HOKKAIDO UNIVERSITY

Title	北海道函館湾アサリ漁場の形成過程
Author(s)	伊藤, 詩織; 田村, 亮輔; 森本, 翔一 他
Citation	北海道大学水産科学研究彙報, 65(2), 93-100
Issue Date	2015-08-20
DOI	https://doi.org/10.14943/bull.fish.65.2.93
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/59785
Type	departmental bulletin paper
File Information	bull.fish.65.2.93.pdf



Hokkaido University Collection of Scholarly and Academic Papers : HUSCAP

北 大 水 産 彙 報
65(2), 93–100, 2015.
DOI 10.14943/bull.fish.65.2.93

北海道函館湾アサリ漁場の形成過程

伊藤　詩織[1)]・田村　亮輔[1)]・森本　翔一[1)]・五嶋　聖治[2)]

(2015 年 4 月 27 日受付，2015 年 5 月 7 日受理)

Formation of Fishing Ground of the Short-necked Clam *Ruditapes philippinarum* in Hokuto, Hakodate Bay, Hokkaido

Shiori Ito[1)], Ryosuke Tamura[1)], Shoichi Morimoto[1)] and Seiji Goshima[2)]

Abstract

Histological observation on adult gonads of the short-necked clam *Ruditapes philippinarum*, field surveys about distribution of adults, and settling site of juveniles were investigated to examine formation process of fishing ground of the clam at Hokuto, Hakodate Bay, Hokkaido, Japan. Gametogenesis was observed from April to September, and gonadal maturation occurred between June and September, with peak period from July to August in this survey year. Number of juveniles was the highest in October, and they settled from shore area to offshore area of the sampling site. In December, number of individuals in shore area was more than that of offshore area. On the other hand, adults were distributed over shore area in all research months. From the above results, we can suggest that this fishing ground is formed through the following steps. Larvae settle and recruit in the whole fishing area, and metamorphose into juveniles. Juveniles in the offshore area are transported, move or dead by some factor, and number of juveniles increase relatively in the shore area. Finally, when clams remained in the shore area grow to a fishable size of 32 mm in shell length, they become a target for the clam fishing.

Key words : Short-necked clam, Hakodate Bay, Fishing ground, Spawning season, Settlement, Distribution, Juvenile, Adult

諸　　言

アサリ *Ruditapes philippinarum* は日本全国の沿岸に分布し，昔から食用とされてきた二枚貝である。しかしながら，その総漁獲量は 1960 年代の 10 万トンから 1980 年代に 15 万トンまで増加した後に，大幅な減少に転じ，2000 年以降は 3〜4 万トンにまで落ち込んでいる (佐々木，2012)。原因として乱獲や埋め立てに伴う漁場の縮小，水質および底質環境の悪化 (柿野，1992 ; 松川ら，2008) が主な原因と考えられており，近年では，この他にもエイ類，ツメタガイ類といった食害生物の存在や (柴田・河西，1999 ; 薄・重田，2002 ; 大越，2004)，寄生生物の出現 (パーキンサス原虫 : 浜口ら，2002 ; カイヤドリウミグモ : 宮崎ら，2010) による資源への影響も危惧されている。また，環境や他種生物との関係以外に初期稚貝の着底量低下，着底直後の高死亡率も一要因として考えられている。例えば，主要なアサリ生産地であり，近年漁獲量が低迷している豊前海吉富干潟では，漁場に殻長 5 mm 程度の初期稚貝が大量発生するにもかかわらず，30 mm 以上の成貝に成長するまでの過程で消失していることが確認されている (中川ら，2007)。また，1970 年代には約 65,000 トンものアサリ漁獲量を誇っていたが，1990 年代に約 1,400 トンにまで減少してしまった有明海緑川河口の砂質干潟では，底生生物の定量的な調査を行ったところ，アサリ浮遊幼生のほとんどが干潟に定着した直後に死亡していることが明らかになっている (堤ら，2000)。資源の維持・増大や持続的な漁業生産のためには，今後の資源量を左右するであろう初期稚貝の動向に焦点を当てた対策が必要であり，この手法を開発するうえで，産卵から着底にいたる再生産機構の解明は極めて重要な課題と言えるだろう。

北海道函館湾に面する北斗市館野地区では，殻長 32 mm 以上のアサリを対象に，毎年春期に約 3 トンの漁獲が行われている。しかし，漁獲量からわかるように，漁場の規模は小さく資源量も多くはないため，現在は直接販売といった限定的利用にとどまっている。この限られた資源を持続的に利用するためには，本地域におけるアサリの生態に関する基礎的知見が必要となる。これまで清水ら (2006) が本種の産卵期，田村ら (2014) が成長について明らかにしてきたが，稚貝の着底についてはほとんど

[1)] 北海道大学大学院水産科学院海洋生物学講座
(*Laboratory of Marine Biology, Graduate School of Fisheries Sciences, Hokkaido University*)
[2)] 北海道大学大学院水産科学研究院海洋生物学分野
(*Laboratory of Marine Biology, Faculty of Fisheries Sciences, Hokkaido University*)

情報がない。田村ら (2014) によると，館野地区アサリ漁場の潮間帯で行ったアサリの定量調査の結果，新規加入個体の密度が低く，月が経過しても密度の増加が乏しかったことから，このアサリ漁場の潮間帯は新規加入個体の少ない環境であると報告している。加えて，アサリでは稚貝の着底場所と成貝の生息場所では，適する環境条件が異なることが指摘されている (山本，2004)。これらのことから推測するに，館野地区のアサリ漁場においては，アサリ成貝の分布域と異なった場所に稚貝が着底している可能性がある。

そこで本研究の目的を，北斗市館野地区におけるアサリ稚貝の着底期，着底域，および着底後の稚貝の密度変化を追うことによって，館野地区アサリ漁場がどのように形成されているのか，稚貝着底から漁獲されるサイズまで成長する過程を明らかにすることと設定した。

