特集：有明海・八代海の再生 Feature: Rehabilitation of the Ariake Sea and the Yatsushiro Sea

総説 REVIEW

有明海に面する熊本県の干潟で起きたアサリ漁業の著しい衰退とその原因となる環境変化

堤 裕昭*

熊本県立大学環境共生学部生態・環境資源学専攻 〒862-8502 熊本市月出3-1-100

Hiroaki TSUTSUMI*: Marked decline of clam harvesting fisheries and environmental changes on the tidal flats facing the Ariake Sea in Kumamoto Prefecture. *Ecol. Civil Eng.* 8(1), 83-102, 2005.

Prefectural University of Kumamoto, 3-1-100, Tsukide, Kumamoto 862-8502, Japan

Abstract: On sandy tidal flats facing the Ariake Sea in Kumamoto Prefecture, annual harvest of clam, *Ruditapes philippinarum*, markedly decreased from 40,000~65,000 tons/year to 1,000~3,000 tons/year. In many trials to recover clam population on the flats, creating a sand cover on the flats with sand collected from sea floor of the offshore area of the Ariake Sea is the only successful measure. On newly created sand covers on the flats, juveniles of the clam are able to grow normally, while they die soon after settlement, forming small shells with several millimeter in length, outside the sand covers. We suspected the negative impact of contaminants in the sediment on the flats, and found manganese in high concentrations (1,400 to 2,900 $\mu\text{g/g}$) in the sediment where the young juveniles of the clam died. On the flats where the clam harvesting fishery was engaged, manganese concentration of the sediment was less than 500 $\mu\text{g/g}$. It is very likely that the creation of sand cover brought the effect to the sediment on lowering the concentration of manganese and provided a space free from the negative impact of manganese to juveniles of the clam.

Key Words: Ariake Sea, clam, manganese, *Ruditapes philippinarum*, tidal flat

はじめに

九州西岸で、長崎県、佐賀県、福岡県、熊本県の4県にまたがる有明海は、潮汐による水位変動が日本でもっとも大きく、干潟が発達した海域である。現在、全国の沿岸に残る約51,000 haの干潟の約40%にあたる干潟が有明海に集中する(環境省1994)。有明海沿岸で目にすることができる沖合数キロにおよぶ広大な干潟は、日本に残された数少ない干潟の原風景となった。干潟生態系の最大の特徴は、干潟表面における底生微細藻類(主に珪藻類)による一次生産力の高さと、その高い一次生産

量に依存した二次生産量ならびに高次生産量の高さである。干潟の一次生産量の推定は手法的な難しさがあり、信頼できる値を求めることは容易でないが、比較的気候条件が似ている瀬戸内海の干潟の研究例では有機炭素で約 $546 \pm 291 \text{ gC/m}^2/\text{日}$ という値が求められた(門谷2000)。この値は熱帯雨林や肥沃な農地などの陸上生態系の植物生産量と比較してもひけをとらない値である(cf. Valiela 1995)。底生微細藻類は植物プランクトン類であるので、その有機物を構成する元素比はレッドフィールド比(C:N:P=106:16:1)に近く、細胞を構成する炭素と窒素の比は6.6:1前後となる。生物体の組織全体が窒素を豊富に含む有機物(=タンパク質)で構成されている点が陸上植物と異なる点である。干潟では、基質表面でこの

底生微細藻類が日々増殖して大量の有機物を生産する。干潟に生息する堆積物食の底生生物がそれを直接摂食し、波や潮流によって巻き上げられ水中に懸濁したものは懸濁物食の二枚貝類が吸い込んでこし取ることによって利用し、さらにこれらの生物が栄養段階の上位の多様な生物によって摂食され、食物連鎖が形成されている (Mac-

Intyre & Cullen 1996; MacIntyre et al. 1996; 門谷 2000; Montani et al. 2003; Yamaguchi et al. 2004).

広大な面積を擁する有明海の干潟では、底生微細藻類を餌とするムツゴロウ (*Boleophthalmus pectinirostris*) などの底生魚類、アサリ (*Ruditapes philippinarum*)、ハマグリ (*Meretrix lusoria*) などの懸濁物食の二枚貝類、ヤ

Fig. 1. A photo of fishing boats after harvesting clam, *Ruditapes philippinarum*, taken at a fishing port of Kawaguchi-machi (former Tenmei-machi), Kumamoto City on Feb. 9, 1978, when the clam harvesting fishery was most popular. The photograph was presented by Kawaguchi Fishery Cooperative Society in Kumamoto.

Fig. 2. Annual harvest of clam, *Ruditapes philippinarum*, in Kumamoto Prefecture. The data are based on the statistics presented from Division of Forestry and Fishery, Kumamoto Prefectural Office (1980-1994), Kyushu Local Branch Office of Ministry of Agriculture, Forestry and Fishery (1973-2001) and Fishery Research Center of Kumamoto Prefecture (2004).

Fig. 3. The geographical location of the three major tidal flats in Kumamoto prefecture (hatched areas) and one in Sonjedo, Korea.

マトオサガニ (*Macrophthalmus japonica*), シオマネキ (*Uca arcuata*) などの堆積物食のカニ類が大量に生息し、これらの生物を餌とする魚類や肉食性の底生生物、鳥類が干潟を訪れる。また、干潟の高い生物生産性は、単にそこに豊かな自然が存在するだけではない。我々に豊かな水産資源をもたらす。海面漁業という、通常海域では漁船による沿岸や沖合漁業が主体となるが、有明海海面漁業は、広大な干潟を要することから漁獲量の大半がアサリ、ハマグリなどの貝類の採貝漁業によるものである。1960年代から1980年代にかけて、有明海東岸の福岡県柳川市から熊本県宇土市に至る砂質の干潟ではアサリの豊漁に沸いた (Fig. 1)。漁師一人で1トンを超えるアサリを水揚げする日が続いたという伝説のような当時の実話がある。

有明海沿岸では、熊本県にアサリの生息に適した砂質干潟が多く分布し、1970年代後半から1980年代前半には日本最大の漁獲量を誇った。1977年、熊本県のアサリの年間漁獲量は65,732トンで、同年の全国の漁獲量(155,506トン)の約42%を占めた (Fig. 2)。その水揚げ量のほとんどは、荒尾市の干潟(約1,600ha)、玉名市

の菊池川河口干潟(約800ha)、熊本市の白川河口干潟(約1,000ha)および緑川河口干潟(約2,200ha)の4つの干潟で漁獲されたものであった (Fig. 3)。ところが、1980年代に白川および緑川河口干潟で漁獲量が大幅に減少したのをはじめとして、1980年代中頃に菊池川河口干潟で、1990年代はじめには荒尾市の干潟でアサリの漁獲量が大幅に減少し、1990年代後半以降、アサリの漁獲量は、熊本県全体でもわずか1,000~3,000トンにとどまった(熊本県林務水産部水産振興課1980-1994;九州農政局統計情報部1973-2001;菊池2000;堤ほか2002a;熊本県水産研究センター2004)。

1970年代~1980年代前半における全国の年間アサリ漁獲量は約115,000~160,000万トンであった。1993年には、すでに約57,000トンまで減少したが、この20年余りの間の全国の減少分約10万トンの約6割は、有明海に面した熊本県の干潟における減少分が占めた。その後も全国のアサリ漁獲量は漸次減少の傾向にはあるが、全国におけるアサリの漁獲量の大幅な減少の問題は、熊本県の有明海に面した干潟における漁獲量の減少の問題で代表されると言っても過言ではない。その意味で、アサ

