

現地調査によるアサリ生息量と環境要因との関係の検討

—神奈川県金沢湾・平潟湾を対象として—

新保裕美*・田中昌宏**・越川義功***
柵瀬信夫****・池谷毅*****

1. はじめに

全国各地でゴミ処分場や下水処理場用地の確保のため、沿岸域特に干潟の埋め立て計画が進められているが、自然保護の観点から反対が強く深刻な社会問題となっている。こうした問題の解決策として、人工干潟によるミティゲーションが提案されているが、その造成技術に疑問が投げられ、社会的に受け入れられていないのが実状である。こうした中、「港湾における干潟との共生マニュアル」(運輸省港湾局, 1998)が発行され、人工干潟造成の指針が示されたが、今後はこれを基本に、より詳細な検討を加え、生物が長期的に多様な生態系を維持できる干潟の設計・施工技術の開発が必要である。

そこで著者らは、干潟形状・材料、水質環境など干潟が具備すべき特性を工学的な見地から明らかにし、人工干潟の設計・施工技術を開発するため、まず干潟の代表生物の一つであるアサリを対象に、その生息環境の評価・予測技術開発を進めている。こうした研究は従来生物学の分野で行われており、研究の蓄積もあるが、干潟の生物生息環境を定量的に評価し、設計に結びつけるまでには至っていない。本研究では、アサリが生息する干潟の設計・造成の観点から、水深、底質、水質などの基本的環境要因とアサリ生息量との関係を明らかにすることを目的に現地調査を行った。さらにアサリの生息に適した環境が海域全体の中でどのような点に位置しているのかを明らかにするため、流れと水質のシミュレーションを行い、考察を加えた。

2. 金沢八景海域の概要と既存の調査・研究

本研究では、図-1に示す神奈川県横浜市南部に位置する金沢八景海域を調査対象海域とした。金沢湾には隣接する場所に天然の前浜干潟(野島海岸)と人工海浜が存在し、また、さらに奥に位置する平潟湾内にも干潟が点在している。平潟湾には河川が3本流入し、金沢湾に



図-1 調査地点とアサリ(殻長2cm未満)個体数分布

は二本の水路のみで通じているため、閉鎖性が強く富栄養化しやすくなっている。これらの干潟には砂泥干潟の代表的な底生生物のひとつであるアサリが多数生息しており、潮干狩り場を提供している。このようにこの海域では、アサリが幾つかの環境の異なる干潟で生息しているため、アサリの生息量と環境要因との関係を調べるのに適した海域である。

本海域のアサリの分布状況については、まず横浜市(1997)が人工海浜完成後、アサリなどの大型底生生物・水質・底質の追跡調査を行っている。1997年10月の調査のアサリ分布では、潮間帯を中心に概ね水深3mまで生息しているが、在来底質となる5m以深では生息していない。在来底質は養浜砂よりも泥分率、強熱減量、硫化物濃度が高いため、5m以深にアサリが生息していないのが、底質の影響であるのか水深変化に伴う他の要因の影響であるのかは明らかでない。また、平潟湾を中心とした潮間帯を対象に、1996年より越川ら(1998)が底質・水質とアサリの分布を調査しており、酸化還元電位とアサリ生息量とが密接に関連していることを指摘した。

この海域の流れ場の特性については、1996年の成層の発達する夏季の大潮時と1997年の成層が弱まる秋に稲垣ら(1997, 1998)が ADCP を用いて流速の平面的な鉛直プロファイルを計測している。このとき金沢湾口では南下流が観測され、夏季には表層で八景島の周囲に明確

* 正会員 鹿島技術研究所
** 正会員 工博 鹿島技術研究所 主任研究員
*** 正会員 鹿島技術研究所
**** 正会員 農博 鹿島技術研究所 主管研究員
***** 正会員 工博 鹿島技術研究所 水域環境グループ長

な時計周りの還流が形成されていた。

3. 現地調査

金沢八景海域に分布する複数の環境の異なる干潟を同時に調査することにより、アサリ生息環境と生息量との関係をより明らかにすることができるものと考えた。そこで、これらの干潟を対象に、底質、水質およびアサリを中心とした底生生物量の調査を行った。

3.1 調査方法

調査時期は1998年10月(秋季)と1999年2月、3月(冬季)とした。これは産卵によって個体数が最大となる春秋と、波浪や水温低下などにより減耗して最小個体数となると考えられる冬の状況を捉えるためである。

