矢作川研究　№20：29～35，2016

# 三河湾における干潟・浅場再生への矢作ダム堆積砂の利用効果

Effect of using the sand accumulated at the Yahagi dam for the restoration of tidal flats and shallow area in Mikawa Bay

蒲原聡[1)]・竹内喜夫[2)]・曽根亮太[3)]

Satoru KAMOHARA [1)], Yoshio TAKEUCHI [2)], Ryota SONE [3)]

## 要　約

豊かな三河湾を育むため，試験的に矢作ダム堆積砂を利用して干潟･浅場を造成し，底質および底生生物を５年間調査した．COD，強熱減量，全硫化物などの底質は，造成前および造成後の対照区と比較して改善していた．マクロベントスのうち腹足綱および多毛綱の個体数が，対照区より造成区で多かった．造成区に水産有用種であるアサリの稚貝が移植され，漁獲サイズに成長していた．マクロベントスの現存量が多いことが主な要因となり，造成区が対照区より水質浄化能力が高かった．矢作ダム堆積砂は，底質改善，生物生産および水質浄化の面で造成効果がみられ，その効果に持続性があったことから，干潟・浅場の造成素材として適していた．今後，矢作川上流から三河湾に至るまでの一貫した土砂管理が求められる．

**キーワード**：三河湾，干潟・浅場，矢作ダム，ダム堆積砂，アサリ

## はじめに

矢作川は，長野県下伊那郡大川入山（標高1,908m）を源として発し，愛知，岐阜県境の山岳地帯を縫って流れ，愛知県の平野部を貫流して三河湾北西部の知多湾に注ぐ幹川流路118km，流域面積1,830km²の一級河川である（国土交通省中部地方整備局豊橋河川事務所，2015）．水利用に係る市町村人口は約178万人で，中下流部は一大農業地帯および工業地帯となっている（国土交通省中部地方整備局豊橋河川事務所，2015）．この地域に農業・工業・上水道用水と電力を供給するため，矢作川本流の河口上流34km地点（明治用水頭首工）から80km地点（矢作ダム）までの約46km区間に７つのダムが建設された．これにより，矢作川の水の利用率は平均40.8％に達し（新見，1997），流域の人々の生活は矢作川に支えられている．しかし，矢作ダムでは計画堆砂量1,500万m³に対し，2009年時点で堆砂量の割合が約103％となり（国土交通省中部地方整備局矢作ダム管理所，2015），ダム貯水機能の低下が生じている．

一方，矢作川が注ぐ三河湾においては，1970年代から本格化した港湾整備等に伴う沿岸開発により多くの干潟・浅場が消失した．このことにより，本来，干潟・浅場（アマモ場を含む）が持つ二枚貝の重要な生育場や魚介類幼稚仔の保育場としての機能（今尾ほか，2003；鈴木・家田，2003；武田ほか，2005；武田ほか，2007）が直接的に失われると同時に，干潟・浅場の水質浄化機能が消失し，全湾規模での赤潮および貧酸素水塊の発生が拡大化した（Suzuki，2001）．貧酸素水塊は夏季の底生性魚介類の生息範囲を狭め（曽根ほか，2014），さらに生まれてから干潟・浅場に着底するまでの浮遊期間の稚仔魚を死滅させている可能性が指摘されている（蒲原ほか，2013；山田ほか，2014）．これらのことにより，現在の三河湾は魚介類が成育する海域として十分な機能を果たしていない．三河湾を多様な生物が生息する豊かな海とするため，生物生産および水質浄化の機能を有する干潟･浅場を保全・再生するなど，三河湾の環境再生に向けた取り組み計画が提案されている（愛知県環境部，2013）．なお，干潟は一般的に干潮時に露出する砂泥質の平坦な地形，浅場はラムサール条約で低潮時に水深５mを越えない海域と定義されている．

ダム管理および三河湾再生の双方の課題を解決するため，国土交通省中部地方整備局矢作ダム管理所（以下，矢作ダム管理所）および愛知県農林水産部（以下，農林水産部）は，ダム堆積砂の干潟・浅場造成への利用に向けて，2007，2008年に自然に近い環境を人工的に作った干潟メソコスムを用いた室内試験および小規模造成（50m×50m，D.L.=－４m）による海域試験を実施した．室内試験では，小区画（１m×１m），大区画（2.5m×８m）の２つの面積規模で，ダム堆積砂と海砂の比較を行った．その結果，アサリ（*Ruditapes philippinarum*）稚貝，

マクロベントスおよびメイオベントスの密度は，小区画では同程度，大区画では同程度あるいはダム堆積砂の方が高くなる傾向がみられた．また，海域試験では，ダム堆積砂が海砂よりアサリ着底稚貝（殻長１mm未満）の加入が多かった（本田ほか，2011）．このように，ダム堆積砂では実験規模の拡大に伴いアサリの密度が高くなる傾向がみられ，干潟・浅場の造成素材として有力であることが分かった．この結果を受けて，2009年に三河湾における干潟・浅場造成が実施された．海域においてその造成効果を見るためには，海象の影響を受けて変化する水質・底質環境や底生生態系の応答およびその発達過程を評価する必要があることから，ある程度の期間をかけて調査することが求められる．よって，造成前および造成翌年から５年間に渡り，水質，底質および底生生物の変化の有無に関する調査を実施したことからここに報告する．