材 料 と 方 法

環境調査

アサリの産卵，および着底に影響を及ぼすと考えられる函館湾の海水温，粒度組成を以下のように測定した。

水　温

北斗市館野地区アサリ漁場より 7.5 km 南に位置する北斗市茂辺地地区の葛登支 (41˚44′32″N, 140˚35′58″E) の潮間帯に温度データロガー (Onset 社製 UA-002-64) を設置し，2013 年 4 月から 2014 年 5 月まで満潮時における底質表面付近の水温を測定した。

なお，北斗市館野地区における田村ら (2014) の調査結果と，北斗市茂辺地地区葛登支での Oba and Goshima (2004), および Takahashi and Goshima (2012) の調査結果を比較したところ，水温はほぼ同様の傾向を示していたため，葛登支で得られた水温データを函館湾の平均水温とした。

底質調査 (粒度組成)

本調査は 2013 年 7 月，8 月，9 月，10 月，12 月，2014 年 1 月，3 月，4 月，5 月の大潮干潮時に行った。全 25 の調査地点を設け (Fig. 1)，各地点において深さ 1 cm までの底質を採取し，粒度組成の解析に使用した。電気炉を用いて底質を 110℃ で 2 時間乾燥後に，JIS 規格に従って 2 mm，1 mm，0.5 mm，0.25 mm，0.125 mm，0.063 mm の篩でふるい，それぞれの重量を測定した。粒径の大きさから，2 mm より大きい粒子を礫，0.063 mm 以上 2 mm 以下を砂，0.063 mm より小さい粒子を泥として，3 区分に分けた。底質の解析にあたり，試料の乾燥は環境省の定める底質調査法に従った。

成熟調査

調査地である北斗市館野地区アサリ漁場 (41˚47′48″N, 140˚37′06″E) に生息するアサリの放卵・放精を確認するため，生殖腺の組織学的観察を行った。

先行研究により，アサリの性成熟は，厚岸湖においては雄では殻長 22～27 mm，雌では 30～35 mm (山本･岩田，1956)，サロマ湖においては雄では殻長 24～26 mm，雌では 26～28 mm (五嶋ら，1996) といったサイズから観察されているため，殻長 30 mm 以上の個体を成熟調査の対象とした。用いた試料は本調査地にて 2013 年 4 月から 10 月までの毎月 1 回，大潮干潮時に採集し，8 月のみ 2 回採集した。1 回の調査につき殻長 30 mm 以上のアサリを 25～30 個体採集した。ただし，8 月のみ 1 回の調査につき 15 個体，計 30 個体採集した。

採集後，殻長，殻高，殻幅，軟体部重量を測定し，肥満度 (condition factor) を以下の式 (鳥羽・深山，1991) により算出した。

$$\text{肥満度 (CF)} = \frac{\text{軟体部重量 (g)}}{\text{殻長 (mm)} \times \text{殻高 (mm)} \times \text{殻幅 (mm)}} \times 10^5$$

測定後，生殖腺のある軟体部中央部を切り出してブアン氏液で固定し，通常のパラフィン包埋法により厚さ 6 μm の組織標本を作製した。これにヘマトキシリン・エオシンの二重染色を施し，光学顕微鏡下で性別と生殖腺の発達状態を組織学的に観察した。生殖腺の発達状態の判定は，鳥羽・深山 (1991) および五嶋ら (1996) の区分を参考に，配偶子形成過程に基づいて行った。すなわち，回復期 (recovery stage), 成長期 (growing stage), 成熟期 (mature stage)，放出期 (spawning stage)，放出終了期 (spent stage) の 5 段階である。

成貝，および稚貝の分布

アサリの成貝の分布域と稚貝の着底域を比較するため，北斗市館野地区アサリ漁場の潮間帯上部から下部において，以下の 2 つの野外調査を行った。

成貝分布調査

本調査は 2013 年 12 月，2014 年 4 月，6 月，9 月の大潮干潮時に行った。全 25 の調査地点を設け (Fig. 1)，各地点にて一辺が 25 cm の方形枠を用いて深さ 5 cm の底土を採取した。本調査地には底質の表面・内部にまで大礫が多数存在し，アサリはその礫によって潜砂深度が制限され，多くの個体が自身の殻長より深く潜砂できていない (田村ら，未発表) 。その上，本調査地のアサリは殻長 38 mm ほどで成長が停滞してしまい，殻長 45 mm を超える個体はほとんどいない (田村ら，2014)。よって底質表面から 5 cm の底土を採取すれば，たとえそれより深く潜砂しているアサリがいても体上部が容易に視認できるため，方形枠内に生息するアサリをほぼ全て採集できる。採取した泥を 2 mm 目合いの篩にかけ，篩上に残ったものを試料とした。この中からアサリを選別し，個体数の計数を行った。

稚貝着底調査

本調査は 2013 年 7 月，8 月，9 月，10 月，12 月，2014 年 1 月，3 月，4 月，5 月の大潮干潮時に行った。前述した成貝分布調査と同様の地点にて (Fig. 1)，内径 83 mm，深さ 10 mm のポリ塩化ビニール管を用いて底泥を採取し

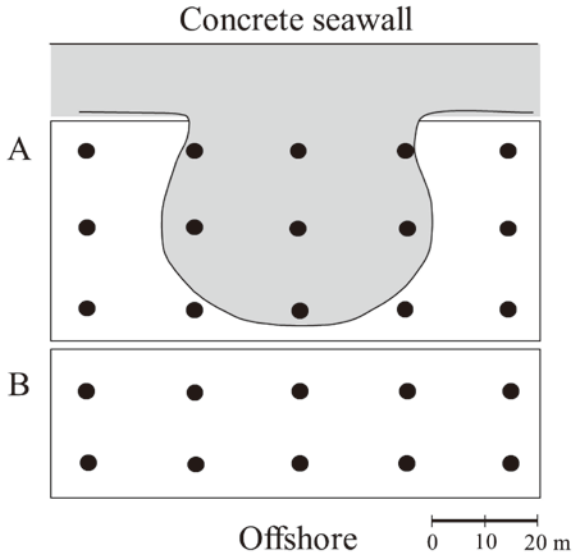


Fig. 1. Design of the field survey looked down from above. Dots indicate sampling points. Gray area indicates intertidal zone exposed at low tides, which was the main fishing ground for the short-necked clam. A : shore area, B : offshore area.