調査地点を図-1中に示す。調査は、各地点において底質を採取し、表-1に示す底生生物と底質の項目の分析を行った。底生生物分析用には、深さ10cmの25cm正方形枠を底質に挿入し、その中の底質を採取した。それに含まれる生物を同定し、種毎に計数・計量した。底質のクロロフィル量、フェオフィチン量は底質の表層を採取し分析した。底質の粒度分布、強熱減量、含水比は表層から深さ10cmまでを分析した。底質の酸化還元電位は現地で酸化還元電位計を深さ3cmの位置に差し込んで計測した。水温・塩分は潮間帯の調査地点では汀線付近で計測した。水深2m以深の調査地点においてはクロロテックを用いて水温・塩分・クロロフィル量・濁度・照度・pHの鉛直プロファイルを計測した。

3.2 結果および考察

図-1中に、アサリ個体数を棒グラフで示す。ここでは、潮干狩りなどの影響を極力小さくするため、アサリは2cm未満の個体数を示した。平面的にみると、野島海岸では干潟中央部よりも防波堤近くで、人工海浜では北端に突き出した半島などの背後で個体数が多いことがわかる。これは潮目や渦流を発生させる地形ではアサリ幼生着底量が増大する(全国沿岸漁業振興開発協会, 1997)との知見と一致している。また、人工海浜では水深約3mまで、野島海岸では水深2mまでアサリが生息しており、水深1m以浅の潮間帯で個体数が多かった。

図-2に干出時間(大潮差で正弦波と仮定して算定)とアサリ個体数(殻長2cm未満)との関係を示す。干出時間約4.3時間以下の地盤高でアサリ個体数が多く、6時間以上干出する地盤高ではほとんど生息していない。なお、6時間以上干出する地盤高の中央粒径は概ね0.85mmで6時間未満の低地盤域に比べて大きい。倉茂(1957)の現地実験によると、3~5時間の干出時間の範囲では、アサリの生育に差がなかった。また、飼育実験では、干出時も湿潤な状態の細砂を敷いた状態においては干出時間が0~15時間の範囲で生育に差がみられて

表-1 調査・分析項目

調査項目	分析項目
底生生物	個体数, 重量
底質	粒度分布, 強熱減量, 含水化, 酸化還元電位, クロロフィル 量, フェオフィチン量
水質	水温, 塩分, クロロフィル量, 濁度, 照度, pH(冬のみ)

いない。これらの知見と調査結果を勘案すると、金沢八景海域においては流れ・波条件から地盤高6時間以上の場所では保水力の小さい底質となることが、アサリが生息できないひとつの要因であると考えられる。ただし、地温の影響など他の要因も併せて検討する必要がある。

次に底質材料を決める上で重要である底質特性とアサリ生息量との関係を調べた。図-3~図-5にアサリ個体数(殻長2cm未満)と各底質項目との関係を示す。図-3より、中央粒径が0.1~0.4mmの範囲で、図-4より、酸化還元電位は約-300~300mV(計測した全電位範囲)で生息している。最も個体数が多かった計測点(八景島の西浜)では、秋季に約-85mV、冬季に約+127mVであった。底質が還元状態でアサリの生息量が多いのは平潟湾内の鷹取川河口の調査点と八景島西浜の調査点であった。これらの場所の共通点は、カキ殻や転石が多い点であり、中央粒径は0.14~0.28mm、 D_{10} は0.0026~0.025mmであった。高橋ら(1986)が飼育実験により調べた中央粒径0.062mm, 0.07mm, 0.25mmの底質におけるアサリの生残率は、0.07mm, 0.25mmでは高かったが、0.062mmでは低かった。本調査における中央粒径の生息限界とこの知見での生息限界とは厳密には一致していないが、中央粒径0.25mm以下では粒径が小さくなるほど生息量が減少する現象は一致していた。また、高橋ら(1986)は、中央粒径0.07mmの底質を用いた酸化還元状態におけるアサリの生残率と浮泥と生残率との関係より、生残限界は-130~-150mVであり、還元浮泥が泥地において制限要因になることを指摘している。本調査においては-300mVの還元状態でもアサリは生息していたが、この原因については、その他の要因との関係も併せて今後詳細に検討する必要がある。