## 調査地と方法

図１に示す矢作川河口左岸の埋立て地前面の海域において，30m×144m（0.432ha，D.L.=－1.5～－2.2m）の範囲に矢作ダム堆積砂を１mの厚みで盛砂した．

矢作ダム管理所の発注工事で，矢作ダム堆積砂を一色漁港の仮置き場までダンプトラックで陸上運搬後（写真１），農林水産部の発注工事で，仮置き場から造成場所まで土運船にて海上運搬して，グラブ船にて盛砂，整地を実施した（写真２）．

表１に示すとおり，2008年に事前調査，2009年に施工前および施工後の調査，2010年から2014年にかけて毎年２回の造成後調査を実施した．調査場所は，図１に示すとおり，造成前の事前調査では周辺海域の代表測点としてSt.1（D.L.=－2.3m）を設定し，造成後は造成区測点としてSt.2（D.L.=－0.7m），St.3（D.L.=－0.7m）を，対照区測点としてSt.4（D.L.=－2.4m）を設定した．なお，2014年における平均地盤高はSt.2がD.L.=－1.0m，St.3が

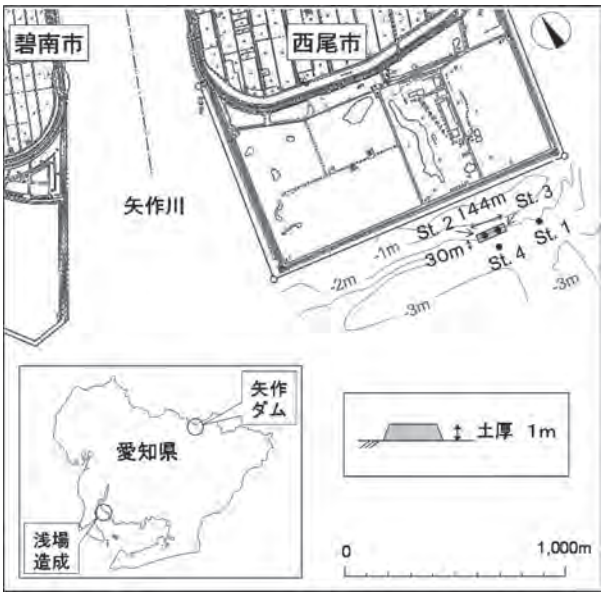


**図１**　矢作ダム，干潟・浅場造成および調査の位置図．

**写真１**　一色漁港における矢作ダム堆積砂の仮置き．

**表１**　干潟・浅場造成の調査日と調査項目．

| 調査回数 | 調査日 | 調査測点 | 水質 | | 底質 | | | | | | | | 底生生物 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | 水温 | DO | 泥温 | pH | 粒度組成 | COD | 強熱減量 | TS | ORP | 酸素消費速度 | マクロベントス |
| 事前 | 2008年9月18日 | St. 1 | － | － | － | － | － | ○ | ○ | ○ | ○ | － | － |
| 施工前 | 2009年7月11日 | St. 2,3 | － | － | － | － | ○ | － | － | － | － | － | － |
| 施工後 | 2009年8月21日 | St. 2,3 | － | － | － | － | ○ | － | － | － | － | － | － |
| 造成後第1回 | 2010年6月10日 | St. 2,3,4 | ○*1 | ○*2 | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| 造成後第2回 | 2010年9月13日 | St. 2,3,4 | ○*1 | ○*2 | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| 造成後第3回 | 2011年8月3日 | St. 2,3,4 | ○*1 | ○*2 | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| 造成後第4回 | 2011年9月15日 | St. 2,3,4 | ○*1 | ○*2 | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| 造成後第5回 | 2012年6月14日 | St. 2,3,4 | ○*1 | ○*2 | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| 造成後第6回 | 2012年10月23日 | St. 2,3,4 | ○*1 | ○*2 | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| 造成後第7回 | 2013年6月20日 | St. 2,3,4 | ○*1 | ○*2 | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| 造成後第8回 | 2013年11月1日 | St. 2,3,4 | ○*1 | ○*2 | ○ | ○ | － | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| 造成後第9回 | 2014年6月12日 | St. 2,3,4 | ○*1 | ○*2 | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| 造成後第10回 | 2014年11月5日 | St. 2,3,4 | ○*1 | ○*2 | ○ | ○ | － | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |

＊TS：全硫化物、ORP：酸化還元電位
＊1：St. 2の表層のみ、＊2：St. 4の表層、底層のみ

写真２　西尾市地先海域への矢作ダム堆積砂の盛砂.