りの国内漁獲量の確保のためには、熊本県の干潟におけるアサリ漁獲量激減の原因を見だし、有効な対策を施すことが急務の課題となっている。

アサリの漁獲量が激減したことは、単に経済価値のある水産物を乱獲したということでは説明することができない。Fig. 4 には、1970 年代に年間 2 万トンを超えるアサリが漁獲された熊本市緑川河口干潟における漁業共同組合別のアサリ漁業従事者数および従事者一人当たりのアサリ漁獲量の推移を典型的な例として示す（熊本県林務水産部水産振興課 1980-1994）。アサリ漁の年間漁獲量がもっとも多かった 1970 年代末には、川口、網津、網田の各漁業共同組合では 420～700 人、海路口漁業共同組合

では 210 人の漁業者がアサリ漁に従事していた。この当時（1978 年）の従事者一人当たりのアサリの年間漁獲量は、川口漁業共同組合で約 37 トン/年、ついで海路口漁業共同組合で約 29 トン/年に達していた。ところが、熊本県におけるアサリ漁獲量が急速に減少した 1980 年代になると、漁業者 1 人あたりの年間漁獲量がいずれの漁業共同組合においても減少の一途をたどり、1988 年には 3 トン/年を下回る事態となった。このアサリ漁獲量が急速に減少した過程において、アサリ漁の従事者数も畠口漁業共同組合の従事者数が約 260 人に増加したことを除き、川口、網津、網田、海路口の各漁業共同組合で、それぞれ 400 人、314 人、150 人、130 人に減少した。さら

Fig. 4. (a) The number of fishermen harvesting clams and (b) annual harvest of clams per fisherman in five fishery cooperative societies around Midori River Tidal Flat in Kumamoto. The data are based on Department of Forestry and Fishery, Kumamoto Prefecture (1980-1994).

に、その後も従事者1人あたりのアサリの年間漁獲量およびアサリ漁従事者数が、ともに減少し続けた。このように、1980年代～1990年代にかけて、アサリの漁獲量が熊本県全体としても、従事者一人当たりとしても激減するなかで、同時にアサリ漁の従事者数も減少の一途をたどり、その漁業によるアサリへの漁獲圧も大幅に緩和されたはずであるが、アサリの漁獲量が回復することはなかった。これらのことは、干潟においてアサリの生息に適していない何らかの環境が形成されていたことによって、漁獲量が激減したことを示唆している。

干潟は陸域と海域の境界に存在し、特に河口干潟では河川からの淡水の流入や土砂の供給によって成立するものである。その意味で、つい20年前には稠密に生息していたアサリの漁獲量の激減は、流入する河川を含めた環境や生態系の変化の1つの結果と捉えることができる。この論文では、筆者の研究グループが、1996年以来、有明海に面した熊本県の緑川河口干潟、荒尾市の干潟、菊池川河口干潟において行ってきた干潟の環境調査、底生生物群集の季節動態に関する調査結果、アサリの個体群変動に関する調査結果を概説するとともに、アサリの生態学ならびに水産学に関する既存の文献における知見と比較しながら、アサリの水揚げ量の激減に象徴される熊本県の干潟における生態系の異変のメカニズムについて考察する。

アサリ漁場の干潟の粒度組成

干潟には陸域から河川を通して土砂が運ばれてきて堆積するだけでなく、淡水が海水と接触する条件下で生じるファンデル・ワールス力によって懸濁粒子の凝集沈殿が発生し、さらに潮流の力によって一旦堆積した粒子が海水中に再懸濁されて、微細な粒子（泥分）は岸に近い場所や、特に河口干潟の場合は河口域の両岸に堆積することが多い。そのため、熊本県の有明海に面した干潟では、岸から沖の方向へ1～2 km離れたところに砂質の基質が分布し、そこがアサリ漁場となっている。

Fig. 5(a)には、緑川河口干潟のアサリ漁場となっている場所における基質の粒度組成の季節変化を示した。基質は細砂（粒径125～250 μm ）および中砂（粒径250～500 μm ）が主体となった構成であるが、泥分（粒径63 μm 以下のシルト・クレイ分）の占める割合が1997年9月～11月に一時的に10.2～16.7%に増加した。これは台風による大雨の結果、大量の土砂が緑川の上流から運ばれてきて、干潟に堆積したことによる。しかしながら、泥分

は12月には3%以下に低下した（堤ほか2002b）。これは大雨時に堆積した泥分が、速い潮流によって再懸濁して干潟の岸の方へ運ばれて堆積したためである。緑川河口干潟においては、潮汐に伴う潮位の変動は最大約5 mにもなり、潮流の最大流速は海底付近でも約30 cm/sec.に達し、表層では約70 cm/sec.に達することがある（堤未発表）。

干潟の異変に関係して、一般には、大量の土砂の流入によって潟化の進行やヘドロの堆積などが話題となることが少なくない。しかしながら、熊本県の有明海に面した河口に広がる砂質の干潟の場合、潮汐によって生じる潮流が速いので、泥分が長期間にわたって厚く堆積することはない。そのことが、ここに砂質干潟が維持されてきた理由でもある。

緑川河口干潟の底質の粒度組成に関しては、熊本県でアサリの年間水揚げ量が40,000 トンを越えていた時代の1981年4月～5月に、熊本のり研究所（当時）が同干潟の232地点で行った漁場調査結果がある（河辺・富永1982）。この調査結果によると、当時、主要なアサリ漁場の底質の中央粒径値は150～350 μm 、粒径63 μm 未満の泥分は3～40%の範囲にあり、近年の筆者らによる調査結果における泥分および中央粒径値の季節変化の範囲は、1981年当時のアサリ漁場の底質の値の範囲内におさまっている（堤ほか2000）。

菊池川河口干潟においても、潮汐に伴う潮流の状況は緑川河口干潟と同様であり、底質の粒度組成も似ている。Fig. 5(b)には2002年6月の緑川河口干潟、菊池川河口干潟および荒尾干潟のアサリ漁場における底質の粒度組成を示す。菊池川河口干潟においても、泥分は4%にも満たなかった。また、極粗砂（粒径1,000 μm 以上）の比率が17～38%に達し、緑川よりもむしろ粗い粒度組成となっていた（Tsutsumi et al. 2003）。

一方、荒尾市の干潟は前浜干潟であり、そのため、潮位変動は大きくても、上述の2つの河口干潟のような潮汐に伴う速い潮流は発生しない。2002年6月の調査時の底質の粒度組成は泥分が高く、17～38%に達していた。しかしながら、この荒尾市の干潟ときわめて類似した底質の粒度組成が、韓国、仁川市郊外のSonjedoの干潟で見られた（Tsutsumi et al. 2003）。この干潟ではアサリの生息量が約6 kgWW/m²にも達し、現在、韓国最大のアサリ漁場となっている。したがって、荒尾市の干潟で、アサリの採貝漁業が盛んであった1970～1980年代における基質の粒度組成に関する調査結果を見いだすことはできないが、少なくとも現在見られるような泥分を含む

Fig. 5. (a) Seasonal variations of particle size composition of the sediment at a harvesting ground on Midori River Tidal Flat in Kumamoto, quoted from Tsutsumi et al. (2002b). (b) Particle size composition of the sediment on the three major tidal flats in Kumamoto and one in Sonjedo, Korea, quoted from Tsutsumi et al. (2003).