図-5に示す泥分率(泥分:0.075mm未満の粒径)を見ると、概ね35%以下に生息している。また、含水比が概ね45%以下、強熱減量が8%以下で生息し、泥分、含水比、強熱減量ともに水深が深くなるほど高くなっていた。倉茂(1957)は、泥分が50%以上の場合でも生息可能であると述べている。したがって、金沢八景海域において泥分50%前後でアサリが生息していないのは、水深変化に伴う他の要因によるものと考えられる。

なお、その他の測定項目については、クロロフィル量は概ね50µg/Dryg以下、フェオフィチン量は概ね950µ

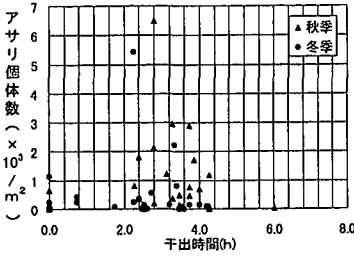


図-2 干出時間とアサリ個体数との関係

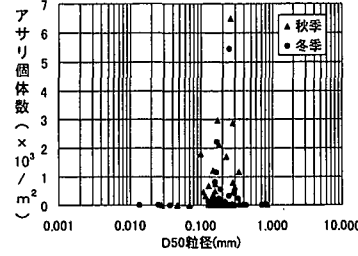


図-3 中央粒径とアサリ個体数との関係

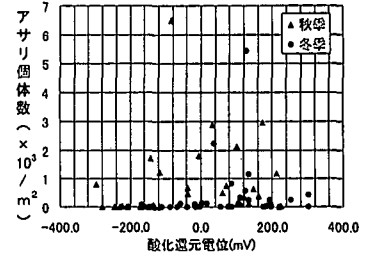


図-4 酸化還元電位とアサリ個体数との関係

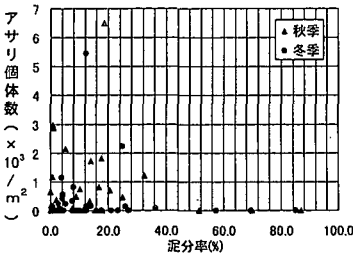


図-5 泥分率とアサリ個体数との関係

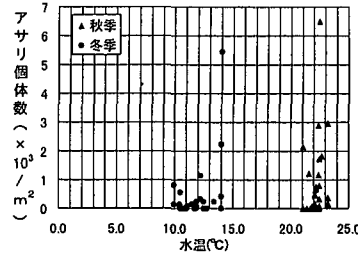


図-6 水温とアサリ個体数との関係

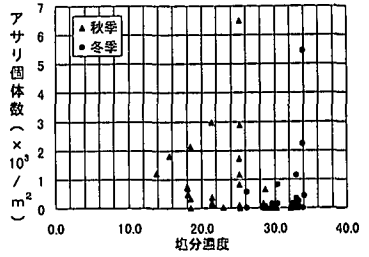


図-7 塩分とアサリ個体数との関係

g/Dryg 以下に生息していた。

最後に水質環境を決める上で重要である水質特性とアサリ生息量との関係を調べた。

アサリは水温が10~30°Cの範囲で成長が可能であり、その範囲内で水温が高いほど成長速度が速くなり、また20~25°Cで酸素消費量や鰓の繊毛運動が最も活発となると指摘されている(全国沿岸漁業振興開発協会, 1997)。図-6に本調査により得られた水温とアサリ個体数との関係を示す。秋の調査では21~23°C、冬は10~14°Cの範囲にあり、秋については水温はアサリの生息環境の支配要因にはなっていないと考えられる。そこで冬についてみると、他の環境要因の影響もあるので明確ではないが、概ね水温と個体数に正の相関がみられる。

図-7にアサリ個体数(殻長2cm未満)と塩分との関係を示す。塩分も水温と同様、秋と冬ではその範囲が異なっており、秋は14~32、冬は26~34でデータがとられている。アサリの生息環境としての塩分も低い方が問題であり、浮遊幼生は塩分15以下では変態せず、20では水温によっては成長が悪化することがあるため、安定した変態を期待するには25以上の塩分が望ましい(全国沿岸漁業振興開発協会, 1997)とされている。そこで、塩分が低い領域にある秋のデータを見ると、これも他の要因が影響するので明確ではないが、全体的に塩分と個体数に正の相関がみられ、塩分が10~20の間に生息限界があるようである。

