

人工海浜の浄化能力について (その3)

—底質による水質浄化能力の相違—

三好 康彦 大島 奈緒子 木村 賢史
(芝浦工業大学)
 嶋津 暉之 紺野 良子

要 旨

砂 (れきを含む) の粒径と海水の水質浄化との関係についていろいろな粒径で調査した結果、次のことが明らかになった。

- (1) 粒径が大きいくほど生物的酸化によるCODの減少が大きくなり、また、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の硝化が急速に進む。
- (2) 粒径が大きいくと砂層中が好氣的雰囲気となる範囲が大きくなるため、生物的酸化はよく進むが、一方、粒径が小さいと好氣的雰囲気は砂層の表面上に限られるため、生物的酸化速度は小さい。

1 はじめに

人工海浜が、水辺の親しみや回復という社会的要請のもとで各地に計画、造成されている。しかし、背後に大都市を控えている既設人工海浜の多くは、望ましい水質にあるとは言えない。

海浜は本来、海水の浄化作用に大きな影響を与えるが、人工海浜における浄化能力については、これまであまり関心が払われていない。浄化能力が考慮されなかった理由には、人工海浜の砂は、素足に心地よい粒径であること海水の流れや風による流出を防止することが主な視点であり、砂の粒径と水質浄化の関係を示す基礎資料のなかったことなどもあげられる。

本報は、砂 (れきを含む) の粒径と水質の浄化能力との関係について実験的検討を行ったのでその結果を報告する。

2 実験内容及び方法

(1) 実験場所と実験期間

図1に示す水質保全部水質監視課晴海分室 (中央区晴海3-6-1) の敷地の一部を使用して実験を行った。実験期間は平成元年10月から平成3年3月までである。

(2) 実験装置

ア 実験槽

図2に示したように実験槽は6槽 (No.1~6) あり、各槽は高さ30cm、横30cm、長さ5mの塩ビで作成した。槽の容積は、それぞれ450ℓであり、これらの槽は地上50cmの台上に設置した。

各槽には波を起こすかくはん羽を取り付け、1分間約20回で回転させた。また、実験槽の海水に十分な酸素を溶解させるためエアポンプ (100w 2台、1台/3槽) を使用し、直径3cm、長さ3mの塩ビパイプに径1mmの穴を1cm間隔で開けたものを散気管として槽の底部に埋設しエアレーションを行った。

イ 砂 (れきを含む)

各槽には0.15~15mmの粒径の異なる砂を体積で約190ℓ入れた。槽No.1~3は葛西人工海浜の砂、槽No.4は比較的白い珪砂、槽No.5~6は川砂である。これらの砂の

