
助成研究報告書

プロジェクト研究

(1995-1997)

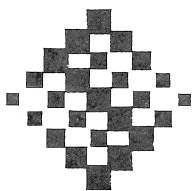
沿岸海水環境の変化と生態系への影響

Changes of Ecosystem by the Environments in the Coastal Zone

The Salt Science Research Foundation

Project Research Report

平成11年3月



財団法人ソルト・サイエンス研究財団

沿岸海水環境の変化と生態系への影響

研究代表

東京大学 名誉教授 堀部 純男

研究組織

宇都宮大学 農学部 石原 邦

名古屋大学 農学部 木村 真人

横浜国立大学 工学部 柴山 知也

北海道大学 水産学部 松永 勝彦

沿岸海水環境の変化と生態系への影響

目次

沿岸海水環境の変化と生態系への影響	1
-------------------	---

堀部 純男 (東京大学 名誉教授)

植物生態生理学的アプローチ - マングローブの葉の水分状態について	19
-----------------------------------	----

石原 邦 (宇都宮大学)

陸水中に存在する有機物・各種元素の河口域における動態	51
----------------------------	----

木村 真人 (名古屋大学)

河口部の水理現象と地形変化機構に関する研究	79
-----------------------	----

柴山 知也 (横浜国立大学)

河口域における低次生産の変遷	97
----------------	----

松永 勝彦 (北海道大学)

沿岸海水環境の変化と生態系への影響 (研究企画・研究調整・研究連絡)

助成研究者：堀部 純男 (東京大学 名誉教授)

1. 研究目的

社会的発展によって生じる陸上及び隣接する沿岸域の環境変化が陸海境界域の生態系に大きな影響を与えることはよく知られている。本研究計画は沿岸工学・生理生態学・微生物学・海洋化学の分野の共同研究によって、陸域の環境変化に起因する沿岸域の環境変化が沿岸域の生態系に及ぼす影響を明らかにすることが期待される。それによって、陸海境界域の環境を保全しつつ、沿岸域の有効な利用を行うための学際的基礎知識を提供することを目的としている。

科学技術の進歩とともに人間活動の規模が増大し、自然現象にも変化が認められるようになった。地域的には、工業地帯における内湾・沿岸域や大気汚染が広く知られている。地球温暖化やオゾン層の減少のような大規模な現象が地球上の生物の生存に影響を与える可能性があることも認められている。この研究計画では、人間活動によって沿岸域の陸地の環境が変化した場合に、どのような変化が沿岸の海域に起こるか、また、それが生態系にどのような影響を与えるかを研究する。陸海境界域は人間活動によっても変化を受けやすい環境であるが、この環境変化は物理学的・化学的・生物学的変化が相互に関連しているため、多くの学問分野の研究者の共同研究が必要である。そこで、沿岸工学・生理生態学・微生物学・海洋化学の分野の研究者の共同研究によって、研究を開始することとした。研究で得られた結果によって、沿岸域の有効な利用を行うとともに、陸海境界域の陸域・海域の環境を保全する学際的な基礎知識を提供することができると期待している。

このプロジェクト研究は1995年度から1997年度までの3ヶ年実施されたが、今後の発展を目指して、さらに多くの研究者の参加を得て研究を発展させるための基盤作りも同時に試みた。

2. 研究組織

研究はTable1の4名の研究分担者によって行われ、堀部が研究全体の企画・調整・連絡に当たっている。

Table 1 研究組織

研究担当者	所属	研究題目	共同研究者
石原 邦	東京農工大学 + 宇都宮大学	沿岸域の環境変化が植物の生育・植生に及ぼす影響	平沢 正 大川泰一郎
木村真人	名古屋大学	陸水中に負荷する各種物質の海水による形態変化と その沿岸域生態系への影響	渡辺 彰
柴山知也	横浜国立大学	河口部の水理現象と地形変化機構に関する研究	安岡章夫
松永勝彦	北海道大学	河口域における低次生産	久万健志 工藤 勲

