

水工学シリーズ 04-B-6

干潟域環境と底生珪藻

北海道大学大学院水産科学研究科 教授

門 谷 茂

土木学会
水工学委員会・海岸工学委員会
2004年7月

干潟域環境と底生珪藻

Benthic diatoms and tidal flat systems

門谷 茂

Shigeru MONTANI

1 はじめに

波静かな内湾に分布する干潟域は、豊かな生物群集の生息地であるばかりでなく、様々な生物の産卵場あるいは保育場として機能しており、内湾生態系の維持・保全に極めて重要な役割を果たしている。また、内湾域の水質保全の観点から見ると、干潟域は、現在もまだ大きな社会問題ともなっている赤潮等、富栄養化現象を引き起こす原因である汚濁物質を沈降・分解・固定する高い能力を有しており、これにより内湾域の水質浄化に大きく貢献している。しかしながら、内湾域とりわけ瀬戸内海のような閉鎖性の強い海域では、埋め立て等により高い浄化能力を有する干潟などが年々消滅・減少し、海域が本来有している自浄能力が失われてきている。干潟のもつ機能的役割は良く知られているが、残念ながらその定量的評価は、様々な観測上の隘路もあり、殆ど無いのが現状である。このことから、干潟の海洋生態系における役割の定量的評価が切に求められている。

環境庁の全国自然環境保全基礎調査によると、瀬戸内海における干潟面積の最近 23 年間の変化は、瀬戸内海全域で 1977 年時点では、11,557ha の干潟が存在していたが、1990 年当時に現存していたのは 10,813ha で、その間に 744ha が消滅し、全体としての消滅率は 6.4%とされている。個別の水域別の変化をみると、別府湾で、281ha が消滅（消失率 40%）、備後灘で 124ha（消失率 13.7%）、周防灘西部で 85ha（消失率 1.3%）、紀伊水道西部で 70ha（消失率 36.8%）、備讃瀬戸西部で 69ha（消失率 13.9%）などが消失面積の大きいところである。消滅率の 6.4%だけを見ると、瀬戸内海の干潟の埋め立て、干拓はほぼ鎮静化しているといえる。しかし、近代化以前には瀬戸内海の干潟、あるいは青松白砂の砂浜の面積はこの 2 倍以上あった。干潟の消滅は、藻場の衰退とも相まって瀬戸内海の生態系全体の脆弱化を引き起こしている（門谷,1996）。

干潟域に限らず、海洋における生物生産の規模を規定する要因は、光と栄養塩である。栄養塩の供給速度・供給量は最も大きな規定要因であるが、干潟は他の海域に比べてこの面では大きなアドバンテージを持っていると考えられる。また、栄養塩の利用効率も大きな要因であるが、その条件として光量が上げられる。これについても、干潟は干出を繰り返す特性を持っていることから、水柱での生産より有利であるといえる。また、利用効率は栄養塩の組成比や微量元素の供給量などにも

左右されるが、この点でも干潟は優れている。

我々の研究室では、干潟域およびそれに続く沖合い域における物質循環過程を定量的に明らかにすることを目的として、瀬戸内海の高松市の東部に開口する4つの中小河川の河口域に広がる干潟域を調査対象とし、これまで10年以上に渡って定量的に調査研究を行っている。また、その調査対象は栄養塩類や懸濁物の動態(Montani et al., 1998, Magni et al., 2000b)や、底生珪藻の基礎生産過程(Magni & Montani, 1997; 門谷, 1999; Montani et al., 2000, Magni et al., 2000c, Montani et al., 2003))だけではなく、底生動物群集の動態やその物質循環系に与える影響の評価(Magni & Montani, 1998; Magni et al., 2000a)、あるいは河川から運ばれてきた物質が、干潟およびその沖合いにどの様に輸送されるのか(Montani et al., 1998; Magni & Montani, 2000; Magni et al., 2000b)など、極めて多岐に渡っている。さらに、昨年度(2003年)より北海道浜中町の火散布沼干潟において、同様の総合調査を毎月1回実施している。本稿では、これらの調査研究で明らかになったことを中心に、干潟域の底生珪藻を中心とした基礎生産過程とそれを取り巻く干潟環境の関係について議論する。

2 調査海域及び試料採取法

調査は瀬戸内海・備讃瀬戸に面した、高松市の春日川・新川の河口干潟域で行った(図1)。調査域の平均潮位差は約2mであり、平均海面の+70cmで干出する。この河口干潟域に陸側から海側へ計5点の観測定点を設け、1993年6月より毎月1回、干潮時に試料採取を行う

ている。さらに、このトランセクトの沖合に3点の観測定点を設置し、干潟域での観測に合わせて適宜調査を行っている。

観測項目は、一般の海洋観測項目に加えて有機態炭素・窒素、リンやクロロフィルaなどの分析を行った。同時に、マクロベントス群集のサンプリングを、干潟域では10cm四方のコードラート法で、海域では20cm四方のエクマンバージ採泥器を用いて行った。なお、メイオベントス群集については1998年度より開始しており、まだ十分に解析できていない。

化学分析用の堆積物試料は、プラスチック製の柱状採泥器(φ30mm)を用い、サンプリング誤差をできるだけ排除するために、1定点でランダムに約10個の試料を採取した。これを0~0.5cm、0.5~2cmに分割した後実験室に持ち帰り、水分含量、光合成色素量(Chla)と間隙水中の栄養塩を測定した。また、水分含量や間隙水中の栄養塩についても定法により実施した。

3 干潟域における基礎生産量の推定法

底生珪藻を中心とする干潟域における基礎生産量の推定には、図2に示したような様々な因子の抽出と定量化が必要であるが、まず第一に優占する底生微細藻の単離および純粋培養が必要不可欠である。ここでは、詳述しないが現在までに6種類ほどの底生珪藻を単離培養している。この単離培養した珪藻を使用して、溶存酸素

