抗ホタテガイ幼生ポリクローナル抗体を用いた免疫染色技術は、複数種の二枚貝幼生の中からホタテガイ幼生を判別するための有効な手段となっており、いくつかの調査現場で活用されているが、固定方法や採取地点から免疫染色を行う場所までの移動時間により、免疫染色の不良や染色度合いに差が生じるといった問題が確認された。本研究では、これらの問題を解決するため、免疫染色に最適な固定条件を調べた結果、エタノールや希釈率の高い (濃度の低い) ホルマリンを用いた場合、もしくは固定時間が短い場合、貝殻だけでなく面盤部位も発色し、さらに他の二枚貝の軟体部等にも発色が見られた (Fig. 1B-E)。ホタテガイ幼生の面盤や他の組織が染色されるのは、本抗体がホタテガイ幼生全体を抗原として

作製したポリクローナル抗体であることが一つの原因だと考えられる。本抗体にはホタテガイ幼生の様々な部位に結合する抗体が含まれているはずであり、さらには、他の二枚貝幼生の面盤や軟体部についても、ホタテガイ幼生と共通の抗原が存在すれば、これらも染色される可能性がある。また、試料に内在性アルカリフォスファターゼの活性があれば、発色反応が起こることも想像できる。したがって、ホタテガイ幼生の貝殻以外の組織や他の二枚貝幼生の貝殻を発色させないためには、貝殻をきつく閉じさせるように、より強力な固定液を用いて固定する必要がある。本研究では固定時間が1時間以上の場合、グルタルアルデヒドを50倍以下の希釈率 (0.5%以上のグルタルアルデヒド海水溶液) で用いることで、良好な免疫染色結果が得られることがわかった。ただし、これらは一般的な固定液としては比較的低濃度であるため、実際には、より高い濃度での使用を勧めたい。また、固定に必要な時間を考慮すると、試料を固定してから1時間以内に免疫染色を行う場合は、より高いグルタルアルデヒド濃度の固定液を用いる必要がある。本研究では、4%グルタルアルデヒド溶液を用いることで、固定時間を30分としても良好な染色像が得られた。

本研究の結果から、ホタテガイ幼生の免疫染色を行うために推奨する固定液と使用する濃度、固定時間をTable.1にまとめた。本研究では、ホルムアルデヒドに比べ刺激臭が少ないことで使われるようになったグルタルアルデヒドを中心に、使用濃度と時間について検討していないが、グルタルアルデヒドと同じアルデヒド類であるため、ホルムアルデヒドを用いた固定についてもより高濃度で処理することにより固定時間を短縮できるものとする。

Table 1 Recommended concentration of fixation and fix time for immunostaining of Japanese scallop *Mizuhopecten yessoensis* based on this study.

Fixative	Concentration	Fix time
Formaldehyde	0.9% - 3.7%	overnight
Glutaraldehyde	0.5%	overnight
	1% < 4%	1 hr <
	4%	30 min <

抗体反応時間と発色基質反応時間の検討 抗体が抗原に結合する反応や、アルカリフォスファターゼが基質を発色させる反応は温度に依存する。そのため、ホタテガイ幼生を免疫染色する際にも、反応温度が染色度合いに影響

響すると考えられる。清水ら（2015）はホタテガイ幼生免疫染色キットを開発し、そのプロトコルでは、抗体反応および発色反応に必要な時間は室温（20℃から25℃）で30分と指示している。本研究では、室温で作業をした場合、20分の抗体反応でもホタテガイ幼生を目視で判別することができた。色濃度は30分以上発色させても高くないこと、30分以上の発色反応は非染色個体の非特異的発色を生じて色濃度が高まることから、発色反応は20分から30分程度でよいと考えられた。これらの結果から、従来1時間30分ほどかかっていた免疫染色にかかる時間を全体で20分程度の短縮が期待できる。しかしながら、抗体溶液や発色基質は使用まで冷蔵庫等で保存されており、溶液類を冷えたまま用いると、染色性が悪くなることが予想される。免疫染色を最小時間で実施するためには、試薬類は使用前に室温に戻しておくことが必要となる。

清水ら（2014a, 2014b, 2015）は、ホタテガイ幼生の分布調査を効率化するため、ホタテガイ幼生の免疫染色技術を開発し、さらに、現場への普及に向けた技術の簡易化を進めてきた。本研究では、普及過程で明らかになった免疫染色の問題点を克服するため、固定方法を中心に技術改良を行った。本免疫染色法は、ホタテガイ幼生の貝殻全体がアルカリフォスファターゼの反応により濃く染色されるため、現場で使用されている万能投影機や実体顕微鏡で観察しやすいという特徴がある。これら一連の技術開発・改良の結果、噴火湾を中心にホタテガイ幼生の分布調査を行っている多くの機関で本免疫染色法が導入され、調査の効率化が実現している。このことは、現場での二枚貝幼生の判別に、免疫染色法が極めて有効であることを示す。

清水ら（2014a）は、PBSで抽出した抗原を用いることで、二枚貝幼生の貝殻を特異的に認識するポリクローナル抗体が作製できることを示した。北海道では、ウバガイ、バカガイ、アサリ、シジミ等の重要二枚貝類が多く存在し、それぞれ漁業者による資源管理が行われている。これらの魚種は、ホタテガイのような天然採苗が行われていないため、現場レベルでの調査事例は多くないが、研究レベルでは浮遊幼生の分布調査が行われた事例がある。ウバガイ幼生については、櫻井・中尾（1996）が苫小牧沖での分布特性を調べており、ここではウバガイ幼生の判別は形態的特徴（林・寺井, 1964）に基づいて行

われた。しかしながら、ホタテガイ幼生と同様、外部形態を基にした判別は経験を要し、困難であったと想像される。清水ら（2014a）は、16S rDNAの塩基配列から幼生の種を特定している。この遺伝情報を利用した判別は非常に精度が高いものの、使用する技術や機材の専門性から、現場での活用は困難である。現時点ではホタテガイ以外の二枚貝類幼生の分布調査を漁業者自ら行うための幼生判別手法は確立されていない。そのため、二枚貝浮遊幼生の分布調査が必要とされる場合は、信頼性が高く、簡易で現場運用が可能な免疫染色技術の開発が望まれる。これまでホタテガイ幼生の免疫染色技術開発で得られた多くの知見は、他の二枚貝における同様の技術開発においても有用なものとなるであろう。

謝辞

本手法開発にあたり、多くのご意見をいただきました北海道各地区の水産技術普及指導所の皆様、サロマ湖養殖漁業協同組合の前川公彦氏および紋別市の片倉靖次博士に感謝申し上げます。本研究は北海道はたて漁業振興協会からの受託研究「日本海ホタテガイ採苗不振対策研究」により行った。

引用文献

- 清水洋平, 岩井俊治, 高畠信一, 川崎琢真, 山下正兼.
ホタテガイ幼生簡易同定に用いる高特異的ポリクローナル抗体の作製. 水産技術 2014a ; 7 : 31-36.
- 清水洋平, 川崎琢真, 高畠信一. 免疫染色法を応用したホタテガイ幼生判別技術の開発. 海洋と生物 2014 b ; 36 : 341-347.
- 清水洋平, 川崎琢真, 高畠信一, 岩井俊治, 山下正兼.
ホタテガイ幼生分布調査現場への普及に向けた免疫染色技術の簡易化. 北水試研報 2015 ; 87 : 93-96.
- 櫻井 泉, 中尾 繁. 北海道苫小牧沿岸におけるウバガイ浮遊幼生の分布特性. 水産増殖 1996 ; 44 : 1-23.
- 林 忠彦, 寺井勝治. 室蘭祝津沖におけるウバガイ *Spisula (S) sachalinensi* (Schrenck) 稚貝の研究, I. Plankton中に出現する斧足類浮遊幼生の分類. 北水試研報 1964 ; 2 : 7-46.

北海道東部の河川と海中に放流したサケの回帰と河川遡上率

宮腰靖之*, 藤原 真, 安藤大成, 永田光博

北海道立総合研究機構さけます・内水面水産試験場

Return of chum salmon released from a river and a net-pen in eastern Hokkaido

YASUYUKI MIYAKOSHI*, MAKOTO FUJIWARA, DAISEI ANDO and MITSUHIRO NAGATA

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

Marked juvenile chum salmon, *Oncorhynchus keta*, were released from the Abashiri River and a net-pen installed in the fishing port near the river mouth from 2003 to 2005 to compare the numbers of marked fish recovered in coastal commercial fishery and in river catch for broodstock. The number of marked fish recovered in the coastal fishery was higher for net-pen release than for river release for fish stocked in 2003, but lower for fish stocked in 2004 and 2005. The numbers of recovered fish in the river was observed to be lower for net-pen releases than for river releases in all cases when compared to the number of recoveries in the coastal fishery. Although release from a net-pen can be an effective stocking method for chum salmon, it should not be considered for broodstock collection. In addition, return timing and maturity level also differed between fish released from the river and the net-pen.

キーワード：回帰，海中飼育，サケ，北海道

北海道へのサケ *Oncorhynchus keta* の回帰数は1970年代以降，急速に増加し，1990年代以降は変動しながらも歴史的に高い資源水準を維持している（Miyakoshi *et al.*, 2013）。このように北海道のサケが近年高い資源水準を保っていることには北太平洋の良好な海洋環境（埴山，2004）とふ化放流技術の向上（小林，2009）が大きく寄与しているものと考えられている。

現在，北海道内の145河川および海中に設置された74地点の生簀から毎年春に合わせて約10億尾の稚魚が放流され，秋には4,000万尾前後（2005～2014年の10ヵ年平均4,432万尾）の成魚が回帰する。北海道のサケのふ化放流事業では，稚魚は河川を中心に放流されてきたが，1970年代後半からは海中に設置した生簀で飼育した後に放流する方法（海中飼育放流）も行われるようになった（野川・八木沢，2011；関，2013）。最近では海中飼育放流による放流数は増加し，2000年代には4,800万尾であった放流数が，2010年には9,300万尾まで増加した（ただし，2015年には8,605万尾に減少した）。

最近の北海道でサケの海中飼育放流を行う目的はいく

つかあり，1）稚魚の飼育のためのふ化飼育施設が不足している地区において，飼育密度が過密になる前に稚魚を生簀へ移し陸上施設の飼育密度の緩和を図る，2）稚魚の放流に適した河川のない地域において漁場間の漁獲量の均衡を図る，3）大型の稚魚を養成し回帰率を高める，などが挙げられる。サケ科魚類では河川を降河途中の幼稚魚の死亡率の高いことが知られており（Larsson, 1985; Gunnerød *et al.*, 1988; Thedinga *et al.*, 1994），また，海水移行時に海中馴致することにより生残が高まることを示唆した研究例もあるが（小島ら，1990），河川放流に対して海中飼育放流がどの程度サケの回帰率を高めるかは1970年代の岩手県での調査事例（飯岡，1982）があるのみで十分な知見は蓄積されていない（関，2013）。

一方，海中飼育を経たサケは母川回帰率が低いことが指摘されている（関，2013）。河川放流数を減らしてその分，海中飼育放流数を増やすと，来遊数が少ない時には親魚が不足する懸念があるため，十分な親魚が確保できるよう検討された上で河川ごとあるいは海中飼育する放流数を調整する必要がある。ただし，上述した回帰率と

同様, 海中に放流されたサケの母川遡上率についても十分な知見は蓄積されていない。

本研究では北海道オホーツク海東部の網走地区において, 河川と海中からサケ稚魚を標識放流し, 沿岸への回帰と河川遡上数を比較したので, その調査結果を報告する。

試料および方法

標識放流 本研究での標識放流は北海道オホーツク海側の網走地区で実施した。網走川に遡上したサケから2002～2004年の9月下旬あるいは10月上旬に採卵し (Table 1), 卵を網走川水系に位置する相生ふ化場 (一般社団法人北見管内さけ・ます増殖事業協会) に収容し, 卵の管理を行った。稚魚が浮上した後は給餌飼育をし, 5月上旬に稚魚を網走ふ化場 (同協会) へ輸送し, 鰭切除による標識を施した。河川放流群は右腹鰭を切除し, 海中放流群は左腹を切除し, 両群を識別できるようにした (Table 1)。放流数は各群およそ10万尾程度とした。

放流は各年級の採卵の翌年にあたる2003～2005年の5月に実施した。2002年級の標識魚は, 2003年5月8～10日に放流場所へ輸送し, 河川放流群は網走川の河口から約8.5 km上流の地点に放流し, 海中放流群は網走川の河口から約2 km東に設置した海中飼育用生簀の外側に放流した。つまり, 2002年級の海中放流群は海中の生簀では飼育しておらず, この年は河川放流と海中への直接放流の比較ということになる。一方, 2003年級および2004

年級では, 稚魚を放流場所へ輸送し, 河川放流群をそのまま網走川へ放流したのに対し, 海中放流群は生簀に収容して8日あるいは12日間, 飼育した後に放流した。放流時の標識魚の魚体サイズをTable 1に示したが, ここで2003年級および2004年級の海中放流群のサイズは生簀に投入時のものであり, 海中飼育後の標識魚の放流時の魚体サイズのデータは得られなかった。

回帰調査 回帰した標識魚の調査は4年魚および5年魚として回帰したサケを対象に実施した。沿岸への回帰は, 網走市沿岸の定置網で漁獲されたサケについて, 9月上旬のサケ定置網の操業開始以降, 岸壁での水揚げ時の銘柄選別作業の際に見つかった標識魚を取り分け, 鱗を採取して年齢査定を行った。その際, 標識魚の成熟度を外観からギンケ, Aブナ, Bブナ, Cブナの4段階 (羽田野, 1985) に区分して記録した。標識魚の発見作業は漁業者に依頼して実施し, その際, 調べた尾数を毎回記録することはできなかった。また, 選別に従事する関係者全員に標識調査が徹底されていたわけではないため, 標識の見落としも相当数あった。

河川への標識魚の回帰は, 網走川捕獲場 (Fig. 1) で捕獲されたサケを対象に標識の有無を調べた。捕獲後, 採卵用に蓄養されたサケについては採卵作業時に標識魚を取り分けて, 鱗を採取し年齢査定を行った。また, 採卵用以外で捕獲作業時に見つかった標識魚も取り分け, 鱗を採取して年齢査定を行った。ただし, この作業でも調査尾数を記録することはできなかった。このように本研

Table 1 Date, site, number, mean weight, and mark of chum salmon released in 2003–2005.

Brood year	Date of egg fertilization	Release date	Release site	Number of fish released	Mean fork length (cm)	Mean weight (g)	Mark (fin clipping)	Number of days reared in net-pen
2002	8 October	8–9 May 2003	Abashiri River	100,200	4.9	0.98	Right pelvic fin	-
		9–10 May 2003	Net-pen	103,100	4.9	0.98	Left pelvic fin	0
2003	29 September	17 May 2004	Abashiri River	100,400	5.1	1.04	Right pelvic fin	-
	1 October	26 May 2004	Net-pen	105,000	5.1	1.04	Left pelvic fin	8
2004	29 September and 2 October	17 May 2005	Abashiri River	109,000	5.3	1.10	Right pelvic fin	-
		31 May 2005	Net-pen	110,000	5.3	1.09	Left pelvic fin	12

究では、沿岸においても河川においても標識魚の発見努力量が年や調査日によって異なり、標本抽出率が評価できないことから、同じ年級の放流群の4年魚と5年魚の回帰尾数を合計し放流数に対する回帰率などを計算することはできなかった。そこで、同じ年級の2群の発見尾数の差から河川放流と海中放流の比較をすることとした。

なお、標識魚の年齢査定は宮腰（2013）と同様に行った。

結 果

沿岸および河川での標識魚の発見尾数 4年魚および5年魚で回帰した標識サケの発見尾数を Table 2 に示した。沿岸漁業物中の標識魚の発見尾数は、2002年級は海中放流群が4年魚、5年魚ともに河川放流群を上回ったが、2003年級は4年魚、5年魚ともに河川放流群が海中放流群を上回った。2004年級は4年魚では河川放流群が海中放流群を上回ったが、発見尾数の少なかった5年魚では海中放流群が河川放流群を上回る結果となり、この年級のみ4年魚と5年魚とで放流による発見尾数の多寡が異なる結果となっ

た。

一方、河川捕獲での標識魚の発見尾数は、2002年級は4年魚の調査は実施せず、5年魚だけであるが河川放流群と海中放流群がほぼ同数であった。2003年および2004年級は4年魚、5年魚ともに河川放流群が海中放流群を大きく上回った（Table 2）。

河川遡上率の比較 河川遡上率あるいは河川回帰率を比較するため、沿岸漁獲での標識魚の発見尾数に対する河川捕獲での発見尾数の比率をみると（Table 2；最右列）、海中放流群は河川放流群と比べてその比率が常に低く、生簀で飼育することなく海中に直接放流した2002年級の5年魚では河川放流の0.69、生簀で8～12日間の飼育をした2003年および2004年級では河川放流の0.04～0.51となっており（Table 2）、海中放流では河川遡上率が河川放流と比べて顕著に低くなっていた。

漁獲時期および成熟度 沿岸では9月中旬を中心に標識魚が水揚げされ、標識魚の採卵月日（Table 1）である9月下旬あるいは10月上旬を過ぎるとその数はわずかとなった（Fig. 2）。河川放流のほうが海中放流と比べて沿岸での漁獲時期がやや早い傾向がみられ（ χ^2 検定 4年魚 $P = 0.07$ 、5年魚 $P < 0.05$ ；ここでは漁獲時期を9月中旬、9月下旬、10月上旬以降とし2×3分割表として検定した）（Fig. 3；上段）、さらに放流方法ごと年齢別にみると、5年魚のほうが4年魚よりも漁獲時期が早い傾向もみられた（Fig. 3；上段）。