沿岸域及び河口域の利用によって、河口域と沿岸域には地形の変化と土砂の流入が起こる。それに伴って沿岸域の海水の流動にも変化が起こる(柴山知也)。また、陸域の土地利用によって沿岸域に流入する陸水は変質し、沿岸に生息する生物の生育と植生に深いかかわりを持つ栄養塩・有機物・微量金属元素の濃度と溶存状態が変化する(木村真人,松永勝彦)。マングローブの生育する海陸境界域の環境はマングローブの生育に深くかかわっている(石原 邦)。これらの地形的・生物地球化学的要因の変化が沿岸生態系にどのような影響を与えるか(松永勝彦,石原邦), また, 生態系に影響を与える沿岸海洋学的・化学的・生物学的過程がどのような機構で起こっているか(柴山知也,松永勝彦,木村真人,石原邦)を明らかにする。

3. 研究企画・調整・連絡の概要

3.1 1995年度

日本学術会議第15期海水科学研究連絡委員会では、今後の研究活動の領域として、人間活動の増加による陸域の環境変化が沿岸域の生態系に及ぼす影響の研究を採り上げた。これは、日本国内の沿岸域の生態系や、東南アジアのマングローブ域の生態系の変化が人間の生存にとっても大きな影響を持っていることを認識したからである。

本研究は陸域と沿岸域の接点である陸海境界域の研究に重点を置いている。陸域の環境変化がどのような機構によって沿岸域の生態系に影響を与えるかを研究する。参加する研究者の専門分野が異なるので、研究者相互の意思の疎通と他の研究分野を理解することが研究を進める上で重要であった。そこで、第1回会議を1995年4月17日、日本たばこ事業本部会議室(新霞が関ビル8階)で開催し、それぞれの研究者の研究内容の説明と討論を行った。

本研究は、国際的に実施されているIGBP-LOICZの枠内にあると考えられるので、1995年6月16日第2回会議を大阪府立大学学術交流会館において、海水科学研究連絡委員会WG会議として開催し、日本学術会議IGBP-LOICZ小委員会への対応を論議した。LOICZ-小委員会もいまだに具体的な研究を実施していない段階であったが、研究担当者の柴山知也(横浜国大)が小委員会の委員として、連絡にあたることとなった。また、初年度の1995年には、1995年8月までに3回の会合を開いて、それぞれの研究者の研究内容の説明と討論を行った。特に、8月の会合では、松永教授のグループが研究対象の1つとしている北海道南西部日本海沿岸(乙部町-熊石町間)を見学した。これらの会合は相互の研究内容の理解を深め、担当者間の共同研究を始める端緒を作るのに役立った。

3.2 1996年度

1996年6月東京農業大学において開催された研究担当者会議で、グループの研究の進め方について意見を交換した。われわれの研究グループは種々の異なる分野の研究者で構成されているが、沿岸域の諸現象を総合的に研究するには、分野を十分カバーしているとは言い難い。そこで、沿岸域の過程を研究している分野の研究者とも連携して、さらに研究内容を充実する必要がある。また、地域の人間活動とも密接に関係しているので、地域の環境の特殊性をも考慮して、特定の専門分野に片寄らない総合的な研究が行われるのが望ましい。

われわれが研究を進めている系は、陸域の環境・森林生態系・河川生態系と密接な関係にある沿岸生態系である。すなわち、海草・海藻をはじめマングローブ等の大型植物も生育する沿岸域で、バクテリア・植物プランクトンを底辺とする微小甲殻類や稚魚を含む魚類等の生息する生態系である。これらは陸域から流入する有機物と太陽の光とをエネルギー源としている。この海域は沿岸の漁場としてばかりではなく、稚魚の育成、海水の浄化などで重要な役割を担っている。我が国には、多くの研究者がこの沿岸生態系の研究を進めているが、森林や河川等の陸域の環境の変化とそれに伴う沿岸域の環境変化が沿岸生態系に対する影響を総合的に研究するには至っていないので、陸域および海域の研究者の共同研究が望ましい。