法で光合成能力を測定する方法を開発した (Montani et al., 2003)。

先に算出した現場の堆積物表層の Chla 量の現存量と鉛直分布の結果と物理環境データ、温度、光強度別の基礎生産速度の結果から、干潟表層の基礎生産量を算出した。

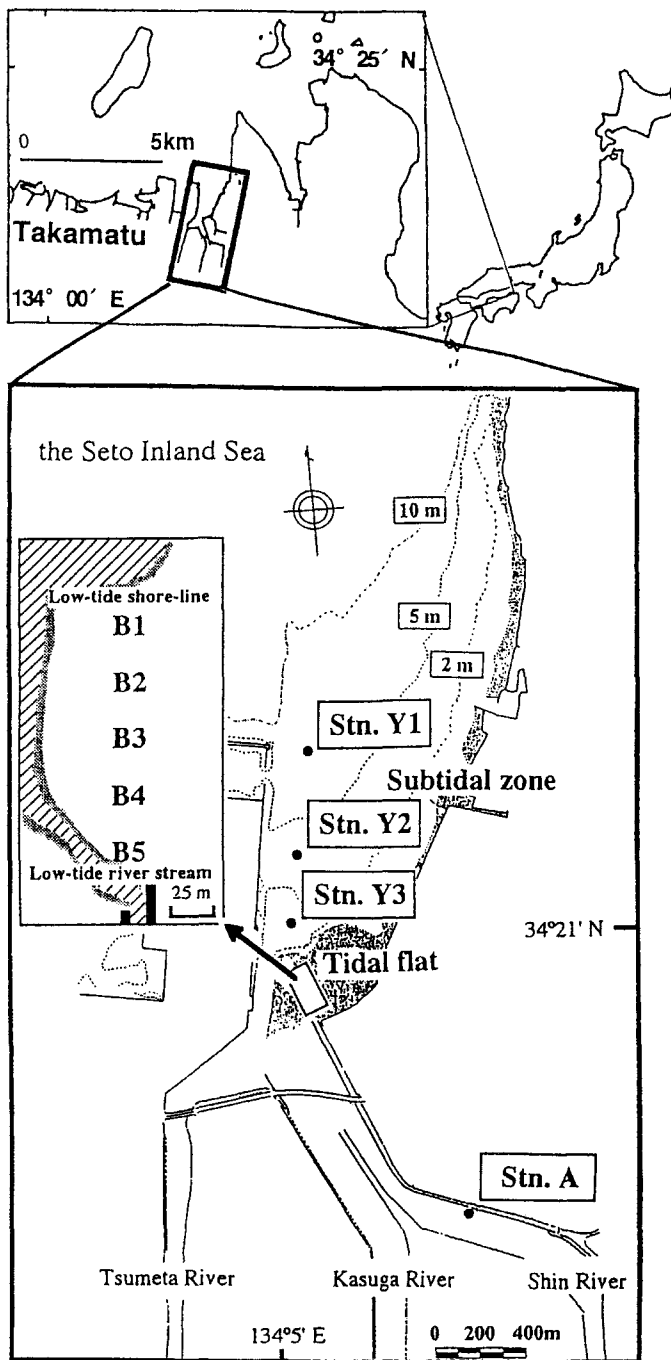


図1 観測定点

算出には1月当たり大潮、中潮、小潮の3日を選び、それぞれの日の基礎生産量を算出し、3日間の平均をその月の平均基礎生産量とした。1日の基礎生産量は次のようにして求めた。まず、温度変化による基礎生産速度増減率と月平均気温から、その月の温度による基礎生産速度増減率を算出した。そして、日照時間内の最満潮位と最干潮位の値から日照時間内の平均水深を求め、日射量の月平均値に海水中の光減少率（杉森ら,1984）と、堆積物中の光減少率を乗じて堆積物中に届く光の量を算出した。これを光強度と基礎生産速度の関係式に当てはめ、算出した温度による基礎生産速度増減率を乗じて基礎生産速度を求めた。これらを堆積物中の Chla 減少率の式より求めた Chla 濃度の鉛直分布（1mm までは0.2mm 毎、1mm 以深は1mm