D.L.=－0.8mで，造成５年後においても施工の出来形管理基準である±0.5mの範囲内にあった.

また，当該水域に共同漁業権を有する西三河漁業協同組合の調べによると，漁業者は施工後毎年７～10月に豊川河口域に発生する殻長８～15mmのアサリ稚貝（換算重量:0.09～0.61g個体$^{-1}$（稚貝殻長殻重換算式より算出:岡本ほか（2011））を造成区に３～５t放流している.

### １）水質調査および底質調査

水質調査は表層（水表面下0.5m）および底層（海底上0.5m）について観測を行い，底質調査はスクーバ潜水により，底質表層を採取した．水質の観測項目は，水温および溶存酸素濃度（DO）を測定し，底質は泥温，pH，粒度組成，化学的酸素要求量（COD），強熱減量，全硫化物，酸化還元電位，酸素消費量を測定した．各調査における観測項目の詳細を表１に，各項目の分析方法を表２に示した．なお，底質の酸素消費量は次の方法で測定した．採取した底質試料約１gをふらん瓶（102mlまたは200ml）に入れ，ろ過海水を満たして撹拌し，ふらん瓶にろ過海水のみを満たしたブランクとともに，20℃の暗所で18時間静置した.その後,溶存酸素量をウィンクラー法で測定した．ブランクとの溶存酸素量の差を酸素消費量とし，底質試料の単位乾燥重量あたりの酸素消費量を求めた.

表２　水質調査および底質調査の調査項目と分析方法.

| 項　目 | | 分　析　法 |
|---|---|---|
| 水質 | 水温 | JIS-K0102の7.2に定める方法 |
| | DO | JIS-K0102の32.3に定める方法 |
| 底質 | 泥温 | JIS-K0102の7.2に準ずる方法 |
| | pH | 沿岸環境調査マニュアルに準ずる方法 |
| | 酸化還元電位 | 沿岸環境調査マニュアルに準ずる方法 |
| | COD | 環境省「底質調査方法」Ⅱ4.7に揚げる方法 |
| | 全硫化物 | 検知管法（事前調査は環境省「底質調査方法」Ⅱ17） |
| | 乾燥減量 | 環境省「底質調査方法」Ⅱ4.1に揚げる方法 |
| | 強熱減量 | 環境省「底質調査方法」Ⅱ4.1に揚げる方法 |
| | 粒度組成 | JIS-A1204に定める方法 |

### ２）底生生物調査

底生生物調査は造成後に実施し，マクロベントスを対象とした．図２に示す採集器（金属部：幅25cm×高さ15cm，ネット：100cm×50cm，１mm目合い）を用いて表泥を50cm曳き試料に供した（日本海洋学会，1986）．これを１mm目の篩にかけ，ホルマリンで固定した後，マクロベントスの種類，個体数，湿重量を測定し,個体数および湿重量は１㎡当たりに換算した．また，鈴木ほか（2000）の方法により，湿重量から窒素量に換算し，これをマクロベントス現存量とした．さらに，ここで得たマクロベントス現存量から水質浄化能力の目安となる懸濁物除去速度を算出した（鈴木ほか，2000）.

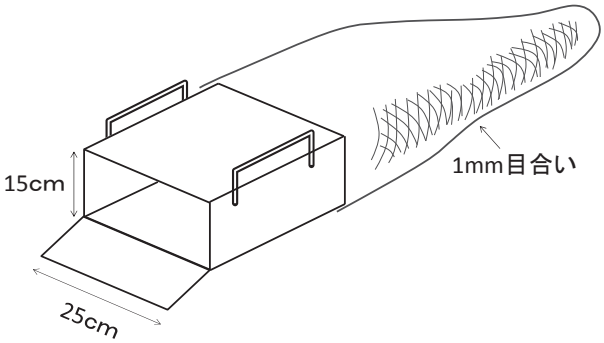


図２　マクロベントス採集器.

## 結果

### １）水質調査および底質調査

St.2の表層水温は，18.6～28.5℃の範囲であった．St.4のDOは表層が4.8～9.2mg/l，底層が3.2～8.4mg/lの範囲であった.

底質の温度は，St.2が18.2～24.7℃，St.3が17.8～24.1℃，St.4が18.9～24.5℃の範囲であった．底質のpHは，St.2が6.08～8.54，St.3が6.70～8.85，St.4が7.32～8.34の範囲であった.