アサリの生息環境として水温・塩分をみるためには、より長期的な検討をする必要があるが、今回の調査からも、水温・塩分の低い領域で、既往の研究で示された生

息限界との対応がみられた。

3.3 まとめ

金沢八景海域における調査によってわかった主な点は以下の通りである。

- ① 水深と中央粒径とは負の相関、水深と泥分率・強熱減量には正の相関がみられた。
- ② アサリ生息量は潮間帯に多く、特に平均大潮時に干出時間4.3時間以下の地盤高に個体数が多く、6時間干出する地盤高ではほとんど生息していなかった。
- ③ アサリは底質の中央粒径0.1~0.4 mmの範囲に生息していた。
- ④ 水温・塩分の低い領域で、既往の研究で示されたアサリ生息限界との対応がみられた。

4. 数値計算

以上の様に現地調査によりアサリの生息量と生息環境の関係が部分的に明らかとなった。しかし現地計測は時間的・空間的には点情報であり、たとえばアサリの生息量が多い点が、海域全体の環境の中でどのような点に位置しているのかわかりにくい。そこで、ここではまず流れと水質についてシミュレーションを行い、この海域の物理および水質環境の全体的な特性を調べ、アサリの生息量との関係を考察する。

4.1 数値計算モデルおよび計算条件

計算は、オランダ・デルフト水理研究所の沿岸海域シミュレーションシステム DELFT 3Dの中から流動モデル DELFT 3D-FLOW (Delft Hydraulics, 1998a) と水

質モデル Delft 3 D-WAQ (Delft Hydraulics, 1998b) を用いた。

計算は四季の流動および水質の平均的な場を再現する事を目的に条件を設定した。稲垣ら (1997, 1998) から金沢湾は東京湾の影響を強く受けると共に、密度成層および風の状況によって流動・水質が変化することが指摘されている。そこで、東京湾の影響は南下流を与え、密度成層の状況は河川流量と東京湾の成層の状況に支配されると考え、密度は塩分のみ関数として、河川流入流量と東京湾に面する開境界での塩分条件を季節ごとに変えた。さらに各季節の代表的な風を与えた計算も行った。流れと水質の計算条件を表-2 に示す。なお、計算格子は稲垣ら (1996) と同じものを用い、鉛直方向は 10 層とし、計算時間は塩分が定常に達するまで (10 日間) とした。水質計算は田中・稲垣 (1997) が東京湾を対象に構築した生態系モデルを用い、夏と冬の再現を試みた。

表-2 計算条件

境界条件	潮汐	振幅 0.6 m, 12 時間周期
	平均流	東京湾における南下流 0.1 m/s
	塩分濃度	各季節毎に上下層で設定 (「神奈川県水質調査年表 (1993~1996)」による)
淡水流入	栄養塩	
		10ヶ所 (合計: 春 0.60 ton/s, 夏 0.94 ton/s, 秋 0.53 ton/s, 冬 0.25 ton/s) (「平潟湾水質改善等検討委員会 (1997)」, 神奈川県水質調査年表 (1993~1996)」による) 塩分濃度ゼロ
拡散係数	水平方向	0.5 m ² /s 一定
	鉛直方向	k-ε 乱流モデル
時間刻み		30 秒
風	夏	①なし, ②風向: 南南西, 風速: 4.1 m/s, 吹送時間: 12 時間 (気象庁「SDP-横浜の地上気象観測データ」による)
	冬	①なし, ②風向: 北, 風速: 3.9 m/s, 吹送時間: 12 時間
栄養塩負荷		「平潟湾水質改善等検討委員会 (1997)」による

4.2 結果および考察

(1) 成層期 (春~秋) の流動および水質環境

本海域は春から秋にかけては主に塩分に支配された密度成層が発達し、流動および水質環境を特徴づけている。この海域では、平潟湾に流入する淡水と東京湾との塩分差によるエスチャリー循環により、表層流出、中・底層流入となっている (稲垣ら, 1996)。図-8 に中層 (第 5 層) の残差流を示す。中層では金沢湾において時計回りの還流が形成されており、さらに八景島を回る流れも形成されている。これは稲垣ら (1997) の観測結果と一致しており、東京湾の南下流によって形成されているものと考えられる。さらに野島海岸には一対の還流が見られ、また平潟湾にも水路からの流れの急拡によって発生したと考えられる還流が見られる。