共同研究を実現するために、1997年1月13日、東京大学海洋研究所大槌臨海研究センター(岩手県大槌市)で「拡大研究活動担当者会議」を開催することとした。出席者は本研究担当者(松永勝彦:公務のため欠席, 文書で報告。柴山知也:病気欠席, 文書で報告)のほか、杉二郎先生が参加された。外部からは、いくつかの研究グループの代表者が参加した。外部からの話題提供者と話題はTable 2に示してある。

Table 2 大槌臨海研究センターでの会議で外部からされた提供された話題

代表者氏名	所属	題名
古谷 研	東大農学部	季節風に依存した春季の内湾植物プランクトン群集の動態
宮崎信之	東大海洋研	大槌湾における有機スズ化合物の挙動
柿沼好子	鹿大理学部	沿岸生態系ホメオスタシスにおける腔腸動物群の役割
相生啓子	東大海洋研	北西太平洋における海草種の多様性
後藤 晃	北大水産学部	河川の自然環境と淡水魚類の多様性の保全

会場の提供と研究所施設の見学は大槌臨海研究センター長 川口弘一教授のご厚意によった。なお、大槌臨海研究センターは大学・研究機関の全国共同利用施設であって、設立以来20年以上にわたって、大槌湾における海洋物理学的・生物地球化学的環境と生態系の研究を進めており、多くのデータが蓄積されているので、共同研究を実施するには適している。

この会議では、河川から沿岸域への物質の流入だけでなく、生物特に魚類による海域から陸域への物質輸送の重要性が認識された。また、大槌湾ではコンブのみでなく、プランクトン・海藻等の沿岸の生態系の生産力に対して、河川水による栄養塩の供給よりは、沿岸水と外洋水との交換・気象条件(特に風の影響)が大きく影響を与えることが報告された。さらに、沿岸水の浄化に対する腔腸動物群の役割や、トリブチルスズ(TBT)等の汚染物質の指標としてワレカラ類の有効性が指摘された。

国際的には、地球圏-生物圏国際共同研究計画(International Geosphere-Biosphere Program (IGBP)のもとで、「海岸・沿岸域における陸域海域の相互作用(Land-Ocean Interaction in the Coastal Zone, LOICZ)が進行中である。これに対応して、日本学術会議に設置されたIGBP委員会には、LOICZ小委員会(LOICZ-Japan)がある。海水科学研究連絡委員会では、本研究はLOICZの一端を担うものと考えているので、海水研連委員長大矢教授(横浜国大)を通じてLOICZ-Japan小委員会への参加を申し入れ、研究担当者柴山知也(横浜国大)が小委員会の委員として参加することが承認された。

3.3 1997年度

1997年6月10-11日関西大学において開催された日本海水学会年会において、研究担当者から次の5件の研究発表があった。

1. 石原 邦, 大川泰一郎, 平沢 正, 米盛重友, 加藤 茂: 海水中に生育するマングローブ植物の葉の水分状態
2. 木村真人, 高階和之, 渡辺 彰: 海水との混合が陸域由来の水溶性有機物-金属複合体に及ぼす影響
3. 柴山知也, 加藤秀樹: 河口部での底質移動と地形変化

4. デーン・グリサダ, 和 吾郎, 久万健志, 松永勝彦: 海藻の生長に果たすフルボ酸-鉄の効果
5. 香西勝士, 松永勝彦: 水圏におけるフルボ酸鉄の挙動

1997年6月10日関西大学で開催された海水科学研究連絡委員会「沿岸海水環境の変化と生態系への影響」WG会議において、研究報告の取りまとめと今後の研究の進め方について意見を交換した。この席上で、年会の発表の補足として、柴山知也からtidal zone(潮間帯)に流入する沈降物質の分布と集積のモデル化に成功したこと、石原 邦からヤエヤマヒルギの生育には、地下水の寄与があることを同位体(^{18}O)の測定から確かめられつつある(北海道大学地球環境科学研究科田中教幸の協力による)ことが報告された。また、さらに広い範囲の研究者の出席のもとで、研究を進める必要があることが申し合わされた。