一方、河川でも9月下旬を中心に標識魚が捕獲され、標識魚の採卵月日を過ぎた10月に入るとその数はわずかと

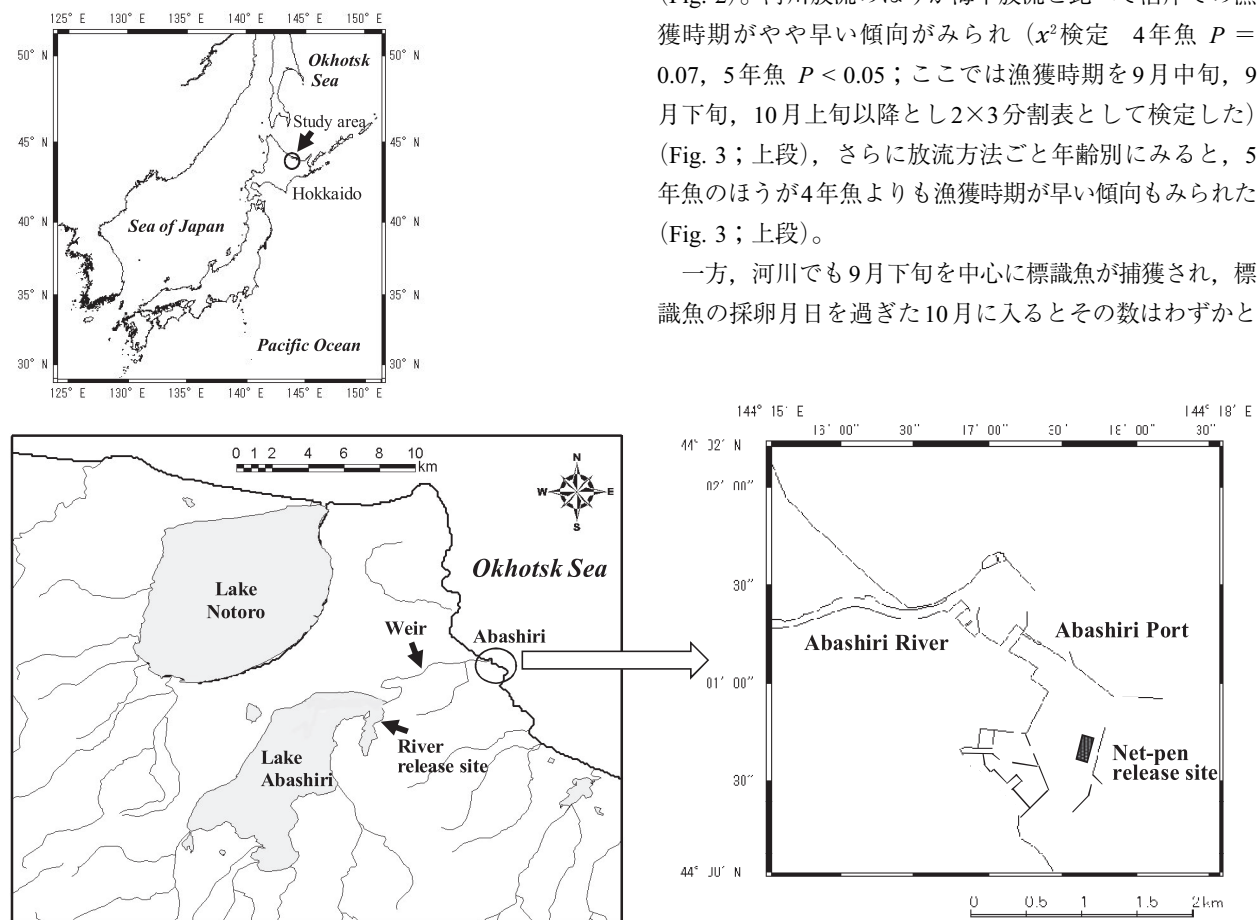
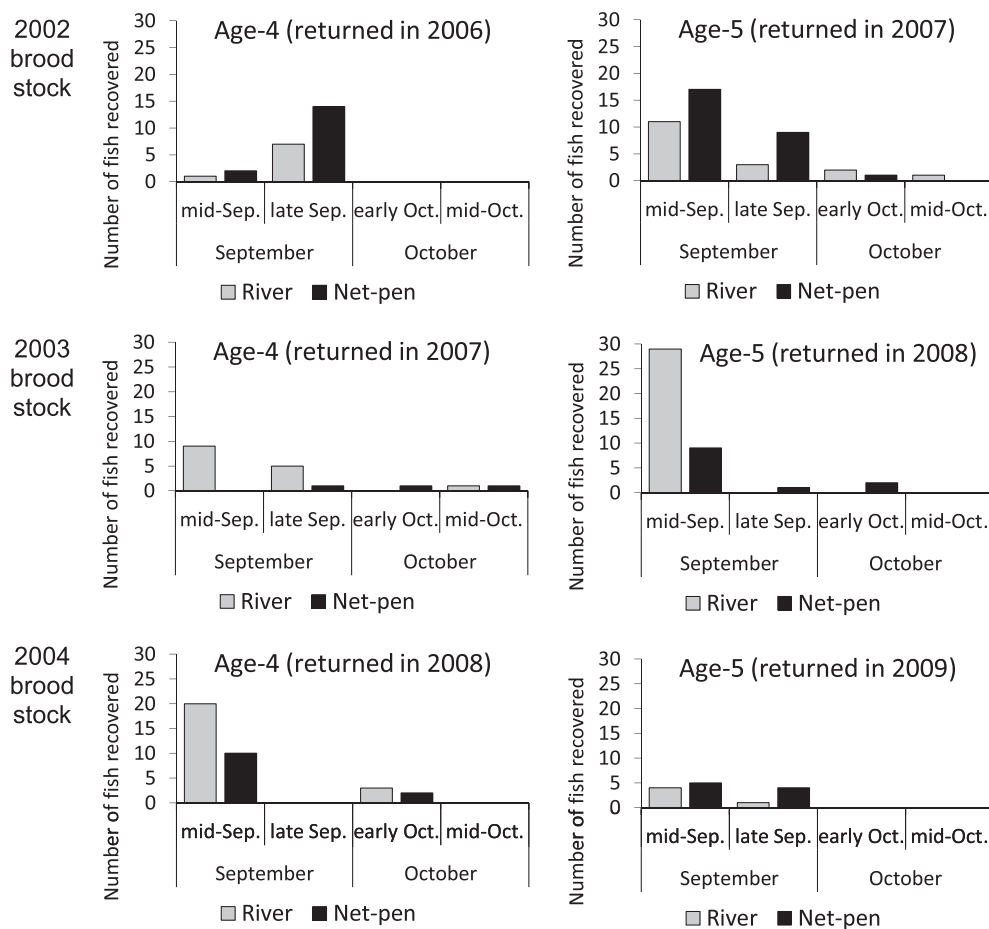


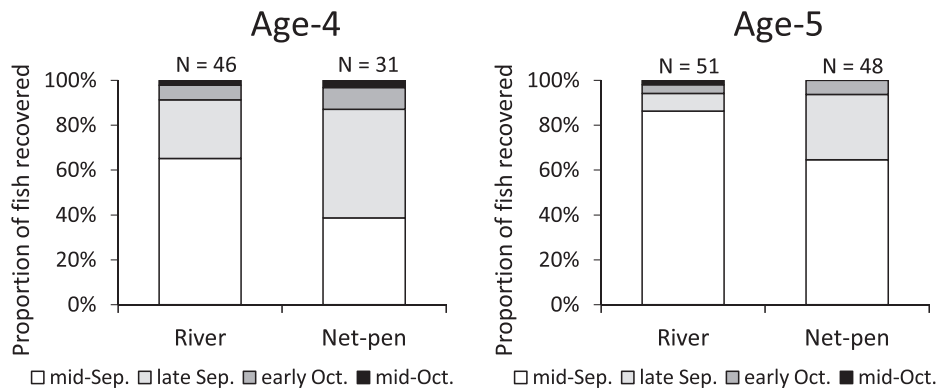
Fig.1 Map of the Abashiri River and Abashiri Port where marked juvenile chum salmon were released. Returning chum salmon were captured by the weir installed in the Abashiri River.

Table 2 Number of marked chum salmon recovered in coastal commercial fishery and in river broodstock collection in the Abashiri River.

Brood year	Age at return	Year of return	Number of mark recoveries in coastal commercial fishery			Number of mark recoveries in river broodstock collection			Return rate to river
			River release (A)	Net-pen release (B)	Ratio (A : B)	River release (C)	Net-pen release (D)	Ratio (C : D)	Ratio of river release to net-pen release (C/A : D/B)
2002	Age-4	2006	9	17	1 : 1.89	-	-	-	-
	Age-5	2007	17	27	1 : 1.59	34	37	1 : 1.09	1 : 0.69
	Total		26	44	1 : 1.69	34	37	1 : 1.09	1 : 0.64
2003	Age-4	2007	15	3	1 : 0.20	49	5	1 : 0.10	1 : 0.51
	Age-5	2008	31	12	1 : 0.39	73	7	1 : 0.10	1 : 0.25
	Total		46	15	1 : 0.33	122	12	1 : 0.10	1 : 0.30
2004	Age-4	2008	23	12	1 : 0.52	68	15	1 : 0.22	1 : 0.42
	Age-5	2009	5	9	1 : 1.80	181	11	1 : 0.06	1 : 0.04
	Total		28	21	1 : 0.75	249	26	1 : 0.10	1 : 0.14

**Fig.2** Number and timing of marked chum salmon recovered as age-4 and age-5 fish in the coastal commercial fishery from 2006 to 2009.

Coastal catch



River catch

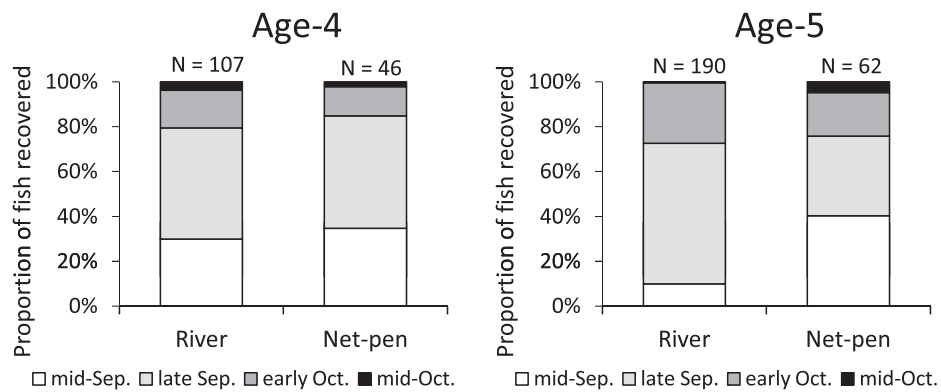


Fig.3 Recovery timing of marked chum salmon in the coastal commercial fishery (upper panels) and in broodstock collection in the Abashiri River (lower panels) from 2006 to 2009.

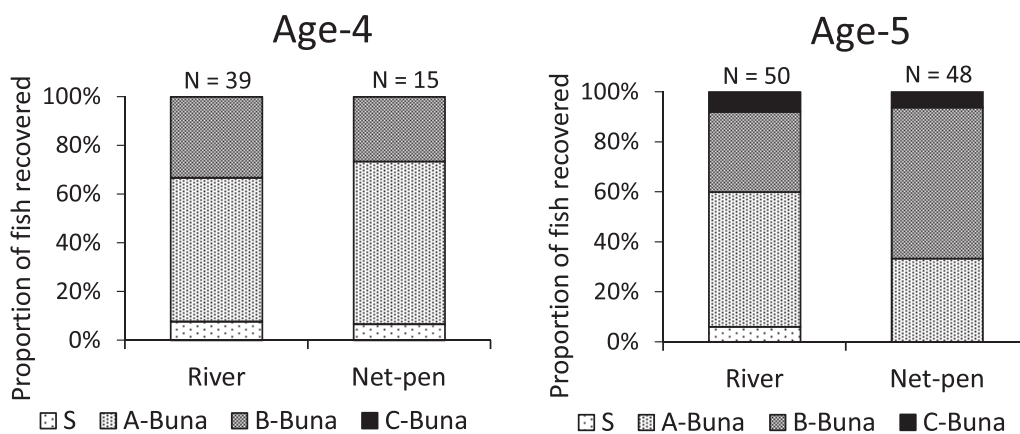


Fig.4 Maturity level of marked chum salmon recovered in the coastal commercial fishery from 2006 to 2009. Chum salmon was classified into four classes of maturity level based on appearance, S (silvery fish called Ginke), A-Buna, B-Buna, and C-Buna (completely matured), as defined by Hatano (1985).

なった (Fig. 3; 下段)。海中放流および河川放流された標識魚の捕獲時期を比べると, 4年魚では違いはみられなかったが (χ^2 検定 $P = 0.69$; ここでは捕獲時期を9月中旬, 9月下旬, 10月上旬以降とし2×3分割表として検定した), 5年魚では有意な差がみられた (χ^2 検定 $P < 0.01$) (Fig. 3; 下段)。

沿岸で漁獲された標識魚の成熟度を比較すると, 4年魚では河川放流と海中放流には違いはみられないものの (χ^2 検定 $P = 0.64$; ここではギンケとAブナを合計し, BブナとCブナを合計して2×2分割表として検定した), 5年魚では海中放流のほうが成熟度が進んだ魚の割合が高い傾向がみられた (χ^2 検定 $P < 0.01$) (Fig. 4)。年齢別にみると5年魚のほうが4年魚よりも成熟度が進んだ魚の割合が高い傾向がみられた。

考 察

本研究では北海道オホーツク海側の網走川および網走沿岸から2002~2004年採卵の3年級を対象として, サケ稚魚を標識放流し, 両群の沿岸および河川への回帰尾数を調べた。沿岸での回帰尾数は海中放流のほうが多い年級 (2002年級) がみられた一方, 河川放流のほうが多い年級 (2003年級) もあり, 一概に海中放流の効果が高いとの結果とはならなかった。これは岩手県における先行研究の結果と同様と言える (飯岡, 1982; 関, 2013)。放流後のサケ稚魚の生残率には年変動があり, 河川と沿岸の環境や飼育管理の仕方も異なることから, 二つの方法による放流効果が変動することは自然な結果とも言える。放流前の海水馴致はサケの回帰率を高めるとの報告もあり (小島ら, 1990), また, 海外の研究事例を見ても河川の河口域や沿岸域から放流したサケ科魚類の種苗の回帰率が高い事例もみられており (Wertheimer *et al.* 1983; Ward and Slaney 1990; Salminen and Erkamo 1998), 海中飼育放流は降海直後のサケ稚魚の生残率を高めるには一定の効果が期待される。河川放流, 海中飼育放流のいずれにせよ, 放流稚魚の種苗性や放流時期が重要であり, 適切な飼育管理が行われることが不可欠と言える。

河川遡上率あるいは河川回帰率を比較するために, 沿岸漁獲での標識魚の発見尾数に対する河川捕獲での発見尾数の比をみると (Table 2; 最右列), 河川放流群が海中放流群を常に上回った。このことは, 河川遡上率あるいは河川回帰率は海中放流では明らかに低下することを意味するものと考えられる。サケの放流事業では放流用種卵の確保が重要であり, この観点からみると, 海中飼育放流した稚魚では河川遡上率が低下するため, 親魚確保には不向きであると言える。北海道におけるサケの放流

尾数と親魚の捕獲尾数は毎年北海道庁が定める「さけ・ますふ化放流計画」で定められ, 最近の各地区の放流数はほぼ一定に保たれている。海中飼育放流数を増やす場合には, 同地区内の河川放流数を減らすなどの調整が必要であるが, その際は放流事業に必要な親魚が十分に確保できることが前提となるものと考えられる。

本研究では具体的なデータの少なかった海中放流による回帰効果と河川遡上率のデータが得られた。さらに, 沿岸での漁獲時期や成熟度にも放流方法間で違いがみられる傾向も示唆された。ただし, 本研究での海中での飼育日数は8~12日間であり, 実際の放流事業での海中飼育の日数と比べ短い (2013年度の全道の海中飼育の平均日数は29日, 範囲は12~67日: 北海道さけ・ます増殖事業協会, 2015)。2002年級では飼育せずに生簀の設置場所の横に放流するなど, 本研究では海中での飼育日数が年によっても異なっており, このことが回帰数や河川遡上率の年級間の違いの要因となっている可能性もある。また, 2003年級および2004年級の海中飼育後の放流サイズのデータも得られておらず, さらに, 回帰調査も標本抽出率が不明であるなど, 本研究は海中飼育放流の回帰率や河川遡上率を定量的に評価できる調査計画にはなっていなかった。放流効果は実施場所の条件, 飼育管理の仕方, 自然環境要因の年変動によって左右されることが予想されるので, 調査計画もさらに精査した上でさらに海中飼育放流の効果に関する調査データを蓄積していくことが必要であるものと考えられる。

謝 辞

本研究におけるサケの標識放流は, 一般社団法人北見管内さけ・ます増殖事業協会, 網走漁業協同組合と共同で実施し, 水産総合研究センターさけますセンターのご協力を賜りました。回帰調査では網走合同定置漁業の皆様にご協力をいただきました。これらの皆様に厚くお礼申し上げます。

引用文献

- Gunnerød TB, Hvidsten NA, Heggberget TG. Opensea releases of Atlantic salmon smolts, *Salmo salar*, in central Norway, 1973–83. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1988; **45**: 1340–1345.
- 羽田野六男. ブナ化と成分変化. 水産学シリーズ55「秋サケの資源と利用 (座間宏一・高橋裕哉編)」恒星社厚生閣, 東京. 1985; 68–83.
- 北海道さけ・ます増殖事業協会. 平成25 (2013) 年度さ

- け・ます増殖事業成績書．公益社団法人北海道さけ・ます増殖事業協会，札幌，2015；35-36.
- 飯岡主悦．シロザケ稚魚海中飼育放流による沿岸回帰特性．別枠さけ・海中飼育放流．昭和56年度報告．東北区水産研究所，1982；35-46.
- Kaeriyama M. Dynamics of chum salmon, *Oncorhynchus keta*, populations released from Hokkaido, Japan. *N. Pac. Anadr. Fish Comm. Bull.* 1998; 1: 90-102.
- 婦山雅秀．サケの個体群生態学．「サケ・マスの生態と進化（前川光司編）」文一総合出版，東京．2004；137-161.
- 小林哲夫．「日本サケ・マス増殖史」北海道大学出版会，札幌．2009.
- 小島 博，新谷康二，山下幸悦，佐々木義隆，宮本真人，黒川忠英，松原貞夫，岩田宗彦．海水馴致処理を経たサケの回帰．北海道立水産孵化場研究報告 1992；46：17-22.
- Larsson P-O. Predation on migrating smolts as a regulating factor in Baltic salmon, *Salmo salar* L., populations. *J. Fish Biol.* 1985; 26: 391-397.
- Miyakoshi Y, Nagata M, Kitada S, Kaeriyama M. Historical and current hatchery programs and management of chum salmon in Hokkaido, northern Japan. *Rev. Fish. Sci.* 2013; 21: 469-479.
- 宮腰靖之，安藤大成，藤原 真，虎尾 充，隼野寛史，ト部浩一．北海道オホーツク海側の河川に遡上したサケの魚体サイズの特徴．北海道水産試験場研究報告 2013；84：21-29.
- 野川秀樹・八木沢功．さけます類の人工孵化放流に関する技術小史（飼育管理編）．水産技術 2011；3：67-89.
- Salminen M, Erkamo E. Comparison of coastal and river releases of Atlantic salmon smolts in the river Kokemaenjoki, Baltic Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 1998; 55: 1071-1081.
- 関 二郎．さけます類の人工孵化放流に関する技術小史（放流編）．水産技術 2013；6：69-82.
- Thedinga JF, Murphy ML, Johnson SW, Lorenz JM, Koski KV. Determination of salmonid smolt yield with rotary-screw traps in the Situk River, Alaska, to predict effects of glacial flooding. *N. Am. J. Fish. Manage.* 1994; 14: 837-851.
- Ward BR, Slaney PA. Returns of pen-reared steelhead from riverine, estuarine, and marine releases. *Trans. Am. Fish. Soc.* 1990; 119: 492-499.
- Wertheimer AC, Heard WR, Martin RM. Culture of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) smolts in estuarine net pens and returns of adults from two smolt releases. *Aquaculture* 1983; 32: 373-381.

根室管内におけるサケの放流場所と河川回帰の関係

春日井 潔^{*1}, 佐々木義隆²

¹北海道立総合研究機構さけます・内水面水産試験場,

²北海道立総合研究機構さけます・内水面水産試験場道東支場

Relationship between release sites and return of adult chum salmon to the rivers in the Nemuro Region, eastern Hokkaido

KIYOSHI KASUGAI^{*1} and YOSHITAKA SASAKI²

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

² Doto Research Branch, Salmon and Freshwater Fisheries Research Institute, Hokkaido Research Organization, *Nakashibetsu, Hokkaido, 086–1164, Japan*

The relationships between the release sites of chum salmon *Oncorhynchus keta* fry and the return of adult salmon to the river was examined by comparing the number of released chum salmon fry from 1984 to 2012 (brood years) and that of returned adult salmon four years after their release in the 11 rivers of the Nemuro Region, eastern Hokkaido, northern Japan, where fry were stocked and adults were captured. A significant positive correlation was observed between mean river return rates and downstream distances in each river—shorter the downstream distance, the lower the river return rate. Moreover, a significant negative correlation between the coefficient of variation for river return rate and downstream distance indicated that these rates might fluctuate considerably in rivers with short downstream distances.

