

資料

八幡川河口干潟におけるアサリ被覆網の有効性

後田 俊直, 濱脇 亮次, 小田 新一郎

Effect of Cover Net on Survival of Manila Clam *Ruditapes philippinarum* in Tidal Flat of Yahatagawa

TOSHINAO USHIRODA, RYOJI HAMAWAKI and SHINICHIRO ODA

(Received November 8, 2019)

八幡川河口干潟のアサリ漁場においてアサリの食害保護を目的として設置した被覆網について、底質環境調査及びアサリをはじめとした底生生物調査を行い、被覆網の有効性を評価した。

被覆網のない対照区は、アサリの稚貝は出現しても殻長20mm以上の成貝が出現することはほとんどなかった。一方、被覆網区では成貝が継続して出現したことから、八幡川河口干潟における被覆網の効果は、主にアサリの成貝を食害する種から保護することにあると推察された。また、マテガイについても被覆網区では大型の個体が出現し、アサリと同様に成貝が食害から保護されているものと推察された。さらに被覆網区では、底質の植物色素量及びフェオフィチンの割合が高い傾向がみられ、アサリの餌料となるデトリタスの集積効果が示唆された。

Key Words : アサリ, 被覆網, 里海

緒 言

平成27年に瀬戸内海環境保全特別措置法が改正され、従来の水質保全中心の「きれいな海」から生物生産性・生物多様性が確保される「豊かな海」へ目指すべき方向性が大きく転換された。これに伴い、広島県においても「瀬戸内海の環境保全に関する広島県計画」を変更し、基本理念を「美しく恵み豊かな瀬戸内海の実現」とし、多様な主体により「里海づくりが継続されている」ことを目指すこととなった。

里海とは「人手が加わることにより、生産性と生物多様性が高くなった沿岸海域」と定義されている。県内でも漁場関係者、地域住民、NPO法人等により干潟保全活動、清掃活動、流域の植樹活動等が行われている地域もあるが、里海活動により多くの人が参加してもらうためには何らかのきっかけが必要である。

一方、アサリは最も身近な水産物の一つであり、潮干狩りを通じて海に触れるレジャーの対象として親しまれてきた。このため里海活動のきっかけとして魅力的であり、アサリを通して県民の瀬戸内海の環境保全に対する意識の向上や干潟の保全活動が地域に根付いた継続的な取組となることが期待される。しかし、アサリの漁獲量は1980年代以降全国的に大きく減少しており、特に瀬戸内海の減少は著しく、1985年のピーク時45,023 t/年か

ら2016年には117 t/年まで激減している [1]。広島県においても同様の傾向 (1985年: 1,842 t/年→2016年: 49 t/年) を示しており [2]、現在では潮干狩りができる環境は失われつつある。これまでアサリ資源量減少の要因として、埋立による干潟の減少、乱獲による親貝と浮遊幼生、着底稚貝の減少、貧酸素による死亡などが指摘されてきたが [3]、近年では食害による影響が顕著になってきている。広島県においてもクロダイやナルトビエイ等による食害が報告されており [4]、干潟に網を被せる被覆網と呼ばれる方法により、アサリの保護育成が行われている。この方法がより広く普及していくには、県内で実施されている被覆網についてその効果を定量的に示す必要がある。

被覆網の効果としては食害防止や稚貝発生促進などがいわれているが [5]、本報では、広島湾内に位置する八幡川河口干潟の漁場に設置された被覆網について調査を行い、これらの効果を検証したので報告する。

方 法

1 調査場所の概要

本調査は、広島市の井口漁業協同組合が管轄する八幡川河口の干潟域の漁場において行った。八幡川は、広島県西部を流域とした流域面積83km²、幹川流路延長20.9kmの二級河川であり、市街化された都市域を貫流



図1 (a) 八幡川河口干潟の位置

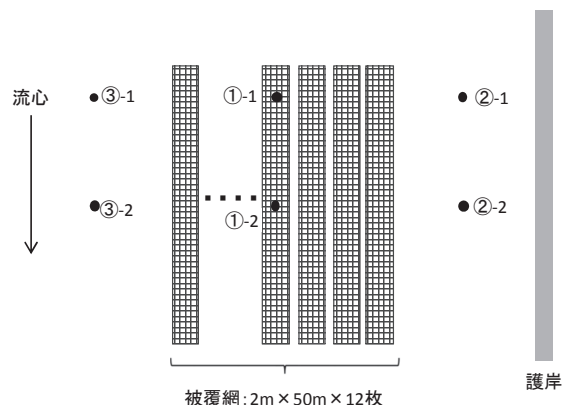


図2 被覆網の設置状況と調査の定点



図1 (b) 被覆網設置場所
国土地理院撮影の空中写真 (2008年撮影)