本年度には、関連のある研究としてのTable 3の3件の研究に対して、ソルト・サイエンス研究財団からの研究助成が行われた。これらの研究はプロジェクト研究の範囲を広げるものと期待される。

Table 3 プロジェクト研究に関連のある1997年度の一般助成研究

研究担当者	所属	研究題目
川口弘一	東京大学海洋研究所	海草の耐塩性と北西太平洋沿岸生態系における海草藻場の発達過程
古屋 研	東京大学農学部	内湾水域の栄養塩環境特性と環境収容力の評価
後藤 晃	北海道大学水産学部	森林-河川-沿岸海洋の複合生態系連鎖、および遡河回遊魚による栄養塩類の輸送機能

海水科学研究連絡委員会「沿岸海水環境の変化と生態系への影響」WG会議において開催が決まった「拡大研究者会議」は塩事業センターのご協力で、1997年9月18-19日、小田原市の海水総合研究所技術交流センターで開催した。

出席者: 杉二郎先生, 研究担当者[石原 邦, 木村真人, 柴山知也, 松永勝彦, 堀部純男], 相生啓子(東京大学海洋研), 国松孝男(滋賀県立大学), 田中教幸(北海道大学地球環境研), 平沢正(東京農工大学), 古谷研(東京大学)。そのほか 川口弘一(東京大学海洋研), 後藤晃(北海道大学), 才野敏郎(名古屋大学大気水圏研), 松田義弘(東海大)の4氏は外国出張・公務のため欠席したが、いずれの方々も積極的に参加を表明された。

提出された資料は次の通りである。

1. 石原 邦 ほか 沿岸域の環境変化が植物の生育, 植生に及ぼす影響
2. 木村真人 陸水中に負荷する各種物質の海水による形態変化とその沿岸域生態系への影響

3. 柴山知也 河口部での底質移動と地形変化
4. 相生啓子 大槌湾・船越湾・山田湾の水草(藻)場の生態学的研究
5. 古谷 研 内湾水域の栄養塩環境特性と環境収容力の評価
6. 国松孝男 水田の水質浄化機能と汚濁負荷 (水情報, 14, 3-6, 1994)
7. 国松孝男 森林溪流の水質と汚濁負荷流出の特徴 (滋賀県琵琶湖研究所所報告, 14, 6-14, 1997)
8. 松田義弘 地下水現象とマングローブ林による塩害防止: マングローブ水域の物理過程(12)(1997年日本海洋学会秋季大会要旨)

出席者の研究紹介の後、(1)研究環境の整った大槌湾を主なフィールドとして共同研究をする。これに関連して、大槌臨海センターの共同利用を申し込む。これに関連して、他の研究フィールドの設定も模索する。(2)地下水と生態系との関係を研究するグループを作る。(3)全体を取りまとめる方策が必要である等の意見が出された。また、研究費獲得の一助として、平成8年度の文部省科学研究費補助金の実績も報告された。

4. プロジェクト研究の総括

この3ヶ年に、専門領域の異なる研究担当者は他の専門分野の情報を吸収して、それぞれの研究を発展させた。もちろん、限られた人数では沿岸域の環境と生態系という広い分野をカバーする事はできないが、外部の研究者との拡大会議を通して、広い範囲の情報も得られたので、将来に研究の発展には役立つことと思われる。