キーワード：回帰，河川，降河距離，サケ，放流場所

北海道ではサケ *Oncorhynchus keta* はおもに人工ふ化増殖事業によって回帰資源が維持されていると考えられている。人工ふ化増殖事業においては、河川に遡上し、捕獲した親魚から採卵し、放流種苗を生産している。そのため、安定的に親魚を捕獲することが求められる。

サケを含むサケ科魚類は生まれた河川あるいは放流された河川に親魚として回帰するが、いくらかの個体は他の河川に迷入することが知られている (e.g. Quinn, 1984; 1993; 2005; Hendry *et al.*, 2004; Pess, 2009; Keefer and Caudill, 2012)。サケのふ化放流事業が盛んに行われている南東アラスカのふ化場は大部分が沿岸に設置され、サケ稚魚は多くが入江や海中飼育の生け簀から放流されている (石黒・田宮, 2000)。アラスカではサケの迷入する個体の比率は放流場所から離れるほど少なくなる一方で、放流場所から 50 km 以内で高く、90% 近くに達することが報告されている (Piston and Heintz, 2012a; 2012b)。また、

ギンザケ *O. kisutch* やマスノスケ *O. tshawytscha* は沿岸に近い河川で放流された場合、迷入が多いことが報告されている (Shapovalov and Taft, 1954; Quinn *et al.*, 1991; Heard, 1996; Marston *et al.*, 2012)。北海道においても、海岸線近くに設置されたふ化場は多く、河口から数百 m 上流から放流しているふ化場もある。河口の近くから放流された場合、他河川への迷入が多くなることが予想され、放流河川への遡上が少なくなる結果、採卵用の親魚確保に支障を来す可能性がある。本報告では、河川回帰状況を放流場所の観点から検討した。

材料および方法

サケの放流数および河川捕獲尾数 北海道東部の根室管内の 11 放流・捕獲河川 (北部地区：羅臼川，春荊古丹川，元崎無異川，薫別川，伊茶仁川，標津川；南部地区：当

幌川, 床丹川, 西別川, 風蓮川, 別当賀川) における1984~2010年に採卵された年級群を解析の対象とした (Fig. 1)。

根室管内の標津沿岸では2011~2014年に漁獲したサケ親魚および標津川に遡上したサケ親魚の平均年齢はそれぞれ4.24~4.46歳, 4.41~4.56歳であったことから (春日井ら, 2015), 平均的な回帰年齢を4歳とし, 採卵した年の4年後の沿岸漁獲尾数および河川捕獲尾数を当該年級の回帰と見なした。

$$Ct_j = Cc_j + Cr_j \quad (1)$$

$$R_j = Ct_j / Nr_j \quad (2)$$

ここで,

i : 河川 ($i = 1-11$),

j : 採卵した年 ($j = 1984-2010$),

Cr_{ij} : i 河川の j 年級の河川捕獲尾数 ($j+4$ 年の河川捕獲尾数),

Cr_j : 根室管内全体の j 年級の河川捕獲尾数 ($j+4$ 年の河川捕獲尾数), ;

Cc_j : 根室管内全体の j 年級の沿岸漁獲尾数 ($j+4$ 年の沿岸漁獲尾数),

Ct_j : 根室管内全体の j 年級の来遊数 ($j+4$ 年の来遊数), ;

R_j : 根室管内全体の j 年級の単純回帰率,

Nr_j : 根室管内全体における j 年級の放流尾数。

サケは降海直後に大きな減耗が起こっていると推測されている (Parker, 1962; Bax, 1983; Pearcy, 1992; Karpenko, 1998; Wertheimer and Thrower, 2007)。沿岸環境の変動にともない各年級の豊度は年によって異なるため、サケの回帰率は年級によって変化する。河川への遡上状況を年級間で比較するため、根室管内全体の平均回帰率と当該年の回帰率の差を用い、河川捕獲尾数を以下の式によって補正した。各河川の河川への回帰状況を示す河川回帰率を以下の式によって算出した。

$$RCr_{ij} = Cr_{ij} \cdot (1 - (R_{mean} - R_j)) \quad (3)$$

$$Rr_{ij} = RCr_{ij} / Nr_{ij} \quad (4)$$

ここで,

RCr_{ij} : 回帰率で補正した河川 i の河川捕獲尾数,

R_{mean} : 根室管内全体の1984~2010年級の回帰率の平均,

Nr_{ij} : 河川 i における j 年級の放流尾数,

Rr_{ij} : 河川 i の j 年級の河川回帰率。

河川遡上に影響を及ぼす要因 根室管内の各捕獲河川 (羅臼川, 春苅古丹川, 元崎無異川, 薫別川, 伊茶仁川, 標津川, 当幌川, 床丹川, 西別川, 風蓮川, 別当賀川) の放流場所から河口までの距離 (以下, 降河距離) を, フリーソフトのカシミール3D Ver. 9.2.0 (<http://www.kashmir3d.com/>) 上で, 国土地理院の電子地図 (<http://mapps.gsi.go.jp/maplibSearch.do>) から測定した。一つの河川に複数のふ化場がある場合, 降河距離はそれらの平均を代表値とした。降河距離は対数変換した後, 解析を行った。

1984~2010年のそれぞれの年において河川回帰率と降河距離の対数値の間で相関分析を行った (Pearsonの積率相関)。有意水準は5%とした。

結 果

降河距離は0.33~100.48 kmと非常に大きな範囲を示し, 平均±標準偏差は28.4 ± 32.8 kmであった (Table 1)。

各河川の放流尾数は1,020,000~54,836,000尾 (平均±標準偏差=14,553,000 ± 13,159,000尾), 捕獲尾数は51~439,893尾 ($n = 27, 39,605 \pm 70,084$ 尾) であった (Table 1)。各河川の補正河川回帰率は0.000~1.536% (0.213 ± 0.206) の範囲をとった (Table 2)。河川間で補正河川回帰率の平均値が最も高かったのは標津川で0.486 ± 0.185%, もっとも低かったのは元崎無異川で0.076 ± 0.148%であった。

1984~2010年級群の年級ごとに降河距離と補正河川回

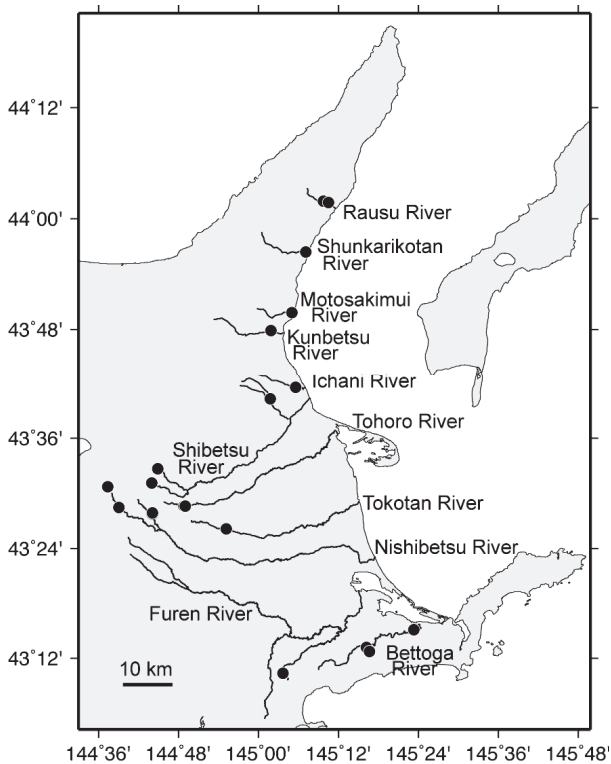


Fig.1 Location of the release sites of chum salmon fry in each river, where fry were stocked and adult salmon were captured, in the Nemuro Region. Closed circles indicate the release sites of chum salmon fry.

Table 1 Number of stocked chum salmon fry, number of adults caught four years after release, and downstream distances in the river in the Nemuro Region from 1984 to 2010.

River	Number of stocked fry (thousand fish) Mean \pm SD (Range)	Number of adult catch in the rivers Mean \pm SD (Range)	Distance between release site and river mouth (km)
Rausu	9,836 \pm 1,782 (3,726–14,301)	15,693 \pm 26,819 (1,662–139,630)	2.56
Shunkarikotan	9,797 \pm 3,363 (2,495–12,957)	8,544 \pm 6,193 (705–27,405)	0.58
Motosakimui	12,343 \pm 2,033 (6,023–13,995)	7,050 \pm 9,752 (51–45,132)	0.33
Kunbetsu	10,355 \pm 2,504 (7,165–16,854)	15,716 \pm 13,665 (1,384–58,786)	3.50
Ichani	9,514 \pm 1,812 (7,302–14,207)	15,022 \pm 10,157 (4,237–39,547)	3.24
Shibetsu	41,781 \pm 4,448 (37,078–54,836)	208,800 \pm 97,593 (80,210–439,893)	32.03–39.00*
Tohoro	11,639 \pm 2,732 (9,341–22,400)	32,578 \pm 12,220 (14,876–64,132)	64.73
Tokotan	6,994 \pm 1,602 (4,207–9,475)	16,538 \pm 11,959 (2,185–43,440)	49.87
Nishibetsu	44,025 \pm 3,068 (39,491–51,290)	118,176 \pm 73,538 (42,706–321,771)	100.48
Furen	8,328 \pm 2,496 (2,300–13,280)	15,065 \pm 6,225 (6,003–26,131)	39.17
Bettoga	7,490 \pm 1,262 (4,950–9,767)	9,104 \pm 5,837 (1,488–25,040)	15.45

* From 2005 brood year onwards, fry were stocked from the Kamishibetsu hatchery, which is located in the upper reaches of the Shibetsu River.

Table 2 Estimated river return rates of the Nemuro Region from 1984 to 2010.

River	Mean \pm SD (%)	Range (%)
Rausu	0.188 \pm 0.358	0.018–1.536
Shunkarikotan	0.133 \pm 0.177	0.005–0.719
Motosakimui	0.076 \pm 0.148	0.000–0.758
Kunbetsu	0.138 \pm 0.092	0.014–0.353
Ichani	0.147 \pm 0.076	0.053–0.326
Shibetsu	0.486 \pm 0.185	0.207–0.980
Tohoro	0.287 \pm 0.103	0.120–0.545
Tokotan	0.228 \pm 0.154	0.043–0.653
Nishibetsu	0.264 \pm 0.162	0.109–0.754
Furen	0.216 \pm 0.174	0.057–0.956
Bettoga	0.120 \pm 0.068	0.019–0.306

Estimated return rates in the rivers (%) = adults caught in the rivers four years after the brood years/number of stocked fry in the rivers \times 100

帰率の間の関係を見ると、27年級群中15年級群（1993–2000年、2002年、2004–2007年、2009–2010年）で有意な正の相関を示した（Table 3）。全年級をまとめた各河川の河川回帰率の平均値と降河距離との間には有意な正の相

Table 3 Results of correlation analyses between estimated river return rates and distances from the release site to the river mouth in the Nemuro Region.

Brood year	<i>df</i>	<i>t</i>	<i>p</i> -value	Correlation coefficient
1984	9	−1.811	0.104	−0.517
1985	9	−0.445	0.667	0.147
1986	9	0.613	0.555	0.200
1987	9	1.766	0.111	0.507
1988	9	1.591	0.146	0.469
1989	9	1.322	0.219	0.403
1990	9	0.129	0.901	0.043
1991	9	2.088	0.066	0.571
1992	9	0.346	0.738	0.114
1993	9	2.796	0.021	0.682
1994	9	2.362	0.042	0.619
1995	9	3.716	0.005	0.778
1996	9	3.722	0.005	0.779
1997	9	3.794	0.004	0.784
1998	9	2.938	0.017	0.700
1999	8	2.915	0.019	0.718
2000	9	2.492	0.034	0.639
2001	9	1.757	0.113	0.505
2002	9	2.911	0.017	0.696
2003	9	1.867	0.095	0.528
2004	9	4.457	0.002	0.830
2005	9	2.939	0.017	0.700
2006	9	2.288	0.048	0.606
2007	9	2.851	0.019	0.689
2008	9	1.258	0.240	0.387
2009	9	3.691	0.005	0.776
2010	9	2.383	0.041	0.622

関が認められた（ $t = 2.593$, $df = 9$, $p = 0.029$, $r = 0.654$; Fig. 2A）。また、河川回帰率の変動係数と降河距離との間には有意な負の相関が認められた（ $t = -3.349$, $df = 9$, $p = 0.0085$, $r = -0.745$; Fig. 2B）。

考 察

本解析により、根室管内においては放流場所から河口までの距離が短いほど河川回帰率が低く、年変動が大きいことが明らかになった。

サケは匂いを頼りに生まれた／放流された河川に回帰すると考えられている（Wisby and Hasler, 1954）。匂いの記録にはスモルト化にともなうホルモン分泌の変化が関係していると推測されており（Rousseau *et al.*, 2012；上田, 2015）、スモルト変態前やスモルト変態中に記録が行われると考えられている（Hasler and Scholz, 1983; Dittman *et al.*, 1996）。サケは体長80 mm くらいでスモルト化するとされている（埴山, 1986）。根室管内の1984–2010年級の

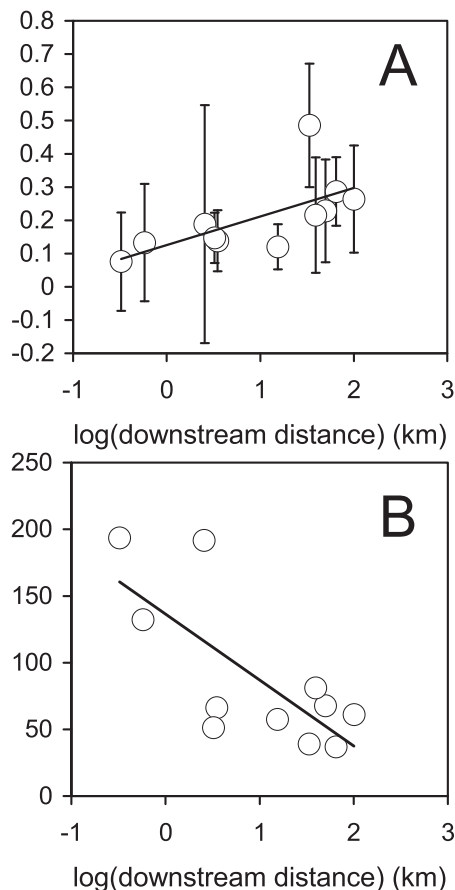


Fig.2 Relationship between downstream distance and river return rate in the Nemuro Region. A: relationship between downstream distance and mean river return rate; B: relationship between downstream distance and coefficient of variation for river return rate. Error bars indicate standard deviation.

放流時の平均体長および体重は4.57~5.47 cm, 0.87~1.35 gで, 体サイズの点ではスモルト化は十分ではないと思われるが, 記録は十分行われており親魚として回帰している。しかし, 流程の短い河川では, 非常に短時間で放流されたサケ稚魚は降河してしまうことが報告されていることから(永田・宮本, 1986), 降河距離が短い河川では河川内における滞在時間は短く, 記録が可能な時間も短いことが予想される。降河距離の短い河川において河川回帰率が低いのは, 降河中の記録期間の短さによることが要因の一つと考えられた。

根室管内ではサケの捕獲場は河口から0.08~12.37 km (平均2.47 km) に位置し, 降河距離と河口から捕獲場までの距離との間には有意な正の相関がある(春日井, 未発表データ; $t = 6.375$, $df = 9$, $p < 0.001$, $r = 0.905$)。サケは河川を探索するため一時的に生まれた/放流された河川以外に遡上することが知られている(Griffith *et al.*, 1999)。河川下流で親魚の捕獲を行っている場合, 一時的に探索のために遡上した魚を捕獲する可能性が高くなる

と考えられる。このため, 降河距離の短い河川では長い河川より河川回帰率の年による変動が大きくなったと考えられた。

本研究では, 根室管内における放流場所と河川回帰率との関係を見てきたが, 他の地域においてもこのような現象が観察されるのか, つまり普遍的な現象であるのか確認する必要がある。また, 放流場所以外にも, 河川遡上に影響を及ぼす他の要因についても検討を進める必要がある。

引用文献

- Bax NJ. Early marine mortality of marked juvenile chum salmon (*Oncorhynchus keta*) released into Hood Canal, Puget Sound, Washington, in 1980. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1983; 40: 426–435.
- Dittman AH, Quinn TP, Nevitt GA. Timing of imprinting to natural and artificial odors by coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1996; 53: 434–442.
- Griffith JN, Hendry AP, Quinn TP. Straying of adult sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*, entering a non-natal hatchery. *Fish. Bull.* 1999; 97: 713–716.
- Hasler AD, Scholz AT. *Olfactory Imprinting and Homing in Salmon*, Springer-Verlag, Berlin. 1983.
- Heard WR. Sequential imprinting in chinook salmon: is it essential for homing fidelity? *Bull. Natl. Res. Inst. Aquacult.* 1996; Suppl. 2: 59–64.
- Hendry AP, Castaic V, Kinnison MT, Quinn TP. The evolution of philopatry and dispersal: homing versus straying in salmonids. In: Hendry AP, Stearns SC (eds). *Evolution Illuminated: Salmon and Their Relatives*, Oxford University Press, New York, USA. 2004; 52–91.
- 石黒武彦, 田宮文彦. アメリカ合衆国アラスカ州及びワシントン州におけるさけ・ます増殖. さけ・ます資源管理センター技術情報 2000; 167: 9–20.
- 帰山雅秀. サケ *Oncorhynchus keta* (Walbaum) の初期生活に関する研究. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 1986; 40: 31–92.
- Karpenko VI. Ocean mortality of northeast Kamchatka pink salmon and influencing factors. *N. Pac. Anadr. Fish. Comm. Bull.* 1998; 1: 251–261.
- 春日井 潔, 安藤大成, 宮腰靖之, 虎尾 充. 標津沿岸および標津川におけるサケの年齢組成変化. 北水試研報 2015; 88: 55–58.
- Keefer ML, Caudill CC. A review of adult salmon and

- steelhead straying with an emphasis on Columbia River populations. University of Idaho, Technical Report 2012-6 to the U.S. Army Corps of Engineers Walla Walla District, Moscow. 2012; 78pp.
- Marston D, Mesick C, Hubbard A, Stanton D, Fortmann-Roe S, Tsao S, Heyne T. Delta flow factors influencing stray rate of escaping adult San Joaquin River fall-run chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *San Francisco Estuary Watershed Sci.* 2012; 10: 1-23.
- 永田光博, 宮本真人. 歌別川におけるサケ稚魚の降下移動とハナカジカによるサケ稚魚捕食量の推定. 北海道立水産孵化場研究報告 1986; 41: 13-22.
- Parker RR. A concept of the dynamics of pink salmon populations. In: Wilimovsky NJ (ed). *Symposium on pink salmon*, University of British Columbia, Vancouver. 1962; 203-211.
- Pearcy WG. *Ocean ecology of north Pacific salmonids*, University of Washington Press, Seattle. 1992.
- Pess GR. Patterns and processes of salmon colonization. Ph. D. Thesis, University of Washington, Seattle. 2009.
- Piston AW, Heintz SC. Hatchery chum salmon straying studies in Southeast Alaska, 2008-2010. Fishery Manuscript Series No. 12-01, Alaska Department of Fish and Game, Anchorage. 2012a; 35 pp.
- Piston AW, Heintz SC. Hatchery chum salmon straying studies in Southeast Alaska, 2011. Fishery Manuscript Series No. 12-45, Alaska Department of Fish and Game, Anchorage. 2012b; 29 pp.
- Quinn TP. Homing and straying in Pacific salmon. In: McCleave JD, Arnold GP, Dodson JJ, Neill WH (eds). *Mechanisms of Migration in Fishes*. Plenum Press, New York. 1984; 357-362.
- Quinn TP. A review of homing and straying of wild and hatchery-produced salmon. *Fish. Res.* 1993; 18: 29-44.
- Quinn TP. *The Behavior and Ecology of Pacific Salmon and Trout*, University of Washington Press, Seattle. 2005.
- Quinn TP, Nemeth RS, McIsaac DO. Homing and straying patterns of fall chinook salmon in the lower Columbia River. *Trans. Am. Fish. Soc.* 1991; 120: 150-156.
- Rousseau K, Martin P, Boeuf G, Dufour S. Salmonid smoltification. In: Dufour S, Rousseau K, Kapoor BG (eds). *Metamorphosis in Fish*, CRC Press, Boca Raton. 2012; 167-215.
- Shapovalov L, Taft AC. The life history of the steelhead rainbow trout (*Salmo gairdneri gairdneri*) and silver salmon (*Oncorhynchus kisutch*) with special reference to Waddell Creek, California, and recommendations regarding their management. *Fish Bull.* 98, California Dept. Fish Game, Sacramento. 1954; 375 pp.
- 上田 宏. サケの母川回帰性に関する生理学. 「三陸のサケ-復興のシンボル (上田 宏編)」北海道大学出版会, 札幌. 2015; 73-84.
- Wertheimer AC, Thrower FP. Mortality rates of chum salmon during their early marine residency. In: Grimes CB, Brodeur RD, Haldorson LJ, McKinnell SM (eds). *The ecology of juvenile salmon in the Northeast Pacific Ocean: Regional comparisons*. American Fisheries Society Symposium 57, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 2007; 233-247.
- Wisby WJ, Hasler AD. Effects of olfactory occlusion on migrating silver salmon *Oncorhynchus kisutch*. *J. Fish. Res. Board Can.* 1954; 11: 472-478.