し広島湾に注いでいる。河口付近は干潟が広がり、県内有数の水鳥の飛来地となっている [6]。干潟面積は、24.7haであり [7]、河口の右岸側は埋立の代替地として造成された人工干潟、左岸側は自然干潟である。図1に八幡川河口干潟の位置図を示す。左岸側の自然干潟では、井口漁業協同組合がアサリ漁業を営んでおり、約10年前から被覆網による保護を行っている。この漁場は、海面の潮位がDL+40cm程度で干出し始める場所であり、大潮時の干出時間は2時間程度である。なお、この漁場では稚貝の放流は行っておらず、自然着底のアサリのみで漁業を行っている。

2 調査地点及び調査方法

被覆網の設置状況と調査定点を図2に示す。被覆網は、2m×50mのポリエチレン製ネット(市販の防獣ネット)12枚を護岸と平行に設置しており、護岸から4枚目の網

(目合9mm)に定点を2点設けた(①被覆網区)。被覆網の両側(②護岸側と③流心側)を対照区とし、被覆網区の定点と地盤高が同じ場所に定点をそれぞれ2点設けた。調査は2018年5月、8月、10月、2019年2月及び5月の5回、大潮の干潮時に各地点の底質環境調査及びアサリをはじめとした底生生物調査を行った。底質分析用の試料は、干潟の表層(約5cm層)を採取した。また、植物色素量測定用の試料は表層1cm層を採取した。試料は定点周辺の3か所で採取し、均一に混合して1試料とし、保冷して実験室に持ち帰った。泥温及び酸化還元電位(ORP)は現地で干潟表面から5cm深の位置で測定した。なお、ORPは、標準水素電極を基準とした電位(Eh)に換算したものを測定値とした。

底生生物分析用の試料は、上記各定点に25cm×25cmの方形枠を設置し、枠内の底泥を深さ約15cm採取し、目合い1mmのふるいでふるった後、保冷して実験室に持ち帰った。

3 分析方法

採取した試料は、強熱減量、粒度分布、泥分率、硫化物、植物色素量を測定した。

強熱減量(IL)及び泥分率は底質調査方法[8]に従い測定した。硫化物(AVS)は、検知管法(株式会社ガステック社製、ヘドロテックS)により測定した。粒度分布は、JIS A 1204のふるい分析及び沈降分析により測定した。植物色素量は、Lorenzenの方法[9]により、クロロフィルa(Chl-a)とその分解生成物であるフェオフィチン(Pheo)をそれぞれ測定した。

底生生物分析用の試料はソーティング後、アサリについては、個体数及び湿重量(殻込み)を測定するとともに殻長を計測した。また、アサリ以外の底生生物についても、競合種・食害種の出現状況を確認するため、種の同定、個体数及び湿重量の測定を行った。