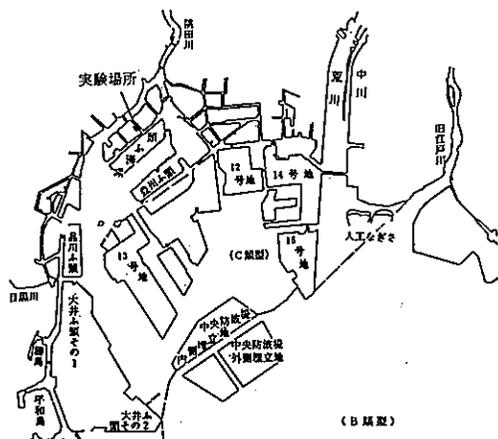


図1 海浜の浄化能力の実験場所

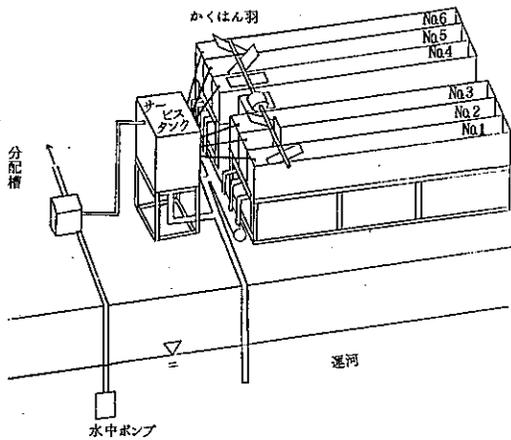


図2 実験槽の概略図

粒径、透水係数、COD及び強熱減量を表1に示した。また、槽中の砂は海浜と類似させるため水流方向について約4度の傾斜をつけた(図3)。

表1 砂の粒径、透水係数、COD及び強熱減量

槽No.	中央粒径 (mm)	透水係数 (cm/s)	COD (mg/kg)		強熱減量 (%)	
			砂層表面	砂層中5cm	砂層表面	砂層中5cm
No. 1	0.15	0.0024	2.6	1.7	1.8	1.6
No. 2	0.2	0.0076	2.7	1.4	1.6	1.3
No. 3	0.28	0.045	1.4	0.74	1.2	1.1
No. 4	2	0.17	0.76	0.22	0.5	0.4
No. 5	7	3.2	-	-	-	-
No. 6	15	7.7	-	-	-	-

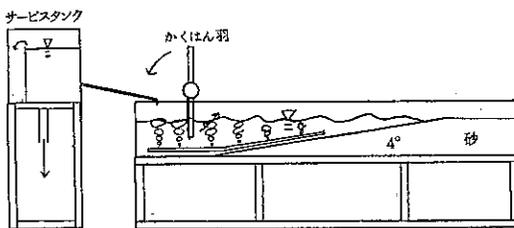


図3 槽の断面図

ウ 海水

実験には、海面下約1mに設置した水中押上ポンプによって汲み上げた海水を原水として用いた。汲み上げた原水は、図2に示したように、分配槽からサービスタンク

クへ汲み上げる。サービスタンクから各実験槽へは、タンク内でオーバーフローさせ一定の水位にした状態で分配されるようになっており、各実験槽への流量はサービスタンク内の水位の高さによって調節できる。

エ 日光の遮断

槽に日光が入ると褐色の藻類が大量に増殖し、それが水質をかえって悪化する。このため槽の上にベニヤ板を置き、日光を遮断して実験を行った。

(3) 分析項目及び分析方法

表2に示す。

表2 分析項目及び分析方法

項目	分析方法
COD	JISK 0102 (100°C過マンガン酸カリウム硫酸酸性法)
塩分	サリノメータ (電気伝導法)
T-N	ペルオキシ二硫酸カリウム溶液添加分解後、銅カドミウムカラム還元・ナフチルエチレンジアミン吸光光度法 (オートアナライザー使用)
NH ₄ -N	インドフェノール青吸光光度法 (オートアナライザー使用)
NO ₂ -N+NO ₃ -N	銅カドミウムカラム還元・ナフチルエチレンジアミン吸光光度法 (オートアナライザー使用)
T-P	ペルオキシ二硫酸カリウム溶液添加分解後、モリブデン青 (アスコルビン酸) 吸光光度法 (オートアナライザー使用)
PO ₄ -P	モリブデン青 (アスコルビン酸) 吸光光度法 (オートアナライザー使用)
大腸菌群数	最確数による定量法

(4) 実験方法

実験に先だて、各槽の砂は約6ヶ月間、タイマーと電磁弁を使用して12時間ごとに原水を繰り返し送入、排出し、エージングした。

その後、各槽に等量の原水を同時に注入し、130ℓを注入した時点 (各槽とも約0.5時間後) で原水の注入を停止し、各槽の中央付近において経過時間0.5時間の原水を採水した。次いでエアレーションとかくはん羽を動作させ、以後、経過時間4時間、7時間、23時間で同様に原水を採水した。採水した原水について、CODは無ろ過及びろ過、窒素とりんについては無ろ過で分析に用いた。