北海道沖北部日本海でアニサキス幼虫に寄生されたオキアミ (*Thysanoessa longipes*) (短報)

浅見大樹

北海道立総合研究機構網走水産試験場

A euphausiid, *Thysanoessa longipes*, infected by an anisakid larva in the northern Japan Sea off Hokkaido (Short paper)

HIROKI ASAMI

Abashiri Fisheries Institute, Hokkaido Research Organization, Abashiri, Hokkaido 099–3119

A euphausiid, *Thysanoessa longipes*, infected by an anisakid larva was found in the northern Japan Sea off Hokkaido in April 2014. The anisakid larva was identified as *Anisakis* larva Type I (*Anisakis simplex* s.s.) from its morphological characters. This paper describes the new locality of *Thysanoessa longipes* infected by a Type I anisakid larva.

キーワード：アニサキス I 型幼虫, *Thysanoessa longipes*, 北海道沖北部日本海

海洋動物プランクトンは様々な寄生生物に寄生されている (大塚ら, 2000)。これまで、オキアミの寄生生物に関しても、吸虫類 (Komaki 1970, Shimazu 1971, 1972, 嶋津 1975c), 条虫類 (嶋津 1975a, 1975b), 鉤頭虫 (嶋津 1975a) など多くの報告がある。中でもオキアミは、鯨類および鰭脚類など海棲哺乳類を最終宿主とするアニサキス科線虫類の中間宿主であることが知られている (嶋津 1974, 倉持 2000)。アニサキス科線虫類は、これらが寄生した海産魚介類を人類が生食することにより起こる「アニサキス症」の原因として食品安全の観点において注意すべき生物であることから (浦和 1986), 本道近海における本種の分布生態を把握することは意義深い。本報では、北海道沖北部日本海で採集されたオキアミを観察した結果、アニサキス幼虫に寄生されたオキアミ 1 個体を認めたので、以下に報告する。

試料と方法

オキアミは 2014 年 4 月 12–14 日、道総研函館水試所属の試験調査船金星丸の調査航海時に採集された。調査海域および調査定点は Fig. 1 に示した。10 定点で夜間に稚魚ネットの表層 10 分曳きを行った。標本は採集後、直ちに 90

%エタノールで固定した。標本は実験室に持ち帰った後、実体顕微鏡下でオキアミ成体を選別し、5%ホルマリン海水に移し変えて保存した。

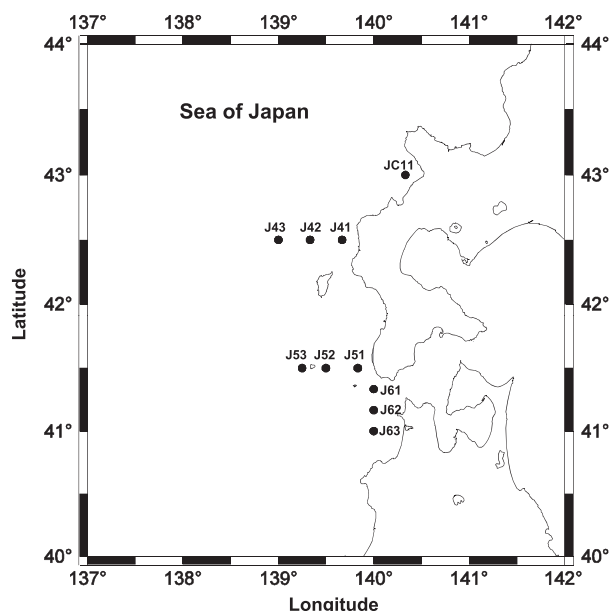


Fig.1 Study area in the northern Japan Sea off Hokkaido in April 2014 (●: Sampling stations of euphausiids).

結果と考察

オキアミは、*Euphausia pacifica* と *Thysanoessa longipes* の2種が確認された。*E. pacifica* の採集個体数は合計493個体で、定点J62の0個体から定点J52の213個体と地点間で大きく異なり、松前沖の定点J51, J52, J61で比較的多く採集された (Table 1)。*T. longipes* は *E. pacifica* よりも採集個体数は少なく合計83個体で、定点J42で61個体と最も多く採集された。表面水温は約8.2~8.9℃であった。

採集個体のうち、松前沖の定点J61で採集された *T. longipes* 3個体の中で、1個体 (体長25mm) の血体腔にアニサキス科線虫幼虫の寄生を認めた (Fig. 2)。そこで、虫

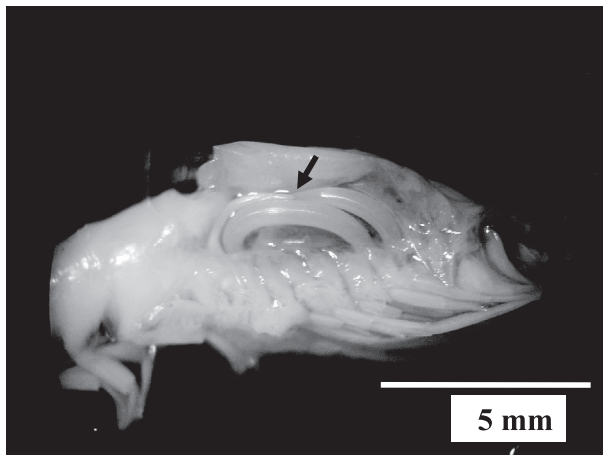


Fig.2 *Thysanoessa longipes* infected by an anisakid larva (arrow).

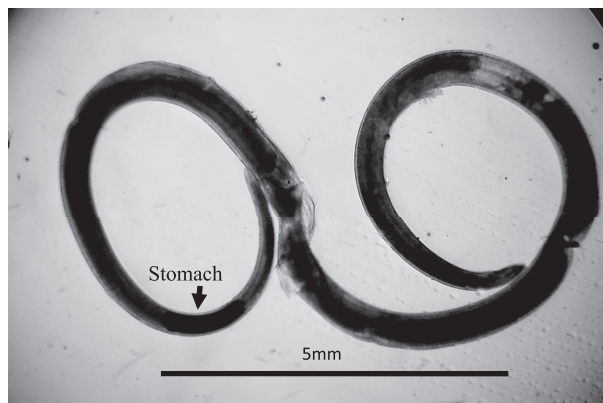


Fig.3 Whole body of an anisakid larva. The arrow shows the stomach.

体を摘出し、可能な限り体全体を伸ばし、体長および胃の長さと幅を計測した。さらに、グリセリン原液に浸して、実体顕微鏡および生物顕微鏡により体内部を観察した。一般に、アニサキス科線虫類には、*Anisakis* 属、*Pseudoterranova* 属、*Contracaecum* 属、*Raphidascaris* 属、*Hysterothylacium* 属が知られる (影井 1979)。本件では観察の結果、胃の周辺には腸盲嚢と胃盲嚢が認められなかったことから (Fig.3)、本虫体は *Anisakis* 属のアニサキス幼虫、Type I 型または II 型と推察された (小山 1974, 浦和 1986)。さらに尾端を詳しく観察した結果、尾小棘 (mucron) が認められたことから (Fig. 4)、アニサキス I 型幼虫であると同定された (小山 1974, 影井 1979)。日本近海ではアニサキス I 型幼虫として、*Anisakis simplex* sensu stricto (s.s.) (狭義の *Anisakis simplex*) と *Anisakis pegreffii* の2種が優占することが知られている (Umehara et al. 2007, Umehara et al. 2008, Quiazon et al. 2011)。現在、両者の区別は遺伝子解析が一般的であるが、本調査では虫体をホルマリン固定して保存していたため、遺伝子解析が困難であり、種同定は形態観察によらざるを得なかった。Quiazon et al. (2008) によれば、アニサキス I 型幼虫の胃の長さは *A. simplex* s.s. と *A. pegreffii* を区別する重要な形質であり、*A. simplex* s.s. では 0.90–1.50 mm、*A. pegreffii* では 0.50–0.78 mm である。本虫体の体長は 26.80 mm、胃

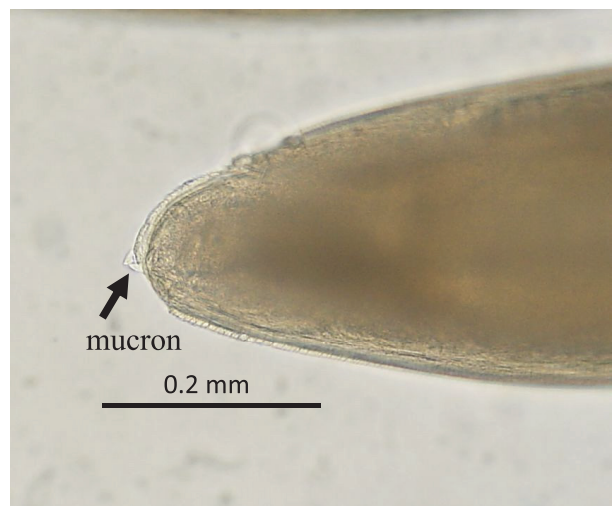


Fig.4 Photomicrograph showing the posterior part of an anisakid larva. The arrow shows the mucron.

Table 1 Euphausiids collected from the northern Japan Sea off Hokkaido during April 12–14, 2014.

Station	JC11	J41	J42	J43	J51	J52	J53	J61	J62	J63
Sampling date	14-Apr	13-Apr	13-Apr	13-Apr	13-Apr	13-Apr	13-Apr	12-Apr	12-Apr	12-Apr
Sampling time	4:11	23:50	21:51	19:45	0:11	2:04	3:37	22:21	21:02	19:50
SST	8.2	8.3	8.4	8.9	8.6	8.7	8.5	8.4	8.6	8.8
No. of individuals (inds.)										
<i>Euphausia pacifica</i>	5	1	3	28	180	213	7	45	0	10
<i>Thysanoessa longipes</i>	9	0	61	12	0	0	0	3	0	0

の長さは1.21 mm, 胃の幅は0.25 mm (胃の幅に対する長さの比は4.84) であった。よって, 腸盲嚢と胃盲農が観察されなかったこと, 尾小棘が観察されたこと, 胃の長さ(1.21 mm)などを総合的に判断して, 本虫体は, *Anisakis simplex* s.s.の可能性が高いと推定された。

これまで, アニサキス幼虫 (Type I) に寄生された *T. longipes* は北太平洋沖合域からの報告があるが (大島ら, 1969, Shimazu and Oshima 1972), 北海道沖日本海での確認は本報告が初記録である。日本海において, オキアミ *T. longipes* はカラフトマスやサクラマス (深滝 1967, 1969), スケトウダラ (飯塚ら, 1954, 小岡ら, 1997) などに捕食される。北部日本海に分布するサケ科魚類やスケトウダラにアニサキス幼虫の寄生が認められることから (Nagasawa *et al.* 1987, 長澤 1993), 今回の観察は, 北部日本海においてもオキアミ *T. longipes* はアニサキス幼虫の運搬宿主 (小川 2005) の一種となっていることが考えられた。

本件では, 合計83個体の *T. longipes* を観察した結果, アニサキス幼虫に寄生された個体が1個体観察された一方, 合計493個体の *E. pacifica* から寄生された個体は見つからなかった。しかし, アラスカ海域では合計10,302個体の *T. longipes* からは *Anisakis simplex* 幼虫の寄生個体は1個体も見つからなかったが, 合計7,443個体の *E. pacifica* から1個体の寄生個体が見つかり (Smith and Snyder 2005), 寄生率に違いが認められた。大塚ら (2000) も指摘しているように, オキアミへのアニサキス幼虫の寄生生態 (寄生する種類やその寄生率の違い等) の解明のためには, プランクトン研究と寄生虫研究の両面からのアプローチが必要であろう。

謝 辞

本研究を行うにあたり, 貴重な助言をいただいた広島大学大学院生物圏科学研究科長澤和也博士, (独)水産総合研究センター北海道水産研究所浦和茂彦博士, (公財)目黒寄生虫館館長小川和夫博士の皆様に深く感謝いたします。

引用文献

深滝 弘. 1965年春季におけるカラフトマスの食性. 日本海区水産研究所研究報告 1967; 17: 49-66.
深滝 弘. 日本海沖合におけるサクラマス成魚の食性. 日本海区水産研究所研究報告 1969; 21: 17-34.
飯塚 篤, 黒萩 尚, 生田浩三, 今井辰一郎. 北海道近海産スケトウダラの天然餌料とその海域別特性につ

いて. 北海道水産研究所研究報告 1954; 11: 7-20.
影井 昇. オキアミと寄生虫 (I). 鯨研通信 1979; 24: 53-62.
Komaki, U. On the parasitic organisms in a krill, *Euphausia similis*, from Suruga Bay. *J. Oceanogr* 1970; 26: 283-295.
小岡孝治, 高津哲也, 亀井佳彦, 中谷敏邦, 高橋豊美. 北部日本海中層に生息するスケトウダラの春季と秋季における食性. 日本水産学会誌 1997; 63(4): 537-541.
小山 力. 1.形態・分類「水産学シリーズ7, 魚類とアニサキス (日本水産学会編)」恒星社厚生閣, 東京, 1974; 9-19.
倉持利明. アニサキスの生物学. 海洋と生物 2000; 22: 448-454.
Nagasawa K, Urawa S, Awakura T. A checklist and bibliography of parasites of salmonids of Japan. *Sci. Rep. Hokkaido Salmon Hatchery* 1987; 41: 1-75.
長澤和也. 日本周辺海域におけるタラ科魚類の寄生虫 (総説・文献目録). 北海道立水産試験場研究報告 1993; 42: 69-89.
小川和夫. 魚類寄生虫学. 2005東京大学出版会, 東京, pp 215
大塚 攻, 長澤和也, 槐島光次郎. 海洋動物プランクトンの寄生生物 (総説). 日本プランクトン学会報 2000; 47, 1-16.
大嶋智夫, 嶋津 武, 小山博誉, 赤羽啓栄. オキアミ類に寄生していた *Anisakis* 属幼虫について. 寄生虫学雑誌 1969; 18: 241-248.
Quiazon KMA, Yoshinaga T, Ogawa K, Yukami R. Morphological differences between larvae and *in vitro*-cultured adults of *Anisakis simplex* (sensu stricto) and *Anisakis pegreffii* (Nematoda: Anisakidae). *Parasitol. Internat.* 2008; 57: 483-489.
Quiazon KMA, Yoshinaga T, Ogawa K. Distribution of *Anisakis* species larvae from fishes of the Japanese waters. *Parasitol. Internat.* 2011; 60:223-226.
Shimazu T, Oshima T. Some Larval Nematodes from Euphausiid Crustaceans 「Biological Oceanography of the Northern North Pacific Ocean (Takenouchi *et al* (eds))」 *Idemitsu Shoten*, Tokyo, 1972; 403-409.
嶋津 武. 2.生態「水産学シリーズ7, 魚類とアニサキス (日本水産学会編)」恒星社厚生閣, 東京, 1974; 23-43.
Shimazu T. Description of the progenetic metacercaria of *Pseudopecoelus japonicas* (Allocreadiidae: Trematoda)

- from *Euphausia similis* (Euphausiacea Crustacea) of Suruga Bay. *Jap. J. Parasitol.* 1971; 20: 83–86.
- Shimazu T. On the parasitic organisms in a krill, *Euphausia similis*, from Suruga Bay. IV. Metacercariae of the digenetic trematodes. *Jap. J. Parasitol.* 1972; 21: 287–295.
- 嶋津 武. 駿河産オキアミ *Euphausia similis* に見られた寄生生物について. VI. 線虫幼生. 寄生虫学雑誌 1975 c ; 24 : 362–364.
- 嶋津 武. 北部北太平洋産オキアミ類寄生の条虫および鉤頭虫の幼生について. 日本水産学会誌 1975 a ; 41 : 813–821.
- 嶋津 武. 駿河産オキアミ *Euphausia similis* に見られた寄生生物について. V. 条虫幼生. 寄生虫学雑誌 1975 b ; 24 : 122–128.
- Smith J. W. Snyder J. M. New locality records for the third-stage larvae of *Anisakis simplex* (sensu lato) (Nematoda: Ascaridoidae) in euphausiids *Euphausia pacifica* and *Thysanoessa raschii* from William Sound, Alaska. *Parasitol. Res.* 2005; 97, 539–542.
- Umehara A, Kawakami Y. Araki J. Uchida A. Molecular identification of the etiological agent of the human anisakiasis in Japan. *Parasitol. Internat.* 2007; 56: 211–215.
- Umehara A, Kawakami Y. Araki J. Uchida A. Multiplex PCR for the identification of *Anisakis simplex* sensu stricto, *Anisakis pegreffii* and other anisakid nematodes. *Parasitol. Internat.* 2008; 57: 49–53.
- 浦和茂彦. サケ・マスの寄生虫Ⅱアニサキス科線虫の生物学と人体感染の予防. 魚と卵 1986 ; 156 : 52–70.

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)

吉田秀嗣^{*1}, 金森 誠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中央水産試験場

The link between environmental factors and blooms of the toxic dinoflagellate, *Alexandrium tamarense*, in Funka Bay, Hokkaido (Note)

HIDETSUGU YOSHIDA^{*1}, MAKOTO KANAMORI¹ and MASATOSHI SATO²

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

² Central Fisheries Institute, Hokkaido Research Organization, *Yoichi, Hokkaido 046-8555, Japan*

キーワード: *Alexandrium tamarense*, 出荷規制, ブルーム形成要因, 噴火湾, ホタテガイ, 麻痺性貝毒

Alexandrium tamarense は、渦鞭毛藻類の一種で0.03～0.04mmの茶褐色の球形をしており、鞭毛により海中を泳ぎ、麻痺性貝毒の原因となる毒を作り出す有毒プランクトンである(松山ら, 2013)。日本沿岸では北海道宗谷岬周辺海域を北限、九州八代海を南限として分布する(板倉, 2007)。*A. tamarense*のブルームは、主に春季に始まり、海底土表層中で越冬していたシストから発芽した栄養細胞の増殖によって生じる。*A. tamarense*が水中でみられる期間は、通常4ヶ月程度であり、明瞭な季節変化を示し周年みられることはない(長井, 2007)。

北海道の噴火湾およびオホーツク海沿岸では、*A. tamarense*を原因とする麻痺性貝毒により、重要産業種であるホタテガイなどの出荷が規制されることがある。そのため、北海道沿岸では貝毒プランクトンの出現と貝毒発生の傾向を把握し、貝類の計画的出荷をサポートすることを目的に、貝毒プランクトンモニタリング調査が実施されている。宮園(2015)は、モニタリング調査結果を用いて、噴火湾南西部海域における1981～2012年までの*A. tamarense*ブルームの長期変動を解析し、近年、5,000細胞L⁻¹を超える大規模なブルームがおこっていないこと、1980年代および1990年代に比べて2000年代のブルーム発生時期は1ヶ月程度早くなっていることを示した。また、宮園(2015)の研究は、主に大規模ブルームの発生メカニズムに焦点を当てたものであるが、漁業の現場では出荷が規制されるか否かが重要な問題である。本資料は、大規模な*A. tamarense*ブルームはおこっていないものの、

2000～2014年の15年間のうち8年間でホタテガイの出荷が規制された噴火湾において、これまで得られた調査結果に基づき、*A. tamarense*の分布密度と海洋環境・気象データとの関連性について整理し、ブルーム形成のメカニズム解明や出荷規制の事前予測に関する基礎資料を得ることを目的にとりまとめた。

材料と方法

*A. tamarense*のブルーム形成要因の解析には、貝毒プランクトンモニタリング調査で実施されている噴火湾西部八雲町沖の八雲定点と噴火湾東部洞爺湖町沖の虻田定点(図1)における2000～2014年の*A. tamarense*の出現数、水温および塩分を用いた(北海道, 2002–2010; 地方独立行政法人北海道立総合研究機構・北海道, 2011–2015)。八雲定点は陸から3マイル沖の水深約32m、虻田定点は陸から1マイル沖の水深約30mの地点に設定されており、データは八雲定点では水深0～30m、虻田定点では原則水深0～25mの範囲で水深5mごとに取得され、八雲定点では周年原則月1回、虻田定点では概ね2000～2004年は3～8月、2005年は3～12月、2006年以降は1～12月にそれぞれ月1～2回の頻度で取得されていた。

気象データとして、2000～2014年の八雲観測点における毎月の降水量と日照時間、毎時の風向風速および洞爺湖温泉観測点(図1)における毎月の降水量のアメダスデータを用いた(気象庁ホームページ, Internet web. Download