粒度組成を図３に示した．なお，St.2およびSt.3を調査日毎に平均して造成区とした（図３－A）．施工前の造成区では礫分が8.5％，砂分が73.5％，細粒分が18.0％，中央粒径が0.32mmであった．利用したダム堆積砂は礫分が71.0％，砂分が25.0％，細粒分が4.0％，中央粒径が3.18mmで，施工後の造成区では礫分が75.5％，砂分が22.5％，細粒分が2.0％，中央粒径が3.33mmであった．造成後の調査期間中の平均は，礫分が76.3±11.7（標準偏差）％，砂分が21.8±11.1％，細粒分が2.0±1.4％，中

央粒径が3.44±0.82mmであった．対照区の調査期間中の平均は礫分が0.5±0.5％，砂分が87.9±2.8％，細粒分が11.6±3.1％，中央粒径は0.18±0.01mmであった（図３－B）．

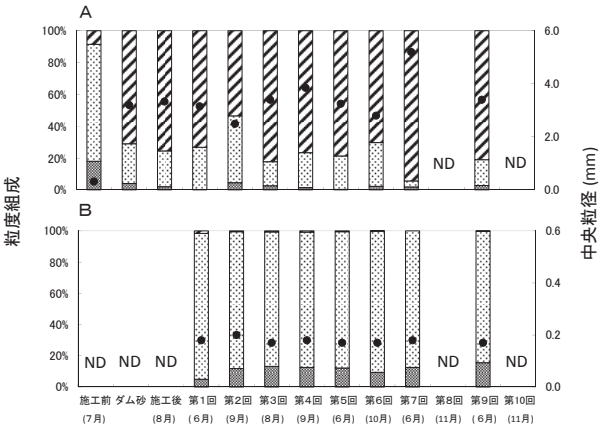


**図３**　底質の粒度組成（A：造成区，B：対照区，▨：礫分（2.0 mm以上），▒：砂分（0.075 mm以上2.0 mm未満），■：細粒分（0.075 mm未満），●：中央粒径）．

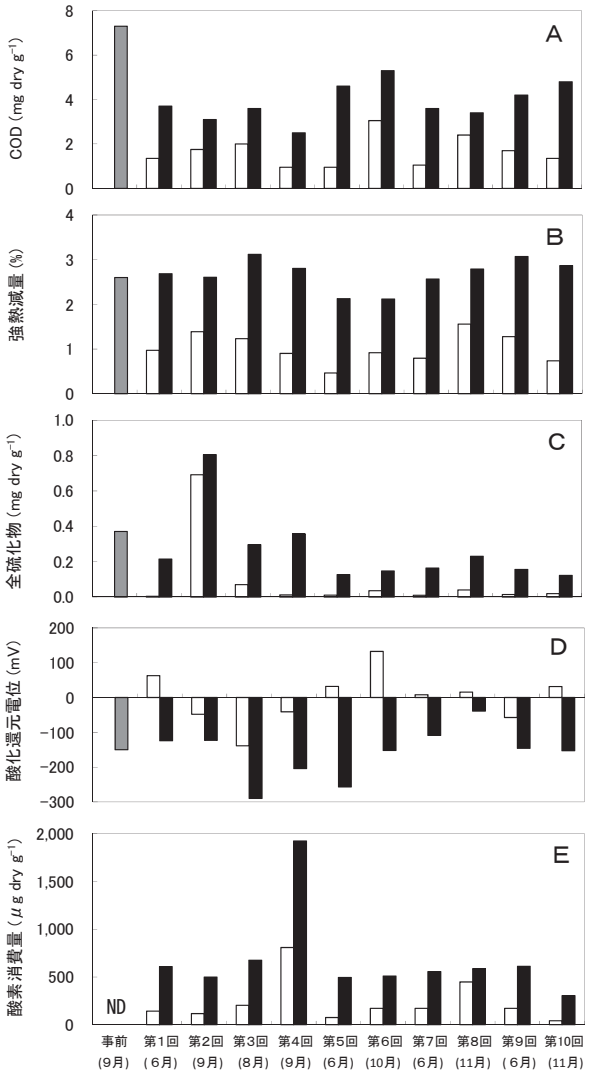


**図４**　底質のCOD（A），強熱減量（B），全硫化物（C），酸化還元電位（D），酸素消費量（E）（■：事前調査，□：造成区平均，■：対照区）．

底質のCOD，強熱減量，全硫化物，酸化還元電位，酸素消費量を図４に示した．なお，St.2およびSt.3を調査日毎に平均して造成区とした．CODを図４－Aに示した．事前調査では7.3mg dry $g^{-1}$であった．造成後の調査期間中の平均は造成区が1.7±0.7mg dry $g^{-1}$であったのに対して対照区は3.9±0.8mg dry $g^{-1}$であり，造成区が有意に低かった（ｔ検定，$p<0.01$）．強熱減量を図４－Bに示した．事前調査では2.6%であった．造成後の調査期間中の平均は造成区が1.0±0.3%，対照区が2.7±0.3%と造成区が有意に低かった（ｔ検定，$p<0.01$）．全硫化物を図４－Cに示した．事前調査では0.37mg dry $g^{-1}$であった．造成後の調査期間中の平均は造成区が0.09±0.21mg dry $g^{-1}$，対照区が0.26±0.21mg dry $g^{-1}$と造成区が有意に低かった（ｔ検定，$p<0.01$）．酸化還元電位を図４－Dに示した．事前調査では－150.0mVであった．造成後の調査期間中の平均は造成区が－0.3±74.8mV，対照区が－159.7±73.4mVと造成区が有意に高かった（ｔ検定，$p<0.01$）．酸素消費量を図４－Eに示した．造成後の調査期間中の平均は造成区が235.3±229.1μg dry $g^{-1}$，対照区が677.4±449.6μg dry $g^{-1}$と造成区が有意に低かった（ｔ検定，$p<0.01$）．