なお、底質の測定データは、各試験区2定点の測定値を平均した。また、アサリについては、各試験区2定点

の測定値を合算した後、1 m²当たりの密度に換算した。
被覆網区と2つの対照区を比較することにより被覆網の
設置効果を評価した。

結 果

1 アサリ生息場の底質環境

各試験区における底質の粒度組成及び泥分率の推移を
それぞれ図3及び図4に示す。なお、図4のエラーバー

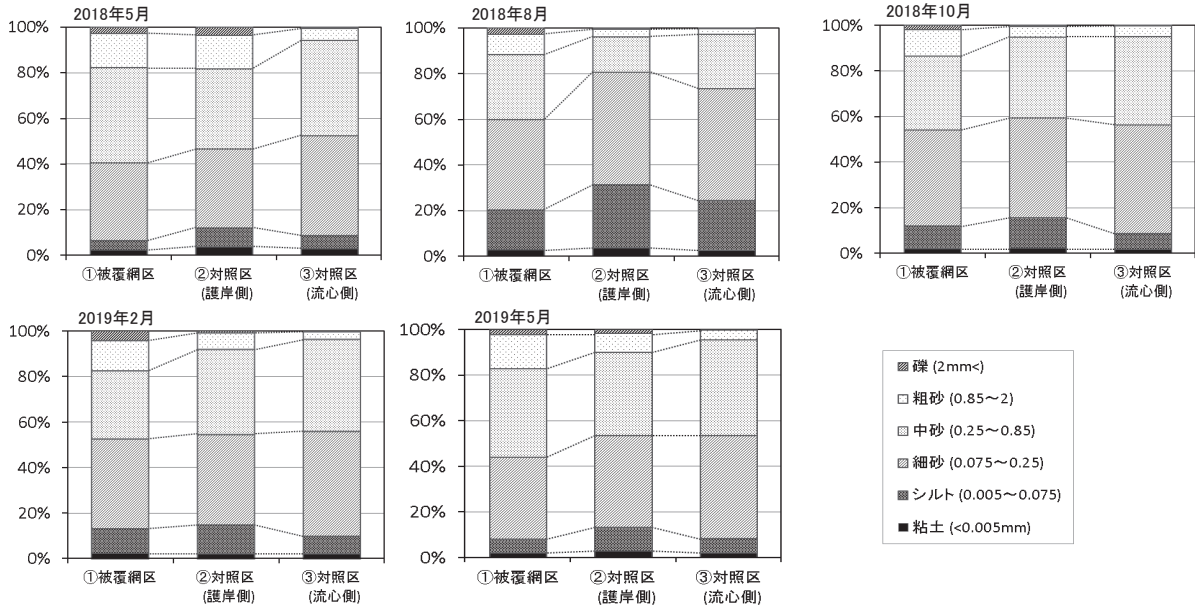


図3 各試験区における粒度組成

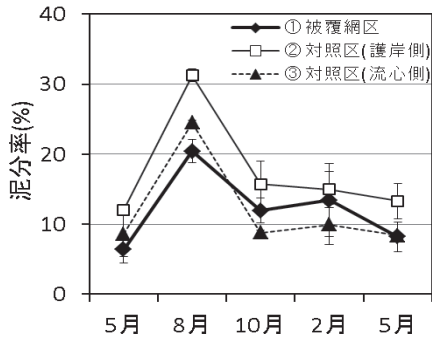


図4 各試験区における泥分率の推移

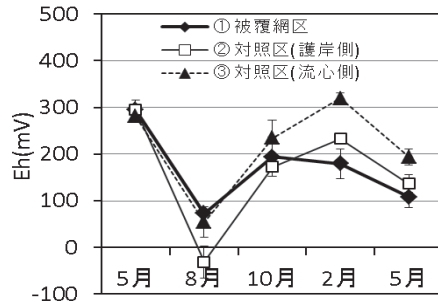


図6 各試験区におけるEhの推移

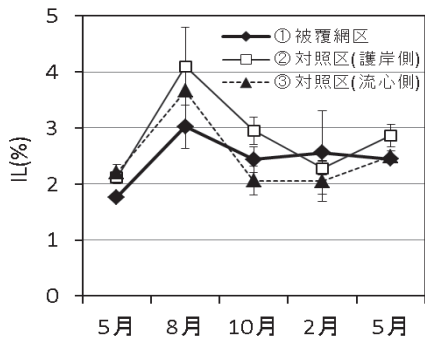


図5 各試験区におけるILの推移

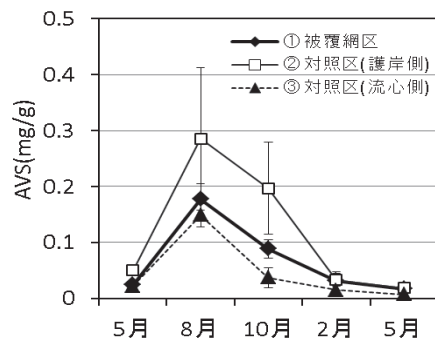


図7 各試験区におけるAVSの推移

は各試験区2定点の最大値と最小値を表している(以下同じ)。各試験区とも砂(粒径0.075~2mm)が主成分となっており、8月を除いては80~90%を占めた。泥分率(0.075mm以下の粒子,シルト・粘土分)は、5月には各地点とも10%前後であったが、8月には20~30%に増加した。この要因としては、7月の西日本豪雨に伴う

八幡川の出水により陸域からの泥が堆積したものと推察されたが、10月には5月の値に近いレベルまで回復していた。試験区間を比較すると、対照区(護岸側)で泥分が高い傾向がみられた。