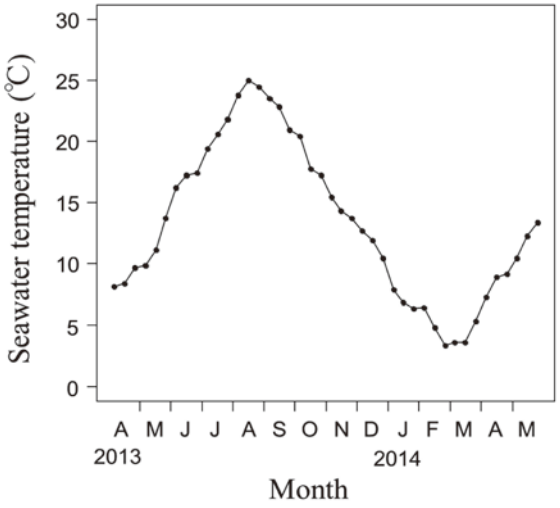


Fig. 2. Every ten days mean seawater temperature at Kattoshi, Hakodate Bay. Measurements were done at high tides with a temperature data logger.

た。この調査では，1 地点につき 2 回底泥を採取し混合したものを 1 試料とした。採取した試料のうち 0.125 mm 目合いの篩上に残ったものを，ローズベンガルを溶かした 10% 中性ホルマリンで固定した。アサリの着底直後の殻長は概ね 0.20～0.25 mm であるので (田中，1982)，用いた篩の目合いは全ての稚貝を採集するのに十分に小さいと考えられる。その後，実体顕微鏡下でアサリの稚貝を選別し，画像解析ソフト ImageJ を用いて殻長を測定した。また，同定に関しては田中 (1982)，酒井・関口 (1992) に従い外部形態に基づいて種同定を行った。

結果の解析にあたり，試料の採集を行った 25 地点を Fig. 1 のように 2 つのグループに分けた。大潮最干時に底質が干出する部分を “岸側 (shore)”，干出しない部分を “沖側 (offshore)” とした。一般化線形モデル (GLM) で，応答変数を調査月に採集された個体数，説明変数をグループ (岸側, 沖側) とし，岸側, 沖側のどちらにアサリの成貝，ならびに稚貝が多く分布するか統計解析を行った。誤差分布にはポアソン分布を指定した。なお，本研究におけるすべての統計解析はフリーソフトウェア R (version 2.15.2) を用いて行った。

結　　果

環境調査

水　温

2013 年 4 月から 2014 年 5 月までの函館湾の水温変化を，各月の上旬・中旬・下旬ごとの平均値で Fig. 2 に示す。平均水温は 8 月中旬に 25.0℃ と最も高く，2014 年 2 月下旬に 3.3℃ と最も低かった。2013 年 5 月から 6 月にかけて著しく水温は上昇し，6 月上旬に 16.2℃ に達した後，7 月中旬から 10 月上旬までは 20℃ を超える温度となっていた。一転して，10 月中旬から平均水温が下降し 17.8℃，11 月下旬には 13.8℃ となった。さらに 1 月下旬から 10℃ 以下となり，2014 年 2 月の水温低下も著しかった。

粒度組成

計 25 の調査地点にて計測した粒度組成を岸側，沖側に二分しそれぞれの平均的な組成を Fig. 3 に示した。岸側の粒度組成は 7 月から 9 月にかけ変動があった。特に礫の割合の変動が顕著で，7 月に最低値の 26.7% が 9 月に 55.2% まで上昇した。それ以降，1 月に最高値の 55.4% を記録した後，5 月まで目立った変動はなく礫の割合は 50% 前後で推移した。一方，沖側は 7 月から 9 月では各割合の変動がなく，10 月，12 月に礫の増加が見られた (それぞれ 35.3%，33.9%)。翌 1 月には最高値の 50.3% を示した後，5 月にかけて多少の変動があるものの 30% まで減少した。

成　熟

生殖腺を組織学的に観察したアサリの性比を Table 1 に示す。雌の出現率が雄よりやや高いが，1 : 1 の性比からの統計的に有意な偏りは見られなかった (二項検定，$z = 1.063$，$p = 0.321$)。

各個体の生殖腺の発達状態を判定し，各期に区分した個体の月別割合を Fig. 4 に示す。雌では，4 月に採集した個体は回復期が 50%，成長期が 50% で構成されているが，5 月では成長期の個体が 71% に増加した。6 月になると回復期に区分される個体は出現せず，69% が成熟期に移行した。さらに，放出期に区分される個体も 8% 存在した。7 月，8 月にかけては成熟期，放出期のみで，割合はそれぞれ 89% から 67%，11% から 33% へと推移していた。9 月に放出終了期が出現し始め，10 月は放出終了期が 33%，