なお、槽No.4では、約10kgのアサリを一定期間入れた状態で原水を採水した（水温24.1及び24.5℃のケース）。

大腸菌群数については、これとは別に、槽No.2～5を使用し、上記の実験方法と同様にして原水を採水し、無ろ過のまま分析に用いた。

3 結果及び考察

(1) 砂層表面及び砂層中の原水の溶存酸素濃度

砂層表面の原水及び砂層中5cmの位置の溶存酸素濃度を隔膜電極計で測定した結果を表3に示した。砂層表面の原水の溶存酸素濃度はエアレーションと原水をかくはん羽でかくはんしているため、各槽は飽和状態ではほぼ同程度であった。砂層中の溶存酸素濃度は、粒径が小さいと低い値を示し、粒径が大きいと高い値を示した。槽No.1の酸素濃度は1mg/ℓ以下であるから嫌気状態に近い。一方、槽No.6では砂層表面と砂層中の原水の酸素濃度はほぼ同程度である。

表3 砂層表面及び砂層中の原水溶存酸素濃度 (mg/ℓ)

槽 No.	表面 (mg/ℓ)	砂層中 (mg/ℓ)
No. 1	8.23	0.90
No. 2	8.46	1.95
No. 3	7.63	1.66
No. 4	7.15	3.90
No. 5	8.19	5.63
No. 6	7.74	7.26

注1) 水温10.2℃
注2) 塩分濃度22.5

砂の粒径が小さいと低い酸素濃度になる第1の理由は、透水係数が小さいためである。槽No.1の透水係数は $2.4 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$ で最も小さく、砂層中の原水の流動はほとんどないと考えてよい。そのため、溶存酸素濃度の高い新しい原水が砂層中に入り込めない。第2の理由は、砂層中のCOD濃度が砂の粒径が小さいほど高いため、有機物を酸化分解する微生物が酸素を消費するからである。

(2) COD

COD濃度（ろ過）の経時変化と水温の関係を粒径の異なる砂の入った槽No.2, 4, 5についてそれぞれ図4, 5, 6に示した。槽No.2（図4）では、水温20.0℃の場合を除くと全体としては、ほとんどCOD濃度の変化が