7.背景の章で記してあるように、気候変動による海水準の変化や土地・河川水の利用による土砂の供給の減少によって海岸線が侵食される。また、地域的には、沿岸の土地開発によって多量の土砂が沿岸域に流入し、海藻・海草・サンゴ礁・マングローブの生育地を破壊する。これらの生育地は、魚介類はもとより、稚魚や幼生の生育地である。柴山知也は河川が供給する土砂の沈積と堆積土砂の移動とによるの河口域の地形変化の数値計算モデルを開発した。この結果は土砂の沿岸動植物の生育地に対する効果を予測するのに役立つことと思われる。

さらに、モデルを発展させて、流入する河川水中に懸濁している粒子状物質が沿岸域でどのように分布するかを計算した。これは、松永勝彦の研究によって、海藻の生育に必要なフルボ酸鉄が沿岸域でどのように分布するかを予測するものである。計算の結果によると、松永勝彦が実測している海藻の生育地点とフルボ酸が集積する地点との間により相関が得られている。まったく異なる専門分野の研究者の情報交換によって、新しい知見が得られた良い例であると言えよう。

1995年北海道西南部の松永勝彦の研究フィールドを見学した折の会合で、沿岸域に流入する地下水の存在が指摘された。マングロープの生育に対しても地下水の存在がかかわっているのではないかと考えられた。物質が海洋に供給される3つの過程(河川、大気、熱水循環)のほかに、最近では海底への地下水の供給が重要であると指摘されている(T.M.Church, 1996)。その流量に関する情報はいまだ少なく、一般には河川の流量の10%以下と考えられているが、大西洋西岸のGeorgia Riversの沿岸域であるNorth Atlantic Bightにおける ^{226}Ra の分布の研究から、地下水の供給は河川のその40%に及ぶと推算している報告もある(W.S.Moore, 1996)。

石原 邦の初年度のマングロープの葉の水ポテンシャルの研究結果に基づいて、根の周囲の水が必ずしも塩分の高い汽水ではなく、根の周囲には地下水が供給されている可能性があることを予測した。そこで、汽水(海水起源)と地下水(陸水起源)の酸素同位体比の違いを利用して、根が吸収する水(植物体内の水)の起源を調べることを計画し、田中教幸(北海道大学地球環境科学研究科)の協力を仰いだ。報告にあるように、ヤエヤマヒルギは根群周辺に流入している地下水によって希釈された海水を吸収していることがほぼ確実となった。このように、プロジェクト研究に関心を持つ研究者の協力が得られたことは心強い。

松永勝彦は陸水中のフルボ酸鉄の濃度は土壌中の滞留時間とともに増加することを観測している。また、河口付近の海水中の粒子状及び沈降しつつある腐植物の炭素同位体比の測定から、腐植物は陸起源であることを明らかにしている。このことは、7.背景の章で記してあるように、フィールドが潮汐の弱い日本海に面した弱混合型の沿岸であるので、主に陸起源の粒子状物質が沈積することと一致している。また、フルボ酸鉄が海藻の卵形成や幼体の生長に効果があることを見出している。さらに、磯焼けの防止には、陸起源の腐植物が効果的であることを提案している。その機構や関与する化学物質の性質の研究は今後の問題であろう。

土壌中や河川での生物地球化学的反応を受けた水には、溶存状態の無機化合物・有機化合物と種々の大きさの粒子状物質が含まれている。これらは海水との混合によって物理的・化学的変化を受けるほか、生物活動によっても変化する。人間活動によって、陸域の環境も森林・湿地帯だけでなく、水田・牧畜地帯が存在する。木村真人は異なる陸域環境に起源を持つ河川水と海水と混合によって、溶存あるいは沈積する成分の相違を明らかにするために、モデル実験を行った。最新の分析技術を駆使して、金属元素の粒子状物質との相互作用による沈積と溶出や、フルボ酸の化学的特性に関する新しい知見が得た。この結果はフィールドでの過程、例えば、松永勝彦が提案する腐植物の磯焼け防止効果を明らかにする基礎知識となるであろう。