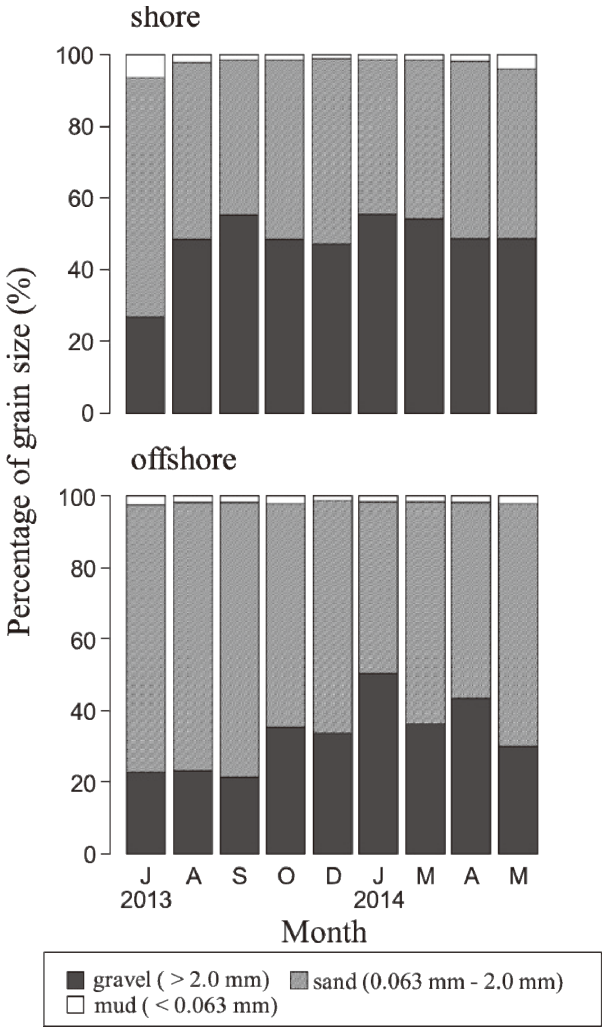


Fig. 3. Monthly changes in percentage of grain size at shore area (upper) and offshore area (lower). No data in November 2013 and February 2014.

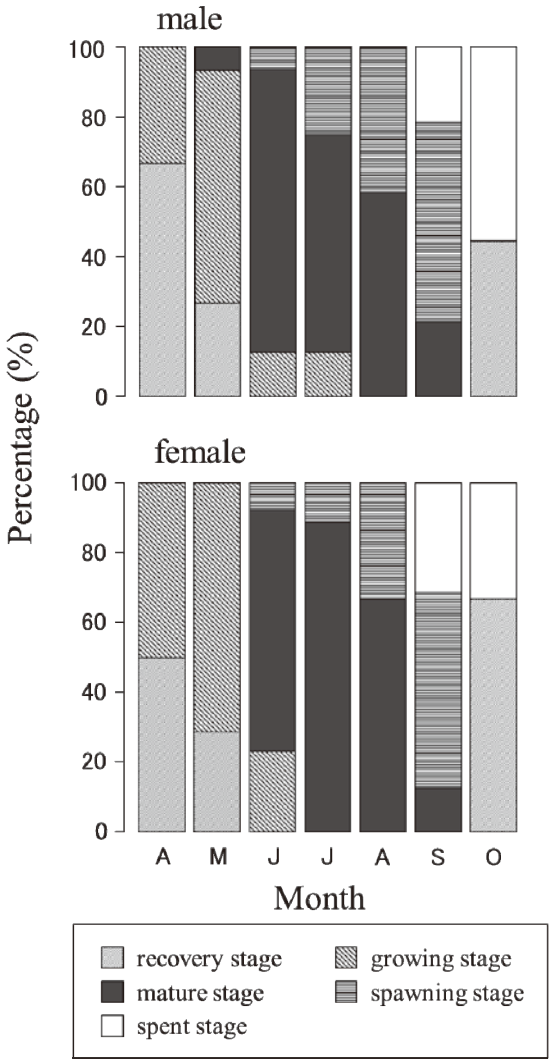


Fig. 4. Monthly changes in percentage of each gonad stage of the short-necked clam classified by histological observations.

Table 1. Percentage of female and male of the short-necked clam at the sampling site of Tateno, Hokuto, Hakodate Bay in 2013.

Month	Female (%)	Male (%)	*n*
April	64	36	25
May	48	52	29
June	45	55	29
July	69	31	26
August	60	40	30
September	53	47	30
October	40	60	30
Total	54	46	199

n : number of clams examined.

回復期が 67% となった。一方雄では，雌とは異なり 5 月ですでに成熟期に移行した個体が出現していた。翌 6 月には放出期の個体が 6% 存在し，8 月には 42% を占めるようになった。それ以降は雌と同様に，9 月に放出終了期が出現し，10 月においては放出終了期，回復期の個体しか観察されなかった。

肥満度の月変化を Fig. 5 に示す。肥満度は，雌雄ともに 4 月から次第に増加し，雄は 5 月，雌は 5 月と 6 月にピークに達した。このとき雄の肥満度の平均値は 17.6，雌はそれぞれ 17.9，17.8 であった。その後，雄は 9 月にかけて漸減していったが，雌は 6 月の 17.8 から 7 月の 15.8 に大きく減少し，9 月に最小値 12.7 をとった。10 月には雄が 13.3，雌が 14.4 となった。

成貝，および稚貝の分布

成貝分布

各月に得られた，地域グループごとの成貝の生息密

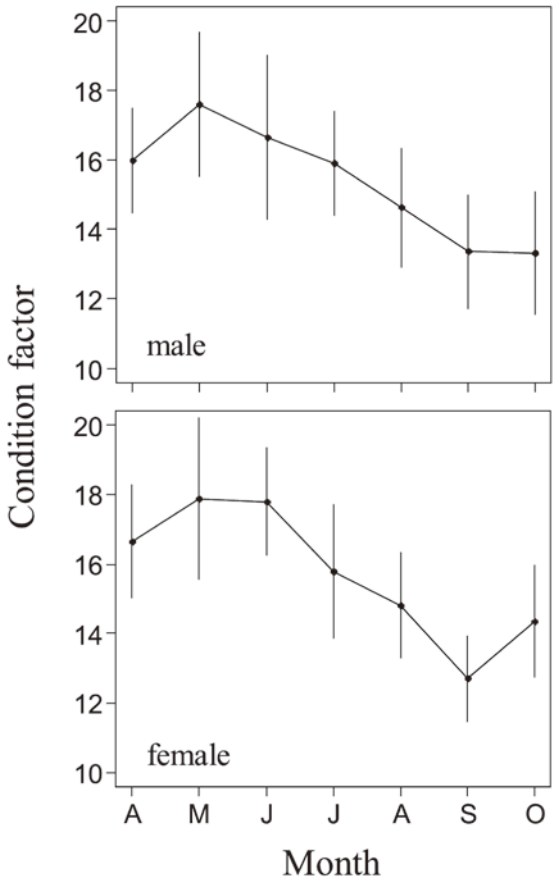


Fig. 5. Monthly changes in condition factor of the short-necked clam. Vertical bars show standard deviations of the means.