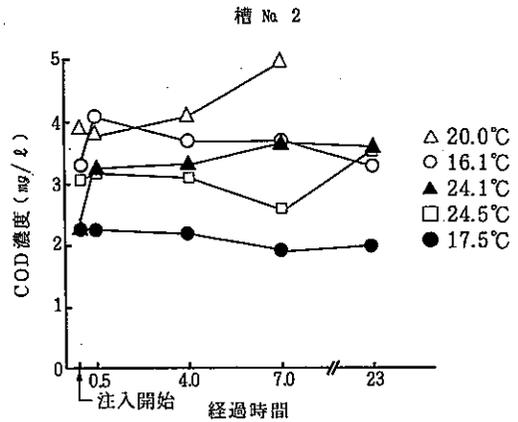


図4 COD濃度の経時変化と水温

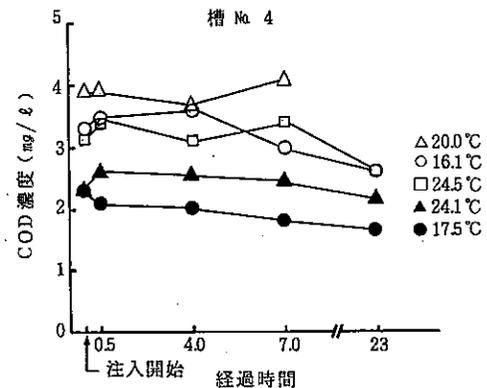


図5 COD濃度の経時変化と水温

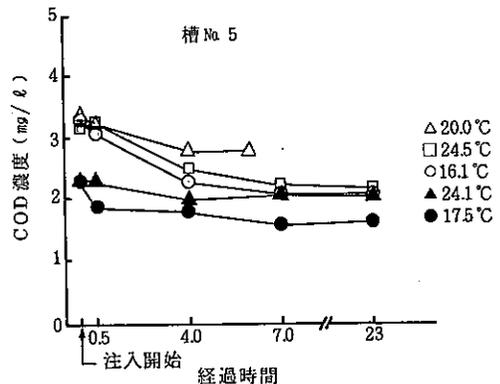


図6 COD濃度の経時変化と水温

なかった。水温20.0°Cの場合、時間の経過とともにCOD濃度が高くなっているが、実験前日に強風の吹いたことが原水の水质に何か変化を与えたかも知れない。しかし、現在のところ原因は不明である。槽No.4 (図5) では、水温20.0°Cの場合を除くと全体としてわずかではあるが、COD濃度が減少傾向にあった。また、水温20.0°Cの場合を槽No.2と比較すると4時間後までCOD濃度が減少した。その後やや増加に転じたが槽No.2におけるCOD濃度の増加よりもはるかに低かった。

実験数日前にアサリ約10kgを槽No.4に入れたが(水温24.1及び24.5°Cのケース)、特にCOD濃度への影響はなかった。槽No.5 (図6) では全てCOD濃度が時間経過とともに減少した。特に、初期濃度が高いと原水流入後4時間までは比較的大きくCOD濃度が減少したが、それ以後、減少率は低下した。

水温との関係は、この温度範囲内では特に見られず、むしろ、COD濃度の初期濃度がCOD濃度の減少率と関係するように思われる。

原水流入後から0.5時間にかけて槽No.2及びNo.4において、COD濃度が増加するケースがあることについて、それが有機物によるものかどうかを確認するため、水温16.1°Cの場合のろ液について全有機炭素すなわちTOC分析を行った結果を表4に示した。いずれもTOC濃度は原水注入時から増加していないので、COD濃度の増加の原因は無機物によるものであることが推察される。しかしながら、現在のところ、それが何に起因するものか不明である。

表4 TOC濃度(ろ過)の経時変化

槽 No.	経過時間 (h)	(mg/l)			
		0.0	3.5	6.5	23
原 水	2.5	—	—	—	—
No. 2	1.5	1.5	1.4	1.3	1.5
No. 4	1.3	1.3	1.2	1.2	1.1
No. 5	1.5	1.5	1.0	1.0	1.1

注1) 原水はサービスタンクで採水した
注2) 水温16.1°C 塩分濃度23.3

粒径によるCOD濃度低下の相違の理由について、砂の粒径が小さい槽No.2では、前述したように透水係数が 10^{-3} cm/s程度になるので、砂中に入った原水は砂層上部の原水との交換がきわめて少ないと考えられ、砂層上

部の原水は砂層表面のみに付着した好氣的有機物分解細菌に接触することとなる。一方、粒径が7mm程度になれば透水係数から、砂層中に原水が自由に入出入りすることができること、しかも好氣的であることから粒径の小さい砂よりも好氣的分解細菌の付着総面積が結果的に大きくなるためであると考ええる。

(3) 窒 素

NH₄-N濃度の経時変化と水温の関係を槽No.2, 4, 5についてそれぞれ図7, 8, 9に示した。槽No.2では、ほぼ直線的にNH₄-N濃度が減少した。槽No.4では、NH₄-N濃度が指数的に減少し、特に原水流入から0.5時間までの減少率が大きかった。0.5時間後から4時間後においてもNH₄-N濃度の減少率は槽No.2よりも大きかった。それ以後、NH₄-N濃度は1mg/l以下となり減少率も大きく低下した。なお、アサリの影響があると予想したが特に認められなかった。槽No.5では、原水流入から0.5時間までにNH₄-N濃度が大幅に減少し、1mg/l以下となった。それ以後、NH₄-N濃度が低いのでその減少率は低下し、4時間以後は0.1mg/l以下となった。なお、NH₄-Nの硝化によるNH₄-N濃度の減少と水温との関係は、この温度範囲内では特に認められなかった。