基質でもアサリは十分生息可能であり、基質の粒度組成自体の効果によって、アサリの漁獲量が激減するような現象は発生しないことを示している。

アサリ漁場における覆砂の効果

一旦衰退したアサリ個体群を復活させるためにさまざまな努力がなされているが、そのもっとも広く行われて

いる対策の1つに覆砂がある。覆砂の効果については疑問視する意見もあるが、実際に、覆砂によって干潟でどのような環境の変化やアサリを含む底生生物群集の生息状況にどのような変化が生じたかを検証した研究例が少ない。ここに、緑川河口干潟における覆砂の成功例を紹介し、どのような状況の時に、どのような覆砂を行うと、有効な対策となりうるのかについて考察する。

熊本市の緑川河口干潟に漁業権を持つ川口漁業協同組

合のアサリの漁獲量は、1994年～1997年の4年間の合計でわずか15トンまで減少し、1970年代に年間20,000トンを超える漁獲量を誇った漁場とは隔世の感を抱く状態となった(Fig. 6). このとき、干潟で起きていたことは、アサリのプランクトン幼生が基質に定着し、変態して間もなく、そのほとんどの個体が死亡していたことである(堤ほか2000). Fig. 7には緑川河口干潟のアサリ漁場における1995年4月～1997年2月までのアサリ個体群の密度変化を示す. アサリのプランクトン幼生は、1年間に3回程度、干潟の基質に定着・変態し、新規加入するピークが見られた. その度に、個体群密度は少なくとも約400～2,200個体/m²に達したが、翌月または翌々月の調査ではいずれの場合も密度が急激に減少し、50個体/m²以下となった場合も見られた(堤、未発表). Fig. 8には、1996年4月～7月の同調査地点におけるアサリ個体群および死殻の殻長頻度分布を示す. 干潟の基質中からは、

定着し変態した稚貝よりも、その稚貝が死亡した殻長0.5～数mmの死殻が多く見られた. これらの死殻はすべて二枚の貝殻がそろっているもので、殻を壊さないと、一見しては生きた稚貝と区別がつかない. 死亡してしばらくすると、二枚の貝殻のちょうつがいの部分が壊れて、バラバラとなるので、二枚の貝殻がそろっている死殻は死亡して長い時間が経過していないことを示している. このような定着直後の死亡は、ホトトギスガイでも発生していた(堤ほか2000). 緑川河口干潟では1996年7月下旬にホトトギスガイの稚貝が大量に定着し、密度は約100,000個体/m²を超えたが、アサリの稚貝と同様に、翌月にはほとんどの個体が死亡し、死殻となっていた(Fig. 9).

ところが、同じ緑川河口干潟のアサリ漁場において、1995年8月、熊本市と漁業権を持つ川口漁業協同組合が、覆砂によるアサリ漁場造成事業を行った. 緑川河口干潟

Fig. 6. (a) Annual harvest of clam, *Ruditapes philippinarum*, and (b) Accumulative area of sand cover at the harvest grounds of Kawaguchi Fishery Cooperative Society on Midori River Tidal Flat, Kumamoto. The data are presented by the Kawaguchi Fishery Cooperative Society.

Fig. 7. Seasonal fluctuations of the density of clam, *Ruditapes philippinarum*, at a harvesting ground of the clam on Midori River Mouth Tidal Flat in Kumamoto (unpublished data). The numbers and arrows indicate the mass recruitment to the population.

Fig. 8. Size frequency distribution of *Ruditapes* population at a harvesting ground of the clam on Midori River Tidal Flat in Kumamoto between April and July in 1996. This figure was modified from Tsutsumi et al. (2000).

Fig. 9. Seasonal fluctuations of the density of a bivalve, *Musculista senhousia*, on Midori River Tidal Flat in Kumamoto, quoted from Tsutsumi et al. (2000).

Fig. 10. The comparison of biomass of the benthic animals between inside and outside the sand cover at a harvesting ground of the clam on Midori River Tidal Flat in Kumamoto in October 1996, modified from Tsutsumi et al. (2000).

の沖合の有明海の海底で採取した砂を用いて、面積約 $6,750 \text{ m}^2$ ($90 \times 75 \text{ m}$) の干潟に厚さ約 40 cm の砂を撒き、覆砂によるアサリ漁場造成を試みた。翌年の1996年10月には、そこに稚貝が定着直後に死亡していたアサリやホトトギスガイなどの二枚貝類、ゴカイ類、ヨコエビなどの甲殻類が多数棲息し、それら底生生物の重量は合計で 376.6 gWW/m^2 に達した (Fig. 10)。一方、その漁場造成地のすぐ外側では、依然としてアサリだけではなく、ほとんど底生生物が生息していなかった。このように、覆砂後の底生生物群集の劇的な回復は、緑川河口干潟でアサリの漁獲量が1980年代に激減したのはアサリの生息に不適な環境が形成されたためだけではなく、実際には他のほとんどの底生生物の生息にも影響が及んでいた現象であったということを示していた。

荒尾市の干潟におけるアサリ漁獲量の激減についても、緑川河口干潟と共通した点が多い。1980年代までアサリ漁場となっていた干潟であるが、Fig. 11(a)に示すように、2002年6月現在では、アサリの生息量はわずかで (Stn A1~Stn A5, 0.1 to 14.1 gWW/m^2)、代わりに優占するようになった種もないので、生息する底生生物がきわめて少ない状態となっている。Fig. 11(b)には、そのような地点で基質を採取し、ふるいでふるったところの写真を示しているが、貝の死殻ばかりが目立つ状態であった。そこへ、緑川河口干潟で覆砂に利用された砂と同じ場所から採取された砂を撒くと、そこでも定着・変態した稚貝の生残率が高く、新規加入個体群を形成することができた (Stn A6, Fig. 11(a))。砂を撒いていない場所では、

稚貝の死殻の方が多く見られ、生きている新規加入個体は非常に少ない (堤未発表) (Fig. 12)。

このような覆砂の効果が見いだされて以後、緑川の川口漁業協同組合では、独自の事業として、1997年以來、覆砂が順次続けられてきた。1997年4月には、長さ約 450 m 、幅約 50 m の干潟が厚さ 20 cm 程度覆砂された。この場所では、それ以来、2000年1月まで毎月定量調査を行って、アサリの個体群動態を追跡した。その結果、覆砂された場所ではすぐに新規加入が起きて稚貝が発生した。新規加入のピークの後に急速な密度の減少は見られるものの、1997年は約 $1,000 \sim 3,200$ 個体/ m^2 の密度を変動し、さらに1998年には約 $800 \sim 6,400$ 個体/ m^2 に達した (Fig. 13)。個体群の殻長頻度分布をコホート解析して成長率を求めると、春季に干潟に定着して加入した個体は、翌年の春季までには殻長が 30 mm を超えて漁獲されるサイズまで成長し、コホート法によるアサリ個体群の年間生産量を推定すると、1998年の年間生産量は約 $7.8 \text{ kgWW/m}^2/\text{year}$ に達した。もし、総面積約 $3,200 \text{ ha}$ におよぶ緑川および白川の河口干潟で以前のようにアサリが生息できる状態になれば、これらの干潟だけで年間の生産量が約 25 万トン (殻を含めた湿重量) に達する計算となる。その10%程度が漁獲されたと仮定しても、年間に 2 万トンを超える漁獲量となり、この値はアサリ漁の最盛期の1970年代後半~1980年代前半の漁獲量に匹敵するものである (堤ほか2002b)。つまり、覆砂をした場所では、アサリ漁の最盛期のような状態が再現されたことを意味している。

Fig. 11. (a) The comparison of biomass of clam, *Ruditapes philippinarum*, on the four different tidal flats in Kumamoto and Korea, quoted from Tsutsumi et al. (2003). (b) The residues of the sediment on a sieve on one of these four tidal flats, Arao Tidal Flat. This photo was taken on June 14, 2002.