## ２）底生生物調査

マクロベントス現存量を図５－Aに示した．造成後の調査期間中の平均は造成区が13.8±15.2gNm$^{-2}$，対照区が2.5±2.6gNm$^{-2}$と造成区が有意に高かった（ｔ検定，$p<0.05$）．懸濁物除去速度を図５－Bに示した．造成後の調査期間中の平均は造成区が283.2±313.9mgNm$^{-2}$day$^{-1}$，対照区が53.1±58.6mgNm$^{-2}$day$^{-1}$と造成区が有意に高かった（ｔ検定，$p<0.05$）．

マクロベントスの種類数および個体数を図６に示し

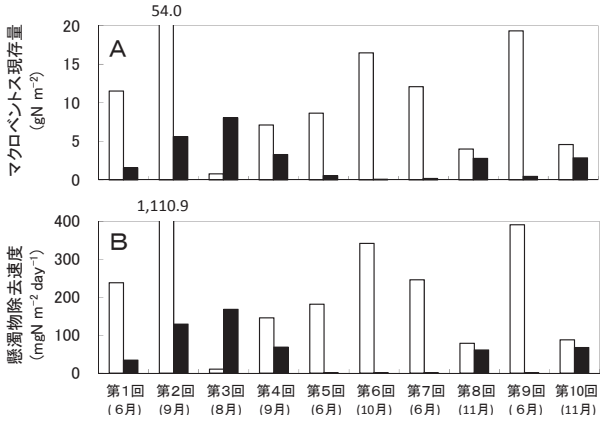


**図５**　マクロベントス現存量（A），懸濁物除去速度（B）（□：造成区平均，■：対照区）．

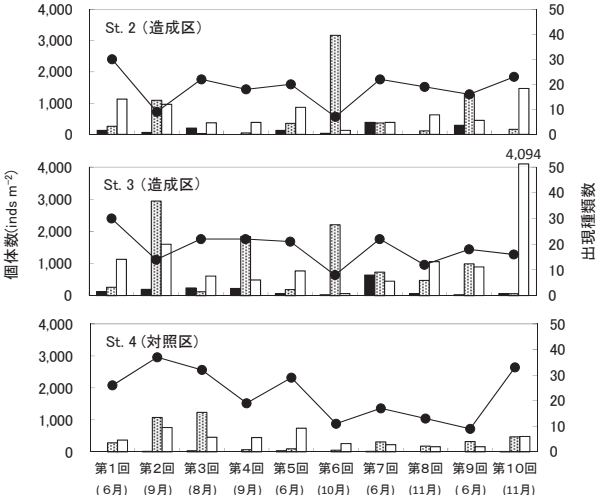


図６　マクロベントスの個体数および種類数（■：腹足綱，▒：二枚貝綱，□：多毛綱，●：出現種類数）．

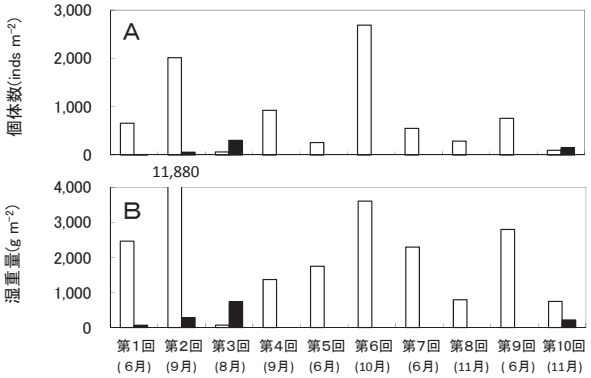


図７　アサリの個体数（A）および湿重量（B）（□：造成区平均，■：対照区）．

た．なお，個体数は調査期間中を通して多かった腹足綱（*Class Gastropoda*），二枚貝綱（*Class Bivalve*）および多毛綱（*Class Polychaeta*）の３種類について示した．造成後の調査期間中におけるSt.2の平均種類数は19±7種類で，平均個体数は腹足綱が122±133個体$m^{-2}$，二枚貝綱が690±971個体$m^{-2}$，多毛綱が676±418個体$m^{-2}$であった．St.3の平均種類数は19±6種類で，平均個体数は腹足綱が168±183個体$m^{-2}$，二枚貝綱が986±1,006個体$m^{-2}$，多毛綱が1,115±1,130個体$m^{-2}$であった．St.4の平均種類数は23±10種類で，平均個体数は腹足綱が10±13個体$m^{-2}$，二枚貝綱が494±601個体$m^{-2}$，多毛綱が405±217個体$m^{-2}$であった．種類数は造成区であるSt.2およびSt.3と対照区で有意な差はなく（ｔ検定，p=0.27，0.24），個体数では腹足綱はSt.2，St.3ともに対照区より有意に多かった（t検定，$p<0.05$）．二枚貝綱は，St.2，St.3ともに対照区と差はみられなかった（ｔ検定，p=0.62，0.16）．多毛綱はSt.2が対照区より有意に多く（ｔ検定，$p<0.05$），St.3と対照区では有意差はみられなかった（ｔ検定，p=0.07）．二枚貝綱のうち，水産有用生物であるアサリについて，造成区２地点の平均を対照区と比較して，個体数および湿重量を図７に示した．造成後の調査期間中の平均個体数は，造成区が830±865個体$m^{-2}$，対照区が52±101個体$m^{-2}$と造成区が有意に多かった（ｔ検定，$p<0.05$）．造成後の調査期間中の平均湿重量は，造成区が2,775±3,372$gm^{-2}$，対照区が130±237$gm^{-2}$と造成区が有意に多かった（ｔ検定，$p<0.05$）．なお，対照区にアサリが生息していた造成後第１～3,10回調査では，造成区，対照区共に個体重量はまちまちで，その傾向を比較することはできなかった．