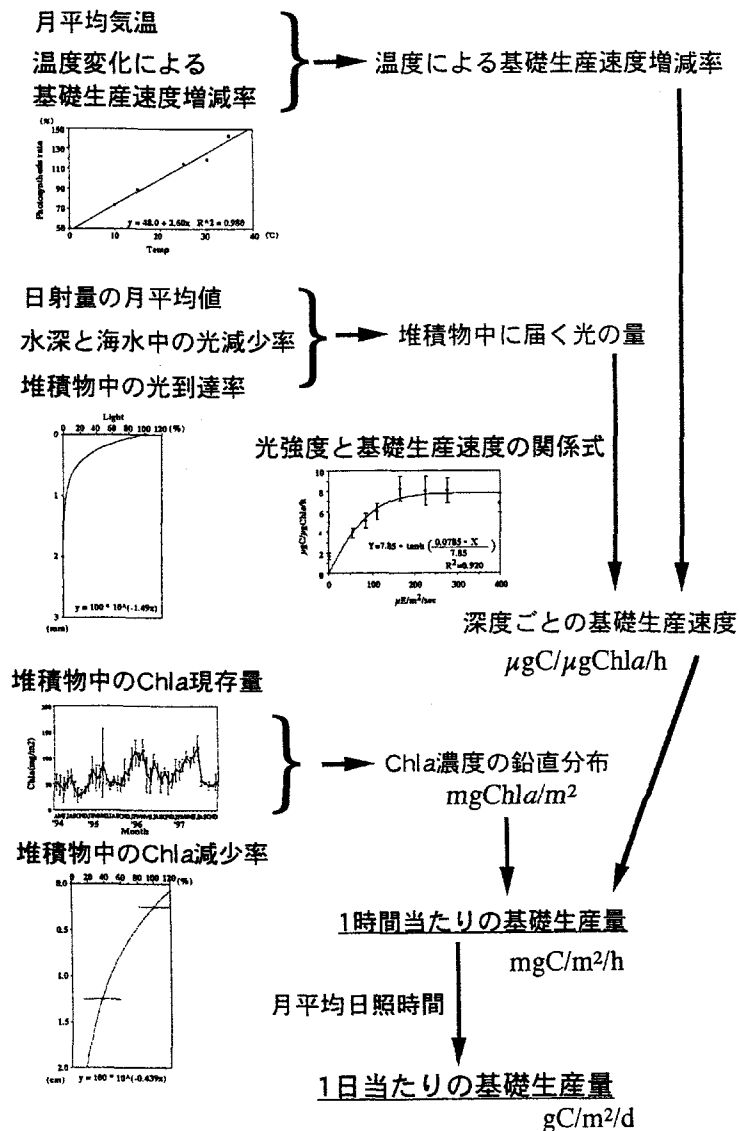


図2 基礎生産量推定法

毎に Chla 量を算出)に乗じることによって時間当たりの基礎生産量を求め、月平均日照時間に乗じて1日当たりの基礎生産量を算出した。

干潟堆積物表層の Chla 現存量 (図3) をみると、27.8~120.2mg/m² の範囲で変動し、干潟において底生珪藻は年間を通じて存在することがわかった。これまで世界各地では、94~564mg/m² (Moss&Round,1967)、20~100mg/m² (Colijn&Dijkema,1981)、33~184mg/m² (Colijn&de Jonge,1984)、50~330mg/m² (Gould&Gallagher, 1990)、28.6~247.0mg/m² (de Jonge&Colijn,1994) 等の値が報告されている。

日本では、環境庁により、兵庫県甲子園干潟で 4.6~9.4ug/g、兵庫県新舞子干潟で 0.23~2.2ug/g、岡山県高洲干潟で 1.2~4.3ug/g、岡山県勇崎干潟で 0.4~1.6ug/g、香川県園ノ洲干潟で 0.02~2.6ug/g、香川県曾保干潟では 0.23~1.3ug/g の値が報告されている。さらに、年平均値では山口県大海湾の潮間帯の 25.48mgChla/m² (松尾,1988)、愛知県三河湾一色干潟で平均 44.6mgChla/m² (高野,1988) が報告されている。よって、本研究での調査干潟はこれまでの報告の中では、平均的な Chla 現存量を持つと言える。

さらに、1996年1月~2月にかけて、夏よりも大きな値が観測されたことから(1996年1月:98.5mg/m²、2月:111mg/m²、8月:74.2mg/m²) 冬季でも底生珪藻のブルームが起こることが示唆された。これは本研究で調査した干潟だけでなく、他の研究でも同様の報告がある (Colijn&dejkema,1981)。栄養塩量の豊富な干潟において、底生珪藻の増殖に影響するものは光と温度であるといえる。冬期は日射量が減少し気温が低くなるが、底生珪藻を食べる底生生物 (アサリ、ゴカイなど) の生物量が減少し、さらに温度が下がることによって底生生物の生物活性が下がり、捕食されにくくなることが、冬期に底生珪藻の現存量が大きくなる理由の1つであると考えられる(Magni & Montani,1998)。

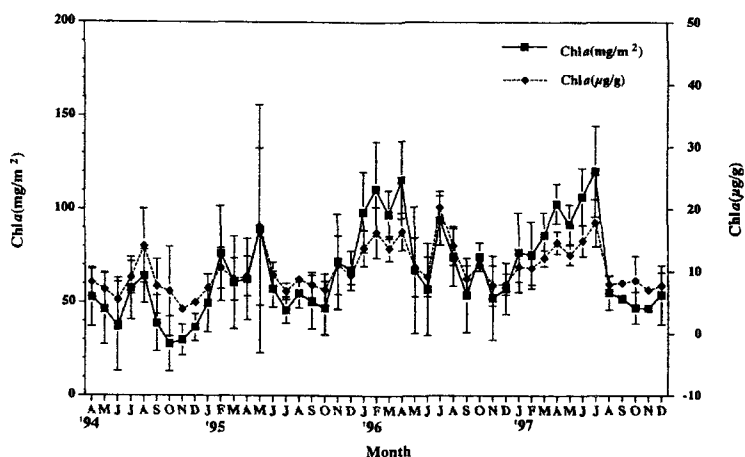


図3 干潟表層 (0~0.5cm) における Chl a 現存量の時系列変化 (全観測定点の平均値: バーは標準偏差)

4 基礎生産量の季節変動

干潟の基礎生産量は、春から夏にかけて多く、10月～1月の秋から冬の間は少なかった（図4）。これは *Chla* 現存量の季節変動と対応しているが、*Chla* 現存量のピークがみられた1月、2月ではそれほど基礎生産量は多くなかった。これは低い気温と少ない日射量によるものと思われる。また、基礎生産量は日射量の変動と一致していた。よって干潟の基礎生産量は温度よりも光に依存しているといえる。

本研究で得られた干潟の基礎生産量は $43.5\text{mgC}/\text{m}^2/\text{hr} \sim 274\text{mgC}/\text{m}^2/\text{hr}$ と変動し、平均値は $117 \pm 50.2\text{mgC}/\text{m}^2/\text{hr}$ であった（Fig.4）。また、1日の基礎生産量は $0.432\text{gC}/\text{m}^2/\text{d} \sim 3.83\text{gC}/\text{m}^2/\text{d}$ と変動し、平均で $1.5 \pm 0.8\text{gC}/\text{m}^2/\text{d}$ であった（図4）。

アメリカ、ジョージア州の干潟でウィンクラー法及び C^{14} 法で測定された基礎生産量は夏季で $20 \sim 30\text{mgC}/\text{hr}/\text{m}^2$ 、冬季で $150\text{mgC}/\text{hr}/\text{m}^2$ であった（Pomeroy, 1959）。また、オランダのエムス川河口において ^{14}C 法で測定された基礎生産量は $1 \sim 120\text{mgC}/\text{hr}/\text{m}^2$ であった（Colijn & de Jonge, 1984）。また、この論文中の文献値との比較をまとめて表1に示す。南アフリカ共和国の干潟域で ^{14}C 法を用いて測定した基礎生産量は $17.38 \sim 69.54\text{mgC}/\text{hr}/\text{m}^2$ であった（Fielding et al., 1988）。本研究で得られた値はこれらの文献値の中でも生産力の高い方に位置する。