NO₃-N濃度の経時変化と水温の関係を槽No.2, 4, 5についてそれぞれ図10, 11, 12に示した。

槽No.2では、NO₃-N濃度は経過時間とともにゆるやかに増加した。槽No.4では、原水流入後0.5時間までに急速にNO₃-N濃度が増加した。それ以後、水温16.1と20.0°Cでは槽No.2と同様ゆるやかに増加したが、水温24.1と24.5°Cにおいては大きくNO₃-N濃度が増加した。この原因は実験数日前にアサリを約10kg槽No.4に入れたためと考えられる。槽No.5においては、原水流入後0.5時間できわめて大きくNO₃-N濃度が増加し、それ以後ゆるやかに増加した。

T-N濃度では、図13に槽No.2について示したように、ほとんど増加はなかった。槽No.4 (図14) では、水温16.1と20.0°CのケースについてはT-N濃度の増加はなかったが、水温24.1と24.5°CではNO₃-N濃度が高くなったため、増加した。槽No.5 (図15) では、槽No.2と同様ほとんどT-N濃度の増加はなかった。

槽No.5が、NH₄-N濃度とNO₃-N濃度について、大きく他の槽と異なるのは、すでに述べたように好氣的分解細菌の付着総面積が大きいからである。槽No.4 (ただ