Fig. 12. Size frequency distribution of *Ruditapes* population at the harvesting grounds of the clam on Arao Tidal Flat in Kumamoto on June 19, 2000 (unpublished data). Stn A-1 and Stn A-3 were located inside the sand cover on the tidal flat. Stn A-2 was located outside the sand cover on the tidal flat.

緑川の河口干潟に漁業権を持つ川口漁業協同組合では、その漁業区域において、1995年に覆砂実験を行った後、アサリを含む底生生物群集が覆砂域で回復した結果 (Fig. 10) をふまえて、さらに1997年より覆砂を続けてきた (Fig. 6)。その覆砂域の累計の面積は、2003年までに104,550 m²に達している。その覆砂域の累計値の増加とともにアサリの漁獲量も回復し、2003年には2,150トンに達した (川口漁業協同組合より提供された資料に基づく)。緑川河口干潟全体の漁獲量も、5,038トンにのぼった (熊本県水産研究センター 2004)。最盛期の約1/10程度の漁獲量ではあるが、干潟は再び1980年代のようなアサリ漁の活気を取り戻した。

しかしながら、1990年代後半に、この干潟でアサリ漁

が困難となるまでに衰退した根本的な原因の解決には至っていない。Fig. 13に示した覆砂した場所におけるアサリ個体群は、覆砂から約2年後の1999年4月および6月にはそれぞれ1,580個体/m²および2,200個体/m²に達する新規加入による密度の増加が見られたが、翌月の5月には220個体/m²、7月には600個体/m²さらに8月には40個体/m²に減少し、9月にはアサリ個体群が消滅した。このように、覆砂以前の1995年～1996年に見られたような個体群密度の変動パターン (Fig. 7) が再び見られるようになった。Fig. 14には、1998年と1999年において、プランクトン幼生が干潟の基質に定着・変態して稚貝が発生する時期 (6月～9月) のアサリ個体群の殻長頻度分布を比較する。1998年ではこの期間に2回の新規加入が発生し、それぞれ殻長頻度分布中にコホートを形成して成長していく過程が確認された。これに対して、1999年には、個体群の殻長頻度分布に占める生貝の比率がきわめて少なくなり、定着して間もなく、ほとんどの個体が死亡して、コホートの形成が困難となったことを示している。したがって、覆砂によって定着直後の個体の死亡が抑制されてコホートが形成されるのは2～3年程度であり、その効果を維持するためには、定期的に覆砂を続ける必要がある。

玉置 (2004) は、覆砂の効果の持続性が数年しかないことに対して、時間の経過とともに粗粒砂の間に泥と有機物が詰まり、酸素と水の流通が悪くなって還元的な底質が形成されると推測している。しかしながら、この干潟では潮流が速いので、梅雨や台風による大雨などの後に泥が一時的に干潟に堆積しても、再懸濁して緑川の河口部や沖合に運ばれるので、数ヶ月後には干潟の基質の泥分は低下して元にもどる (Fig. 5(a))。底質の嫌気化によって、稚貝の死亡率が高くなっているわけではない。

アサリ漁獲量の激減の原因

緑川河口干潟におけるアサリの漁獲量の減少に関しては、Fig. 2に示したように1980年代～1990年代に熊本県の年間アサリ漁獲量が減少していくなかで、採貝漁業従事者数と従事者1人あたりの漁獲量の減少が示すように (Fig. 4)、乱獲で説明できるものではない。1990年代初頭までに採貝漁業従事者数が大幅に減少しても、従事者1人あたりの漁獲量は増えるどころか、ほとんど漁獲ができない状態に陥った。

緑川河口干潟における過去の研究例では、アサリの漁獲量激減の原因として、大雨発生時における河川からの

Fig. 13. Seasonal fluctuations of the density of clam, *Ruditapes philippinarum*, after creation of the sand cover in April 1997 at a harvesting ground of the clam on Midori River Tidal Flat in Kumamoto, quoted from Tsutsumi et al. (2002b).

大量の土砂の流入や捕食性巻貝のツメタガイ (*Glossaulax didyma*) による食害 (梶山ら 1983; 藤森ら 1983), カモ類などの海岸に生息する鳥類やナルトビエイ (*Aetobatus flagellum*) などによる食害 (Ishii et al. 2001; 中原・那須 2002) の可能性が示された。しかしながら、干潟の覆砂による底生生物群集とアサリ漁獲量の回復の例 (堤ほか 2002b) (Fig. 7) や基質に定着直後に稚貝の多くが死亡して死殻を残していること (Fig. 8) が示すように、基質に定着直後の稚貝の生残過程に問題が生じたことによって、新規の個体群の形成に支障をきたしている。この基質へ定着直後に多くの個体が死亡する現象は、大雨が発生する梅雨期や台風シーズンに限って起きるのではなく、周年にわたって観察された (堤ほか 2000)。したがって、一時的な出水に伴って大量の土砂が干潟に堆積し、底生生物の生息に不適な嫌氣的な基質環境が一時的に形成されて、その時にアサリの稚貝や成貝の死亡が集中的に起きているわけではなかった。また、捕食に関しても、定着直後の稚貝はツメタガイ、カモ類、ナルトビエイの捕食対象としてはサイズが小さすぎることから、これらの要因が定着直後の個体の死亡の主因とは考えられない。

Ishii et al. (2001), 石井・関口 (2002), 関口・石井 (2003) は、アサリの浮遊幼生の生残率の低下やそれに伴う浮遊期を経て干潟に回帰する幼生の供給量の減少をその要因としてあげている。しかしながら、Fig. 10,

Fig. 12 および Fig. 14 に示したように、覆砂した場所に限って、基質に定着・変態直後の死亡が抑制されて殻長頻度分布にコホートが形成され、アサリをはじめとして生息する底生生物量にも極端な違いが見られた。また、覆砂した場所だけ、アサリやホトトギスガイなどの二枚貝類の浮遊幼生の定着・変態が集中的に起きているのではなく、Fig. 7 に示すように、アサリが緑川河口干潟でほとんど漁獲されていなかった 1995 年～1996 年でも、1 mm のふるいに残るまでに成長した個体がピークの密度で 400～2,000 個体/m² に達するような新規加入が起きていた。このように、新規加入群を形成するには十分な浮遊幼生の定着は起きているにもかかわらず、変態して殻長数ミリまで成長する段階で、ほとんどの個体が死亡して死殻となっていたという定量調査の結果から判断すれば、個体群形成と維持を左右しているもっとも大きな要因は、基質に定着・変態直後の個体の生残率であり、浮遊幼生の供給量の減少でこのような局部的に起きる現象を説明することはできない。また、幼生を生産する成貝の現存量が減少すれば、浮遊幼生の生産量が減少し、干潟に定着する浮遊幼生の数が以前より減少するのは当然の結果として説明することができる。

玉置 (2004) は、緑川および隣接する白川河口干潟におけるアサリの漁獲量の減少の要因として、スナモグリ類ニホンスナモグリ (*Nihonotrypaea japonica*) が基質を攪乱することによる影響を指摘している。しかしながら、

Fig. 14. The comparison of the size frequency distribution of *Ruditapes* population at the harvesting ground of the clam on Midori River Tidal Flat in Kumamoto between 1998 and 1999. The sand cover was created in April 1997 on this harvesting ground, quoted from Tsutsumi et al. (2002b).