また、本研究で得られた調査期間の平均値 $1.2 \pm 0.8\text{gC}/\text{m}^2/\text{d}$ （Montani et al., 2003）を、瀬戸内海の平均基礎生産量 $0.59\text{gC}/\text{m}^2/\text{d}$ （Tada et al., 1998）と比較すると、干潟では瀬戸内海の水柱の約2.5倍の基礎生産量があることが示唆された。加えて、同じ単位 m^2 当たりの量でも、干潟は堆積物の極表層（ $0 \sim 0.5\text{cm}$ ）のみの値であることより、干潟の基礎生産能力は非常に高いことがわかる。この高い基礎生産能力が、後述するように二次生産（動物生産）が極めて高いことの支えとなっている。

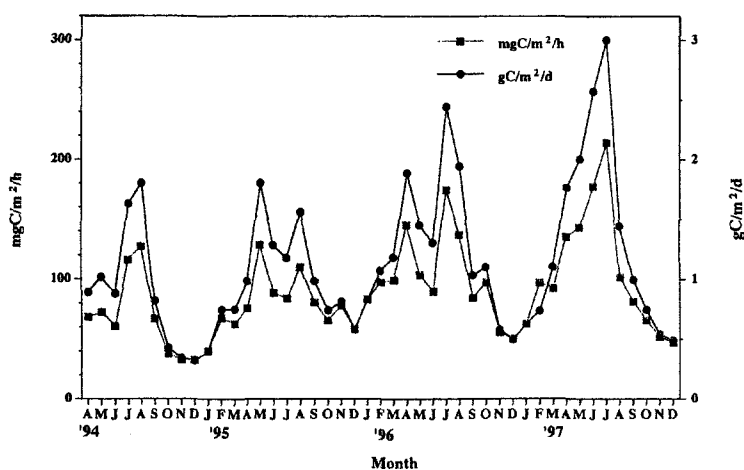


図4 干潟表層（ $0 \sim 0.5\text{cm}$ ）における基礎生産量

表1 各地で得られた干潟の基礎生産量

Locality(Lat.)	Sediment typ, depth(m)	Method	Annual production (gCm ⁻²)	Production rate (mgC/m ² /h) range,mean	Chlorophyll (mg/m ²)	Dominating microphytes	References
Danish fjords (55°N)	Littoral sand & mud, 0.2-1.8 m	14C	116	25—90;60	n.d.	Pennate diatoms	Grytned(1960)
Danish Wadden Sea (55°N)	Intertidal sands	14C	571 (sheltered) 892 (exposed)*	25—300 25—500	n.d.	Pennate diatoms	Grytned(1960)
Loch Ewe, Scotland (57° 50' N)	Sandy beach	14C	4—9	0.14—1.78 mgC /mg Chl/h	3—20µg/g dry sediment	Sand-attached diatoms	Steele and Baird (1968)
Ythan estuary, Scotland (57°N)	Intertidal muds	14C	31	4—26;10	25—34µg/g dry sediment	Motile pennate diatoms	Leach(1970)
South New England, USA (41°N)	Intertidal mixed sediment	14C	81	8.2—30.8;20.1	100	Pennate diatoms, dinoflag., filamentous algae	Marshall et al. (1971)
Niva Bay, Øresund, Denmark(56°N)	Shallow sands, 0.5m	14C	n.d.	125—300*	n.d.	Free-living and attached diatoms	Gargas (1970)
Madagascar (13°S)	Marine sands, 5-60m	14C	150(5m) 66(mean)	9.22	38.78	Cyanophyceae, diatoms, symbiotic dinoflag.	Plante-Cuny (1978)
Madagascar (13°S)	Marine sands, 5-38m	14C	n.d.	(5m)410mgC/m ² /d (15)232mgC/m ² /d (25)40mgC/m ² /d (38)9mgC/m ² /d	3—34	Ditto	Plante-Cuny (1973)
Mediterranean coast, France (43°N)	Marine sands, up to 12m	14C	n.d.	120—194mgC/m ² /d	24—64	n.d.	Colocloff (1972)
Falmouth Bay, USA(41°N)	Salt marsh muds	14C	105.5 ± 12.5	5—80	n.d.	n.d.	van Raalte et al. (1976)
Chuchi Sea, USA(71°N)	Fine muds and sands, 5m	14C	5	0.5—57	40—320	Diatoms and Euglenophyceae	Matheke and Horner(1974)
Wadden Sea, Netherlands (53°N)	Intertidal flats (sandy-mud)	14C	100 ± 40	50—100(winter) 100—1100 (summer)	7.1µg/g dry sediment 100;40—400	Attached and suspendable diatoms	Cadée and Hegeman(1974)
River Lynher estuary, SW England(50°N)	Intertidal mudflats	14C	143	5—115	30—80µg/g dry sediment	n.d.	Joint(1978)
Balgzand, Wadden Sea (53°N)	Intertidal flats, 4transects	14C	85(29—188) (15 stations)	0—900(/d)	3—13µg/g dry sediment	Diatoms	Cadée and Hegeman(1977)
Boisa, Bay, USA(34°N)	Barren estuarine mudflats	14C	115—246	26—59 (4 stations)	185—385 (annual mean)	Motile&non-motile diatoms, bluegreens, dinoflagellates	Riznyk et al. (1978)
Ems-Dollard estuary (53°N)	Intertidal mudflats	14C	62—276 (6 stations)	1—120;37.0	33—184 (annual mean)	Diatoms,occ. Euglenophyceae bluegreens	Colijn & de Jonge (1964)
Saldanha Bay & Langebaan Lagoon, South Africa(33°S)	Sand flats	14C	63—253	17—70	37—97	Benthic diatoms	Fielding et al. (1988)
Ems-Dollard estuary (53°N)	Intertidal mudflats	O ₂	69—314 (6 stations)	0—1900mgC/m ² /d	n.d.	Diatoms,occ. Euglenophyceae bluegreens	van Es(1982a)
False Bay, USA(48°N)	Intertidal sandflats	O ₂	143—226 (3 stations)	0—100	30—70µg/g dry sediment	Diatoms (Navicula spp.)	Pamatmat(1968)
Georgia salt marshes, USA (31°N)	Intertidal mudflats	O ₂	200	5—140	n.d.	Pennate diatoms flagellates, bluegreens, dinoflagel.	Pomeroy(1959)
Bay of Fundy, Canada(45°N)	Intertidal flats	O ₂	47—83	10—800	10—500	Microalgae	Hargrave et al. (1983)
Seto Inland Sea Intertidal flat, Japan(34°N)	Intertidal mudflats	O ₂	416 ± 225	33—215;89.4	28—120	Benthic diatoms	This study