## 考察

底質の中央粒径は造成前が0.32mm，利用したダム堆積砂が3.18mmと，現地盤の約10倍の粒径の土砂を造成区に盛砂した．造成後の調査期間中における平均粒度組成は，施工後と比べて礫分が0.7％増加し，砂分が0.7％減少し，細粒分は増減なく，中央粒径が0.11mm増加したが，変化の範囲は小さかった．対照区の平均粒度組成は，礫分が0.5±0.5％，砂分が87.9±2.8％，細粒分が11.6±3.1％，中央粒径が0.18±0.01mmと変化の範囲は小さかった（図３）．また，造成５年後の地盤高は、出来形管理基準の±0.5mの範囲内にあった．このように，調査海域への新たな砂分および細粒分の堆積や造成区からの土砂の流出はほとんど見られないことから，利用したダム堆積砂は埋没することなく造成区に留まっていたと推測された．

底質の事前調査と造成後調査の比較では，造成後にCOD，強熱減量および全硫化物が低くなり，酸化還元電位は高くなった．また，造成後調査におけるCOD，強熱減量，全硫化物および酸素消費量は造成区が対照区より有意に低く，酸化還元電位は造成区が対照区よりも有意に高いことから（図４），造成区では造成前や対照区よりも有機物量が抑えられており，より好気的な底質環境が形成されていた．また，水産用水基準では，水産生物の生息環境の指標として望ましい底質の全硫化物は0.2mg dry $g^{-1}$以下としているが（社団法人日本水産資源保護協会，2005），対照区は第１，２，３，４，８回調査と５回分が基準を越え，造成後の調査期間中の平均でも0.26±0.21dry mg $g^{-1}$と良好な状態ではなかったものの，造成区の平均は0.09±0.21mg dry $g^{-1}$であり，第２回調査以外は基準値を下回っていた．これらのことから，造成区では盛砂による底質の改善効果が認められ，それが長期に渡って継続していることが明らかとなった．

造成区のマクロベントスは，出現種類数において対照区と差がみられなかったものの，St.2の腹足綱および多毛綱，St.3の腹足綱で対照区よりも個体数が有意に多く，造成による個体数の増大効果が表れていた（図６）．腹足綱と多毛綱で個体数に差がある一方、二枚貝綱で差がみられなかったことは，対照区のホトトギスガイ（*Musculista senhousia*）およびサクラガイ（*Nitidotellina hokkaidoensis*）の生息が関係していた．アサリの個体数および湿重量は，造成区が対照区より有意に多く（図７），一方でホトトギスガイとサクラガイは対照区の方が多かった。この要因としては，造成区へのアサリの自然加入に加えて，移植の効果が表れていると考えられた．3～5ｔの毎年の移植量を単位面積当たりに換算すると，694～1,157gm$^{-2}$となる．造成区における造成後の調査期間中のアサリ平均湿重量は2,775±3,372gm$^{-2}$であることから，アサリ生息量に対する移植割合は25～42%であった．さらに，造成後の第１，２，５，７，９，10回調査のアサリの１個体当たりの平均湿重量はそれぞれ3.8g，5.9g，6.8g，4.2g，3.7g，7.8gと漁獲可能サイズである殻長2.5cmの換算重量3g個体$^{-1}$（成貝殻長殻重換算式より算出：愛知県（1990））を越えており，移植した稚貝が成長していることが推測された．また，対照区に多く生息していたホトトギスガイには，一般的にマット状に群生して他の二枚貝の加入・成長を阻害する特性がみられる．よって，造成区ではマクロベントスの個体数増大や懸濁物食者の代表であるアサリの着底，移植およびその後の成長により，マクロベントス現存量が増加したことで（図５－A），懸濁物除去速度が対照区よりも高く（図５－B），水質浄化機能が働いていたと考えられた．