そのことがアサリの生活史のどの部分にどのような悪影響を与え、アサリの個体群動態を定量的にどのように変化させているのか解析されていないこと、干潟における生息に影響が及んでいたのはアサリだけではなく、ホトトギスガイ、マテガイ (*Solen macroceros*) などの二枚貝類やゴカイ類の *Hediste* sp. など、多岐の生物に及んでいて (Fig. 10)、これらのすべての生物の生息に対してスナモグリ類が悪影響を及ぼし、排除できるような種間競争力を有しているとは考えにくい。また、筆者が研究を行ってきた緑川河口干潟のアサリ漁場内の調査域においては、スナモグリ類の生息密度は低く、アサリの個体群動態に大きな影響力を及ぼすような基質の変化は確認されていない。

以上のことから、近年の緑川河口干潟および荒尾市の干潟では、既存の研究で指摘されているような捕食などの生物学的な要因ではなく、かつ粒度組成の変化ではない要因で基質に何らかの問題が生じていて、それがアサリをはじめとする二枚貝類の定着・変態直後の幼稚体に致命的な悪影響を与え、アサリの漁獲量の激減を引き起こしてきたと考えられる。

基質中のマンガンがアサリ漁場に与えた影響

熊本市の緑川河口干潟および荒尾市の干潟においては、干潟に沖合の海底から採取した砂を用いて覆砂することで、その場所に限ってはアサリの漁獲量を回復させるこ

とに成功した (Fig. 10, Fig. 13) が, 覆砂をしていない場所では, 依然としてアサリのプランクトン幼生が干潟の基質へ定着・変態し, その直後にほとんどの個体が死亡して, 個体群形成が困難な状況が続いている. 一方, 覆砂に使用する砂の確保が難しくつつある. このような場所において, アサリをはじめとする干潟の底生生物の生息を困難としている根本的な原因を究明し, 有効な対策を見いだして, 覆砂に頼らないでよい状況をつくるのが急務の課題である. そこで, 私の研究室では, 干潟の砂に含まれる物質で, 基質に定着直後の稚貝の生残に影響を及ぼしうる物質に注目してきた.

熊本市の緑川河口干潟, 玉名市の菊池川河口干潟, 荒尾市の干潟ならびに韓国の仁川市郊外の Sonjedo の干潟において基質表層 (深さ 1 cm まで) の砂を採取し, その中に含まれる TBT などの化学物質や重金属類の組成を調査してきた. その結果, アサリの漁獲量が激減した緑川河口干潟や熊本県荒尾市の干潟の砂に含まれる重金属の構成に, 1 つの目立った特徴を見いだした (Table 1)

(Tsutsumi et al. 2003). 基質のカドミウムおよび鉛の含有量はいずれの地点においても $5 \mu\text{g/g}$ 未満, 銅は $5 \mu\text{g/g}$ 未満 $\sim 20 \mu\text{g/g}$, 亜鉛は $29 \sim 63 \mu\text{g/g}$ で, 底生生物の生息に影響を与える可能性を示唆するような値ではない. これに対して, マンガンの含有量は, 基質に定着直後の死亡が起きている荒尾市の干潟で $2,100 \mu\text{g/g}$, 緑川河口干潟で $730 \mu\text{g/g}$ に達した. 菊池川河口干潟の $440 \mu\text{g/g}$, 韓国, Sonjedo の干潟の $300 \mu\text{g/g}$ と比較すると, 含有量の絶対値としての高さだけでなく, 相対的にもこれらの干潟の値と最大 7 倍の差が見られた.

Fig. 15 には, さらに各干潟における調査地点を各 5 地点に増やし, 2002 年 6 月に行った調査 (韓国の Sonjedo 干潟は 2002 年 10 月に 1 調査地点で調査した.) をもとに, 基質表層のマンガン含有量とアサリの生息量の関係を調べた結果を示す (Tsutsumi et al. 2003). 異なる地域のアサリの個体群間で年齢構成が異なると, その要因によって密度に大きな差が生じるので, アサリの生息量は湿重量で評価した. すると, 基質のマンガン含有量とアサリの生息量の間に, 明瞭な幾何級数的な逆相関関係が認められた. 基質のマンガン含有量 $1,000 \mu\text{g/g}$ 前後の値を境にして, それよりも低い含有量ではアサリの生息量が急速に増加し, $500 \mu\text{g/g}$ 未満の含有量の場所では, $1,050 \sim 2,160 \text{ gWW/m}^2$ (菊池川河口干潟), $6,740 \text{ gWW/m}^2$ (韓国, Sonjedo 干潟) に及ぶ高い値を記録した. 緑川河口干潟の 5 調査地点 (○) は, すでに覆砂事業が行われてアサリ個体群が回復した地点であり, マンガン含有量 $730 \sim 930 \mu\text{g/g}$ の基質に $300 \sim 480 \text{ gWW/m}^2$ のアサリが生息していた. 一方, この干潟で覆砂が行われていない調査地点 (●) のマンガン含有量は $1,400 \mu\text{g/g}$ に達し, この場所にはアサリがほとんど生息していない. 荒尾市の干潟では 5 カ所の非覆砂地点 (▲) では, 基質のマンガン含有量がさらに $1,700 \sim 2,900 \mu\text{g/g}$ に上昇したが, アサリの生息量はわずか $2 \sim 14 \text{ gWW/m}^2$ にすぎなかった. ところが, このような干潟でも, 覆砂によってマンガン含有量が $820 \mu\text{g/g}$ に低下した地点 (△) では, $1,230 \text{ gWW/m}^2$ に達するアサリ個体群の回復が見られた.

覆砂に用いられた砂を入手し, そのマンガン含有量を測定すると, 約 $300 \sim 400 \mu\text{g/g}$ の値が得られた. 荒尾市

Table 1. The heavy metal concentration (Mn, Zn, Cu, Cd, Pb) in the sediment on the three different tidal flats in Kumamoto and one in Sonjedo, Korea, quoted from Tsutsumi et al. (2003).

	($\mu\text{g/g}$)				
	Mn	Zn	Cu	Cd	Pb
Midori River Mouth Tidal Flat (Stn M1)	730	63	18	5 >	5 >
Kikuchi River Mouth Tidal Flat (Stn K1)	440	49	20	5 >	5 >
Arao Tidal Flat (Stn A1)	2,100	54	5 >	5 >	5 >
Sonjedo Tidal Flat (Stn S)	300	29	6	5 >	5 >

Fig. 15. The relationship between the manganese concentration of the sediment and the biomass of *Ruditapes*, modified from Tsutsumi et al. (2003) with unpublished data.