次に各試験区におけるIL, Eh及びAVSの推移を図5~7に示す。ILは泥分率と同様に8月に増加しており、

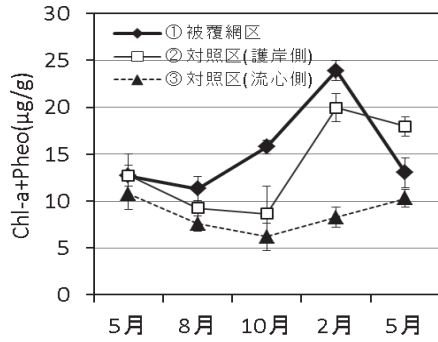


図8 各試験区における植物プランクトン色素量の推移

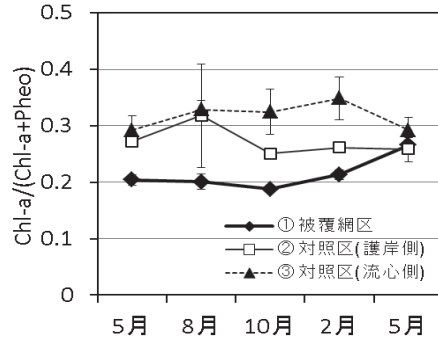


図9 各試験区におけるChl-a/(Chl-a+Pheo)の推移

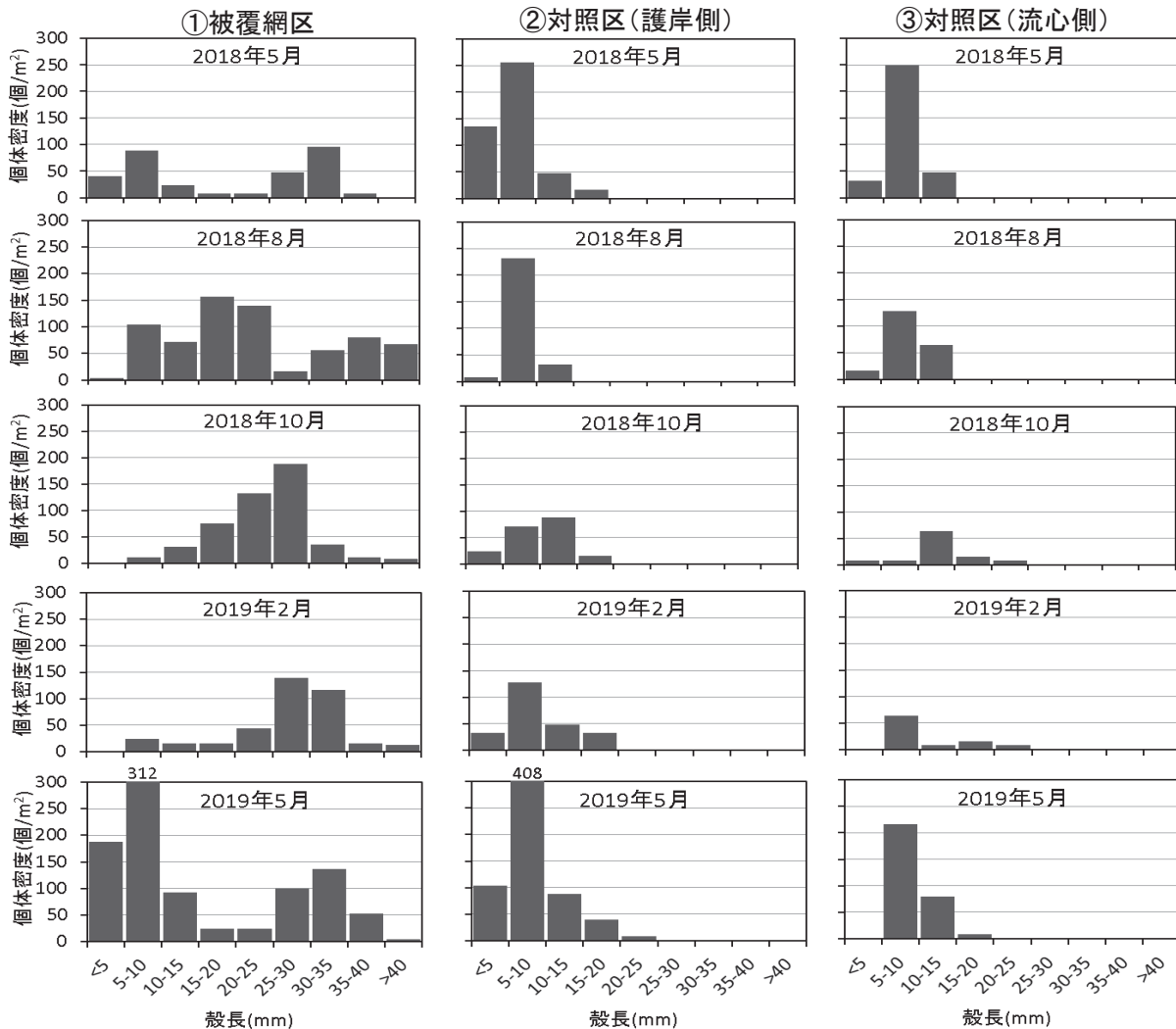


図10 各試験区におけるアサリの殻長分布

出水時には泥分とともに陸域からの有機物が堆積したものと推察された。また、試験区間においても泥分率と同様に対照区(護岸側)で高くなる傾向がみられた。Ehは、季節的な変動が大きく、泥温の上昇する8月に低下した。特に対照区(護岸側)で最低値が-65mVとマイナス値を示し、還元的な状態であった。AVSは、Ehと対応し、Ehが低下する8月に高濃度となった。特に対照区(護岸側)で高く、8月は最大値が0.41mgS/gとなっており、水産用水基準の0.2mgS/g [10] を超える濃度であった。

アサリの餌料の指標となる植物色素量(Chl-a+Pheo)の推移を図8に、Chl-a/(Chl-a+Pheo)を図9に示す。植物色素量は、2019年5月は対照区(護岸側)が最も高くなっていましたが、概ね被覆網区で高い傾向を示した。Chl-a/(Chl-a+Pheo)は、植物色素量の内訳(Chl-a:植物プランクトン生体, Pheo:デトリタス)を表したものであるが、その値は被覆網区で0.20~0.27, 対照区(護岸側)で0.25~0.32, 対照区(流心側)で0.29~0.35であり、いずれの試験区も植物プランクトン生体は2~3割程度であり、デトリタスの割合が高くなっていました。特に被覆網区では対照区と比べてデトリタスの割合が高い傾向がみられた。