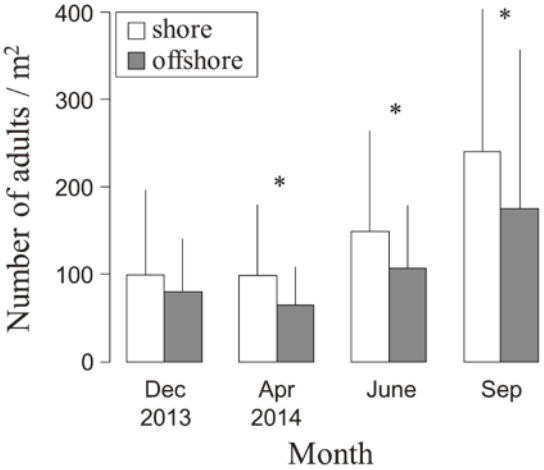


Fig. 6. Changes in adult density of the short-necked clam. Vertical bars show standard deviations of the means. Asterisks indicate significant difference between shore area and offshore area by generalized linear model ($p < 0.05$).

度 (単位面積あたりの平均個体数) を Fig. 6 に示す。2013 年 12 月は岸側, 沖側の生息密度に有意な差は見られなかったが，2014 年 4 月，6 月，9 月では岸側の生息密度が沖側より高かった (GLM, 4 月：$z = 2.257, p = 0.024$, 6 月：$z = 2.231, p = 0.026$, 9 月：$z = 2.776, p = 0.006$)。

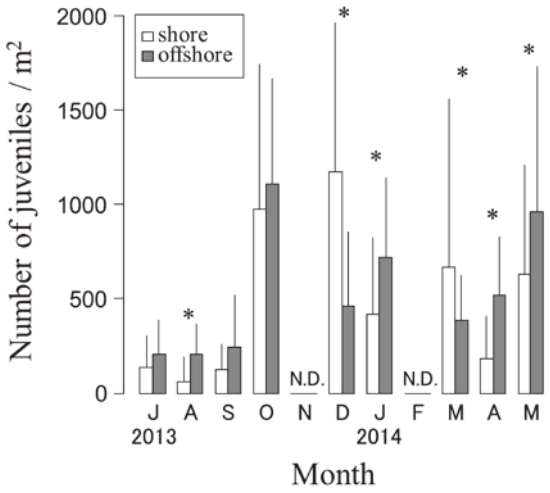


Fig. 7. Monthly changes in mean density of the juvenile short-necked clam at shore site and offshore site. Vertical bars show standard deviations of the means. N.D. and asterisks indicate no data and significant difference between shore area and offshore area by generalized linear model ($p < 0.05$), respectively.

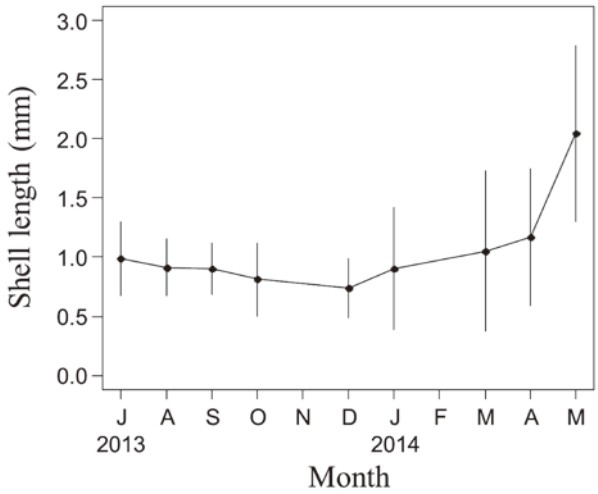


Fig. 8. Monthly changes in mean shell length of the juvenile short-necked clam sampled in the whole study area. Vertical bars show standard deviations of the means.

稚貝分布

稚貝の単位面積あたりの平均個体数を岸側と沖側に分けて Fig. 7 に示す。アサリの稚貝は 2013 年 7 月から見られた (全域平均で 162.8 個体/m^2)。8 月，9 月は生息密度の変化が見られなかったが，10 月に密度が急増した (全域平均 1,028.1 個体)。この時，岸側，沖側で生息密度に有意な差はなかった (GLM, $z = -0.761, p = 0.447$)。12 月の調査では，全体の密度は 10 月からほぼ変動しなかったが (全域平均 887.6 個体)，沖側より岸側の生息密度が高くなっ

ていた (GLM, $z = 4.135$, $p = 0.001$)。その後 2014 年 1 月から 4 月にかけて稚貝の生息密度が減少していった。

各月に全域で採集された稚貝の平均殻長を Fig. 8 に示す。平均値は 7 月の 0.98 mm ($n = 22$) から徐々に小さくなり，10 月に 0.81 mm ($n = 139$) であったものが 12 月に最低値の 0.74 mm ($n = 120$) となった。翌月からは 1 月に 0.91 mm ($n = 72$)，3 月に 1.05 mm ($n = 75$) と増加していき，5 月には 2.05 mm ($n = 103$) となった。

考　　察

生殖腺の組織学的観察の結果，雌雄どちらとも 6 月に放出期の個体が出現し，10 月には放出終了期の個体が 3 分の 1 から 2 分の 1 を占めていた。アサリの産卵を誘発する水温条件については古くから研究されている。例えば，東京湾においては 10℃ から 20℃ (冬期から春期) の水温上昇で産卵が確認される (鳥羽ら，1993)。その他に，15℃ 以上の水温で産卵可能であることも報告されている (Ohba, 1959 ; Holland and Chew, 1974 ; Mann, 1979)。水温の変化，さらには一定以上の水温下で産卵が始まることを考えれば，本調査地のアサリも同様に，6 月の平均水温が 15℃ 以上に達したことで，アサリの産卵が誘起されたと言えるだろう。