の干潟および緑川河口干潟における基質表層のマンガン含有量が1,400~2,900 $\mu\text{g/g}$ であるのに対して、覆砂後にはマンガン含有量が約700~900 $\mu\text{g/g}$ 程度に低下しており、このような場所では漁業にも利用できる量のアサリ個体群の回復が見られた。

マンガンは河川を通して陸域から海へ供給される、荒尾市の干潟の北側に河口が位置する筑後川も、緑川も、阿蘇山の外輪山に源流部を置くので、阿蘇山の火山活動によって噴出する大量の熱水に含まれるマンガンが、常時、これらの河川水に流入している。河口やその近傍の沖合では、河川によって運ばれてきたマンガンが、河川水と海水との接触によって生じる凝集反応に伴って、集積的に沈降・堆積することが予測される。

海底では二酸化マンガンの沈殿物として堆積するが、堆積物中のバクテリアによって還元され、マンガニオンとして堆積物の間隙水や海水中へ溶出する。そのバクテリアの活性は、温度と底質の酸化還元度によって変化し、夏季には堆積物中でのバクテリアの活性が高まり、マンガニオンの溶出量が大幅に増加することが知られている (Hall et al. 1989; Gerringa 1991; Eriksson 2000)。堆積物中のマンガン含有量が高いと、その分、堆積物の間隙水に溶出するマンガニオン濃度も高まる。荒尾市の干潟および緑川河口干潟のように堆積物中のマンガン

含有量が1,000 $\mu\text{g/g}$ を超える場所では、実際に堆積物の間隙水から3 ppm程度のマンガニオン濃度が検出された (堤未発表)。

近年、ヨーロッパのバルト海では、富栄養化の進行とともに、海底への有機物沈降量が増え、周年にわたって海底付近では貧酸素状態となっている海域が発生している。このような海域における特徴的な現象として、底質中に堆積したマンガンのバクテリアによる還元されてイオン化して溶出し、底生生物に生理的な影響を及ぼすことが報告されている。海水中へ溶出したマンガンは、底生生物のエラに沈着したり、血色素と結合して呼吸や摂餌活動に重大な支障を与える (Barden et al. 1990a, 1990b, 1994, 1995, 1999; Eriksson 2000)、また、カニ類の初期発生に影響を及ぼしていることも指摘されている (Macdonald et al. 1988)。

潮汐による潮位変動が大潮時に約5 mにも達し、干出して基質が直接空気に触れる砂質干潟で、上述のような海水の貧酸素化現象は発生しない。しかしながら、夏季には有機物の分解促進によって基質の間隙水の溶存酸素の消費量が増加し、還元的な環境が形成されやすくなる。私の研究グループでは、調査域としてきた緑川河口干潟や荒尾干潟において、実際に干出時の基質の間隙水を採取し、その中のマンガニオン濃度を測定すると、約

2.7 ppm のマンガンイオンを検出した(堤未発表)。一方、アサリの定着・変態直後の殻長 1 mm 未満の稚貝を、3 ~ 5 ppm のマンガンイオンに曝露して、稚貝が受ける生理的な影響を調べている。これまでの実験では、稚貝が砂中に埋もれた状態で、5 ppm のマンガンイオンを含む海水に 1 週間曝露すると、約 20% の個体が死亡することがわかり(堤未発表)、マンガンイオンへの曝露によって、アサリの漁獲量が激減した干潟で起きているような「定着・変態直後の稚貝の死亡」という現象を研究室における実験でもある程度再現できるようになってきた。このマンガンイオンに対するアサリの稚貝の生理耐性実験は現在も継続しており、干潟の砂中で起きているアサリの稚貝の死亡という現象との因果関係をさらに明確にすることを目指している。その詳細については、別の機会に報告する。

干潟への砂利供給量減少の影響

上述のように、熊本県の有明海に面した砂質干潟のアサリ漁場で、漁獲量が激減した熊本市の緑川河口干潟および荒尾市の干潟では、基質のマンガン含有量が 1,400 ~ 2,900 $\mu\text{g/g}$ の高濃度に達し、基質中ではアサリが殻長数ミリ程度までの稚貝の段階でほとんど死亡してしまい、個体群の形成が困難となっていた。一方、このような干潟において、沖合の海底から採取した砂を使って覆砂す

ると、基質のマンガン含有量が 700 ~ 900 $\mu\text{g/g}$ に低下し、アサリの稚貝の死亡も減少して個体群が回復した。覆砂を広範囲に行った緑川河口干潟ではアサリ漁の漁獲量が大幅に増加した。言葉を換えると、緑川河口干潟および荒尾市の干潟では、覆砂をしないでアサリ個体群の回復を望むことは難しい状況にある。

このようなことはアサリ漁場となってきたこれらの砂質干潟の形成過程から考えると、きわめて奇異な現象である。緑川河口干潟は緑川の上流で常時岩石が浸食を受けて、礫や砂となって川を流下し、干潟へ新規に砂が供給され続けてきたはずである。荒尾市の干潟の場合も、河口干潟ではないが、北側の筑後川、矢部川、南側に隣接する菊池川からの土砂供給の影響を受けてきたと考えられる。ところが、実際には、近年、河川を流下して干潟まで運搬される土砂の量が激減していることがわかった。

国土交通省、九州地方整備局河川管理課より学術研究資料として提供を受けた緑川、菊池川、筑後川における 1979 ~ 2002 年までの砂利採取実績データでは、1979 年 ~ 1988 年には、緑川で毎年 17,000 ~ 126,000 m^3 、菊池川では 28,000 ~ 86,000 m^3 、筑後川では 201,000 ~ 344,000 m^3 に及ぶ砂利が採取され、コンクリートの材料などに利用された (Fig. 16)。これらの砂利は採取されなければ、いずれは河口に運ばれ、干潟に堆積したはずである。このような砂利を、たとえば緑川において、上述の 10 年間に

Fig. 16. The amount of sand and gravel collected from the three major rivers (Chikugo River, Midori River, Kikuchi River). The data were presented from Kyushu Regional Developmental Bureau, Ministry of Land, Infrastructure and Transport.

採取された砂利を面積 2,200 ha の河口干潟全域に均等に撒いたとすると、約 4 cm の厚さに覆砂したことになる。それだけの土砂が、実際には緑川の河川生態系から人為的に取り除かれていたことを意味している。横山(2003)は、さらに 1960 年代～1970 年代にかけて、筑後川では 1980 年代を上回る量の砂利が採取されたことを指摘するとともに、過去 50 年間ににおける人為的な砂の採取量 (3,700 万 m^3) が自然の砂の生産量の推定値 (1,050 万 m^3) をはるかに上回っていることを指摘した。また、この 30 年余りの間に、全国で河口干潟を形成するような規模の河川では、それらのほとんどの河川の上流部にダムが建設された。筑後川では 1969 年に下釜ダム、1970 年に松原ダムが完成し、緑川では 1971 年に緑川ダムが完成し、そこで砂利の堆積が進行している。

このように、1960 年代以降行われてきた河川から大量の砂利を採取することや、ダムによって砂利の流下を妨げることは、干潟への自然の作用による砂の流入や堆積を大きく減少させてきた。ところが、マンガンはイオンとして水中に溶存態として存在したり、二酸化マンガンの微粒子として河川を流下し、干潟付近で海水と接触することによって凝集沈殿し、堆積する。したがって、緑川河口干潟や荒尾市の干潟における 1,400～2,900 $\mu\text{g/g}$ に達するような高いマンガン含有量は、これらの干潟の基質へのマンガンの堆積が以前と同じように続く一方で、粒子の表面に付着したマンガンの少ない新たな砂の堆積

量が激減し、相対的に基質中のマンガン含有量が増加した結果ではないかと考えられる。筆者らの研究は、そのことが、さらに干潟に生息する底生生物全般に対して、生息を困難にするような生理的な影響を与えているのではないかという点に注目している。

菊池川河口干潟におけるアサリ個体群の衰退と回復

熊本県の有明海に面した砂質干潟で、荒尾市の干潟と熊本市の緑川・白川河口干潟の間に、面積約 800 ha の菊池川河口干潟がある。この干潟では、1985 年から 1986 年にかけて漁獲量が大幅に減少した。玉名市農業振興課より提供を受けたデータをもとに、この干潟に漁業権を持つ 2 つの漁業協同組合 (滑石および大浜) のアサリの漁獲量の推移を Fig. 17 に示した。1985 年の漁獲量は、滑石漁業共同組合で 1,729 トン、大浜漁業共同組合で 2,346 トンの漁獲量に達したが、1986 年にはそれぞれ 454 トンおよび 443 トンに減少した。それ以来、2001 年まで、0～459 トンおよび 0～241 トンの漁獲量が続いてきた。ところが、この干潟の基質のマンガン含有量は 410～580 $\mu\text{g/g}$ で (Fig. 15)、緑川河口干潟や荒尾市の干潟と違って、アサリの定着・変態直後の稚貝の生存に影響を及ぼすようなレベルではなかった (Tsutsumi et al. 2003)。これは、菊池川の上流部に花崗岩層の土地が広く

Fig. 17. Annual harvest of clam, *Ruditapes philippinarum*, at the harvest grounds of two fishery cooperative societies in Kikuchi River Tidal Flat, Kumamoto Prefecture. The data were presented by Tamana City Office.