2 アサリの生息状況

各試験区におけるアサリの殻長分布を図10に示す。調査開始時の2018年5月には、被覆網区では殻長5-10mmの小型群(稚貝)のピークと30-35mmの大型群(成貝)のピークの2つの世代が認められた。小型群は、前年の秋に着底し、新規加入したものと推察されるが、そのピークは8月には15-20mmに、10月には25-30mmと推移しており、成貝へと成長していることが確認された。同様に大型群も8月にはピークは35-40mmへと成長し、殻長40mmを超えるものも出現していた。なお、10月には大型群のピークが消滅しているが、これは10月の調査直前に漁獲され、人為的に取り上げられたためである。一方、対照区については護岸側及び流心側のいずれも5月には被覆網区と同様に殻長5-10mmの稚貝のピークが見られたが、その後調査期間を通じて成貝とされる殻長20mm以上の個体が出現することはほとんどなかった。被覆網区で10月に成貝となった世代は越冬し2019年5月には30-35mmにピークのある漁獲サイズに成長していた。また、前年5月と同様に5-10mmの新規加入のピークが現れ、2つの個体群が形成されていた。次に各試験区におけるアサリの湿重量を図11に示す。被覆網区のアサリの生息重量は漁獲前の8月が最大となり、2,845g/m²であった。一方、対照区では護岸側が最大125g/m²(2019年5月)、流心側が最大60g/m²(2019年5月)であり、被覆網区の方が数十倍大きくなっていました。

各試験区において5月に新規加入した稚貝(殻長

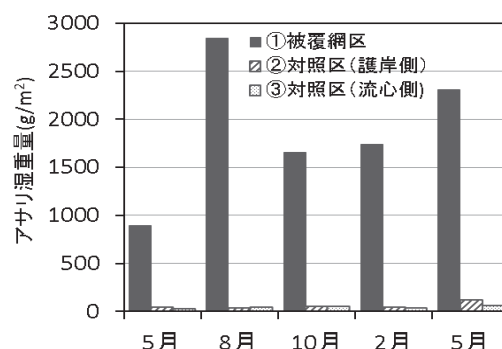


図11 各試験区におけるアサリの湿重量

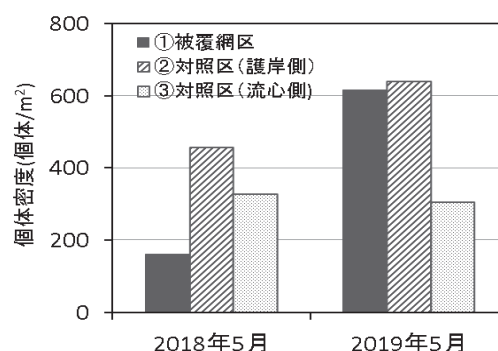


図12 アサリ稚貝(殻長20mm未満)の個体密度

20mm未満)の個体密度を図12に示す。稚貝の密度は、2018年は被覆網区が最も低く、2019年は被覆網区及び対照区(護岸側)が高かった。着底稚貝の多少について試験区間で一定の傾向は認められなかった。

3 その他の底生生物の出現状況

各試験区に出現したアサリを除く二枚貝とその個体数を表1に示す。出現した二枚貝は、マテガイ、ヒメシラトリ、クチバガイ等の8種であった。代表的な食害生物である肉食性巻貝のツメタガイやキセワタガイは出現しなかった。また、競合種のホトトギスは出現がみられたが、マットを形成してアサリに悪影響を及ぼすほどではなかった。これらのうち水産有用種であるマテガイについてアサリと同様に生育状況を調べた。その結果を図13に示す。マテガイの場合は殻長の計測をしていないため、生育状況を1個体当たりの湿重量(殻込み)で表した。マテガイの1個体当たりの湿重量は、被覆網区では対照区と比べて数倍~数十倍大きく、アサリと同様に被覆網区では大型の個体がみられた。

次に各試験区に出現した節足動物とその個体数を表2に示す。ヤドカリ、アナジャコ、カニ類、エビ類が出現した。カニ類は、被覆網区の10月にイソガニ、対照区(護岸側)の10月にガザミ、対照区(流心側)の8月にケフ

サイソガニが出現したが、いずれも小型の個体であった。カニの大半は稚ガニであり分類・同定に必要な形質が観察できなかったためこれらを合わせてカニ類とした。エビ類も同様であり、大半は小型のヨコエビであった。これらのうちガザミは大型のアサリを、ヤドカリ、アナジャコ、ケフサイソガニ、イソガニが稚貝や小型のアサリを食害することが報告されている [11]。網内にはこれら表在性の生物が蝟集するといわれているが [5]、今回の調査ではサンプル数が少なかったため、被覆網の有無による出現度合いの違いは評価できなかった。