また，肥満度も春期の水温上昇に伴い雌雄ともに 5 月に最高値を記録した後，6 月から減少し始め 9 月に最低値をとっていた。以上のことから，このアサリ漁場における産卵期は 6 月から 9 月であると推定できる。そして，1 年の中で最高水温を記録する 7 月から 8 月に放出期の割合が増加してくることから，産卵最盛期が 7 月から 8 月であることも推定できる。加えて，本調査地と同じ海域内に位置する北斗市茂辺地地区に生息するアサリは 6 月下旬から 9 月上旬にかけて年 1 回産卵しており，その中でも 7 月下旬から 8 月が最盛期である (清水ら，2006)。さらに，北海道の道東域 (厚岸湖，サロマ湖，野付湾) の産卵期は，地域によって多少異なるが 7 月から 9 月の年 1 回，最盛期が 8 月と報告されている (木下・渋谷，1939 ; 山本・岩田，1956 ; 五嶋ら，1996)。本調査地に生息するアサリ個体群においても，北海道各地の海域と類似した産卵パターンをもつことが明らかになった。

稚貝着底調査にて 10 月に個体数が急増したことより，本漁場の稚貝加入期は 10 月であると言える。しかし，それ以前にも少なからず個体数が見られるため，7 月から 10 月が加入期にあたり，その中でも個体数の多い 10 月が最盛期であると考えられる。2013 年における本漁場の産卵盛期は 7 月から 8 月であることを併せて考えると，産卵から加入まで約 2 か月から 3 か月の間があることになる。

アサリの浮遊幼生は，水温によって成長速度が異なる。鳥羽 (1992) の室内飼育実験によると，水温 18℃ では 24 日, 24℃ では 14 日で着底変態することが観察されている。その他にも，Robinson and Breese (1984) は 19℃ で 22 日，25℃ で 19 日，荒川・黒田 (2003) は 19℃ で 19 日，23℃ で 13 日と報告しており，実験系の違いから多少の差はあるものの，どの飼育実験においてもアサリの幼生は同様の日数で着底する。先行研究を参考にすると函館湾の夏期の水温 20℃～25℃ では，幼生の浮遊期間は約 2 週間，長くて 1 か月と見積もるのが妥当だろう。つまり，7 月～9 月に着底の最盛期があることの方が自然である。だが，実際に得られたデータによると 10 月に稚貝加入のピークが見られたことで，水温から推測できる浮遊幼生の成長速度とギャップが生じる。

二枚貝のいくつかの種は，稚貝が一度着底変態した後，粘液質の足糸を分泌して自身の体を再び浮上させ別の場所に移動することが知られている (Sigurdsson et al., 1976 ; Beukema and De Vlas, 1989)。例えば，ヤマトシジミ *Corbicula japonica* は着底した場所が適した環境でない場合, 好適環境を求めて再浮遊することがあるという (桑原・斉藤，2003)。本研究の対象種であるアサリでも，能動的か受動的か判断の難しい部分ではあるが，着底初期稚貝が足糸を利用して浮遊しやすい細かな砂粒等に付着し，再浮遊を行う可能性が示唆されている (浜口，2004)。本漁場のアサリ稚貝も，このように二次的な着底を行っていたのではないだろうか。つまり，浮遊幼生は今回の調査範囲より外で一度着底したが, 何らかのきっかけがあって再浮上し，調査地点までたどり着いて再び着底したのではないかということである。ここで 10 月に採集された稚貝の平均殻長を見ると 0.81 mm であり，アサリの浮遊幼生が変態し着底する時点の殻長である 0.20 mm～0.25 mm (田中, 1982) より大きい殻長をもつという結果であった。このことから，10 月に採集された稚貝は着底直後の個体ではなく，着底後時間が経過した個体と推察できる。アサリ稚貝が二次的な着底を行う可能性と，着底直後の殻長より成長していることを併せて考えると，産卵から着底まで最大 3 か月の期間があることの理由として，二次着底が起こっていた可能性が高いと考えられる。

次に，本漁場はどのように形成されているのか，その過程について考察していく。10 月に加入した時点では，漁場の岸側，沖側に個体数密度の差異はなかったことから，どちらかに偏って着底しているのではなく，漁場全体に加入していると言える。東京湾盤洲干潟 (柴田, 2004) や三河湾六条潟 (蒲原ら，2013) では干潟の沖寄り，もしくは干潟縁辺部で稚貝密度が高い傾向を示していた。これらは本調査結果と異なる結果を示しているが，対して舞鶴湾 (辻・宗清，1996a) や白川河口干潟 (玉置ら，2007) では干潟全域に分布しているという報告もあることから，稚貝の着底場所はその海域の環境によって変わるものだろう。

その後，10 月から 12 月にかけては稚貝の全体の密度は変わらず，沖側より岸側に密度が高くなった。アサリをはじめとする二枚貝稚貝の分布が変化することはいくつ

か報告がある (例えば Hunt and Scheibling, 1997)。その要因には移動 (輸送) (柿野・鳥羽，1990；Emerson and Grant, 1991；中川ら，2007；Toba et al., 2011) や捕食 (木村，2005)，あるいは悪環境による死亡 (柿野ら，1992) が挙げられているが，本調査の結果では，沖側に分布していた稚貝が岸側に移動，もしくは輸送された可能性が高い。もし稚貝の分布が岸側に偏った原因が沖側個体の死亡であるならば，全体の密度が 10 月に比べ大きく減少するはずである。だが本調査ではそのような結果ではなかったため，沖側の個体が移動もしくは輸送されて岸側に分布が偏ったと推測できる。そして今度は，稚貝自身が能動的に移動したのか，もしくは受動的な輸送が起こったのかという問題が浮上する。これは受動的な輸送であった可能性が強い。本漁場内で数か月の野外実験を行っていた際，用いていたアサリや砂の流出が著しいことがあった (田村ら，未発表) ことや，月によって粒度組成に変動が見られることから，本漁場は波浪の影響を受けやすく，底質の撹乱が頻繁に生じる環境であることを推測できる。そのような環境であれば，潜砂能力の乏しい着底稚貝は強い波にさらわれてしまうことは容易に想像できる。さらに，崔 (1963) が行った放流実験では，1 か月間で稚貝は 1.5 m ほどしか移動しないことや，辻・宗清 (1996b) が行った実験においても，放流後約 5〜7 か月が経過しても，放流点から 3 m 以内でのみ再捕されていることから，アサリ自身が能動的に遠距離移動を行っていることは考えにくい。本調査では沖側から岸側まで最大 100 m 離れているため，なおさら沖側から岸側まで能動的に移動するのは無理であろう。従って，沖側の個体が受動的に岸側まで輸送されてきたと考える方が妥当である。