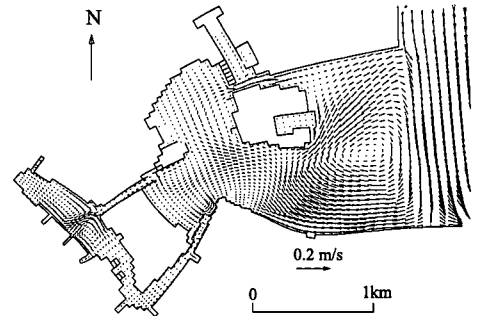


図-8 成層期の残差流の計算結果 (夏: 中層: 5 層)

こうした残差流系は水質環境を考える上で重要であるばかりでなく、アサリ幼生の浮遊・着底を考える上で極めて重要である。アサリは東京湾では春と秋に産卵する事が知られており、本海域でも上記した成層層の残差流に乗って浮遊・着底が特性付けられるものと考えられる。そこで、図-1 に示す個体数分布と図-8 の残差流の対応をみると、まず、人工海浜側で個体数の多い半島のつけ根と対岸の西浜は八景島を回る還流の淀み域であり、また野島海岸の防波堤突端近くの点は還流の中心に近くっており、いずれもアサリ幼生の集積しやすい場所と考えられる。

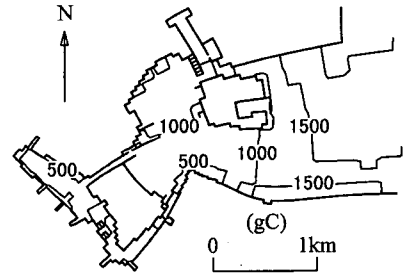


図-9 海底に堆積したプランクトンの分布 (夏)

一方水質計算結果については、公共用水域データおよび著者らのグループのこれまでの観測データと比較し、夏場の平均的な水質が再現された事を確認した。一般的な特性としては、平潟湾で内部生産が活発で有機物濃度が高く、金沢湾では八景島を回る還流の影響によって人工海浜前面の有機物量が相対的に高くなっている。図-9

に海底に堆積した植物プランクトンの分布を示す。これをみると人工海浜前面で高くなっており、有機物が堆積しやすい場所である事がわかる。3章で示したように、人工海浜の北岸およびその対岸の西浜では秋でも底泥が還元状態にあり、これはこうした特性によっているものと考えられる。

(2) 非成層期 (冬) の流動および水質環境

稲垣ら (1998) の観測によると、非成層期も東京湾の南下流に影響されるものの、金沢湾の還流の大きさは小さくなり、八景島を回る流れは弱くなっていた。流動計算ではこうした特性が概ね再現されたが、水質について

は平潟湾の水質が再現できなかった。神奈川県水質調査年表(1993~1996)によると、冬季には金沢湾口ではクロロフィルa濃度が上層で 5.4 mg/m^3 (平均値)であり、平潟湾内では 0.7 mg/m^3 (平均値)である。これによれば、平潟湾内の上層の植物プランクトン濃度は冬季には非常に低く、金沢湾口の8分の1程であったといえる。

本海域の流入負荷量は年間を通じてあまり変化がないと考えられ、この植物プランクトン濃度差をモデルパラメータの温度などの影響によってだけでは再現できなかった。いずれにせよ、平潟湾は冬季はアサリの餌である植物プランクトン濃度が極めて低い状態にあり、餌の供給は東京湾からの輸送に依存しているものと考えられる。柿野ら(1995)は、東京湾盤洲干潟における冬季のアサリへの死要因のひとつに植物プランクトン現存量が 3 mg/m^3 以下の状態が5ヶ月以上続いた地点ではアサリの肥満度、潜砂能力、生残率が低下していることを指摘している。この知見と水質データを勘案すると、平潟湾内では冬季には植物プランクトン量の低下により生残率が低下している可能性があると思われる。実際に冬季のアサリ個体数は、平潟湾内において秋季に比べて小さい。したがって、冬季のアサリの環境を考える上で、東京湾からの餌の供給状況が重要であると考えられる。

そこで、この点を計算結果から考察する。図-10に冬の上げ潮時の底層の流れを示す。これを見ると、人工海浜側は八景島を回る環流によって東京湾からの餌が常に供給されていると考えられる。一方、野島海岸では干潟中央部よりも平潟湾に通じる水路近くの流れが速い点で個体数が多くなっている。平潟湾内の個体数の分布と流れの関係は明確でないが、東京湾からの餌の供給が生息環境を決める上で重要とすれば、溺筋などの微地形との関連を考慮した検討も必要であると考えられる。