考 察

アサリが干潟に着底し成長するためには、生息場の物理・化学的環境条件がアサリに適した範囲にあることが必要である。このため被覆網の設置場所はアサリの着

底・生育に適した場所である必要がある。アサリの生息に影響を及ぼす環境因子としては、水質では塩分、水温、底質では泥分率、IL、Eh等、その他にも干出時間や底面摩擦速度等が挙げられている [12]。これらのうち今回測定を行った泥分率、IL、Eh及びAVSについて生息環境を評価した。干潟土壤に関しては、泥や礫が主成分となっている土はアサリの生息に望ましくないこと [13]、着底期稚貝は粒径 1~2 mm の砂質を好むこと [14]、アサリの生息適範囲は泥分率30%以下であること [15]、生息可能なILは0.5~9% [12]と報告されている。今回の調査では、各試験区の土壤は砂成分が主成分であり、ILも①被覆網区で1.7~3.3%、②対照区(護岸側)で2.0~4.8%、③対照区(流心側)で1.8~3.7%であり、概ねこれらの条件を満たしていた。しかし、対照区(護岸側)では、出水後の8月に泥分率が31%と30%を若干超えており、出水後には泥分の堆積によりアサリの生育に支障が与えられる可能性が示唆された。他の環境因子については、最適なEhは-100mV以上 [12]、AVSは0.2mg/gを超えると生物に阻害の影響が開始するといわれている [10]。Ehは8月に低下し、最も低い対照区(護岸側)でも-65mVであったが、AVSは0.41mg/gと0.2mg/gを超過していた。対照区(護岸側)は他の試験区と比べて泥分率やILが高い傾向にあり、細粒分や有機物が堆積しやすい流況にあると思われた。その結果、還元化が起こりやすく、AVS濃度も高くなるものと推察された。一方、実際に漁場となっている被覆網区及び対照区(流心側)においては、生息適範囲を逸脱するような値はみられず、アサリの生育には問題ないものと思われた。

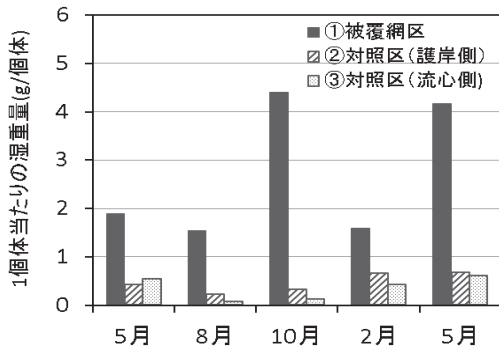


図13 マテガイ 1個体当たりの湿重量

表1 各試験区に出現した二枚貝と個体数

	2018年5月			2018年8月			2018年10月			2019年2月			2019年5月		
	①	②	③	①	②	③	①	②	③	①	②	③	①	②	③
マテガイ	9	6	1	6	26	9	6	42	72	4	12	11	16	4	4
ヒメシラトリ	9	75	8	27	27	13	16	26	10	5	23	5	76	124	27
クチバガイ	3	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ソトオリガイ	1	1	6	12	4	2	-	2	-	-	3	-	2	9	4
ホトトギス	-	11	4	4	2	1	-	1	-	-	-	1	7	5	-
オオノガイ	-	1	-	-	-	-	1	-	2	-	-	-	-	-	-
オチバガイ	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	1	-	-	-	-
オキシジミ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-

①：被覆網区、②：対照区(護岸側)、③：対照区(流心側)、単位：個体/0.125m²(方形枠2回分)

表2 各試験区に出現した節足動物と個体数

	2018年5月			2018年8月			2018年10月			2019年2月			2019年5月		
	①	②	③	①	②	③	①	②	③	①	②	③	①	②	③
ヤドカリ	5	2	-	7	-	1	-	2	-	1	-	-	13	2	1
アナジャコ	1	3	2	1	1	2	-	-	-	-	-	2	2	4	-
カニ類	-	3	-	5	4	5	3	3	-	7	2	1	22	2	8
エビ類	2	3	9	3	4	-	2	-	4	5	3	-	3	7	4

①：被覆網区、②：対照区(護岸側)、③：対照区(流心側)、単位：個体/0.125m²(方形枠2回分)

被覆網の設置は、一般に食害防止や稚貝発生促進を目的に行われているが [5], 八幡川の漁場の場合、クロダイやエイの食害防止を目的として行われている。今回の調査では、網のない対照区では20mm未満のアサリは出現したが、20mmを超える成貝は出現することはなかった。一方、被覆網区では成貝が継続して出現した。このように被覆網のある・なしの違いは成貝の有無に表れていることから、八幡川河口干潟における被覆網の効果は成貝を食害種から守ることにあると思われた。