本調査では流況の他に，地盤高，DO などアサリの生残に関係する物理環境項目，さらには捕食による影響を測定していないため，輸送 (移動) ではなく沖側個体の死亡により分布の偏りが生じた可能性も否定できない。本漁場にはアサリの捕食者となるイボニシ *Thais clavigera* などのアクキガイ科の巻貝や，ヒライソガニ *Gaetice depressus* が多数生息しているため，それら生物の捕食による死亡について定量的に調査する必要がある。稚貝の分布変化に移動，もしくは輸送が単独に作用しているのではなく，捕食あるいは悪環境といった要因も複合的に作用し，今回の結果となったのかもしれない。

一方，成貝の分布は岸側に集中していた。これは加入後の稚貝の分布変化を考えると，沖側に着底したアサリは岸側に輸送 (移動) され，もともと岸側に着底した個体はその場で成長した結果だと推測できる。岸側と沖側の粒度組成は異なっており，特に礫の割合は岸側の方が多い。豊前海吉富干潟にて直径 2 cm からこぶし大の石を入れたところ，石と石の隙間に流速の小さい場所が発生したほか，稚貝が石に足糸で付着する様子が見られ，稚貝の逸散防止になりうる効果が見出された (中川ら，2007)。本漁場の岸側においても足糸で礫に付着している個体が度々見られたことから，礫の存在が岸側の個体をとどまらせる効果をもたらしていると考えられる。先述のように，礫が多く稚貝がとどまりやすい環境である岸側に個体が集中し，残留した個体が成長するというプロセスを経て，結果として成貝が岸側に多く分布すると考えられる。

以上の考察を踏まえて北斗市館野地区のアサリ漁場がどのように形成されているのかまとめると，次のようになる。6 月から 9 月に産卵期があり (盛期は 7, 8 月)，浮遊生活を終えた幼生が 7 月から 10 月にかけて着底・加入する。着底は岸側から沖側，つまり漁場全域で行われるが，沖側に着底した個体は何らかの要因により輸送 (移動)，あるいは死亡して個体数を減らし，岸側の稚貝生息数が相対的に多くなる。残留した個体がそのまま成長し成熟個体になり，産卵が行われる。そして殻長 32 mm 以上の個体に成長すると漁獲の対象となる。

ただし，本調査の結果から初期稚貝の一次的な着底は調査範囲外で行われている可能性が示唆されたため，着底場所の詳細は未だ不明である。従って，今後も稚貝の着底量，着底域，着底後の動態を追いかけていくべきである。それに併せ，本海域においては浮遊幼生の供給量や分布など，底生生活期に移行する以前の生態的知見がないため，それに関する調査も必要となるだろう。

謝　　辞

試料採集に便宜を図って下さった上磯郡漁業協同組合上磯支所の山田誠氏，生殖腺の組織標本作成に関してご助力，ご助言頂いた北海道大学大学院水産科学研究院の荒井克俊教授，藤本貴史准教授，北海道大学大学院水産科学院の二宮和人氏に厚く御礼申し上げる。本研究に際してさまざまな議論，ならびに毎月の採集にご協力頂いた北海道大学水産学部海洋生物学講座ベントス学研究室の皆様に感謝の意を表する。

引 用 文 献

荒川純平・黒田伸郎 (2003)　アサリ浮遊幼生の窒素・リン摂取速度定式化の試み．愛知県水産試験場研究報告，**10**, 15-20.

Beukema, J.J. and De Vlas, J. (1989)　Tidal-current transport of thread-drifting postlarval juveniles of the bivalve *Macoma balthica* from the Wadden Sea to the North Sea.　*Marine Ecology Progress Series*, **52**, 193-200.

Emerson, C.W. and Grant, J. (1991)　The control of soft-shell clam (*Mya arenaria*) recruitment on intertidal sandflats by bedload sediment transport.　*Limnology and Oceanography*, **36**, 1288-1300.

五嶋聖治・井手名誉・藤芳義裕・野田隆史・中尾　繁 (1996)　サロマ湖における移植アサリの生殖周期と殻成長．日本水産学会誌，**62**, 195-200.