n.d. = not determined; * = potential rates

5 底生珪藻の干潟における物質循環への寄与

底生珪藻は、底生動物の餌として知られている。アサリ等の干潟に棲む貝類の消化管内にでてくる珪藻のほとんどが底生珪藻である(小池ら,1989)。よって、底生珪藻が、干潟のベントスの生物量を支えているかどうか、検討を行った。まず、干潟表層(0~0.5cm)の底生珪藻の生物量を、Chla 現存量(図3)と、実験で得られたC/Chla 比=33.7 を用いて、炭素量に換算した。その結果、 $0.94\sim4.05\text{gC/m}^2$ と見積もられ、観測期間の全平均は $2.25\pm0.81\text{gC/m}^2$ であった(Magni et al., 1998)。また、本調査区域の底生動物の生物量は、1994年の4月から1995年の4月までの調査の結果、 $21\sim192\text{gDW/m}^2$ であり、平均で $79.7\pm52.85\text{gDW/m}^2$ であった(図5)。種としてはアサリ、ホトトギスガイ、ゴカイで、順に全体の38.6%、30.5%、29.6%を占めていた。これを、アサリの炭素含有量から炭素量に換算すると、約 32.9gC/m^2 となった。

底生珪藻と底生動物の生物量のみを比べると、圧倒的に底生動物の生物量が大きく、底生珪藻が底生動物の餌としては成り立たないことになる。しかし、底生珪藻の平均基礎生産量は $1.5\pm0.8\text{gC/m}^2/\text{d}$ 、年間では $546\pm291\text{gC/m}^2/\text{y}$ である。また、本研究海域のアサリ生産量は $64.1\text{gDW/m}^2/\text{y}$ であり(門谷他、未発表)、これは $26.5\text{gC/m}^2/\text{y}$ と換算される。これを基準にすると底生動物の年間生産量は約

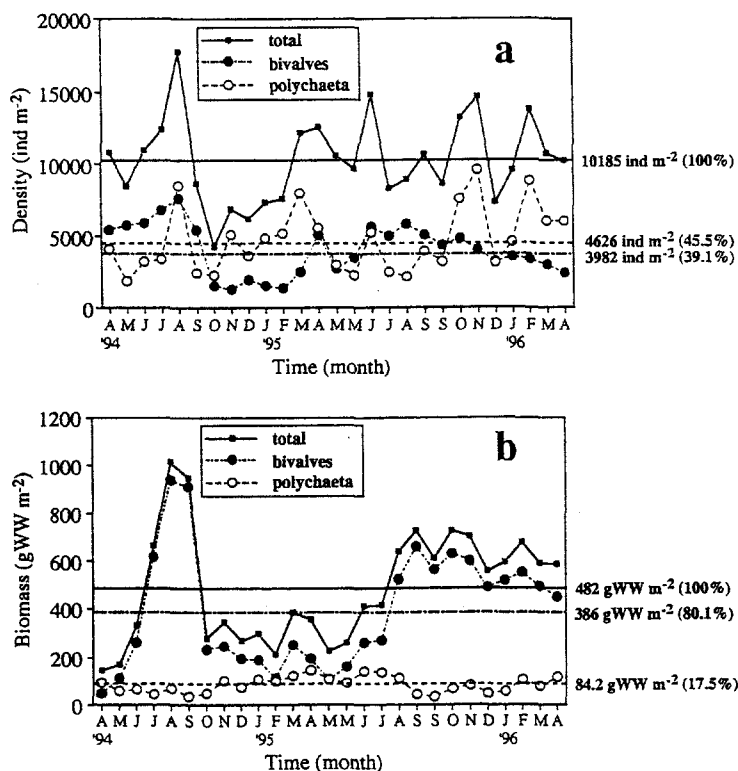


図5 干潟における大型底生生物群集の個体数と生物量の変動

68.7gC/m²/y となる。よって、底生珪藻が底生動物の餌として十分量、基礎生産を行っているといえる。このことは、さらに従来信じられてきた干潟潮下帯で生産された植物プランクトンが、干潟に生息する底生動物を支えているという考えが正しくないことを示している。干潟は決してブラックホールのように、他所で生産された有機物を吸い取る（消費・浄化）場所ではなく、まさに生物生産の場である。

そこで次に、一次生産から二次生産への転換効率について考察した。海洋生態系で一般的な転換効率は 10～20% である (Ryther, 1946)。また、瀬戸内海の一次生産から二次生産への転換効率は 28% という値が報告されている (上, 1996)。

干潟における一次生産から二次生産への転換効率を計算すると、12.5% となった。この値は、動物プランクトンや、カニ、ヤドカリなどの甲殻類の生産量が考慮されていない。真の値はこれ以上大きくなると思われる、干潟の高い生産力は効率よく高次生産へと転換されていると推測される。