広島湾のアサリは、5-6月と10-11月が産卵の盛期であり、特に秋産卵群が多いことが分かっている [16]。秋に着底した殻長0.3mm前後の稚貝は越冬し、4月以降に1mm以上に成長するといわれている [17]。このため、5月に全ての試験区で見られた殻長5-10mmのピークが前年秋に着底した稚貝のピークと推察される (図10)。被覆網区ではこのピークは8月には15-20mmに、10月には25-30mmの成貝サイズへと成長しているが、網のない対照区ではこの段階で食害を受けているものと推察される。広島湾で殻長20mm以上の親貝を捕食する食害魚種としてはクロダイやナルトビエイが報告されている。特にクロダイは個体数が多いことから最も重要なアサリ食害魚種と考えられている [4]。クロダイは近隣の大野瀬戸で6月末~10月末に多く出現し、干潟域を主に餌場として利用していることが報告されている [18]。また、ナルトビエイも瀬戸内海での出現時期は水温が上昇する5~12月で、夏に産仔するエイが河口域に多く集まるといわれている [19]。八幡川河口干潟でも網のない場所は干潟表面にすり鉢状の食害痕が多数認められることから、これら魚種による食害の影響が示唆された。クロダイについてはアサリだけでなくマテガイやホトトギス等の二枚貝も重要な餌資源となっていることも報告されている [20]。マテガイについても被覆網内では対照区と比べて1個体当たりの湿重量が数倍~数十倍の大型の個体が出現する (図13) ことからアサリと同様に成貝へと成長する過程で食害を受けているものと推察され、被覆網によって保護されていることが確認された。

被覆網には食害防止効果の他にも稚貝発生促進効果があるといわれている。しかし、今回の調査では5月に新規加入した稚貝の個体密度に被覆網による優位性はなく (図12)、稚貝集積の効果は認められなかった。稚貝集積効果は、被覆網の周辺から移入した殻長1mm前後の初期稚貝が、被覆網で流れが減衰されるために区画外へ逸散することが少なく、結果的に稚貝が集積されることによると考えられている。稚貝の集積を目的とした場合は、目合の小さい方が効果が高いといわれており、目合2~4mmの被覆網で効果を得ている事例がある [21]。今回の被覆網は目合9mmと大きいため、その効果が明確に表れなかったものと推察された。

その他の効果としては、網内での流速低減に伴い餌となる有機物が集積しやすいことが報告されている [22]。アサリは懸濁物食者であり、砂泥に付着した珪藻類やデトリタスが巻き上げられたものを餌料として取り込んでいる [23]。このためこれらを起源とする植物色素量は、アサリの餌環境の指標となる。今回の調査では、被覆網区では対照区と比べて植物色素量が多い傾向がみられ (図8)、アサリ餌料の集積効果が確認された。また、被覆網区ではフェオフィチンの割合が高くなっており (図9)、付着珪藻類よりも主にデトリタスが集積されやすいものと推察された。

以上のように被覆網の設置により、成貝の食害保護効果や餌料の集積効果が認められたが、網地に付着物がつくことや流れの減衰によって砂泥の堆積が起こることにより逆にアサリに悪影響を及ぼす恐れもある。付着物はアサリの着底や潜砂を阻害し腐敗して硫化物を発生する恐れがある。また、網上の堆積物が増加した場合、目合を通過するサイズのアサリは網上に移動して食害を受け、通過できないサイズのアサリは堆積物厚が一定量以上増加すると海中に水管を伸ばせなくなり死亡する [24]。このため被覆網のメンテナンスが重要となる。本漁場では井口漁業協同組合の組合員によって定期的な網の張替え、付着物の除去、出水時の堆積泥の除去が行われており、このような悪影響は回避されている。今回の調査では、被覆網による成貝保護という大きな効果が確認できたが、このようなメンテナンスが行われたうえで効果といえる。

ま と め

八幡川河口干潟のアサリ漁場において底質環境調査及びアサリをはじめとした底生生物調査を行い、当該干潟のアサリ生息場としての適性と被覆網の設置効果について以下の結果を得た。

- 1) 八幡川河口干潟の底質について、漁場である被覆網区及び流心側の干潟は、粒度組成、有機物量、酸化還元電位及び硫化物量についてアサリの生息に適した環境であった。一方、護岸側の干潟は細粒分や有機物が堆積しやすく、出水後の泥分の堆積や夏場のAVSの上昇によりアサリの生育に支障がでる可能性が示唆された。
- 2) 被覆網のない対照区は、アサリの稚貝は出現しても殻長20mm以上の成貝が出現することはほとんどなかった。一方、被覆網区では成貝が継続して出現し、生息重量は最大2,845g/m²と対照区の数十倍大きかった。八幡川河口干潟における被覆網の効果は、主にアサリの成貝を食害する種から保護することにあると推察された。

- 3) マテガイについても被覆網区では対照区と比べて1個体当たりの湿重量が数倍～数十倍大きい大型の個体が出現することから、アサリと同様に成貝が食害から保護されているものと推察された。
- 4) 被覆網区では、対照区と比べて底質の植物色素量及びフエオフィチンの割合が高い傾向がみられ、アサリの餌料となるデトリタスの集積効果が示唆された。