浜口昌巳 (2004)　アサリ初期生態解明のための生化学的手法の利用．水産総合研究センター研究報告，**別冊 (3)**,

79-82.
浜口昌巳・笹秋美穂・薄　浩則 (2002)　日本国内におけるアサリ *Ruditapes philippinarum* の *Perkinsus* 原虫の感染状況．日本ベントス学会誌，**57**, 168-176.
Holland, D.A. and Chew, K.K. (1974)　Reproductive cycle of the Manila clam (*Venerupis japonica*) from Hood Canal, Washington.　*Proceedings of the National Shellfisheries Association*, **64**, 53-58.
Hunt, H.L. and Scheibling, R.E. (1997)　Role of early post-settlement mortality in recruitment of benthic marine invertebrates. *Marine Ecology Progress Series*, **155**, 269-301.
柿野　純 (1992)　アサリ漁業をとりまく近年の動向．水産工学，**29**, 31-39.
柿野　純・鳥羽光晴 (1990)　千葉北部地区貝類漁場におけるアサリ資源の特性について．千葉県水産試験場研究報告，**48**, 59-71.
柿野　純・鳥羽光晴・兼子昭夫・深山義文 (1992) 東京湾木更津地先における冬季のアサリへい死の特徴．千葉県水産試験場研究報告，**50**, 21-30.
蒲原　聡・山田　智・和久光靖・曽根亮太・岩田靖宏 (2013)　三河湾六条潟におけるアサリ着底初期稚貝の動態．愛知県水産試験場研究報告，**18**, 13-20.
木村　博 (2005)　かに類によるアサリの捕食．山口県水産研究センター研究報告，**3**, 97-103.
木下虎一郎・渋谷三五郎 (1939)　北海道産蛎の種名と産卵期に就て．北海道水産試験場事業旬報，(**410**), 3-7.
桑原久実・斉藤　肇 (2003)　下流涸沼川におけるヤマトシジミ浮遊幼生の挙動特性．日本水産工学会学術講演会講演論文集，**15**, 63-64.
Mann, R. (1979)　Effect of temperature on growth, physiology and gametogenesis in the Manila clam *Tapes philippinarum* (Adams and Reeve, 1850).　*Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **38**, 121-133.
松川康夫・張　成年・片山知史，神尾光一郎 (2008)　我が国のアサリ漁獲量激減の要因について．日本水産学会誌，**74**, 137-143.
宮崎勝己・小林　豊・鳥羽光晴・土屋　仁 (2010)　アサリに内部寄生し漁業被害を与えるカイヤドリウミグモの生物学．タクサ：日本動物分類学会誌，**28**, 45-54.
中川浩一・長本　篤・江藤拓也・佐藤利幸 (2007)　吉富干潟における杭打ち・投石によるアサリ稚貝減耗防止効果．福岡県水産海洋技術センター研究報告，**17**, 51-59.
Oba, T. and Goshima, S. (2004)　Temporal and spatial settlement patterns of sympatric hermit crabs and the influence of shell resource availability.　*Marine Biology*, **144**, 871-879.
Ohba, S. (1959)　Ecological studies in the natural population of a clam, *Tapes japonica*, with special reference to seasonal variations in the size and structure of the population and to individual growth.　*Biological Journal of Okayama University*, **5**, 13-47.
大越健嗣 (2004)　輸入アサリに混入して移入する生物－食害生物サキグロタマツメタと非意図的移入種．日本ベントス学会誌，**59**, 74-82.
Robinson, A.M. and Breese, W.P. (1984)　Gonadal development and hatchery rearing techniques for the Manila clam *Tapes philippinarum* (Adams and Reeve).　*Journal of Shellfish Research*, **4**, 161-163.
崔　　相 (1963)　アサリの移動について．水産増殖，**11**, 13-24.
酒井明久・関口秀夫 (1992)　河口干潟における二枚貝類の後期浮遊幼生および着底稚貝の同定．水産海洋研究，**56**, 410-425.
佐々木正義 (2012)　北海道東部海域におけるアサリ漁業と漁業管理の実態．北水試だより，(**84**), 1-5.
Sigurdsson, J.B., Titman, C.W. and Davies, P.A. (1976)　The dispersal of young post-larval bivalve molluscs by byssus threads. *Nature*, **262**, 386-387.
柴田輝和・河西伸治 (1999)　東京湾盤洲干潟と富津干潟のアサリ漁場におけるツメタガイの大量発生と駆除方法．千葉県水産試験場研究報告，**55**, 25-31.
柴田輝和 (2004)　東京湾盤洲干潟におけるアサリ稚貝の着底と成長，生残．千葉県水産研究センター研究報告，**3**, 57-62.
清水洋平・大津秀夫・蛯子　彰・多田匡秀 (2006)　上磯町茂辺地地区におけるアサリの産卵期について．北海道立水産試験場研究報告，**70**, 99-104.
Takahashi, T. and Goshima, S. (2012)　The growth, reproduction and body color pattern of *Cleantiella isopus* (Isopoda : Valvifera) in Hakodate Bay, Japan.　*Crustacean Research*, **41**, 1-10.
玉置昭夫・中岡　歩・前川英樹・山田文彦 (2007)　有明海の砂質干潟における植物プランクトン食ギルドのなかの二枚貝資源―環境収容力制限仮説の提示．日本ベントス学会誌，**62**, 73-81.
田村亮輔・中川宙飛・五嶋聖治 (2014)　北海道函館湾におけるアサリの成長．北海道大学水産科学研究彙報，**64**, 37-44.
田中弥太郎 (1982)　二枚貝類幼生の同定 16，海洋と生物，生物研究社，4, 23-26.
鳥羽光晴 (1992)　アサリ幼生の成長速度と水温の関係．千葉県水産試験場研究報告，**50**, 17-20.
鳥羽光晴・深山義文 (1991)　飼育アサリの性成熟過程と産卵誘発．日本水産学会誌，**57**, 1269-1275.
鳥羽光晴・夏目　洋・山川　紘 (1993)　東京湾船橋先におけるアサリの生殖周期．日本水産学会誌，**59**, 15-22.
Toba, M., Ito, M. and Kobayashi, Y. (2011)　Bedload transport of newly-settled juveniles of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* observed *in situ* at Banzu tidal flat, Tokyo Bay.　*Journal of Shellfish Research*, **30**, 777-789.
辻　秀二・宗清正廣 (1996a)　舞鶴湾におけるアサリの分布の特徴．水産増殖，**44**, 133-139.
辻　秀二・宗清正廣 (1996b)　舞鶴湾におけるアサリの移動．水産増殖，**44**, 261-265.
堤　裕明・竹口知江・丸山　渉・中原康智 (2000)　アサリの生産量が激減した後の緑川河口干潟に生息する底生生物群集の季節変化．日本ベントス学会誌，**55**, 1-8.
薄　浩則・重田利拓 (2002) 広島県大野瀬戸のアサリ増殖漁場におけるナルトビエイによる食害．平成 12 年度瀬戸内海ブロック水産業関係試験研究推進会議介類研究会，**40**, 35-36.
山本喜一郎・岩田文男 (1956)　厚岸湖に於けるアサリに関する研究．(II) 成長及び最小成体形．北海道区水産研究所報告，**14**, 57-63.
山本正昭 (2004)　アサリ漁場内の底質環境とその特性．水産総合研究センター研究報告，別冊 (**3**), 17-25.