し、24.5℃と24.1℃のアサリを入れたものは除く）と槽 No. 5 において、時間を経るにしたがいT-N濃度がわずか

であるが、増加しているのは附着微生物の自己消化によってNO₃-Nを生じたものである。一方、槽No. 2で23時間

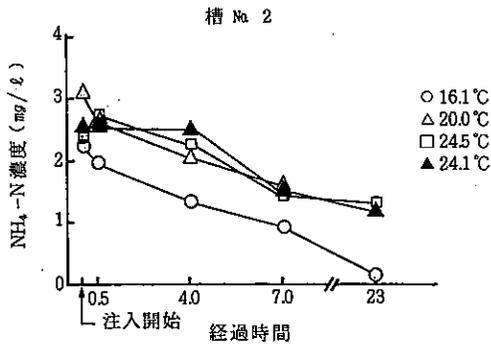


図7 NH₄-N濃度の経時変化と水温

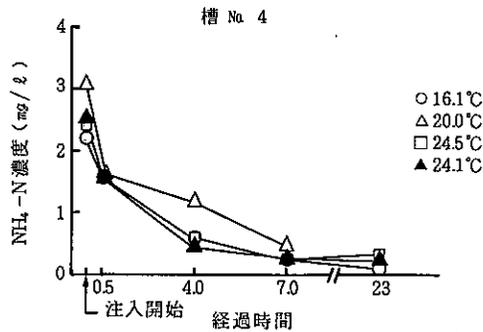


図8 NH₄-N濃度の経時変化と水温

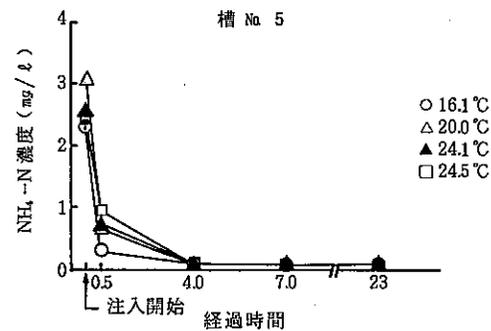


図9 NH₄-N濃度の経時変化と水温

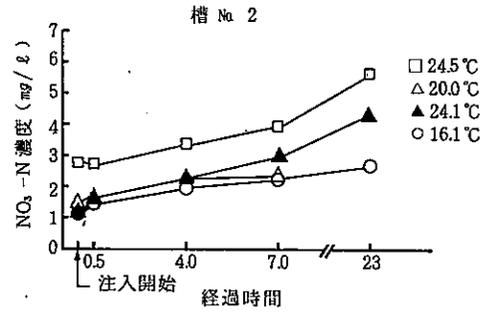


図10 NO₃-N濃度の経時変化と水温

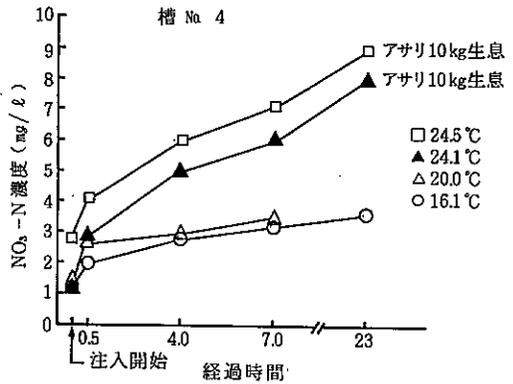


図11 NO₃-N濃度の経時変化と水温

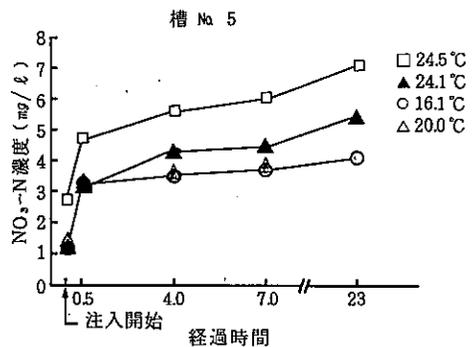


図12 NO₃-N濃度の経時変化と水温

後、T-N濃度がやや低下しているのは、NO₃-Nが脱窒菌によって脱窒したためではないかと考えられる。

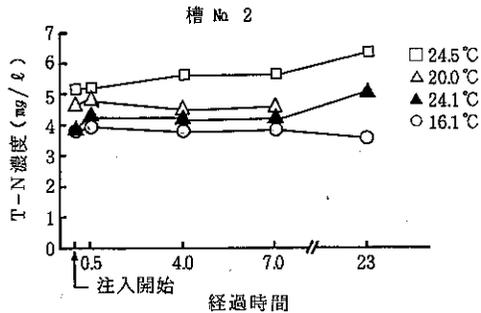


図13 T-N濃度の経時変化と水温

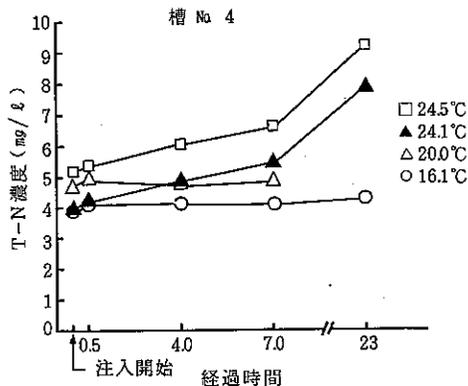


図14 T-N濃度の経時変化と水温

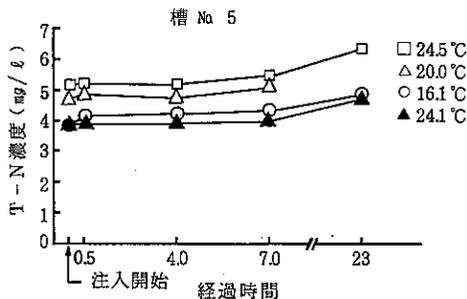


図15 T-N濃度の経時変化と水温

(4) りん

りん濃度 (PO₄-P) については、全般的に大きな変化は特になかった。1例として水温16.1°Cのケースについて全槽の調査結果を表5に示した。

表5 PO₄-P濃度 (無ろ過) の経時変化
単位 (mg/L)