Fig. 18. Seasonal fluctuations of the density of clam, *Ruditapes philipinarum*, at two sampling stations in the clam harvesting grounds of Ohama fishery cooperative society on Kikuchi River Tidal Flat (unpublished data).

分布し、その層の風化によって、砂が他の河川より豊富に供給されていることが起因していると考えられる。そのため、菊池川河口の干潮域では、現在でも砂州がよく発達している。

この干潟では、2002年3月には、ほとんど底生生物が生息していない状況が発生していたが、2002年4月～5月にかけて大量にアサリの稚貝が定着して、密度はStn 4で約85,000個体/m²、Stn 5で約45,000個体/m²に達し、底生生物全体の密度の約85～95%を占めた(Fig. 18, 堤未発表)。その後も急速な密度の低下は見られず、1年後の2003年3月に約10,000個体/m²が生残していた。この干潟では基質のマンガン含有量(410～580 μg/g)がアサリの定着・変態直後の稚貝の生存に影響を及ぼすと考えられるレベルに達しておらず、1年後に約10,000個体/m²が生残したと矛盾しない。しかしながら、1986年にアサリの漁獲量が激減した後、2002年の春季まで16年間にわたってアサリ個体群の回復が見られなかったことが、どのような要因によって生じたものであるか、明確に説明をすることはできない。しかしながら、2002年春季に起きた稚貝の大量定着の後、緑川河口干潟および荒尾市の干潟で見られるような稚貝の死亡による急速な密度低下は起きていないことから、2002年春季に見られたような大量の稚貝の定着は、1996年以降一度も起きていなかったと考えられる。その意味では、2002年春季にどのような原因によって大量のアサリの稚貝の定着が起きたのかが注目される点である。

緑川河口干潟で1995年～1996年にかけて覆砂した地

点におけるアサリを含む底生生物群集の劇的な回復が見られて以来、有明海沿岸の干潟で同様な効果を求めて覆砂が数多くなされてきた。しかしながら、菊池川河口干潟のようにマンガン含有量の低い干潟に覆砂しても、そのことによってアサリ個体群を回復させることは期待できないことが予想される。Ishii et al. (2001)、石井・関口(2002)、関口・石井(2003)は、浮遊幼生期を経て干潟に回帰し、定着変態する幼生数の減少のために、干潟のアサリ個体群が衰退する可能性を示しているが、その現象は菊池川河口干潟において、2002年春季を除き、少なくとも1986年以来発生している現象であると考えられる。2004年春季に、2002年春季に菊池川河口干潟に大量定着した個体群が5,000個体/m²前後の密度を維持して、成貝に成長して繁殖期を迎える。これらの成貝の繁殖によってどの程度の新規加入個体が見られ、現在回復しているアサリ個体群が維持されるのか、注目される点である。

干潟におけるアサリをはじめとする底生生物群集の保全

日本沿岸には現在約51,000 haの干潟が残っているが、干拓事業や埋め立てなどによって、過去50年間に約40%も消滅した(高橋1994)。そのため、干潟の保全ということに関して、消滅した干潟の面積が大きな注目を集めることになった。しかしながら、有明海の沿岸のように20,000 haを超える干潟が残っているところでも、

前述のようにその生態系に何らかの重大な支障が生じて、大量に生息していた二枚貝類が激減し、古くから行われてきた採貝漁業が衰退している。

干潟の多くは河口干潟で、その基質は河川を通して供給されたものであり、干潟の生態系で起きている異変は、河川流域全体の様々な環境変化がかかわった問題であると考えられる。しかしながら、干潟生態系の異変のメカニズムの解明や干潟生態系の保全にかかわる研究は、干潟に棲息する生物の生態や環境を調査し、その生態系の重要性を示すことや干潟を生息場や餌場利用する生物間に生じる相互作用の解析に大きな努力が払われてきた。しかしながら、有明海に残された干潟を健全な状態に保つためには、さらに河口干潟を形作る土砂を供給する河川の流域全体の環境や河川の状態を視野に置いた研究やそれに基づく施策が必要であることを強調して、本報の締めくくりとしたい。

謝 辞

本研究は、文部科学省科学研究費補助金基盤 B、日本学術振興会日韓科学協力事業および熊本県立大学地域貢献研究事業より研究助成を得て行われた。また、2000 年度には荒尾市から荒尾市干潟におけるアサリ漁場の現状調査の研究委託を受け、2002 年度～2004 年度は玉名市から菊池川河口干潟のアサリ漁場の現状調査の研究委託を受けて、それぞれの干潟で調査研究を行った。干潟における調査では、地元の漁業協同組合である荒尾市漁業協同組合、滑石漁業協同組合、大浜漁業協同組合、川口漁業協同組合の協力を得た。熊本市川口町(当時：天明町)の漁港で 1978 年に撮影された写真は、川口漁業協同組合より提供を受けた。緑川、菊池川、筑後川における 1979～2002 年までの砂利採取実績に関するデータは、国土交通省、九州地方整備局河川管理課より提供を受けた。論文中の英語表現については、Mr. Richard Lavin に校閲して頂いた。末筆ながら、関係者の方々に、厚く感謝の意を表する。

摘 要

有明海に面した熊本県の沿岸には、アサリの生息に適した砂質干潟が発達し、1970 年代後半から 1980 年代前半にかけて、アサリの漁獲量は約 40,000～65,000 トンに達した。しかしながら、1980 年代後半から 1990 年代にかけて漁獲量が激減し、1990 年代後半以降、熊本県全

体のアサリの漁獲量はわずか 1,000～3,000 トンにとどまっている。アサリの漁獲量が激減した干潟では、アサリのプランクトン幼生が基質に定着・変態しても、ほとんどの個体が殻長数ミリに成長するまでに死亡していた。ところが、アサリ漁の主要な漁場である緑川河口干潟および荒尾市の干潟では、沖合の海底から採取した砂を撒くと、その場所にかぎっては、覆砂から数年以内は、このような定着・変態直後の幼稚体の死亡が少なく、アサリ漁が再開されるまでに個体群の回復が見られた。

覆砂した場所にかぎって、一時的にアサリの幼稚体の生残率が高くなる現象については、もともとの干潟の基質に含まれる物質がアサリの幼稚体の生残に悪影響を及ぼしていることが考えられ、基質中の重金属類とその基質に生息するアサリの生息量との関係を解析した。その結果、アサリの幼稚体のほとんどが死亡している熊本県熊本市の緑川河口干潟および荒尾市の干潟の基質には、1,700～2,900 $\mu\text{g/g}$ のマンガンが含まれ、一方、現在、アサリの現存量の約 1～6 kg/m^2 に達する菊池川河口干潟および韓国の Sonjedo 干潟では、マンガン含有量が 500 $\mu\text{g/g}$ 未満にとどまった。基質中に含まれるマンガンを、アサリの幼稚体に何らかの生理的な悪影響を与えている可能性が考えられる。