造成区と対象区の調査地点の地盤高は,造成区が1.4～1.7m高かった．三河湾においては,浅場域の地盤高の差は底生生物が貧酸素水の影響を受けてへい死するか否かの違いとなって現れるが,当該浅海域は貧酸素水の影響を受けず,これまでの調査によってCODとシルト・粘土分および懸濁物除去量との関係から,底質の改善が必要であることが示されている（愛知県農業水産部，1999）．このことからも,造成区と対照区のマクロベントス現存量の差は地盤高の差によるものではなく,底質の差によるものと推測された．

このように，ダム堆積砂を利用して造成した浅場は，造成前および対照区と比較して，底質が改善され，造成翌年からマクロベントスの自然加入や漁業者の手により移植したアサリ稚貝の成長により底生生物の現存量が多く水質浄化機能が良く働いていると推測され，湾全体の水質浄化能力の向上にも貢献していると考えられた．さらに，海象の影響と推測される底質や底生生物量の変化はあるものの，造成後５年間これらの造成効果は継続しており，ダム堆積砂が湾内の環境改善や水産資源の増大に効果的な干潟･浅場の造成素材であることが示された．ダム等の河川構造物による上流での土砂の流下阻害は，矢作川自体の課題でもあるとともに，流入する三河湾での課題でもある．新行（2003）は，現在の矢作川河口付近の碧南・西尾地区に広がる低地は，矢作川本流のこの地への付け替え（1604年）以降の搬出土砂によって入り江が埋め立てられ，浅いデルタ（三角州）の干潟を干拓してできたものであり，矢作川は大量の土砂を低地や海域へ供給してきたと報告している．しかし，上流での土砂の流下阻害により，ダムの貯水機能は低下し，流域や河口域で生息環境の全体や一部を砂に依存してきた生物の生態系は破壊されている．例えば，平戸橋から久澄橋にかけての河床の低下およびアーマリング化に伴い，カワシオグサ（*Cladophora glomerata*）などの緑藻類が異常繁殖し，アユ（*Plecoglossus altivelis altivelis*）の産卵，生息が困難になったことであり（田中，1997，2000），河口干潟が発達していないためアサリ稚貝の発生が不安定で河川内の特定の場所でしか見られないことである（岡本ほか，2011）．また，大河川の河口干潟は本来，六条潟のように，三河湾全体にアサリ稚貝を供給するほどの生産力を有し（蒲原，2014），18.5mgN m$^{-2}$h$^{-1}$と前浜干潟の2,3倍の懸濁物除去速度を兼ね備えていることから（曽根ほか，2015），河口干潟が未発達であることが，環境再生を課題としている三河湾に与える負の影響は大きいと推測される．なお，矢作川河口域に近い当該造成場所の平均懸濁物除去速度は、底生生物現存量からの推定値ではあるが、11.8±13.1mgN m$^{-2}$h$^{-1}$（日から時間へ換算）とある程度の高さの値を示していた．ダム堆積砂は，本来であれば下流域まで自然に掃流され，上記の生物生産や水質浄化などの諸機能を有する干潟・浅場を形成するものである．

本調査結果では，矢作ダム堆積砂が干潟・浅場の造成素材として，長期間効果を発揮することが示された．現在，矢作川水系では流砂の連続性を確保するため，水系を一貫した総合土砂管理計画の策定に向けて作業が進められている（矢作川水系総合土砂管理検討委員会，2014）．今後，この計画において河川の持つ掃流力を利用した下流域への土砂供給を促進することはもちろんのこと,人為的な運搬による海域への土砂供給を含めて「総合的な土砂管理」を進め，干潟・浅場を再生し豊かな三

河湾を育むことが求められる．そのためには，ダムの水利権を共有する人々の理解や協力を得て，関係者の連携による包括的な取組みが必要となるであろう．さらに，海砂より粒径が大きいダム堆積砂の特徴を活かした，アサリ稚貝の着底促進手法の開発など，費用対効果の面からダム堆積砂を利用し易くするための工夫が必要である．

## 謝辞

国土交通省中部地方整備局矢作ダム管理所の皆様には，ダム堆積砂の供給にご協力いただいた．愛知県西三河建設事務所西尾支所管理課の皆様には，ダム堆積砂の仮置きにご協力いただいた．愛知県農林水産部水産課漁港漁場グループの皆様には，干潟・浅場造成にご尽力いただいた．愛知県水産試験場漁場環境研究部漁場改善グループの皆様には，干潟・浅場造成後の効果調査にご尽力いただいた．ここに記して，感謝の意を表する．

## 引用文献

愛知県（1990）増殖場造成事業効果調査報告書，49-51，愛知県.