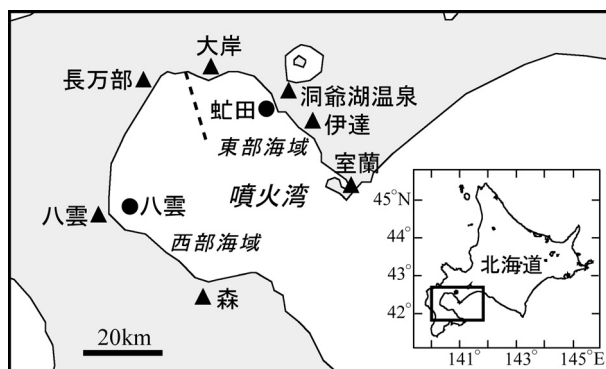


図1 貝毒プラントンモニタリング調査定点 (●) およびアメダス観測点 (▲) の位置
破線は噴火湾西部と東部海域の境界を示す。

from : (<http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php> (2015.6.30))。なお、洞爺湖温泉観測点では日照時間、風向風速は観測されていない。また、風向は16方位で記録されていたが、北よりの風 (北西～北～北東)、西よりの風 (北西～西～南西)、南よりの風 (南西～南～南東)、東よりの風 (北東～東～南東) の4つの風向に整理し、月別に出現頻度を求めた。風速は4つの風向で月別に平均値を算出した。これら海洋および気象データは、*A. tamarense* がブルームを形成した年と形成しなかった年の2群に分けて月毎に比較検討した。

麻痺性貝毒の発生と気象との関係把握には、2000～2014年の噴火湾西部および東部海域におけるホタテガイの出荷規制状況 (北海道、2002～2010；地方独立行政法人北海道立総合研究機構・北海道、2011～2015) と森、八雲、長万部、大岸、洞爺湖温泉、伊達および室蘭観測点 (図1) における毎月の降水量のアメダスデータ (気象庁ホームページ。Internet web. Download from : (<http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php> (2015.6.30))) を用いた。

結果と考察

A. tamarense の出現状況

A. tamarense がブルームを形成した年と形成しなかった年 (以下、ブルーム年、非ブルーム年とする) を分ける基準を得るため、八雲および虻田定点における *A. tamarense* の年間最高密度と八雲町漁業協同組合および洞爺湖町のいぶり噴火湾漁業協同組合の養殖場におけるホタテガイの年間最高麻痺性貝毒値 (北海道漁業協同組合連合会資料) との関係調べた (図2)。北海道では、*A. tamarense* が100細胞 L^{-1} 以上に増加した場合、ホタテガイの麻痺性貝毒量の上昇を警戒することになっている (農林水産省消費・安全局畜産安全管理課、2015)。*A. tamarense* が100細胞 L^{-1} 以上出現した回数は両地点で16回あり、その

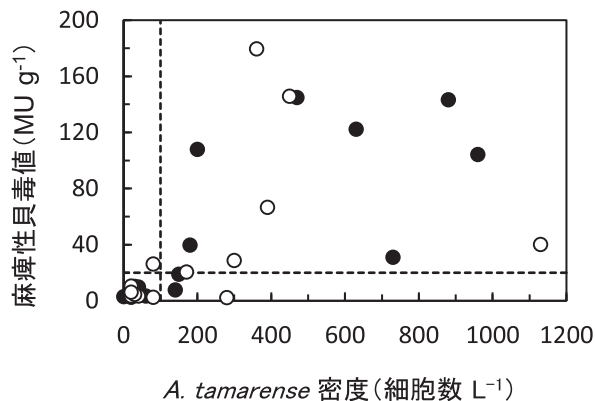


図2 八雲町沖 (●) および洞爺湖町沖 (○) における *A. tamarense* の年間最高密度とホタテガイの年間最高麻痺性貝毒値 (中腸腺) との関係
横破線は麻痺性貝毒値ホタテガイ中腸腺1gあたり20MUを示し、縦破線は海水1Lあたり *A. tamarense* 100細胞を示す。

うち北海道が独自に設定している出荷の自粛規制基準値の一つであるホタテガイ中腸腺1gあたり20MUを超えたのは13回であった。これらのことから、本資料では *A. tamarense* が100細胞 L^{-1} 以上出現した年をブルーム年と定義した。

調査日ごとの *A. tamarense* の最高密度を図3、付表1に示した。*A. tamarense* が100細胞 L^{-1} 以上出現したブルーム年は、八雲定点では2000、2003、2004、2006、2007、2009、2010、2011、2013年の9年、虻田定点では2002、2004、2006、2009、2010、2011、2013年の7年であり、両定点では2004、2006、2009、2010、2011、2013年の6年が共通した。

ブルーム年における *A. tamarense* は、八雲定点では2～3月に出現し始め、4～6月にピーク (140～960細胞 L^{-1}) を迎え、8月には消失した。虻田定点では2～4月に出現し始め、5～6月にピーク (170～1,130細胞 L^{-1}) を迎え、8月には消失した。一方、非ブルーム年における *A. tamarense* は、両定点ともに1～4月に出現し始め、明瞭な出現ピークを迎えることなく、主として5～8月に消失した。ブルーム年におけるブルームピークは、両定点ともに水深0mの表層でみられることが多く、6月には水深15mでもみられた (図4)。

ブルーム年と非ブルーム年における海洋環境の違い

1. 水温

A. tamarense の主出現期である1～7月の平均水温を図5、付表2に示した。両定点ともに平均水温は、2月あるいは3月に最低となり、7月にかけて高くなった。また、全ての水深でブルーム年と非ブルーム年に大きな差はみられなかった。

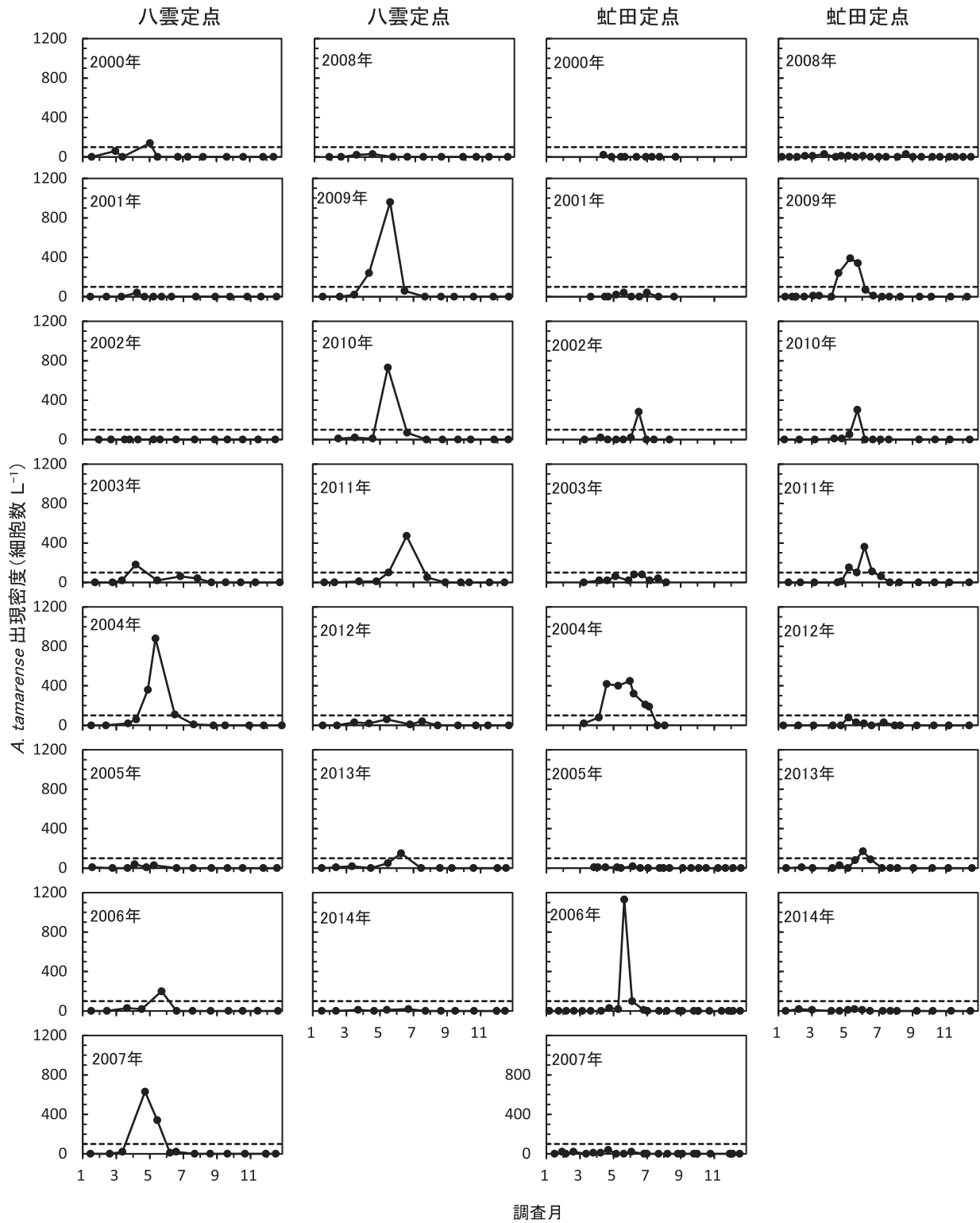


図3 八雲および虻田定点における各調査日の *A. tamarense* 最高密度の推移
破線は海水1Lあたり *A. tamarense* 100細胞を示す。

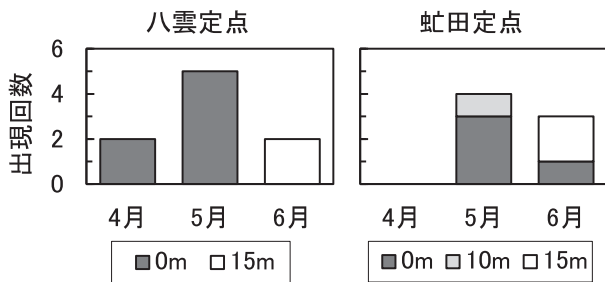


図4 八雲および虻田定点における *A. tamarensis* の年間最高密度を記録した月別、水深別回数

噴火湾産 *A. tamarensis* のシストは1~5月に発芽活性が高く、水温3℃以上で発芽が可能である (宮園, 2015)。1~5月の八雲定点の海底数m上の水深30mにおける平均水温は、各月ともブルーム年の方が高かった (図5G')。1, 2, 5月は両年ともに発芽可能となる3℃を上回った。3月と4月はブルーム年では3℃を上回った (3月: 3.1 ± 0.7 ℃, 4月: 3.7 ± 0.9 ℃; 「平均値±標準偏差」を表す。以下同様。) のに対し、非ブルーム年では3℃を下回った (3月: 2.7 ± 0.9 ℃, 4月: 2.9 ± 0.6 ℃)。ブルーム年の方が底層水温は高く、発芽可能水温が2ヶ月間も長い傾向がみられたことは、その後のブルーム形成の一要因と考えられる。

虻田定点の海底数m上の水深25mにおけるブルーム年および非ブルーム年の1~5月の平均水温は、同じように推移しており、最低水温期である3月の平均水温は、両年ともに発芽可能となる3℃を下回った (ブルーム年: 2.9 ± 0.9 ℃, 非ブルーム年: 2.9 ± 1.0 ℃) が、他の月は3℃を上回った (図5M')。

噴火湾における *A. tamarensis* のシスト密度は、1999年の調査では虻田沖より八雲沖の方が高く (Shimada and Miyazono, 2005), 2010~2012年の調査でも同様の結果が得られている (Natsuike *et al.*, 2014)。噴火湾全体のシストの発芽量を考えるという点では、八雲沖の底層水温の方が虻田沖より重要と考えられる。

発芽した噴火湾産 *A. tamarensis* は、水温3℃以上で増殖可能であり、10~18℃で最大増殖速度を持つ (宮園, 2015)。ブルームピークが主として形成された4~6月の水深0mにおける平均水温は、両定点ともにブルーム年と非ブルーム年とで大きな違いはみられず、4月に5℃台、5月に9℃台、6月に14~15℃台であり、*A. tamarensis* が増殖可能な水温であった (図5A, 5H)。最大増殖速度になる水温は、6月に観測された。

2. 塩分

1~7月の平均塩分を図6、付表3に示した。両定点ともに平均塩分は、水深にかかわらずブルーム年と非ブルーム年では1月から7月にかけて低下する傾向がみられた。

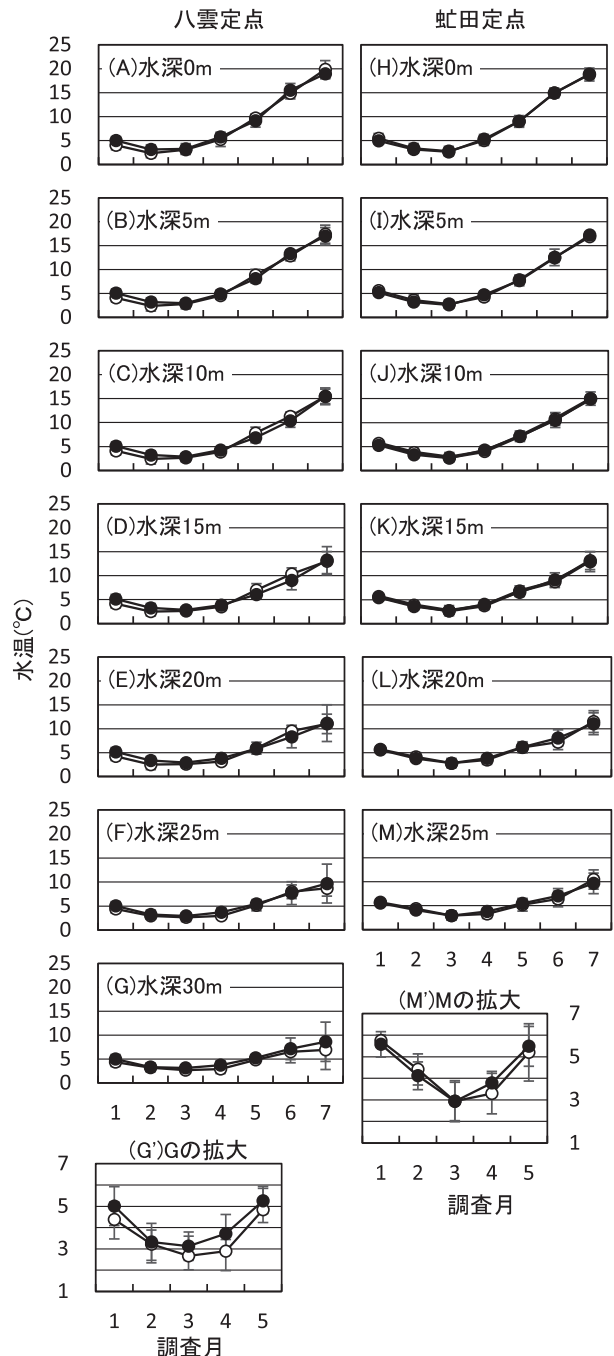


図5 八雲および虻田定点におけるブルーム年 (●) と非ブルーム年 (○) の月平均水温の推移
縦棒は標準偏差を示す。

特に、虻田定点では水深0mのブルーム年の平均塩分は、4月 (31.2 ± 1.8) から6月 (29.0 ± 2.6) にかけて著しく低下した (図6H)。

噴火湾では冬は高塩分の冬季噴火湾固有水が表面から海底まで占めているが、春には沿岸親潮水の流入と陸水の流入により表層の塩分は低下することが知られている (大谷, 1971)。そこで、塩分を指標とし、33.0以下を沿岸親潮水 (大谷, 1971), 32.6未満を噴火湾内で河川水や降

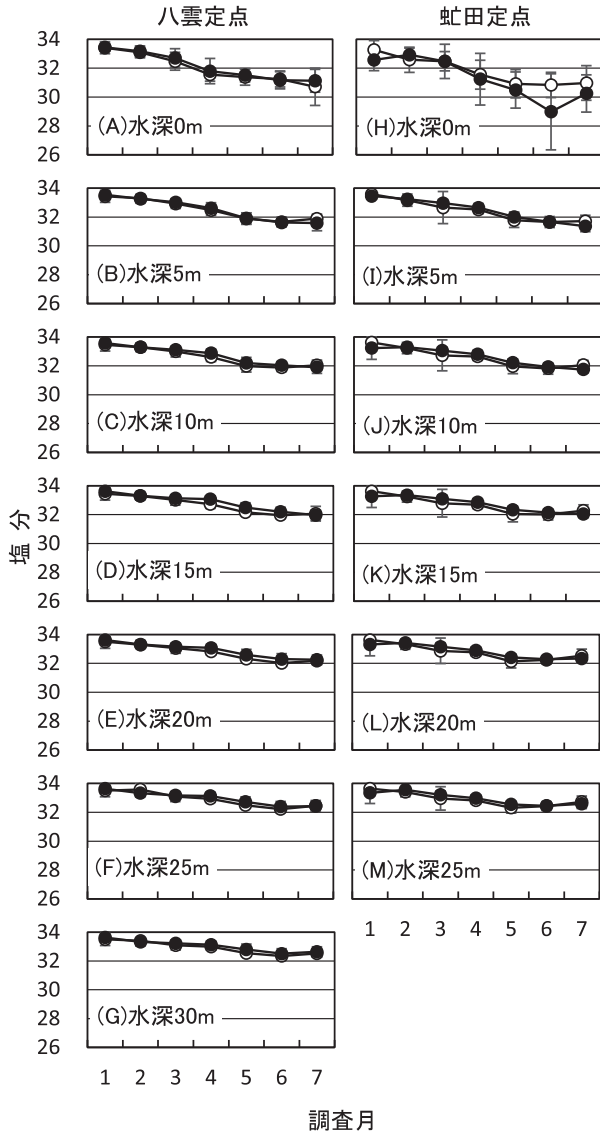


図6 八雲および虻田定点におけるブルーム年（●）と非ブルーム年（○）の月平均塩分の推移
縦棒は標準偏差を示す。

水により淡水が混合した海水（芳村・工藤，2003；以下，湾内淡水混合水とする）として，それらの1～4月の流入状況を図7に示した。塩分は各月の最小値を用いた。八雲定点では沿岸親潮水や湾内淡水混合水は，早い年には1～2月にみられ始めたが，多くの年では3月にみられた。4月にはほとんどの年で湾内淡水混合水となった。沿岸親潮水と湾内淡水混合水の出現時期にブルーム年と非ブルーム年とで大きな違いはなかった。

虻田定点では沿岸親潮水や湾内淡水混合水は，早い年には1～2月にみられ始め，3月には全ての年でみられた。4月には全ての年で湾内淡水混合水となった。沿岸親潮水と湾内淡水混合水の出現時期にブルーム年と非ブルーム年とで大きな違いはなかった。

両定点ともに4月にはほとんどの年で湾内淡水混合水に

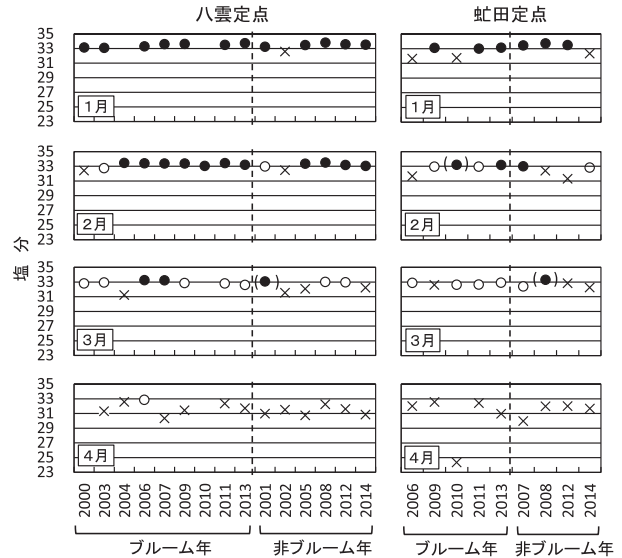


図7 八雲および虻田定点における沿岸親潮水と淡水の流入状況

●：冬季噴火湾固有水，○：沿岸親潮水，×：湾内淡水混合水，（ ）内は当月より前に沿岸親潮水あるいは淡水の流入があったことを示す。八雲定点の2000年4月，2004年1月，2010年1，3，4月は欠測である。虻田定点の2000～2005年の1，2月は調査されていなかったため，2000～2005年は図示していない。