本研究で得られた底生珪藻の現存量は炭素量、窒素量、リン量、ケイ素量としてそれぞれ $2.25 \pm 0.81 \text{ gC/m}^2$ 、 $0.37 \pm 0.14 \text{ gN/m}^2$ 、 $0.075 \pm 0.03 \text{ gP/m}^2$ 、 $1.21 \pm 0.48 \text{ gSi/m}^2$ であった。また、基礎生産量は $1.5 \pm 0.8 \text{ gC/m}^2/\text{d}$ 、 $0.24 \pm 0.14 \text{ gN/m}^2/\text{d}$ 、 $0.049 \pm 0.028 \text{ gP/m}^2/\text{d}$ 、 $0.79 \pm 0.45 \text{ gSi/m}^2/\text{d}$ であった。これを調査海域の干潟面積 147200 m^2 にあてはめると、331kgC、54kgN、11kgP、178kgSi が底生珪藻現存量として存在し、1日あたり 221kgC/d、35.3kgN/d、7.2kgP/d、116kgSi/d が底生珪藻として生産されると概算された。これは年間で炭素 80.4 t、窒素 12.8 t、リン 2.6 t、ケイ素 42.2 t が干潟の底生珪藻によって海水中から除去されたことになる。

以上で述べたように、底生珪藻は干潟における物質循環過程の最初の過程を担うものとして重要な役割をしている。川からの栄養塩を自らの体へと変えることでストックし、さらに高次生産へとつなげるという意味で、干潟の浄化機能の一部を担っているといえる。

この干潟における基礎生産量は、 $447 \text{ gC/m}^2/\text{yr}$ となり、瀬戸内海全域で得られている水柱の平均値 ($285 \text{ gC/m}^2/\text{yr}$) と比べても非常に大きく、干潟が高い生物生産能力を有する理由の一つが、この高い基礎生産量であることを明らかにした。

6 潮汐周期による潮間帯と潮下帯の連関

図 6 に潮間帯から潮下帯にかけてのトランセクト上の各定点における、各種化学成分の含有量や、底生生物現存量などの比較を行った。これをみると、栄養塩類や粒状有機物の空間分布が極めて大きな違いを見せていることがわかる。

河川水流入、潮汐の影響を受け、短時間で複雑に変化する河口干潟域の物質輸送を連続観測した報告は少ない。そこで、感潮河川域、干潟域とその沖合に各定点を設け、懸濁態有機物及び栄養塩類の経時変化について 24 時間連続観測を行い、干潟及びその沖合域における溶存物、懸濁粒子の輸送について定量化した。

春日川、新川河口干潟域を中心とした感潮河川域、潮下帯域にそれぞれ定点を設け、1998 年 7 月 9 日から 10 日にかけての大潮の日に 24 時間の連続観測を行った。

干潟上に定点 Stn.B と沖合潮下帯に定点 Stn.Y3 を設け、毎正時に計器観測及び、海水試料を採取した。また Stn.Y3 には水深 3 m にセディメントトラップを設置し、2 時間毎の沈降粒子束を測定した。また潮下帯の定点の表層堆積物を底泥試料として採取した。海水試料は懸濁粒子量、有機態炭素、窒素、リン、Chla 及び、栄養塩類の濃度について分析を行った。底泥試料は有機態炭素、窒素、全リン、Chla 及び酸揮発性硫化物濃度について分析を行った。

その結果、下げ潮時に Stn. Y3 の栄養塩濃度は表層で高く、上げ潮時には低くなる傾向が見られ、表層水の栄養塩濃度と塩分の相関は高く、一次相関係数はリン酸態リンで-0.91、硝酸・亜硝酸態窒素で-0.83、ケイ酸態ケイ素で-0.80、アンモニア態窒素で-0.66 であった。このことから潮汐により感潮河川域、干潟域からの溶存物が輸送されていることが明らかとなった。また Stn. Y3 の懸濁粒子にも同様の傾向が見られ 17 時に 19.1mg/l と最高値を記録したが、潮位差の小さい夜間の下げ潮時の 12 時から 6 時には 6 - 8mg/l とあまり輸送されず、懸濁粒子の輸送には潮位差の大きさが大きく関わっていることが明らかとなった。しかし懸濁粒子中の有機態炭素、窒素、リン濃度は、潮の引き始める 13 時と 2 時の表層でそれぞれ高い値を記録した。13 時には、満潮時 (24 時) の 2-5 倍の値であった。また Stn. Y3 の栄養塩類の濃度が最も