また、夏季に海の公園や八景島西浜ではアサリの餌となる有機物の堆積量が多く(図-9参照)、これは冬季も共通していた。アサリの個体数は、八景島の西浜では冬季の生残率が特に高いが、餌量が比較的豊富であることがその要因のひとつであると思われる。

5. おわりに

神奈川県金沢八景海域を対象に、アサリ生息量と環境要因の現地調査および流れと水質の数値計算を行った。その結果、現地調査により底質・水質とアサリ生息量との関係が求められた。また、数値計算により、春~秋に流れの特性からアサリ幼生の集積しやすい場所とアサリ生息量が多い地点が一致すること、冬季のアサリの餌供給量がアサリの生残に影響していることが示唆された。

今後は、本研究を基にアサリの生息地としての環境価

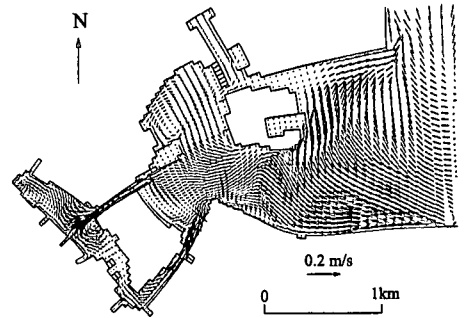


図-10 冬季の上げ潮時の流速ベクトル(底層)

値を数値化するシステムを構築する予定である。その際、さらに波の影響など本研究では考慮していない検討も追加していく計画である。さらにこうした評価システムを用いて、生物の環境を考慮した干潟の設計・施工技術を開発していきたいと考えている。

参考文献

- 稲垣 聡・新保裕美・林 文慶・田中昌宏・棚瀬信夫(1996): 密度成層を形成する閉鎖性湾の流動及び水質の特性, 海岸工学論文集, 第43巻, pp. 1096-1100.
- 稲垣 聡・田中昌宏・秋山真吾・棚瀬信夫・林 文慶(1997): 閉鎖性海域の流動・密度構造に関する現地観測—神奈川県金沢八景海域を対象として—, 海岸工学論文集, 第44巻, pp. 376-380.
- 稲垣 聡・田中昌宏・秋山真吾・棚瀬信夫・越川義功・林 文慶(1998): 金沢八景海域における海水の流れと密度に関する現地観測, 鹿島技術研究所年報, 第46号, pp. 79-84.
- 運輸省港湾局・エコポート(海域)技術WG・(財)港湾空間高度化センター(1998): 港湾における干潟との共生マニュアル, p. 138.
- 神奈川県(1993-1996): 神奈川県水質調査年表.
- 柿野 純・古畑和哉・長谷川健一(1995): 東京湾盤洲干潟における冬季のアサリのへい死要因について, 水産工学, Vol. 32, No. 1, pp. 2-32.
- 倉茂英次郎(1957): アサリの生態研究, 特に環境要素について, 水産学集成, pp. 611-655.
- 越川義功・萩原清司・棚瀬信夫・田中昌宏(1998): 横浜平潟湾における環境と二枚貝現存量の変動, 日本水産学会平成10年度秋季大会, 講演要旨.
- (社)全国沿岸漁業振興開発協会(1997): 増殖場造成計画指針—ヒラメ・アサリ編—(平成8年度版), p. 304.
- 高橋清孝・佐藤陽一・渡辺 競(1986): アサリの生存限界に関する実験的検討, 宮城県水産試験場研究報告, 11, pp. 44-58.
- 田中昌宏・稲垣 聡(1997): 生態系モデルを用いた東京湾夏季の水質シミュレーション, 海洋開発論文集, 第13巻, pp. 261-266.
- 平潟湾水質改善等検討委員会(1997): 平潟湾水質改善等検討委員会報告書, p. 78.
- 横浜市(1997): 海の公園干潟底質・底生生物調査報告書, p. 25.
- Delft Hydraulics(1998a): DELFT 3D-FLOW, A simulation program for hydrodynamic flows and transport in 2 and 3 dimensions; release 3.00.
- Delft Hydraulics(1998b): DELFT 3D-WAQ, Delft water quality Model, Technical ref. and User's manual, release 4.30.