交替していることから，その後も7月まで続く塩分低下は，湾内に淡水の流入と蓄積が継続していることを示す。従って，ブルーム年に虻田定点で水深0mの4月から6月にかけて塩分が著しく低下したことは，非ブルーム年より淡水の流入が多かったことを示し，これについては降水量のところで後述する。

噴火湾で *A. tamarense* が $1,000 \text{ 細胞 } \text{L}^{-1}$ を超えた時の塩分から至適塩分は33.0以下とされている（北海道立水産試験場，2000）。ブルームピークが主として形成された4～6月の水深0mにおける両定点の平均塩分は，29.0～31.8の範囲にあり，至適塩分であった。

3. 鉛直安定度

水温，塩分および水深から密度（UNESCO, 1981）を計算し，次式から鉛直安定度（Sverdrup *et al.*, 1942）を求めた結果を図8，付表4に示した。

鉛直安定度＝

$$10^{-3} \times (\text{下層と上層の密度差；}\sigma_t) / (\text{水深の差；}m)$$

八雲定点の平均鉛直安定度は，水深5mと10m間ではブルーム年の4月から6月にかけて大きくなった（図8B；6月ブルーム年： $0.18 \times 10^{-3} \pm 0.08 \times 10^{-3}$ ，6月非ブルーム年： $0.10 \times 10^{-3} \pm 0.03 \times 10^{-3}$ ）。また，水深0mと5m間では7月に非ブルーム年で平均鉛直安定度は大きかったが，7月は *A. tamarense* の減衰期であり，ブルーム形成要因とは関連しない。

虻田定点の平均鉛直安定度は、水深0mと5m間では2月を除く1~7月でブルーム年の方が大きかった。特に4月以後は差が拡がり、6月に最大となった(図8G; 6月ブルーム年: $0.52 \times 10^{-3} \pm 0.41 \times 10^{-3}$, 6月非ブルーム年: $0.23 \times 10^{-3} \pm 0.21 \times 10^{-3}$)。これは図5で述べたとおり、水温はブルーム年と非ブルーム年で大きな差はみられなかったため、ブルーム年における著しい塩分の低下によるものである。

また、両定点ではブルーム年、非ブルーム年ともに水深にかかわらず、鉛直安定度は1~3月に小さく、4月以後に増大する傾向がみられた。このことは、海水は1~3月には鉛直混合し、4月以後に成層し始めることを示す。

噴火湾の *A. tamarense* の増殖には、鉛直的に安定した水理環境が必要であり(宮園, 2015)、さらに競合する珪藻が少ない環境も必要である(北海道立水産試験場, 2000)。また、広島湾では、鉛直混合により珪藻は表層へ運ばれるが、成層により鉛直混合が止まると、珪藻は遊泳力を

持たないため、表層に上昇することができず現存量は減少し、*A. tamarense* のブルームが形成される(Itakura et al., 2002)。本資料でも鉛直混合期が終了した後、両定点ともにブルーム年の方が4月から6にかけて表層の鉛直安定度が増大した。珪藻の現存量については、把握されておらず不明であるが、鉛直混合期から成層期への移行は、*A. tamarense* にとって増殖に適した環境になると推察され、成層期の鉛直安定度が大きいことは、ブルーム形成に影響を及ぼすと考えられる。

ブルーム年と非ブルーム年における気象の違い

1. 降水量

1~7月の降水量および累積降水量を図9、付表5、6に示した。八雲観測点の平均降水量は、ブルーム年の方が1~6月で多く(図9A)、洞爺湖温泉観測点では、3月を除きブルーム年の方が多かった(図9D)。12月から2月の降雪は、雨量計にヒーターが備え付けられており降水量として記録されるが、低温による誤差や風の影響により、実際の20~50%程度しか降水量として記録されていないとされている(長谷川・磯田, 1997)。両観測点ともに1~2月の降水量は、ブルーム年で多かったが、実際の降雪量の差はさらに大きかったと推察される。

塩分は1月以降7月まで低下し、淡水の流入と蓄積が継

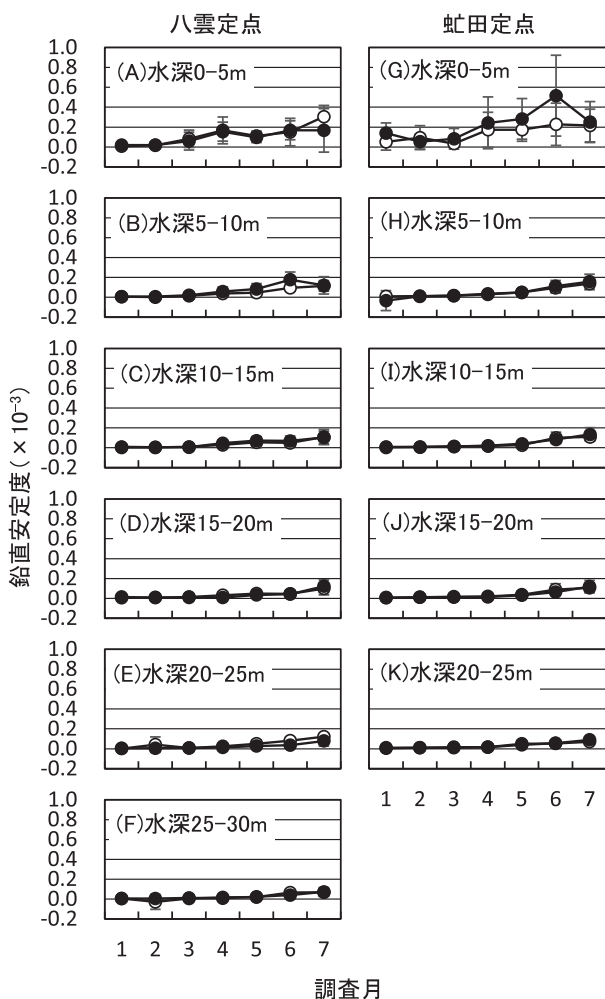


図8 八雲および虻田定点におけるブルーム年(●)と非ブルーム年(○)の月平均鉛直安定度の推移
縦棒は標準偏差を示す。

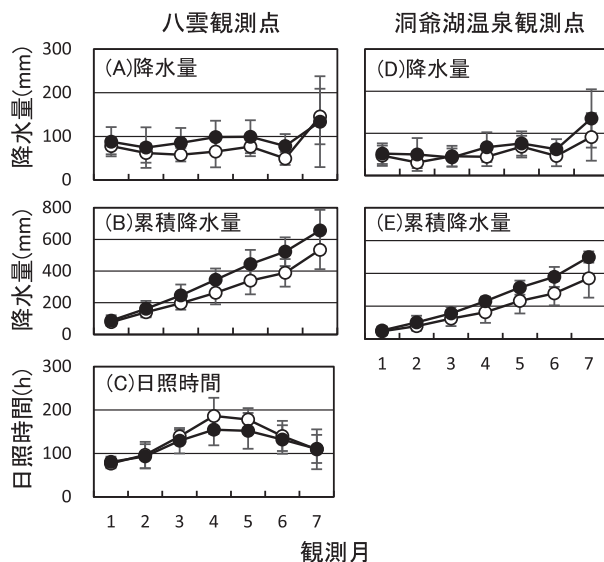


図9 八雲および洞爺湖温泉観測点におけるブルーム年(●)と非ブルーム年(○)の月平均降水量、累積降水量、日照時間(八雲のみ)の推移
縦棒は標準偏差を示す。洞爺湖温泉観測点の降水量の2000年4~7月(非ブルーム年)のデータは欠測である。同理由により、累積降水量において4月以後の累積データは使用していない。2009年3~4月(ブルーム年)の降水量は2ヶ月連続して一部欠測があったため、3月以後の累積データは使用していない。

続していることを前述した。7月までに降雪・降雨により降り注いだ淡水量を把握するため、1月から毎月の平均降水量を累積した。両定点ともに平均累積降水量は、ブルーム年の方が多かった（図9B, 9E）。

北海道南部の山岳地帯の融雪は3月末頃から始まるため、噴火湾に注ぐ河川の流量は4月から5月にかけて多いことが知られている（芳村・工藤, 2003）。両観測点でブルーム年に降水量が多かったことは、直接海面に降り注いだ降雨量が多かったほか、融雪水や降雨が河川を通じて湾内へ流入した淡水量も多かったことを示す。従って、ブルーム年に虻田定点でみられた水深0mの4月から6月にかけての著しい塩分低下は、冬から春の降水量が多かったことが要因であると考えられる。一方、八雲定点ではブルーム年と非ブルーム年の塩分低下はほぼ同じであった。八雲定点は陸から3マイル離れている（虻田定点では1マイル）ことから、河川水の直接的な影響を受けにくかったと考えられる。

噴火湾では2～3月に発生する珪藻ブルームにより栄養塩は、ほぼ枯渇してしまうため、珪藻ブルーム以後に噴火湾に流入する河川由来の栄養塩は、基礎生産に重要な役割を果たしており、新生産の最大10%程度支えていると考えられている（芳村・工藤, 2003）。また、*A. tamarense* の増殖は、河川からの腐食物質の流入により促進されている可能性が極めて高い（阿知波・岩崎, 1990）。これらのことから、ブルーム年に降水量が多かったことは、河川を通じた融雪水が、湾内へもたらす栄養塩や腐食物質などの供給を増加させ、*A. tamarense* のブルーム形成に寄与した可能性がある。

2. 日照時間

1～7月の平均日照時間を図9C, 付表7に示した。八雲観測点の平均日照時間は、ブルーム年の方が2～6月で少なかった。なお、八雲観測点の日照時間は、観測場所の移転、環境の変化、観測方法の変更などいずれかの理由により、2006年9月以前と10月以後ではデータが均質ではないことに注意を要する（気象庁ホームページ, Internet web. Download from : (<http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php>) (2015.6.30))。

噴火湾では珪藻が周年にわたり優占するが、*A. tamarense* は珪藻が減少する時期に増殖することから、本種の増殖には珪藻の少ない環境が必要である（北海道立水産試験場, 2000）。また、噴火湾産 *A. tamarense* は低光強度環境に適応した増殖特性を持っている（宮園, 2015）。これらのことからブルーム年の2～6月の日照時間の少なさは、珪藻の増殖を抑え、低光強度でも増殖可能な *A. tamarense* に有利に働いた可能性はあるが、2000～2014年の珪藻の出現状況に関する情報は得られておらず、因

果関係は不明である。

3. 風向風速

1～7月の風向風速を図10, 付表8に示した。八雲観測点のいずれの風向の頻度も、ブルーム年と非ブルーム年に大きな差はみられなかった。東よりの風は沖から陸方向に吹く風で、1月から7月にかけて約7%から50%に増加した。西よりの風は陸から沖方向に吹く風で、約80%から30%に減少した。北および南よりの風は、10%程度で一定していた。平均風速はブルーム年の方が東よりの風で4月に速く（図10E; ブルーム年: $3.1 \pm 0.6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, 非ブルーム年: $2.4 \pm 0.5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ ）、他には大きな差はみられなかった。

広島湾では陸から沖方向に吹く風は、*A. tamarense* を沖に拡散させ、ブルーム形成に負の作用をもたらすと考えられている（Yamamoto *et al.*, 2002）。八雲定点でブルーム年の方が速かった4月の沖から陸方向に吹く風は、広島湾とは正反対の風向であり、*A. tamarense* を沿岸に滞留させ、ブルーム形成に寄与した可能性がある。

A. *tamarense* のブルーム形成要因

噴火湾では *A. tamarense* は1月に出現し始め、4～6月にピークに達し、8月には消失した。ブルーム形成要因の可能性として、「①シストの発芽可能な水温の期間が1～5月と長い。②4～6月に表層で鉛直安定度が増大する。③1～6月の降水量が多い。④2～6月の日照時間が少ない。⑤4月に沖から陸方向に吹く風が強い。」ことを示した。

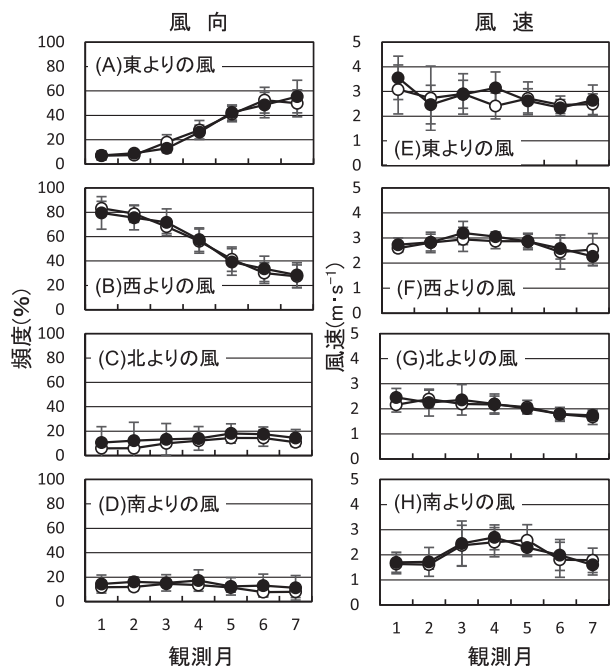


図10 八雲観測点におけるブルーム年 (●) と非ブルーム年 (○) の月平均風向風速の推移
縦棒は標準偏差を示す。

これらのうち、八雲定点（観測点）と虻田定点（洞爺湖温泉観測点）の両方に共通してみられたのは、降水量が多かったこと、表層で鉛直安定度が増大したことである。降水量が多かったことは、直接海面に降り注いだ降雨量が多く、また融雪水や降雨が河川を通じて湾内へ流入した淡水量も多かったことを示唆し、塩分低下による鉛直安定度の増大と関連するほか、栄養塩や腐食物質の供給が増加した可能性がある。さらに降水量が多かったことは、雲がかかる時間が多く日照時間が少なかったこととも関連すると考えられる。以上から *A. tamarense* のブルーム形成要因としては、降水量が直接的にも間接的にも特に重要と考えられる。

麻痺性貝毒によるホタテガイの出荷規制と気象との関係

2000～2014年に北海道の麻痺性貝毒基準値（ $3 \text{ MU} \cdot \text{g}^{-1}$ —可食部、 $20 \text{ MU} \cdot \text{g}^{-1}$ —中腸腺）によるホタテガイ出荷の自粛規制あるいは国の基準値（ $4 \text{ MU} \cdot \text{g}^{-1}$ —可食部）に

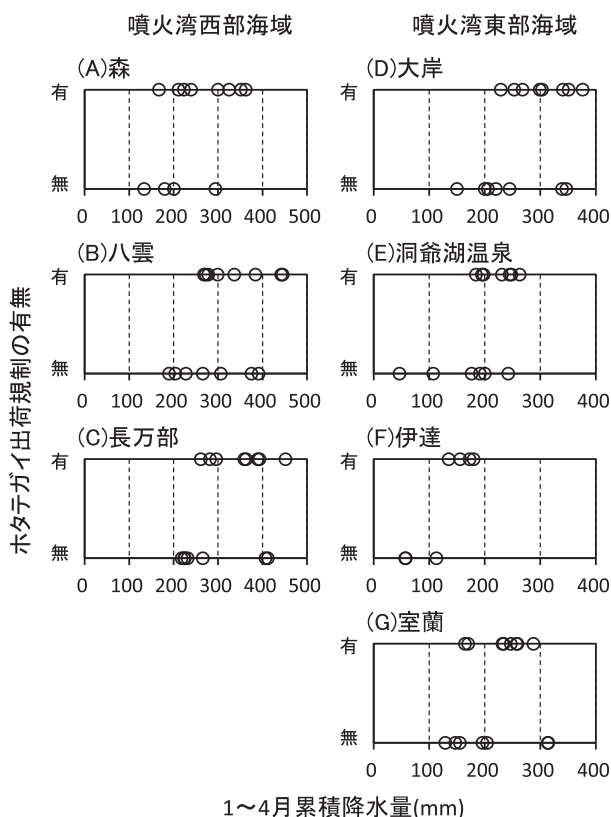


図11 森、八雲、長万部、大岸、洞爺湖温泉、伊達および室蘭観測点における1～4月の累積降水量とホタテガイ出荷規制との関係

八雲、長万部、大岸、室蘭は2000～2014年のデータを使用した。森はデータ不均一のため2003～2014年のデータを使用した。洞爺湖温泉は欠測のため2000年と2009年を除く2000～2014年のデータを使用した。伊達はデータ不均一のため2008～2014年のデータを使用した。

よる自主規制は、噴火湾西部海域（森町沖から長万部町沖）では2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2009, 2010, 2011年の8年、噴火湾東部海域（豊浦町から室蘭市沖）では2003, 2004, 2006, 2007, 2009, 2010, 2011, 2013年の8年で実施された。規制開始時期は、両海域併せると3月に1回、4月に3回、5月に6回、6月に5回、7月に1回であり、3月の1例を除くと *A. tamarense* のブルームピークが形成される4月以後であった。

そこで、*A. tamarense* ブルーム形成に重要と考えられた降水量、ここでは1月からブルームピーク初期である4月までの累積降水量と両海域のホタテガイ出荷規制との関係を図11に示した。噴火湾周辺のアメダス7観測点全てで1～4月の累積降水量が少ない年は、出荷は規制されなかった。また、噴火湾湾口に位置する室蘭観測点を除く6観測点では累積降水量が多い年は、出荷が規制された。すなわち、噴火湾西部海域に接する森観測点では累積降水量が134 mm以下の年では出荷は規制されず、300 mm以上の年で規制された。それらの中間の累積降水量では出荷が規制された年と規制されなかった年の両方がみられた。同様に観測点別に出荷が規制されなかった累積降水量と規制された累積降水量を示すと、八雲観測点では266 mm以下と442 mm以上、長万部観測点では232 mm以下と452 mm以上、噴火湾東部海域に接する大岸観測点では220 mm以下と351 mm以上、洞爺湖温泉観測点では176 mm以下と245 mm以上、伊達観測点では113 mm以下と135 mm以上、室蘭観測点では155 mm以下であった。

今後の課題

本資料では、2000～2014年の15年間のデータから *A. tamarense* ブルームの形成要因として降水量が特に重要な要因であり、1～4月の累積降水量が多い年には *A. tamarense* ブルームが形成され、麻痺性貝毒によるホタテガイの出荷規制が実施される傾向にあると推察された。ただし、毎月の降水量では *A. tamarense* ブルーム形成や出荷規制との関係は十分に説明できなかった。その理由として、前述したように降雪期の降水量は20～50%程度しか記録されておらず（長谷川・磯田, 1997）、その率は観測年や月により変化している可能性があることなどがあげられる。また、降水量と河川水量との関係把握や湾内への河川水流入量と *A. tamarense* ブルーム形成との関係把握は重要な課題である。しかし、2012年以後の河川水流量については、まだ公表されていない（北海道公式ウェブサイト。Internet web. Download from: (<http://www.pref.hokkaido.lg.jp/kn/sbs/ijinopeiji.htm>) (2015.10.1)) ので、今後の課題として残さ

れた。これらの課題を解決することにより、ブルーム形成のメカニズムへの理解がさらに深まり、ホタテガイの出荷規制を事前に予測する技術の開発へと進展が期待される。

謝 辞

本稿のとりまとめに際しては、道総研中央水産試験場資源増殖部長宮園 章博士および函館水産試験場調査研究部長佐藤 一博士にご指導ならびに貴重なご助言を賜りました。心から厚くお礼申し上げます。また、北海道貝毒プランクトンモニタリング調査に携わった水産技術普及指導所および水産試験場の職員の皆様に感謝いたします。

引用文献

- 阿知波 英明, 岩崎 英雄. 有毒渦鞭毛藻 *Alexandrium tamarense* の増殖特性. 藻類 1990; 38: 51-59.
- 地方独立行政法人北海道立総合研究機構・北海道. 平成22~26年度赤潮・特殊プランクトン予察調査報告書. Internet web. Download from: (<http://www.hro.or.jp/list/fisheries/research/central/section/kankyoku/kaidoku/j12s220000000.dgw.html> (2011~2015)) (2015.9.1)
- 長谷川伸彦, 磯田 豊. 噴火湾の水収支. 海と空 1997; 73: 113-121.
- 北海道. 平成14~16年度赤潮・特殊プランクトン予察調査報告書. 2002~2006.
- 北海道. 平成17~21年度赤潮・特殊プランクトン予察調査報告書. Internet web. Download from: (<http://www.hro.or.jp/list/fisheries/research/central/section/kankyoku/kaidoku/j12s220000000.dgw.html> (2007~2010)) (2015.9.1)
- 北海道立水産試験場. 北海道沿岸における貝毒の研究 (貝毒プロジェクト報告書). 北海道立水産試験場技術資料 2000; 3: 1-69.
- Itakura, S, Yamaguchi M, Yoshida M, Fukuyo Y. The seasonal occurrence of *Alexandrium tamarense* (Dinophyceae) vegetative cells in Hiroshima Bay, Japan. *Fisheries Sci.* 2002; 68: 77-86.
- 板倉 茂. 7. 現場海域における *Alexandrium* 属の個体群動態. 「貝毒研究の最先端—現状と展望 (今井一郎, 福代康夫, 広石伸互編)」, 恒星社厚生閣, 東京. 2007; 76-84.
- 松山幸彦, 上田拓史, 上野俊士郎, 久保田信, 鈴木紀毅, 木元克典, 佐野明子, 副島美和, 濱岡秀樹, 中島篤巳. 「日本の海産プランクトン図鑑 第2版 (末友靖隆編)」, 共立出版, 東京. 2013.
- 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). 北水試研報 2015; 87: 1-70.
- 長井 敏. 8. *Alexandrium* 属の個体群構造と分布拡大要因の解明. 「貝毒研究の最先端—現状と展望 (今井一郎, 福代康夫, 広石伸互編)」, 恒星社厚生閣, 東京. 2007; 85-99.
- 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.
- 農林水産省消費・安全局畜産安全管理課. 二枚貝等の貝毒のリスク管理に関するガイドライン. 2015; 29 pp.
- 大谷清隆. 噴火湾の海況変動の研究. II. 噴火湾に流入・滞留する水の特性. 北大水産彙報 1971; 22: 58-66.
- Shimada H, Miyazono A. Horizontal distribution of toxic *Alexandrium* spp. (Dinophyceae) resting cysts around Hokkaido, Japan. *Plankton Biol. Ecol.* 2005; 52: 76-84.
- Sverdrup HU, Johnson MW, Fleming RH. *The Oceans: Their physics, chemistry, and general biology*. Prentice-Hall, New York. 1942.
- UNESCO. Tenth report of the joint panel on oceanographic tables and standards. *UNESCO Technical Papers in Marine Science* 1981; 36: 25 pp.
- Yamamoto T, Hashimoto T, Tarutani K, Kotani Y. Effects of winds, tides and river water runoff on the formation and disappearance of the *Alexandrium tamarense* bloom in Hiroshima Bay, Japan. *Harmful Algae* 2002; 1: 301-312.
- 芳村 毅, 工藤 勲. 噴火湾における河川からの栄養塩負荷量およびそれらが湾内の基礎生産に与える影響. 海の研究 2003; 12: 185-193.