謝 辞

本研究に当たり、調査場所の提供及び調査を協力いただいた井口漁業協同組合の波田輝明組合長並びに研究を進めるうえで有益な情報・助言をいただいた国立環境研究所と地方環境研究所とのⅡ型共同研究「里海里湖流域圏が形成する生物生息環境と生態系サービスに関する検討」のメンバーに感謝の意を表す。

参 考 文 献

- [1] 環境省せとうちネット, https://www.env.go.jp/water/heisa/heisa_net/setouchiNet/seto/kankyojoho/shakaikeizai/sangyo-3.html. (参照2019-10-11)
- [2] 広島県農林水産業の動き. 平成30年11月. 広島県農林水産局.
- [3] 松川康夫, 張 成年, 片山知史, 神尾光一郎. 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, 2008; 74 (2) : 137-143.
- [4] 重田利拓, 薄 浩則. 魚類によるアサリ食害—野外標本に基づく食害魚種リスト—. 水産技術. 2012; 5 (1) : 1-19.
- [5] 水産庁. 干潟生産力改善のためのガイドライン. 2008年2月. p. 118.
- [6] 二級河川八幡川水系河川整備計画, <https://www.pref.hiroshima.lg.jp/soshiki/99/1172533036049.html>. (参照2019-9-30)
- [7] 瀬戸内海における藻場・干潟分布状況調査について, http://www.env.go.jp/water/heisa/survey/result_setonaikai.html. (参照2019_9_30)
- [8] 底質調査方法. 平成24年8月, 環境省水・大気環境局
- [9] 日本水道協会. 上水試験方法2001年版. p. 563-566
- [10] 日本水産資源保護協会. 水産用水基準2012年版. p. 92-95.
- [11] 水産庁. 干潟生産力改善のためのガイドライン. 2008年2月. p. 86.
- [12] 新保裕美, 田中昌宏, 池谷 毅, 越川義功. アサリを対象とした生物生息地適正評価モデル. 海岸工学論文集. 2000; 47 : 1111-1115.
- [13] 泉川晃一, 元谷 剛, 村山史康, 佐藤二郎, 高木秀蔵, 伊藤 篤, 西本篤史, 山崎英樹, 崎山一孝. 浅口市寄島町地先人工干潟における被覆網を用いたアサリの保護効果. 岡山水研報告. 2015; 30 : 17-23.
- [14] 柳橋茂昭. アサリ幼生の着底場選択性と三河湾における分布量. 水産工学. 1992; 29 (1) : 55-59.
- [15] 多賀 茂, 和西昭仁, 馬場俊典, 松野 進, 桃山和夫. 山口県瀬戸内海沿岸干潟における放流アサリの成長と生残. 山口県水試報. 2005; 3 : 87-96.
- [16] 浜口昌巳. 広島湾のアサリ資源再生のための浮遊幼生調査. 瀬戸内海通信. 2017; 26 : 4-5.
- [17] 熊本県. 熊本県アサリ資源管理マニュアルⅡ. 平成18年11月. p. 6.
- [18] 重田利拓, 斉藤英俊, 富山 毅, 坂井陽一, 清水則雄. 瀬戸内海広島湾のアサリ漁場の干潟における大型クロダイ *Acanthopagrus schlegelii* (タイ科) の出現の季節変化. 広島大学総合博物館研究報告. 2016; 8 : 31-37.
- [19] 藤井暁彦, 関根雅彦, 尾添沙由美, 萩原淳子, 角野浩二. 山口湾の自然再生事業におけるアサリ保全策の効果検証と管理モデルによる資源回復策の検討. 水環境学会誌. 2011; 34 (9) : 143-152.
- [20] 重田利拓, 辻野 陸, 富山 毅, 坂井陽一, 斉藤英俊. 瀬戸内海山口湾の干潟域におけるクロダイ *Acanthopagrus schlegelii* の食性および炭素・窒素安定同位体比. 第27回瀬戸内海研究フォーラム講演集. p4-30 (2019)
- [21] 柴田輝和, 土屋 仁. 被覆網によるアサリ稚貝の高密度分布域の形成. 千葉水研研報. 2002; 1 : 71-76
- [22] 角野浩二, 惠本 佑, 下尾和歌子, 谷村俊史, 田中克正, 佐々木紀代美, 神田文雄, 弘中博史, 松原友紀, 下濃義弘, 元永直耕, 斉藤政幸. 樫野川河口干潟における住民参加型アサリ再生活動の被覆網管理手法の検討. 山口県環境保健センター所報. 2011; 54 : 74-76.
- [23] 沼口勝之. アサリ漁場の餌料環境としてのセジメント. 水産工学. 2001; 37 (3) : 209-215.
- [24] 児玉 修, 田井野清也, 鈴木 怜. アサリ漁業指導. 平成25年度高知県水産試験場事業報告書. 2015; 205-227.