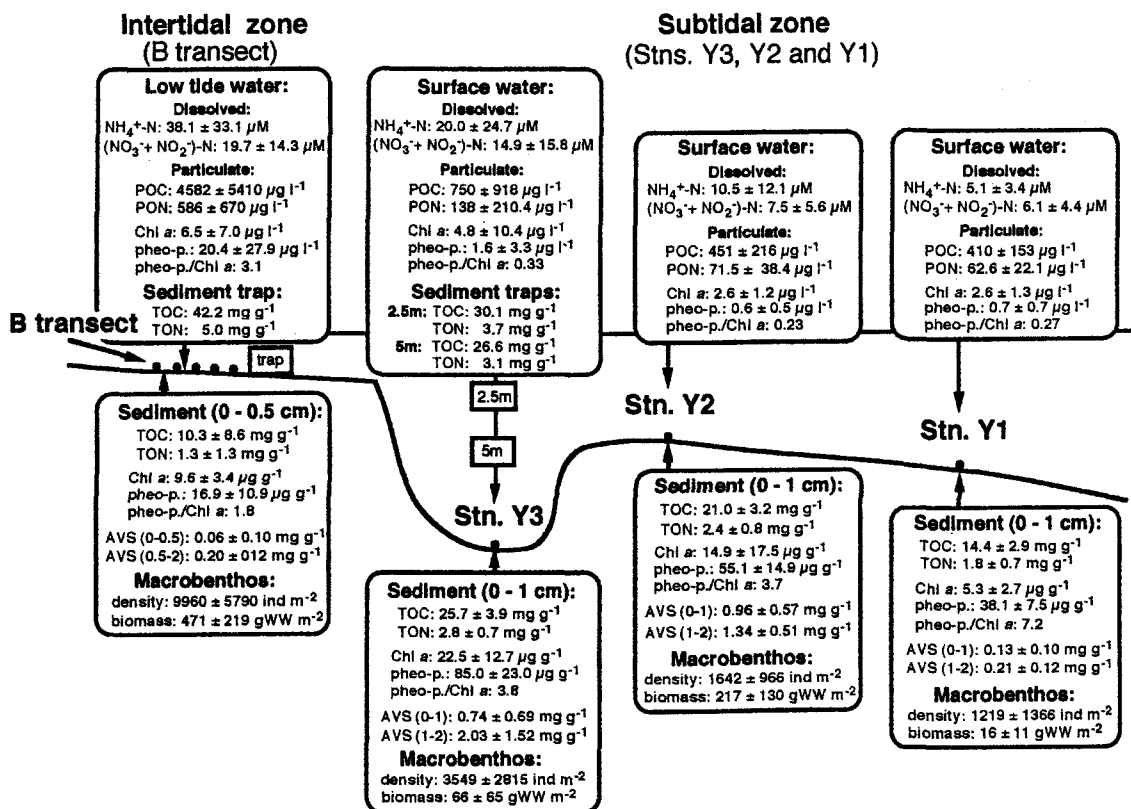


図6 干潟および潮下帯の各定点における各種生物・化学パラメーターの現存量

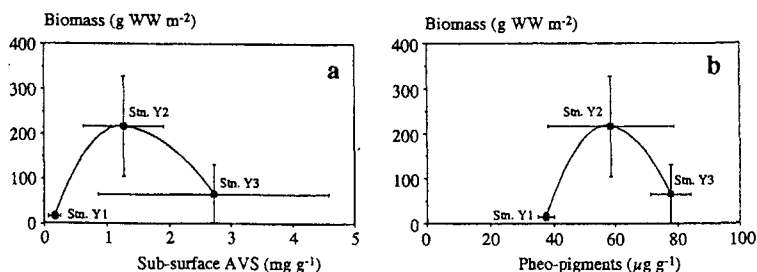


図7 潮下帯の各定点における底生生物群集の生物量と有機態炭素および植物色素量の関係

高かった時間帯も懸濁態有機物と一致して13時と2時の表層で高い値を記録した。潮位差が小さい場合にも有機物濃度の高い粒子が輸送されていることが明らかとなった。また潮位差の大きな下げ潮時には輸送に時間差があり、はじめに栄養塩類と懸濁態有機炭素、窒素、リンを多く含む粒子、そして有機物をあまり含まない粒子の順で沖合へ運ばれていることが明らかになった。

Stn. Y3に設置したセディメントトラップから得た2時間毎の沈降粒子束の変動は、干潟沖合の沈降粒子が、16時から18時に2.1g/m²/hrと最も大きくなり、6時から8時に0.9g/m²/hrと最も小さくなった。即ち上げ潮時に小さく、下げ潮時に大きくなる傾向が見られ、干潮時(14時～18時)では満潮を挟む22時から2時の1.4倍の粒子が沈降していた。また沈降粒子中の有機態炭素・窒素・リン濃度は、14時-16時にそれぞれ79.8 mg/g, 14.8 mg/g, 2.56 mg/gと最も高くなり、最も濃度の低い22時から24時の48.3 mg/g, 6.3 mg/g, 1.1 mg/gの1.6～2.3倍の値であった。こうした沈降粒子量、および沈降粒子中の有機物濃度は、水柱の懸濁粒子、懸濁態有機物濃度の変化と同様の傾向を示した。しかし沈降粒子中の有機物含量は懸濁粒子中の有機物含量ほど大きな変動は示さず、有機物含量の高い粒子はStn. Y3では沈降していないことが明らかとなった(図7)。

このように、干潟で底生珪藻によって生産された有機物は、干潟に生息する動物群集の二次生産を支えるだけでなく、その一部は沖合域の生産にも大きく寄与している。干潟域から沖合への物質輸送は潮汐の影響を強く受け、下げ潮時に干潟域から沖合へ溶存物、懸濁粒子の輸送が顕著になり、潮位差により輸送される懸濁粒子量が大きく異なることが明らかとなった。また光、栄養塩類の豊富な干潟域では、水温がChlaの増加に大きく影響しており、水温の上昇とともにChlaによる有機物負荷の規模が大きく異なることが示唆された。

干潟沖合への懸濁粒子、沈降粒子の輸送過程を通して、感潮河川域、干潟域からの、有機物含量の高い懸濁粒子のうち、有機物含量の高い粒子は沖合ではすぐに沈降せず、比較的一定の有機物含量の粒子を沖合の底層へ輸送し、干潟沖合底層に過剰な有機物負荷を与えないという役割を担っていることが示唆された。

また、長期に渡る（2年半）月1回の潮下帯における、底生生物群集の動態に関する調査研究を見ると、干潟潮間帯に最も近い定点(Y3)では、季節によって過度に有機物が蓄積し、その結果として AVS 値 (5.9mg/g 以上) の急増が起こる。このようなストレスがかかる環境下で、底生生物群集の密度は、小型の生物が相対的に高くなり、ゴカイが優占種となる。しかしながら、溶存酸素が減少する夏季には大量死が発生する。それとは異なり、中間地点(Y2)では生物現存量は極めて高い値となっている ($216 \pm 111 \text{g WW m}^{-2}$)。ここでは、二枚貝のホトギスガイ (*Mucurista senhousia*) は、全生物量の $91 \pm 7\%$ を占めるまでになる。最も干潟から遠い定点(Y1)では、TOC, Chla, フェオ色素, AVS の含有量はとても低い(それぞれ、 $12.6 \pm 1.0 \text{mg m}^{-1}$, $5 \pm 2 \mu\text{g g}^{-1}$, $38 \pm 3 \mu\text{g g}^{-1}$, $0.14 \pm 0.08 \text{mg m}^{-1}$)。同様に、底生生物群集の密度と生物現存量も極めて低い。これらの相互関係については、Fig.7 にまとめた。