付表1 八雲および虻田定点における各調査日の *A. tamarensis* 最高密度

観測点 調査年月日		最高密度(細胞 L ⁻¹)																			
八雲	2000年	1/17	2/29	3/13	5/2	5/16	6/22	7/10	8/7	9/19	10/19	11/24	12/13								
	最高密度	0	60	0	140	0	0	0	0	0	0	0	0								
	2001年	1/15	2/13	3/12	4/9	4/23	5/9	5/24	6/11	7/25	8/29	9/25	10/26	11/20	12/18						
	最高密度	0	0	0	40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
	2002年	1/30	2/21	3/18	3/27	4/11	5/9	5/21	6/19	7/23	8/28	9/20	10/18	11/15	12/16						
	最高密度	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0					
	2003年	1/23	2/24	3/13	4/7	5/16	6/27	7/28	8/22	9/17	10/14	11/10	12/24								
	最高密度	0	0	20	180	20	60	40	0	0	0	0	0								
	2004年	1/16	2/12	3/23	4/7	4/28	5/12	6/16	7/20	8/25	9/15	10/29	11/24	12/27							
	最高密度	0	0	20	60	360	880	110	10	0	0	0	0	0	0						
	2005年	1/18	2/24	3/23	4/5	4/26	5/10	6/20	7/20	8/22	9/20	10/18	11/24	12/19							
	最高密度	10	0	0	40	10	30	0	0	0	0	0	0	0	0						
	2006年	1/16	2/14	3/22	4/18	5/24	6/20	7/19	8/21	9/22	10/18	11/14	12/21								
	最高密度	0	2	30	20	200	0	0	0	0	0	0	0								
	2007年	1/15	2/19	3/14	4/24	5/16	6/8	6/19	7/23	8/20	9/20	10/22	11/29	12/17							
	最高密度	0	0	20	630	340	10	20	0	0	0	0	0	0	0						
2008年	1/28	2/18	3/17	4/15	5/22	6/17	7/16	8/18	9/26	10/20	11/12	12/16									
最高密度	0	0	20	30	0	0	0	0	0	0	0	0									
2009年	1/19	2/19	3/17	4/13	5/21	6/16	7/23	8/21	9/14	10/19	11/24	12/22									
最高密度	0	0	20	240	960	60	0	0	0	0	0	0									
2010年	2/16	3/18	4/19	5/17	6/21	7/26	8/24	9/21	10/14	11/25	12/21										
最高密度	10	20	10	730	70	0	0	0	0	0	0										
2011年	1/22	2/9	3/26	4/26	5/18	6/20	7/27	8/29	9/26	10/11	11/17	12/14									
最高密度	0	0	10	10	100	470	50	0	0	0	0	0									
2012年	1/19	2/14	3/16	4/12	5/14	6/25	7/17	8/14	9/20	10/22	11/13	12/21									
最高密度	0	0	30	20	60	10	40	0	0	0	0	0									
2013年	1/17	2/12	3/13	4/16	5/17	6/10	7/16	8/19	9/10	10/19	12/1	12/17									
最高密度	0	10	20	0	50	150	0	0	0	0	0	0									
2014年	1/17	2/12	3/24	4/22	5/15	6/23	7/24	8/21	9/16	10/20	11/30	12/15									
最高密度	0	0	10	0	10	20	0	0	0	0	0	0									
虻田	2000年	4/13	4/28	5/15	5/22	6/12	6/29	7/10	7/24	8/22											
	最高密度	20	0	0	0	0	0	0	0	0											
	2001年	4/17	4/23	5/7	5/21	6/4	6/18	7/2	7/23	8/20											
	最高密度	0	0	0	20	40	0	0	40	0	0										
	2002年	3/11	4/9	4/22	5/7	5/20	6/3	6/17	7/1	7/15	8/12										
	最高密度	0	20	0	0	0	20	280	0	0	0										
	2003年	3/10	4/7	4/21	5/6	5/30	6/9	6/23	7/7	7/22	8/6										
	最高密度	0	20	20	60	20	80	80	20	40	0										
	2004年	3/9	4/5	4/19	5/10	5/31	6/7	6/28	7/5	7/20	8/2										
	最高密度	20	80	420	400	450	320	210	190	0	0										
	2005年	3/28	4/4	4/18	5/9	5/16	6/6	6/20	7/4	7/25	8/1	8/12	9/5	9/20	10/4	10/17	11/8	11/21	12/5	12/19	
	最高密度	10	10	10	10	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	2006年	1/6	1/23	2/6	2/20	3/7	3/22	4/10	4/25	5/11	5/22	6/5	6/26	7/3	7/24	8/7	8/29	9/4	9/25	10/3	
	最高密度	0	0	0	0	0	0	0	30	20	1130	100	10	0	0	0	0	0	0	0	
	2007年	1/16	1/29	2/5	2/19	3/14	3/27	4/9	4/23	5/7	5/21	6/4	6/27	7/2	7/23	8/8	8/27	9/4	9/25	10/1	
	最高密度	0	20	0	20	0	10	10	40	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	
	2008年	1/7	1/21	2/4	2/18	3/3	3/24	4/14	4/24	5/7	5/20	6/2	6/16	7/1	7/14	8/4	8/19	9/1	9/16	10/6	
	最高密度	0	0	0	10	10	30	0	10	10	0	10	0	0	0	0	30	0	0	0	
	2009年	1/13	1/26	2/2	2/17	3/5	3/16	4/7	4/20	5/11	5/25	6/8	6/22	7/8	7/21	8/10	9/14	10/5	11/9	12/9	
	最高密度	0	0	0	0	10	10	0	10	0	240	390	340	70	10	0	0	0	0	0	
	2010年	1/12	2/8	3/8	4/12	4/26	5/10	5/24	6/7	6/21	7/5	7/20	9/13	10/12	11/8	12/14					
	最高密度	0	0	0	10	10	50	300	0	0	0	0	0	0	0	0					
	2011年	1/19	2/10	3/7	4/18	4/25	5/9	5/23	6/6	6/20	7/6	7/22	8/8	9/12	10/11	11/7	12/13				
	最高密度	0	0	0	0	10	150	100	360	110	60	0	0	0	0	0	0				
2012年	1/10	2/6	3/5	4/9	4/23	5/7	5/21	6/4	6/18	7/10	7/30	8/9	9/8	10/9	11/5	12/12					
最高密度	0	0	0	0	0	80	30	20	0	30	0	0	0	0	0	0					
2013年	1/15	2/12	3/4	4/9	4/22	5/7	5/20	6/3	6/17	7/8	7/23	8/5	9/3	10/7	11/5	12/18					
最高密度	0	10	0	0	30	0	80	170	90	0	0	0	0	0	0	0					
2014年	1/14	2/7	3/3	4/7	4/22	5/7	5/19	6/2	6/16	7/9	7/23	8/4	9/9	10/8	11/10	12/15					
最高密度	0	20	10	0	0	10	20	10	0	0	0	0	0	0	0	0					

付表2 八雲および虻田定点におけるブルーム年と非ブルーム年の月平均水温と標準偏差

水深	観測月	八雲				虻田			
		ブルーム年		非ブルーム年		ブルーム年		非ブルーム年	
		データ数	平均±SD(°C)	データ数	平均±SD(°C)	データ数	平均±SD(°C)	データ数	平均±SD(°C)
0m	1月	8	5.0 ± 0.9	6	4.0 ± 0.8	5	5.0 ± 0.4	4	5.5 ± 0.5
	2月	9	3.1 ± 0.9	6	2.4 ± 1.0	5	3.2 ± 0.6	4	3.4 ± 1.2
	3月	8	3.2 ± 0.9	6	3.1 ± 1.1	7	2.7 ± 0.7	8	2.8 ± 0.9
	4月	7	5.7 ± 1.5	6	5.2 ± 0.8	7	5.3 ± 1.0	8	5.0 ± 0.7
	5月	9	9.1 ± 0.8	6	9.7 ± 1.3	7	9.0 ± 1.2	8	9.0 ± 1.2
	6月	9	15.5 ± 1.2	6	14.9 ± 1.4	7	14.9 ± 0.9	8	14.9 ± 2.5
	7月	9	18.9 ± 1.8	6	19.9 ± 1.0	7	18.8 ± 1.3	8	18.9 ± 1.2
5m	1月	8	5.0 ± 0.9	6	4.1 ± 0.9	5	5.2 ± 0.4	4	5.6 ± 0.3
	2月	9	3.2 ± 0.9	5	2.4 ± 1.1	5	3.2 ± 0.6	4	3.6 ± 1.1
	3月	8	3.0 ± 0.6	6	2.8 ± 1.0	7	2.6 ± 0.6	7	2.8 ± 0.9
	4月	7	4.9 ± 0.8	6	4.5 ± 0.8	7	4.7 ± 0.8	8	4.2 ± 0.8
	5月	9	8.1 ± 0.9	6	8.8 ± 1.2	7	7.7 ± 1.1	8	7.9 ± 0.9
	6月	9	13.3 ± 0.8	6	12.9 ± 1.0	7	12.5 ± 0.9	8	12.6 ± 1.7
	7月	9	17.0 ± 1.8	6	17.4 ± 1.9	7	17.2 ± 0.6	8	16.8 ± 0.6
10m	1月	8	5.1 ± 0.9	6	4.1 ± 0.9	5	5.3 ± 0.5	4	5.7 ± 0.2
	2月	9	3.2 ± 0.9	5	2.4 ± 1.1	5	3.3 ± 0.5	4	3.8 ± 1.1
	3月	8	2.9 ± 0.6	6	2.7 ± 0.9	7	2.6 ± 0.6	8	2.8 ± 1.0
	4月	7	4.3 ± 0.6	6	3.9 ± 0.7	7	4.3 ± 0.8	8	4.0 ± 0.8
	5月	9	6.9 ± 1.0	6	7.8 ± 1.2	7	7.1 ± 1.1	8	7.2 ± 1.0
	6月	9	10.3 ± 1.3	6	11.3 ± 0.9	7	10.5 ± 1.5	8	10.8 ± 1.3
	7月	9	15.5 ± 1.8	6	15.5 ± 1.5	7	15.0 ± 1.4	8	14.9 ± 0.9
15m	1月	8	5.2 ± 0.9	6	4.2 ± 0.8	5	5.4 ± 0.6	4	5.7 ± 0.2
	2月	9	3.3 ± 0.9	5	2.5 ± 1.1	5	3.6 ± 0.3	4	3.9 ± 1.0
	3月	8	2.9 ± 0.5	6	2.7 ± 0.8	7	2.6 ± 0.6	7	2.7 ± 1.0
	4月	7	3.9 ± 0.8	6	3.5 ± 0.8	7	4.0 ± 0.7	8	3.7 ± 0.8
	5月	9	6.1 ± 0.7	6	7.0 ± 1.3	7	6.6 ± 0.9	8	6.8 ± 1.1
	6月	9	9.0 ± 2.0	6	10.4 ± 1.3	7	9.1 ± 1.5	8	8.8 ± 1.2
	7月	9	13.2 ± 2.8	6	13.0 ± 2.0	7	12.9 ± 2.1	8	13.1 ± 1.9
20m	1月	8	5.1 ± 0.9	6	4.2 ± 0.9	5	5.6 ± 0.6	4	5.7 ± 0.3
	2月	9	3.3 ± 0.9	5	2.5 ± 1.0	5	3.8 ± 0.4	4	4.1 ± 0.9
	3月	8	2.9 ± 0.6	6	2.6 ± 0.8	7	2.8 ± 0.8	8	2.8 ± 1.0
	4月	7	3.8 ± 0.8	6	3.1 ± 0.6	7	3.8 ± 0.6	8	3.5 ± 0.9
	5月	8	5.8 ± 0.5	6	5.9 ± 1.2	7	6.1 ± 0.9	8	6.1 ± 1.2
	6月	9	8.3 ± 2.3	6	9.5 ± 1.2	7	8.1 ± 1.7	8	7.2 ± 1.6
	7月	9	11.2 ± 3.8	6	11.0 ± 2.0	7	11.0 ± 2.3	8	11.5 ± 2.3
25m	1月	8	5.0 ± 0.9	6	4.4 ± 0.8	5	5.6 ± 0.6	4	5.7 ± 0.3
	2月	9	3.3 ± 0.9	5	2.9 ± 0.5	4	4.1 ± 0.6	4	4.4 ± 0.7
	3月	8	2.9 ± 0.6	6	2.6 ± 0.9	7	2.9 ± 0.9	7	2.9 ± 1.0
	4月	6	3.7 ± 0.9	6	2.9 ± 0.6	7	3.8 ± 0.5	8	3.3 ± 0.9
	5月	8	5.5 ± 0.5	6	5.2 ± 1.2	7	5.5 ± 0.9	8	5.2 ± 1.3
	6月	9	7.7 ± 2.4	6	8.0 ± 1.4	7	7.1 ± 1.5	8	6.4 ± 1.6
	7月	9	9.7 ± 4.0	6	8.7 ± 1.6	7	9.7 ± 2.1	8	10.5 ± 2.0
30m	1月	8	5.0 ± 0.9	6	4.4 ± 0.8				
	2月	9	3.3 ± 0.9	5	3.2 ± 0.7				
	3月	8	3.1 ± 0.7	6	2.7 ± 0.9				
	4月	6	3.7 ± 0.9	6	2.9 ± 0.6				
	5月	8	5.3 ± 0.6	6	4.8 ± 1.1				
	6月	9	7.1 ± 2.3	6	6.5 ± 0.9				
	7月	9	8.6 ± 4.1	6	6.9 ± 1.4				

付表3 八雲および虻田定点におけるブルーム年と非ブルーム年の月平均塩分と標準偏差

水深	観測月	八雲				虻田			
		ブルーム年		非ブルーム年		ブルーム年		非ブルーム年	
		データ数	平均±SD	データ数	平均±SD	データ数	平均±SD	データ数	平均±SD
0m	1月	7	33.4 ± 0.3	6	33.4 ± 0.4	5	32.6 ± 0.7	4	33.3 ± 0.6
	2月	9	33.2 ± 0.4	6	33.1 ± 0.4	5	32.9 ± 0.5	4	32.6 ± 0.9
	3月	8	32.7 ± 0.6	6	32.5 ± 0.6	7	32.5 ± 0.7	7	32.5 ± 1.2
	4月	7	31.8 ± 0.9	6	31.6 ± 0.5	7	31.2 ± 1.8	8	31.5 ± 1.0
	5月	9	31.5 ± 0.5	6	31.4 ± 0.6	7	30.5 ± 1.3	8	30.9 ± 1.0
	6月	9	31.2 ± 0.6	6	31.3 ± 0.6	7	29.0 ± 2.6	8	30.8 ± 0.9
	7月	9	31.1 ± 0.8	6	30.7 ± 1.3	7	30.2 ± 1.3	8	31.0 ± 1.2
5m	1月	7	33.5 ± 0.2	6	33.4 ± 0.4	5	33.5 ± 0.2	4	33.6 ± 0.1
	2月	9	33.3 ± 0.3	5	33.3 ± 0.2	5	33.2 ± 0.1	4	33.2 ± 0.4
	3月	8	33.0 ± 0.2	6	32.9 ± 0.3	7	33.0 ± 0.3	7	32.7 ± 1.1
	4月	7	32.6 ± 0.4	6	32.5 ± 0.4	7	32.7 ± 0.3	8	32.5 ± 0.3
	5月	9	31.9 ± 0.4	6	31.9 ± 0.4	7	32.0 ± 0.3	8	31.8 ± 0.5
	6月	9	31.6 ± 0.3	6	31.7 ± 0.3	7	31.7 ± 0.2	8	31.7 ± 0.4
	7月	9	31.6 ± 0.5	6	31.9 ± 0.3	7	31.4 ± 0.4	8	31.7 ± 0.4
10m	1月	7	33.6 ± 0.2	6	33.5 ± 0.4	5	33.2 ± 0.8	4	33.6 ± 0.1
	2月	9	33.3 ± 0.3	5	33.3 ± 0.2	5	33.3 ± 0.1	4	33.2 ± 0.4
	3月	8	33.1 ± 0.2	6	33.0 ± 0.4	7	33.1 ± 0.2	7	32.7 ± 1.1
	4月	7	32.9 ± 0.3	6	32.6 ± 0.3	7	32.8 ± 0.3	8	32.6 ± 0.3
	5月	9	32.2 ± 0.4	6	32.0 ± 0.4	7	32.2 ± 0.3	8	32.0 ± 0.5
	6月	9	32.0 ± 0.3	6	31.9 ± 0.3	7	31.9 ± 0.1	8	31.8 ± 0.4
	7月	9	31.9 ± 0.4	6	32.0 ± 0.4	7	31.7 ± 0.2	8	32.0 ± 0.3
15m	1月	7	33.6 ± 0.2	6	33.5 ± 0.4	5	33.3 ± 0.8	4	33.6 ± 0.1
	2月	9	33.3 ± 0.3	5	33.3 ± 0.2	5	33.4 ± 0.1	4	33.3 ± 0.4
	3月	8	33.1 ± 0.2	6	33.0 ± 0.4	7	33.1 ± 0.3	7	32.8 ± 1.0
	4月	7	33.1 ± 0.2	6	32.7 ± 0.3	7	32.9 ± 0.2	8	32.7 ± 0.3
	5月	9	32.5 ± 0.3	6	32.2 ± 0.2	7	32.3 ± 0.2	8	32.0 ± 0.6
	6月	9	32.2 ± 0.3	6	32.0 ± 0.2	7	32.1 ± 0.1	8	32.0 ± 0.4
	7月	9	32.0 ± 0.4	6	32.1 ± 0.5	7	32.1 ± 0.3	8	32.3 ± 0.4
20m	1月	7	33.6 ± 0.2	6	33.5 ± 0.5	5	33.3 ± 0.8	4	33.6 ± 0.1
	2月	9	33.3 ± 0.3	5	33.3 ± 0.2	5	33.4 ± 0.1	4	33.3 ± 0.3
	3月	8	33.2 ± 0.2	6	33.1 ± 0.4	7	33.2 ± 0.3	7	32.9 ± 0.9
	4月	7	33.1 ± 0.3	6	32.8 ± 0.2	7	32.9 ± 0.2	8	32.8 ± 0.2
	5月	8	32.6 ± 0.4	6	32.3 ± 0.2	7	32.4 ± 0.2	8	32.1 ± 0.5
	6月	9	32.3 ± 0.4	6	32.0 ± 0.2	7	32.3 ± 0.1	8	32.2 ± 0.3
	7月	9	32.3 ± 0.3	6	32.2 ± 0.3	7	32.3 ± 0.3	8	32.5 ± 0.5
25m	1月	7	33.6 ± 0.2	6	33.5 ± 0.4	5	33.3 ± 0.7	4	33.6 ± 0.1
	2月	9	33.3 ± 0.3	5	33.6 ± 0.5	4	33.6 ± 0.1	4	33.4 ± 0.3
	3月	8	33.2 ± 0.2	6	33.1 ± 0.3	7	33.2 ± 0.3	7	33.0 ± 0.8
	4月	6	33.1 ± 0.3	6	32.9 ± 0.3	7	33.0 ± 0.2	8	32.8 ± 0.2
	5月	8	32.7 ± 0.4	6	32.5 ± 0.1	7	32.5 ± 0.2	8	32.3 ± 0.4
	6月	9	32.4 ± 0.4	6	32.2 ± 0.2	7	32.4 ± 0.1	8	32.4 ± 0.3
	7月	9	32.4 ± 0.3	6	32.4 ± 0.4	7	32.6 ± 0.3	8	32.7 ± 0.4
30m	1月	7	33.6 ± 0.2	6	33.5 ± 0.4				
	2月	9	33.3 ± 0.3	5	33.4 ± 0.2				
	3月	8	33.2 ± 0.2	6	33.1 ± 0.3				
	4月	6	33.1 ± 0.3	6	33.0 ± 0.2				
	5月	8	32.8 ± 0.4	6	32.5 ± 0.2				
	6月	9	32.5 ± 0.3	6	32.3 ± 0.3				
	7月	9	32.6 ± 0.3	6	32.5 ± 0.3				