槽 No.	経過時間 (h)	原水流入	0.5	4.0	7.0	23
原水		0.23	—	—	—	—
No. 1		—	0.21	0.20	0.18	0.16
No. 2		—	0.21	0.20	0.19	0.17
No. 3		—	0.20	0.19	0.18	0.16
No. 4		—	0.22	0.22	0.22	0.26
No. 5		—	0.22	0.22	0.22	0.23
No. 6		—	0.22	0.23	0.24	0.26

注1) 原水はサービスタンクで採水した
注2) 水温16.1°C 塩分濃度23.3

原水PO₄-P濃度は0.23mg/Lで通常の海水に比べかなり高い値であるが、採水地点が東京湾内湾の運河であることによる。原水流入後4時間まではとくに大きな変化はないが、粒径の小さい槽No.1~3で時間の経過とともにPO₄-P濃度の低下していることが特徴である。原因は明確ではないが、砂による吸着ではないかと考えられる。

(5) 大腸菌群数

大腸菌群数と経時変化との関係を表6に示した。試験試料採水当初の大腸菌群数は、サービスタンクで540個/100mlであった。0.5時間で槽No.4は920個/100mlで、サービスタンクの濃度よりかなり多かった。この原因については不明であるが、採水中に汚染した可能性も考え

表6 大腸菌群数の経時変化
単位 (個/100ml)

槽 No.	経過時間 (h)	原水流入	0.5	4.0	7.0	23
原水		540	—	33	27	33
No. 2		—	130	33	9	22
No. 3		—	280	130	79	49
No. 4		—	920	49	79	23
No. 5		—	49	11	17	8

注1) 原水はサービスタンクで採水した
注2) 槽No.2にはアサリ2kgが生息している
注3) 水温17.5°C 塩分濃度23.1

られる。各槽とも、No.4を除くと0.5時間ですでに大幅に減少した。これはサービスタンクから各槽に130ℓの海水が入るに30分かかるため、この間に大腸菌が死滅したためである。なかでも好氣的で生物膜の最も多い槽No.5で大腸菌群数が大きく減少していることが特徴である。時間が経過するにしたがい大腸菌群数は減少しているが、サービスタンク内でも減少しているのは、サービスタンク内壁に多量に付着した生物によって捕獲餌食されたためである。このことは、生物付着のない1ℓのビーカーにサービスタンクの海水を採水し同様に大腸菌群数を試験したところ、大腸菌群数の減少がなかったことから明らかであった。なお、槽No.2において大腸菌群数の減少とアサリの関係は特に見られなかった。

4² おわりに

これまでの検討結果から粒径の大きい砂(れき)は、水質の浄化能力の大きいことが分かった。しかし、人工海浜の水質を高めるために例えば7mm以上のれきを砂浜に用いると、アサリなどの軟体動物の生息が困難なこと、また、素足の肌触りが良くないことなどの問題点もある。他の方法として、海浜にこれらを敷き詰めるのではなく人工海浜の沖に築堤を築き海水を通過させて浄化することも考えられる。

しかしながら、水質が悪ければ、れきの周囲に大量の生物膜が付着し、やがてこれらが成長して剥離が生じるようになる。そのためかえって、周囲の水質の悪化が懸念される。それは、大量の剥離した生物膜を食物とする大型動物の生息数が十分でないのでバランスのとれた生態系が成立しないからである。水質が良好であれば、れきに付着する生物膜もごく少量で、剥離する生物膜も少ない。たとえば剥離してもそれを食物とする大型動物が生息して、全体としてバランスのとれた生態系を成立させ、水質も良好のまま維持される。

以上からこれまで得られた結果を実際に応用するためには、大型動物も十分生息できるバランスのとれた自然生態系を極めて限定した地点でも可能とする研究が必要であろう。

参 考 資 料

- 1) 木村賢史ら：人工海浜の浄化能力について(2)、葛西人工海浜及びその地先における底生動物の現況とその浄化能力の検討、東京都環境科学研究所年報1991、p.141.
- 2) 赤澤 豊ら：渚の水質浄化機能、全国公害研会誌、16, 2, p. 2 (1991).