このように、3 定点の干潟からの距離により、物質輸送の規模が大きく異なっていることを見いだした。このことより、底質の化学的性格が相違することから、底生生物の現存量や、生産量、種組成などに影響が現れていることを明らかにした。

以上のように、瀬戸内海の中小河川の河口干潟において得られたこれらの事実は、干潟の物質循環過程や水質浄化の能力等を評価する際、干潟域だけではなく、それに続く沖合い潮下帯も含めて、総合的に考察することが求められていることを示している。

7 参考文献

- 1 Colijn, F. & K. S. Dijkema (1981) , Species composition of benthic diatoms and distribution of chlorophyll a on an intertidal flat in the Dutch Wadden Sea, Mar. Ecol. Prog. Ser., 4: 9-21
- 2 Colijn, F. & V. N. de Jonge (1984) , Primary production of microphytobenthos in the Ems-Dollard Estuary Mar. Biol., 14: 185-196
- 3 de Jong, D. J., P. H. Nienhuis & B. J. Kater (1994) , Microphytobenthos in the Oosterschelde estuary (The Netherlands) , 1981-1990; consequences of a changed tidal regime, Hydrobiologia, 282/283: 183-195
- 4 Fielding, P. J., K. St. J. Damstra and G. M. Branch (1988) , Benthic diatom biomass, production and sediment chlorophyll in Langebaan Lagoon, South Africa, Estuar. Coast. Shel. Sci., 27: 413-426
- 5 Gould, D. M. & E. D. Gallagher (1990) , Field measurement of specific growth rate, biomass, and primary production of benthic diatoms of Savin Hill Cove, Boston Limnol. Oceanogr., 35 : 1757-1770
- 6 小池祐子・中島徹・中村伸之 (1989) , 安定同位体と消化管珪藻分析による干潟食物網の解析について, 現代生態学と古生態学の接点。 , 日本ベントス研究会誌 37 : 1-10

- 7 Magni,P. & Montani , S. (1997) ,Development of benthic microalgal assemblages on an intertidal flat in the Seto Inland Sea, Japan : effects of environmental variability., *La mer*, 35:137-148
- 8 Magni,P. & Montani , S. (1998), Responses of intertidal and subtidal communities of the macrobenthos to organic load and oxygen depletion in the Seto Inland Sea, Japan. *Journal de Recherche Oceanographique*, 23 : 47-56,.
- 9 Magni P., Montani S. and Tsutsumi H. (1998): Macrobenthic mass mortality in a tidal estuary in the Seto Inland Sea, Japan. *Proceedings of 8th Joint Seminar on Marine Science, Marine Conservation and Resource Rehabilitation*, 153-162.
- 10 Magni P. and Montani S.(2000): Water chemistry variability at the lower intertidal zone of an estuary in the Seto Inland Sea, Japan: seasonal patterns of nutrients and particulate compounds, *Hydrobiologia* 432, 9-23, (2000a).
- 11 Magni P., Montani S., Takada C. and Tsutsumi H., (2000b): Temporal scaling and relevance of bivalve nutrient excretion on a tidal flat of the Seto Inland Sea, Japan, *Marine Ecology Progress Series*, 198, 139-155.
- 12 Magni P. , Abe N. and Montani S. : Quantification of microphytobenthos biomass in intertidal sediments: layer-dependent variation of chlorophyll a content determined by spectrophotometric and HPLC methods *La mer*, 38, 57-63, (2000c).
- 13 Magni P., Montani S. and Tada K. : Spatial and temporal dynamics of salinity, nutrients and suspended particulate matter in a mixed-semidiurnal type estuary of the Seto Inland Sea, Japan, during a spring tidal cycle, *Journal of Oceanography*, 58, 389-402, (2002)
- 14 松尾 豊 (1988) , 大海湾の 1 次生産者をめぐる窒素収支の動態, 農林水産技術会議事務局研究成果:56-61
- 15 門谷 茂(1996) : 瀬戸内海の環境と漁業の関わり、瀬戸内海の生物資源と環境、(恒星社厚生 関) :1-40.
- 16 Montani S., Magni P., Shimamoto M., Abe N. and Okutani K. (1998): The effect of a tidal cycle on the dynamics of nutrients in a tidal estuary in the Seto Inland Sea, Japan., *Journal of Oceanography*, 54,65-76.
- 17 門谷 茂(1999) : 沿岸浅海域における物質循環一潮下帯から河口干潟まで一、水環境学会誌、22、533-538.
- 18 Montani S., Magni P. and Abe N.: Seasonal and interannual patterns of intertidal microphytobenthos in combination with laboratory and areal production estimates. *Marine Ecology Progress Series*, 249, 79-91, (2003)
- 19 Moss,B. & F.E.Round (1967) ,Observations on standing crops of epiperic and epipsammic algal communities in shear water,wilts.,*Br.phycol.Bull.*,3:241-248
- 20 Parsons T.R.,Maita Y.,Lalli C.M.(1984),A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis, Pergamon press,173pp
- 21 Pomeroy L.M.(1959), Algal Productivity in Salt Marshes of

Georgica, Limnol. Oceanogr. 4: 386- 397

22 Ryther, J.H. (1956) , Photosynthesis in the ocean as a function of light intensity., Limnol. Oceanogr. 1: 61-70

23 杉森康宏・坂本 亘 (1984) , 海洋環境光学 (東海大学出版) pp356

24 高野秀昭 (1988) , 三河湾一色干潟底生珪藻, 農林水産技術会議事務局研究成果: 54-56

25 Tada K., K. Monaka, M. Morishita and T. Hashimoto (1998): Standing stocks and production rates of phytoplankton and abundance of bacteria in the Seto Inland Sea, Japan., J. Oceanogr., 54, 285-295.

26 上 真一 (1996) , 基礎生産から魚類生産への転換, 瀬戸内海の生物資源と環境 (恒星社厚生閣) : 63-67