付表4 八雲および虻田定点におけるブルーム年と非ブルーム年の月平均鉛直安定度と標準偏差

水深	観測月	八雲				虻田			
		ブルーム年		非ブルーム年		ブルーム年		非ブルーム年	
		データ数	平均±SD(×10 ⁻³)	データ数	平均±SD(×10 ⁻³)	データ数	平均±SD(×10 ⁻³)	データ数	平均±SD(×10 ⁻³)
0-5m	1月	7	0.02 ± 0.02	6	0.01 ± 0.02	5	0.14 ± 0.10	4	0.05 ± 0.08
	2月	9	0.02 ± 0.02	5	0.02 ± 0.02	5	0.05 ± 0.07	4	0.09 ± 0.12
	3月	8	0.06 ± 0.09	6	0.08 ± 0.09	7	0.08 ± 0.10	7	0.03 ± 0.03
	4月	7	0.15 ± 0.13	6	0.17 ± 0.10	7	0.24 ± 0.26	8	0.17 ± 0.18
	5月	9	0.10 ± 0.05	6	0.11 ± 0.05	7	0.28 ± 0.20	8	0.17 ± 0.12
	6月	9	0.17 ± 0.14	6	0.15 ± 0.10	7	0.52 ± 0.41	8	0.23 ± 0.21
	7月	9	0.17 ± 0.11	6	0.31 ± 0.22	7	0.25 ± 0.21	8	0.22 ± 0.16
5-10m	1月	7	0.01 ± 0.01	6	0.01 ± 0.00	5	-0.03 ± 0.10	4	0.01 ± 0.00
	2月	9	0.01 ± 0.00	5	0.00 ± 0.01	5	0.01 ± 0.00	4	0.01 ± 0.00
	3月	8	0.02 ± 0.02	6	0.02 ± 0.02	7	0.02 ± 0.02	7	0.02 ± 0.01
	4月	7	0.06 ± 0.05	6	0.04 ± 0.03	7	0.04 ± 0.01	8	0.03 ± 0.02
	5月	9	0.08 ± 0.05	6	0.05 ± 0.05	7	0.05 ± 0.02	8	0.05 ± 0.03
	6月	9	0.18 ± 0.08	6	0.10 ± 0.03	7	0.11 ± 0.06	8	0.09 ± 0.05
	7月	9	0.12 ± 0.09	6	0.11 ± 0.05	7	0.16 ± 0.07	8	0.14 ± 0.06
10-15m	1月	7	0.01 ± 0.01	6	0.00 ± 0.00	5	0.01 ± 0.00	4	0.01 ± 0.00
	2月	9	0.01 ± 0.00	5	0.00 ± 0.00	5	0.01 ± 0.00	4	0.01 ± 0.00
	3月	8	0.01 ± 0.01	6	0.01 ± 0.01	7	0.01 ± 0.01	7	0.02 ± 0.02
	4月	7	0.05 ± 0.03	6	0.03 ± 0.02	7	0.02 ± 0.01	8	0.02 ± 0.01
	5月	9	0.07 ± 0.04	6	0.06 ± 0.05	7	0.04 ± 0.03	8	0.03 ± 0.02
	6月	9	0.07 ± 0.05	6	0.05 ± 0.03	7	0.08 ± 0.03	8	0.10 ± 0.06
	7月	9	0.10 ± 0.06	6	0.11 ± 0.08	7	0.14 ± 0.07	8	0.11 ± 0.04
15-20m	1月	7	0.00 ± 0.00	6	0.01 ± 0.02	5	0.01 ± 0.00	4	0.01 ± 0.00
	2月	9	0.01 ± 0.00	5	0.01 ± 0.01	5	0.01 ± 0.01	4	0.01 ± 0.00
	3月	8	0.01 ± 0.01	6	0.01 ± 0.01	7	0.01 ± 0.01	7	0.02 ± 0.01
	4月	7	0.01 ± 0.02	6	0.03 ± 0.01	7	0.01 ± 0.01	8	0.02 ± 0.02
	5月	8	0.03 ± 0.02	6	0.05 ± 0.03	7	0.03 ± 0.02	8	0.04 ± 0.03
	6月	9	0.04 ± 0.02	6	0.04 ± 0.03	7	0.06 ± 0.03	8	0.09 ± 0.06
	7月	9	0.12 ± 0.06	6	0.10 ± 0.04	7	0.12 ± 0.06	8	0.11 ± 0.04
20-25m	1月	7	0.01 ± 0.00	6	0.00 ± 0.02	5	0.01 ± 0.01	4	0.01 ± 0.00
	2月	9	0.01 ± 0.00	5	0.04 ± 0.08	4	0.01 ± 0.00	4	0.01 ± 0.01
	3月	8	0.01 ± 0.00	6	0.01 ± 0.00	7	0.01 ± 0.01	7	0.02 ± 0.01
	4月	6	0.01 ± 0.01	6	0.02 ± 0.01	7	0.02 ± 0.01	8	0.02 ± 0.01
	5月	8	0.03 ± 0.01	6	0.05 ± 0.04	7	0.04 ± 0.02	8	0.05 ± 0.03
	6月	9	0.04 ± 0.02	6	0.08 ± 0.02	7	0.06 ± 0.01	8	0.05 ± 0.03
	7月	9	0.08 ± 0.05	6	0.12 ± 0.02	7	0.09 ± 0.03	8	0.07 ± 0.03
25-30m	1月	7	0.01 ± 0.00	6	0.01 ± 0.00				
	2月	9	0.01 ± 0.01	5	-0.03 ± 0.08				
	3月	8	0.01 ± 0.02	6	0.01 ± 0.00				
	4月	6	0.01 ± 0.01	6	0.02 ± 0.01				
	5月	8	0.02 ± 0.02	6	0.02 ± 0.01				
	6月	9	0.04 ± 0.02	6	0.07 ± 0.03				
	7月	9	0.07 ± 0.04	6	0.07 ± 0.04				

付表5 八雲および洞爺湖温泉観測点におけるブルーム年と非ブルーム年の月平均降水量と標準偏差

洞爺湖温泉観測点の2000年4～7月（非ブルーム年）のデータは欠測である。

観測月	八雲				洞爺湖温泉			
	ブルーム年		非ブルーム年		ブルーム年		非ブルーム年	
	データ数	平均±SD(mm)	データ数	平均±SD(mm)	データ数	平均±SD(mm)	データ数	平均±SD(mm)
1月	9	88 ± 34	6	78 ± 19	7	52 ± 24	8	47 ± 24
2月	9	74 ± 46	6	62 ± 22	7	50 ± 39	8	31 ± 13
3月	9	85 ± 34	6	58 ± 15	7	43 ± 21	8	46 ± 25
4月	9	98 ± 37	6	65 ± 36	7	67 ± 35	7	44 ± 22
5月	9	99 ± 38	6	77 ± 22	7	76 ± 29	7	69 ± 26
6月	9	78 ± 27	6	49 ± 15	7	62 ± 24	7	47 ± 25
7月	9	134 ± 104	6	146 ± 64	7	135 ± 69	7	92 ± 56

付表6 八雲および洞爺湖温泉観測点におけるブルーム年と非ブルーム年の月平均累積降水量と標準偏差
洞爺湖温泉観測点の2000年4～7月（非ブルーム年）の降水量は欠測のため、4月以後の累積データは使用していない。2009年3～4月（ブルーム年）の降水量は2ヶ月連続して一部欠測があったため、3月以後の累積データは使用していない。

観測月	八雲				洞爺湖温泉			
	ブルーム年		非ブルーム年		ブルーム年		非ブルーム年	
	データ数	平均±SD(mm)	データ数	平均±SD(mm)	データ数	平均±SD(mm)	データ数	平均±SD(mm)
1～2月	9	162 ± 50	6	140 ± 31	7	102 ± 40	8	78 ± 27
1～3月	9	247 ± 69	6	198 ± 41	6	156 ± 38	8	124 ± 45
1～4月	9	345 ± 71	6	263 ± 73	6	230 ± 27	7	164 ± 65
1～5月	9	444 ± 89	6	340 ± 86	6	313 ± 43	7	232 ± 77
1～6月	9	523 ± 91	6	389 ± 87	6	378 ± 61	7	279 ± 74
1～7月	9	656 ± 130	6	535 ± 122	6	500 ± 34	7	370 ± 118

付表7 八雲観測点におけるブルーム年と非ブルーム年の月平均日照時間と標準偏差

観測月	ブルーム年		非ブルーム年	
	データ数	平均±SD(h)	データ数	平均±SD(h)
1月	9	81 ± 12	6	77 ± 11
2月	9	94 ± 28	6	96 ± 30
3月	9	129 ± 29	6	139 ± 15
4月	9	155 ± 36	6	186 ± 42
5月	9	152 ± 41	6	178 ± 27
6月	9	132 ± 33	6	140 ± 35
7月	9	110 ± 32	6	110 ± 46

付表8 八雲観測点におけるブルーム年と非ブルーム年の月平均風向風速と標準偏差

風向	観測月	風向頻度				風速			
		ブルーム年		非ブルーム年		ブルーム年		非ブルーム年	
		データ数	平均±SD(%)	データ数	平均±SD(%)	データ数	平均±SD(m·s ⁻¹)	データ数	平均±SD(m·s ⁻¹)
東よりの風	1月	9	7.1 ± 3.8	6	6.9 ± 3.1	9	3.6 ± 0.9	6	3.1 ± 1.0
	2月	9	8.9 ± 1.7	6	7.2 ± 2.7	9	2.5 ± 0.8	6	2.7 ± 1.3
	3月	9	12.9 ± 3.5	6	17.9 ± 6.1	9	2.9 ± 0.6	6	2.9 ± 0.8
	4月	9	26.2 ± 5.7	6	28.0 ± 7.8	9	3.1 ± 0.6	6	2.4 ± 0.5
	5月	9	42.3 ± 6.2	6	41.1 ± 6.4	9	2.6 ± 0.5	6	2.7 ± 0.7
	6月	9	48.4 ± 10.4	6	52.4 ± 10.6	9	2.3 ± 0.3	6	2.5 ± 0.4
	7月	9	55.4 ± 13.4	6	49.8 ± 11.1	9	2.6 ± 0.6	6	2.5 ± 0.4
西よりの風	1月	9	79.5 ± 13.4	6	83.3 ± 5.7	9	2.7 ± 0.3	6	2.6 ± 0.2
	2月	9	75.5 ± 9.9	6	78.9 ± 7.1	9	2.8 ± 0.4	6	2.8 ± 0.3
	3月	9	71.9 ± 10.9	6	68.3 ± 5.8	9	3.2 ± 0.5	6	2.9 ± 0.5
	4月	9	57.5 ± 9.7	6	56.4 ± 9.9	9	3.1 ± 0.2	6	2.9 ± 0.3
	5月	9	39.2 ± 10.9	6	41.5 ± 10.0	9	2.9 ± 0.3	6	2.9 ± 0.3
	6月	9	33.6 ± 10.4	6	30.1 ± 8.5	9	2.6 ± 0.4	6	2.4 ± 0.7
	7月	9	28.5 ± 10.1	6	27.4 ± 9.4	9	2.3 ± 0.4	6	2.5 ± 0.6
北よりの風	1月	9	10.6 ± 13.0	6	5.9 ± 2.0	9	2.5 ± 0.4	6	2.2 ± 0.3
	2月	9	12.3 ± 15.0	6	6.0 ± 1.7	9	2.2 ± 0.5	6	2.4 ± 0.4
	3月	9	13.3 ± 13.0	6	10.1 ± 1.6	9	2.4 ± 0.6	6	2.2 ± 0.1
	4月	9	14.1 ± 9.7	6	12.2 ± 1.6	9	2.2 ± 0.4	6	2.2 ± 0.3
	5月	9	18.1 ± 7.9	6	14.3 ± 2.6	9	2.0 ± 0.2	6	2.1 ± 0.3
	6月	9	17.5 ± 5.9	6	14.4 ± 6.8	9	1.8 ± 0.2	6	1.8 ± 0.3
	7月	9	14.4 ± 6.9	6	10.9 ± 3.1	9	1.7 ± 0.2	6	1.7 ± 0.3
南よりの風	1月	9	14.4 ± 7.4	6	11.7 ± 3.0	9	1.7 ± 0.4	6	1.6 ± 0.4
	2月	9	16.1 ± 4.1	6	12.0 ± 3.2	9	1.7 ± 0.6	6	1.6 ± 0.2
	3月	9	15.3 ± 6.7	6	14.6 ± 1.1	9	2.4 ± 0.9	6	2.4 ± 0.8
	4月	9	17.2 ± 8.7	6	13.5 ± 2.5	9	2.7 ± 0.5	6	2.5 ± 0.6
	5月	9	12.5 ± 7.1	6	11.6 ± 3.8	9	2.3 ± 0.4	6	2.6 ± 0.6
	6月	9	13.1 ± 9.4	6	7.8 ± 3.5	9	2.0 ± 0.6	6	1.8 ± 0.7
	7月	9	11.3 ± 10.1	6	7.9 ± 4.6	9	1.6 ± 0.4	6	1.8 ± 0.5

ホタテガイ幼生分布調査に有用な免疫染色技術の実用的改善

清水洋平, 狩野俊明, 成田伝彦, 板倉祥一,
榎本洗一郎, 戸田真志, 川崎琢真, 高畠信一,
岩井俊治, 山下正兼

ホタテガイ幼生の分布調査では, 幼生の判別を容易にするため, ホタテガイ幼生のみを染色する免疫染色法が活用されつつある。本研究では, 現場でみられた免疫染色の不安定性の原因を試料の取り扱い方法, 特に固定方法にあると考え, 確実にホタテガイ幼生を染色するための, 試料の固定条件を検討した。その結果, 0.9%ホルムアルデヒド海水溶液または0.5%グルタルアルデヒド海水溶液で試料を一晩固定することで, 良好な免疫染色結果が得られた。また, 1%グルタルアルデヒド海水溶液を用いると固定時間を1時間に, また4%グルタルアルデヒド海水溶液を用いると30分に短縮できることが明らかになった。抗体反応時間と発色反応時間をともに30分から20分程度に短縮でき, 免疫染色工程が全体で1時間10分程度となった。

A 531 北水試研報 89 1-8 2016

北海道東部の河川と海中に放流したサケの回帰と河川遡上率

宮腰靖之, 藤原 真, 安藤大成, 永田光博

2003~2005年, 北海道オホーツク海側東部地区において, 河川および漁港内に設置した生簀から同数の標識サケ稚魚を放流し, 沿岸および河川への回帰数を比較した。沿岸への回帰数は, 2003年放流群では海中放流群が河川放流群を上回ったものの, 2004年および2005年放流群では逆に下回った。河川への回帰数は海中放流群が常に少なく, 河川遡上率は低下することが明らかとなった。このことから, 海中放流は有効な放流手段の一つとはなり得るものの, 河川遡上率が低下することから, 親魚確保には不適であることが確認できた。また, 河川放流群と海中放流群では沿岸での漁獲時期や成熟度にも違いがみられた。

A 532 北水試研報 89 9-15 2016

根室管内におけるサケの放流場所と河川回帰の関係

春日井 潔, 佐々木義隆

北海道東部の根室管内の11放流・捕獲河川における1984~2010年級の放流尾数と4年後の河川捕獲尾数から, サケの放流場所と河川回帰の間の関係を検討した。各河川の河川回帰率の平均値と降河距離との間には有意な正の相関が認められ, 降河距離が短いほど河川回帰率が低かった。また, 河川回帰率の変動係数と降河距離の間には有意な負の相関が認められ, 降河距離の短い河川では河川回帰率が大きな変動を示した。

A 533 北水試研報 89 17-21 2016

北海道沖北部日本海でアニサキス幼虫に寄生されたオキアミ (*Thysanoessa longipes*) (短報)

浅見大樹

2014年4月, 北海道沖北部日本海, 津軽海峡周辺海域の松前沖で採集されたオキアミ, *Thysanoessa longipes*の血体腔内にアニサキスI型幼虫 (*Anisakis simplex* s.s.) と推定される寄生を観察した。北海道沖北部日本海でアニサキスI型幼虫に寄生されたオキアミ *T. longipes*の確認は初めてである。

A 534 北水試研報 89 23-26 2016

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）

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 のブルーム形成のメカニズム解明や
ホタテガイ出荷規制の事前予測に関する基礎資料を得る
ため、2000～2014年のブルーム年と非ブルーム年の海洋
環境および気象について比較検討した。ブルーム形成要
因の可能性として、底層水温、表層水の鉛直安定度、降
水量、日照時間、風向風速が考えられた。このうち、ブ
ルーム年に降水量が多かったことは、表層水の塩分低下
による鉛直安定度の増大をもたらし、湾内に流入する栄
養塩等を増大させている可能性があり、さらに日照時間
が少ないこととも関連すると考えられる。以上から、*A.*
tamarense のブルーム形成要因としては、降水量が直接的
にも間接的にも特に重要と考えられた。また、降水量と
麻痺性貝毒によるホタテガイ出荷規制との関係を示した。

A 535 北水試研報 89 27-40 2016

水産研究本部図書出版委員会

委員長 齊藤 幸雄
委 員 佐藤 一 志田 修 赤池 章一
夏目 雅史 森 立成 大久保進一
事務局 前田 圭司 池田 秀樹 吉田 英雄

水産研究本部出版物編集委員会

委員長 前田 圭司
委 員 中明 幸広 星野 昇 宮園 章 中島 幹二
木村 稔 武田 忠明 鈴木 邦夫 中島美由紀
宮腰 靖之 隼野 寛史
事務局 池田 秀樹 吉田 英雄 (作業補助：矢部 康子)

北海道水産試験場研究報告 第89号

2016年3月22日発行 ISSN : 2185-3290

編集兼 北海道立総合研究機構水産研究本部
発行者 〒046-8555 北海道余市郡余市町浜中町238
電話 総合案内 0135(23)7451 (総務部総務課)
図書案内 0135(23)8705 (企画調整部企画課)
FAX 0135(23)3141
Hamanaka-cho 238, Yoichi-cho, Hokkaido 046-8555, Japan
印刷所 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