5. 国内・諸外国の関連する研究の状況

国際的にはLOICZが進行中で、我が国では多くの研究者がLOICZ-Japan主催のシンポジウム等に参加している。1996年4月に開催された日本海洋学会(東京)の年会シンポジウム「海岸・沿岸域における陸域海域の相互作用—LOICZ」は地球環境的課題を採り上げた。また、秋季大会(松江)のシンポジウム「汽水域の自然と土地利用-LOICZ」では、主として中海・宍道湖を取りあげ、あわせてLOICZの国際事情が報告された。1997年4月の年会(つくば)では、LOICZに関するシンポジウムは開催されなかった。我が国では、具体的にLOICZ-Japan主導の地球環境に関する研究を始めるには至っていない。しかし、科学技術振興調整費「縁辺海における物質循環機構の解明に関する国際共同研究」(1990-1996)によって、東シナ海を海域とする研究が行われ、これがIGBPのLOICZ、JGOFS(共同地球規模海洋フラックス研究)、日中国際共同研究の役割の一部を果たしてきた。

上記の「縁辺海における物質循環機構の解明に関する国際共同研究」(1990-1996)の終了とともに、科学技術振興調整費総合研究の新課題として、「陸域-沿岸-外洋遷移域の物質輸送と生態系のダイナミックシステムに関する国際共同研究」が提案され、1998年度から発足する予定である。この研究は、既存のIGBPのコアプロジェクトLOICZ、JGOFS、PAGES(地球古環境の研究)、GLOBECに対応して実施するとしている。

国際大型研究計画の1つにGLOBEC(Global Ocean Ecosystem Dynamics, 地球規模海洋生態系変動計画)がある。現在計画立案されつつある日本のGLOBECは日本学術会議の水産学研究連絡委員会・海洋科学研究連絡委員会・南極研究連絡委員会の支持を得て推進されようとしているが、「動物プランクトン・マイクロネクトンの食物連鎖網のダイナミクス」・「海洋生態系の気候変動への応答のダイナミクス」・「海洋生態系の計測およびモデリング技術の開発と応用」のような地球環境研究が大きいテーマとなっている。しかし、このグループのなかには、砂浜域・砕波帯・河口域等の生態系の研究に携わっている研究者も多く、これらの研究者との共同研究実施の可能性がある。

アメリカにおいては、すでに1989年からGLOBECは開始されている。NSFからの研究費は開始以来ほぼ直線的に増加して、1995年は約7百万ドルであって、WOCE(World Ocean Circulation Experiment)、JGOFS(Joint Global Ocean Flux)、RIDGE(Ridge Inter-disciplinary Global Experiment)に次いで大きい。LOICZに関する記載はないので、アメリカではどの程度の活動が行われているかは分からないが、少なくともNSFからの予算はないようである。(R.Duce, S.Chisholm, et al., 1996)。

アメリカ国内では、国立科学財団(National Science Foundation)の策定したLand Margin Ecosystems Research(LMER)が進行している。これは、海陸境界域の環境の現在の機能と将来の変化の社会的及び科学的問題を明らかにしようとするものである。地域として選ばれているのは、比較的規模の小さいColumbia River河口域、中規模のChesapeake BayとPlum

Island Sound、さらに広い範囲にわたる Georgia Rivers のデルタ域である。それぞれの地域に近いいくつかの大学・研究所の地球物理学、堆積学、地球化学、微生物学、生物学(植物および動物プランクトン)、食物連鎖にかかわる生態学などの研究者が参加している。また、ウッズホールの海洋生物研究所 (Marine Biological Laboratory) が全体の運営にあっている。Columbia Riverの研究グループは、Turbidity maximum(ETM)に重点を置いて研究しているようである。集水域・河口域の規模的は、Columbia River ですら我が国の最大規模の利根川の数倍の大きさであるが、研究の進め方や研究結果はわれわれにとっても参考になると思われる。詳しい内容は、<http://www.mbl.edu/html/ECOSYSTEM/lmer/lmer.htm> に記載されている。