愛知県環境部（2013），三河湾環境再生プロジェクト行動計画．愛知県環境部ホームページ：http://www.pref.aichi.jp/0000050886.html（2015年9月16日確認）.

愛知県農業水産部（1999）,平成10年度干潟造成適地選定調査報告書，134-137，愛知県.

新行紀一（2003）定本矢作川，母なる川その悠久の歴史と文化．30,77,78pp．株式会社郷土出版社，名古屋.

本田是人・青山裕晃・和久光靖・向井良吉・石田基雄（2011）人工干潟域の基盤材料としてのダム堆積砂の適性評価．愛知水試研報，16：9-19.

今尾和正・鈴木輝明・浮田達也・高倍昭洋（2003）底生生物の出現動向から見た人工干潟の効果評価．水産工学，40：29-38.

蒲原聡（2014）愛知県豊川河口域に発生するアサリ稚貝の移植．豊かな海，33：44-51.

蒲原聡・山田智・曽根亮太・堀口敏宏・鈴木輝明（2013）貧酸素水がアサリ浮遊幼生の遊泳停止と沈降後のへい死に及ぼす影響．水産海洋研究，77(4)：282-289.

国土交通省中部地方整備局豊橋河川事務所（2015）矢作川，流域案内．国土交通省中部地方整備局豊橋河川事務所ホームページ：www.cbr.mlit.go.jp/toyohashi/aramashi/yahagigawa/index.html（2015年9月16日確認）.

国土交通省中部地方整備局矢作ダム管理所（2015）矢作ダムの取り組み，矢作ダム排砂工法現地実験．国土交通省中部地方整備局矢作ダム管理所ホームページ：http://www.cbr.mlit.go.jp/yahagi/03-match/haisakouhou/index.html（2015年9月16日確認）.

新見幾男（1997）良く利用されなお美しい矢作川の創造をめざして-矢作川の現況・課題・豊田市矢作川研究所の設立-．矢作川研究，1：1-6.

日本海洋学会（1986）沿岸環境調査マニュアル（底質・生物篇），266pp．恒星社厚生閣，東京.

岡本俊治・日比野学・荒川純平・黒田伸郎（2011）矢作川河口におけるアサリ稚貝資源の動向．愛知水試研報，16：1-8.

社団法人日本水産資源保護協会（2005）水産用水基準2005版．社団法人日本水産資源保護協会，91 pp．東京.

曽根亮太・蒲原聡・山田智・鈴木輝明（2014）夏季の三河湾における底層溶存酸素濃度に対するメガベントスの出現確率の推定．水産海洋研究，78(4)：268-276.

曽根亮太・蒲原聡・山田智・鈴木輝明・高倍昭洋（2015）アサリ*Ruditapes philippinarum*稚貝が高密度に発生する河口干潟における水質浄化機能-三河湾豊川河口六条潟における6月の観測事例-．水産海洋研究，79(3)：117-129.

Suzuki, T（2001）Oxygen-deficient waters along the Japanese coast and their effects upon the estuarine ecosystem．Journal of environmental quality，30(2)：291-302.

鈴木輝明・青山裕晃・中尾徹・今尾和正（2000）マクロベントスによる水質浄化機能を指標とした底質基準試案-三河湾浅海部における事例研究-．水産海洋研究，64(2)：85-93.

鈴木輝明・家田喜一（2003）三河湾奥に存在するアマモ場内・外の魚類群集の相違．愛知水試研報，10：21-24.

武田和也・家田喜一・石田俊朗・石田基雄（2005）三河湾の人工干潟に出現した大型表在動物．愛知水試研報，11：25-35.

武田和也・石田基雄・家田喜一・石田俊朗・桑江朝比呂・鈴木輝明（2007）人工干潟域における埋在性メガベントス群集の生物生産機能および水質浄化機能．水産工学，44：11-19.

田中蕃（1997）砂利投入による河床構造回復の試みとその効果．矢作川研究，1：175-202.

田中蕃（2000）砂利投入による河床構造回復の試みとその効果Ⅳ．矢作川研究，4：135-141.

矢作川水系総合土砂管理検討委員会（2014）委員会設立要旨，国土交通省中部地方整備局豊橋河川事務所ホームページ：http://www.cbr.mlit.go.jp/toyohashi/kaigi/yahagigawa/dosyakanri/index.html（2016年1月26日 確認）.

山田智・蒲原聡・曽根亮太・堀口敏宏・鈴木輝明（2014）ガザミ（*Portunus trituberculatus*），クルマエビ（*Marsupenaeus japonica*）およびヨシエビ（*Metapenaeus ensis*）の浮遊幼生に及ぼす貧酸素水の影響．水産海洋研究，78(1)：45-53.

1：愛知県農林水産部水産課：
〒460-8501　愛知県名古屋市中区三の丸3-1-2
2：愛知県知多農林水産事務所水産課：
〒475-0903　愛知県半田市出口町1-36
3：愛知県水産試験場：
〒443-0021　愛知県蒲郡市三谷町若宮97