引用文献

- Barden, S. P., Loo, L.-O. & Pihl, L. (1990a) Biological effects of eutrophication on the Swedish west coast. *Ambio* **19**: 113-122.
- Barden, S. P., Pihl, L. & Rosenberg, R. (1990b) Effects of oxygen depletion on the ecology, blood physiology and fishery of the Norway lobster *Nephrops norvegicus* (L.). *Marine Ecology Progress Series* **67**: 141-155.
- Barden, S. P., Depledge, M. H. & Hagerman, L. (1994) Glycogen depletion and altered copper and manganese handling in *Nephrops norvegicus* following starvation and exposure to hypoxia. *Marine Ecology Progress Series* **103**: 65-72.
- Barden, S. P., Eriksson, S. P. & Weeks, J. M. (1995) Uptake, accumulation and regulation of manganese during experimental hypoxia and normoxia by the decapod *Nephrops norvegicus* (L.). *Marine Pollution Bulletin* **31**: 93-102.
- Barden, S. P., Eriksson, S. P. & Gerhardt, L. (1999) Accumulation and elimination kinetics of manganese from different tissues of the Norway Lobster *Nephrops norvegicus* (L.). *Aquatic Toxicology* **46**: 127-137.
- Eriksson, S. P. (2000) Temporal variations of manganese in the haemolymph and tissues of the Norway lobster, *Nephrops norvegicus* (L.). *Aquatic Toxicology* **48**: 297-307.
- 藤森常生・堤泰博・岩村征三郎 (1983) 畠口地先アサリへい死調査 (その 2). 昭和 57 年度熊本県のり研究所事業報告書, pp. 201-205.
- Gerringer, L. J. A. (1991) Mobility of Cu, Cd, Ni, Pb, Zn, Fe and Mn in marine sediment slurries under anaerobic conditions

- and at 20 % air saturation. Netherlands Journal of Sea Research **27**: 145-156.
- Hall, P. O., Anderson, L. G., Rutgers van der Loeff, M. M., Sundby, B. & Westerlund, S. F. G. (1989) Oxygen uptake kinetics in the benthic boundary layer. Limnology and Oceanography **34**: 734-746.
- Ishii, R., Sekiguchi, H., Nakahara, Y. & Jinnai, Y. (2001) Larval recruitment of the manila clam *Ruditapes philippinarum* in Ariake Sound, southern Japan. Fisheries Science **67**: 579-591.
- 石井亮・関口秀夫 (2002) 有明海のアサリの幼生加入過程と漁場形成. 日本ベントス学会誌 **57**: 151-157.
- 梶山実・藤森常生・野尻節郎 (1983) 畠口地先アサリへい死調査 (その1). 昭和57年度熊本県のり研究所事業報告書, pp. 197-200.
- 環境庁 (1994) 第4回自然環境保全基礎調査. 海域生物環境調査報告書 (干潟, 藻場, サンゴ礁調査) 第1巻干潟. 環境庁自然保護局, pp. 291.
- 河辺博・富永清人 (1982) 貝類 (ハマグリ) の資源培養技術開発研究. 昭和56年度研究開発促進事業, 貝類 (ハマグリ) の資源培養技術開発研究報告書, 熊本県のり研究所, pp. 75.
- 菊池泰二 (2000) 12-4 干潟の普通種もおびやかされている. 「有明海の生きものたち」(佐藤正典編), pp. 314-317, 海游社, 東京.
- 熊本県水産研究センター (2004) 有明海の熊本沿岸でアサリ漁好調! でも来年度は? 熊本県水産研究センターニュース第12号: 2-4.
- 熊本県林務水産部 (1980-1994) 1978-1992年度アサリ採貝業実態調査報告書.
- 九州農政局統計情報部 (1973-2001) 1975-1999年度熊本県農林水産統計年報.
- Macdonald, J. M., Shields, J. D. & Zimmer-Faust, R. K. (1988) Acute toxicities of eleven metals to early life-history stages of the yellow crab *Cancer anthonyi*. Marine Biology **98**: 201-207.
- MacIntyre, H. L. & Cullen, J. J. (1996) Primary production by suspension and benthic microalgae in a turbid estuary: time-scale of variability in San Antonio Bay, Texas. Marine Ecology Progress Series, **145**: 245-268.
- MacIntyre, H. L., Geider, R. J. & Miller, D. G. (1996) Microphytobenthos: The ecological role of the "secret garden" of unvegetated, shallow-water marine habitats. 1. Distribution, abundance and primary production. Estuaries, **19**: 186-201.
- 門谷茂 (2000) 瀬戸内海の現状と干潟域における物質循環. 海洋と生物 **129**: 323-331.
- Montani, S., Magni, P. & Abe, N. (2003) Seasonal and interannual patterns of intertidal microphytobenthos in combination with laboratory and areal production estimates. Marine Ecology Progress Series, **249**: 79-91.
- 中原康智・那須博史 (2002) 主要アサリ産地からの報告: 有明海熊本県沿岸. 日本ベントス学会誌 **57**: 139-144.
- 関口秀夫・石井亮 (2003) 有明海の環境異変—有明海のアサリ漁獲量激減の原因について—. 海の研究 **12**: 21-36.
- 高橋正征 (1994) 海洋と生物と人類. 7—内湾・内海とその現状—. 海洋と生物 **16**: 2-5.
- 玉置昭夫 (2004) ベントスに関すること—とくにアサリ漁獲量激減に関連して—. 水環境学会誌 **27**: 13-18.
- 堤裕昭・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 **54**: 1-8.
- 堤裕昭 (2002a) 1. 2九州の干潟と生物. 日本の水環境. 7. 九州・沖縄編, 日本水環境学会編, pp. 9-14, 技報堂出版, 東京.
- 堤裕昭・石澤紅子・富重美穂・森山みどり・坂元香織・門谷茂 (2002b) 熊本有明地区の緑川河口干潟における盛砂後のアサリ (*Ruditapes philippinarum*) の個体群動態. 日本ベントス学会誌 **57**: 177-187.
- Tsutsumi, H., Tsukuda, M., Yoshioka, M., Koga, M., Shinohara, R., Choi, K. S., Cho, H.-S. & Hong, J.-S. (2003) Heavy metal contamination in the sediment and its effect on the occurrence of the most dominant bivalve, *Ruditapes philippinarum* on the tidal flats of Ariake Bay in Kumamoto prefecture, the west coast of Kyushu, Japan. Benthos Research **58**: 121-130.
- Valiela, I. (1995) Production rates by marine primary producers. In: Marine Ecological Processes. Springer, pp. 29, New York.
- Yamaguchi, H., Tsutsumi, H., Tsukuda, M., Nagata, S., Kumura, C., Yoshioka, M., Shibamura, S., Montani, S. (2004) Utilization of the re-suspended microphytobenthos by the dense patches of suspension feeding bivalves on the sand flat of Midori River Estuary, Kyushu, Japan. Benthos Research **59**: 67-77.
- 横山勝英 (2003) 河川の土砂動態が沿岸域に及ぼす影響について—白川と筑後川の事例—. 応用生態工学会, 第7回研究発表会講演集, pp. 248-252.