LMERと同様の研究はイギリス、フランス、ドイツなどでも行われているようである。我が国では、東京大学海洋研究所の大槌臨海研究センターが大槌湾とその周辺沿岸域を研究フィールドとして、全国の研究者の共同利用に供している。20年以上にわたる大槌湾の海況・気象・生物相のデータも集積されているので、この地域を1つの研究対象とすることもできる。大槌湾は外洋に面しており、湾内の海況は外洋の影響を強く受けており、流入する陸水の影響が少ないと報告されているので、境界域の研究には必ずしも適していないかもしれない。

我が国では、噴火湾、東京湾、駿河湾、三河湾、大阪湾、瀬戸内海、有明海、鹿児島湾等の環境科学的研究が文部省の特定研究の一環として行われた。これらはいずれも海域の環境に重点を置いて研究されてきたので、周辺の陸域の環境や河川水・地下水とのかかわりの研究にはいたっていない。最近発表された北九州の洞海湾の研究も海況の富栄養化とその修復に重点を置いている。

6. 研究の取りまとめと展望

1997年度は本計画研究の最終年度であり、研究担当者に研究はいずれも論文として投稿できる状態になっている。これらは日本海水学会誌第52巻第5号(1998年10月発行)以降に順次掲載され、また、準備されている。

1996年度および1997年度には、沿岸域の環境と生態系の研究を進めている研究者との交流と研究の進展を目指して、グループ以外に研究者の参加を呼びかけて、拡大研究者会議を開催した。1996年度には、生態系の研究者に呼びかけて、沿岸域に関する研究の情報を交換することができた。とくに、河川から河口域への物質の輸送のほか、魚類による河口域から陸域への物質輸送の重要性の指摘があったほか、コンブ等の海藻類と共存・競合するプランクトン・海草類の生態系の動態とそれらに依存する沿岸域の利用(漁業と養殖)との関連についての研究を進める必要が認識できた。また、1997年度には、水田・森林溪流系の水質浄化機能・汚濁負荷に関する研究領域やマングローブ水域の物理過程の研究者

からの参加があつて、今後の研究領域の発展が期待される。また、この方面に研究が活発化するにつれて、関連する研究者の文部省科学研究費補助金の取得も増加しつつある。

日本学術会議海水科学研究連絡委員会では、環境に関するシンポジウムの開催を1999年6月7日に予定している。また、日本海水学会でも沿岸環境に関する研究領域の発展を期待している。そこで、このシンポジウムにおいて、プロジェクト研究の成果を踏まえて、さらに広い研究領域についての研究を進められるよう、多くの研究者の参加を求めたい。

この研究を始めるにあたって、また、開催されたシンポジウムの中でも、たびたび多くに研究者が指摘したように、特定の地域を設定して学際的な研究を実施するのが好ましい。地域の設定には、研究の主題が明確であることはもちろんであるが、研究者のフィールドでの研究が容易に行える地理的条件を満たしていること、中心となる研究者・施設が存在することが必要である。先に記したLMERは規模の異なる地域で中心となる研究施設が実施する点では、きわめて好ましいものである。我が国でも、瀬戸内海を中心に周囲の大学が参加した研究も行われた。また、研究施設の点からは、大槌臨海研究センターや地域に隣接する大学の施設などもよい候補施設となる。

7. 研究の背景

研究担当者はそれぞれの研究の基礎となっている知識について記している。ここでは、陸海境界域の一般的な情報について記したい。

7.1 生態系に影響を与える人間活動起源の物質

最近の研究結果によると、大気中の二酸化炭素の濃度は18世紀半ばの産業革命以来次第の増加し始めた。Keelingらを初め多くの研究者による全世界的規模での大気中の二酸化炭素濃度の測定結果によると、1960年以降、 $1.7\% \text{yr}^{-1}$ の割合で増加している事が明らかとなった(G.Marland, R.J.Andres, et al., 1994)。これは大気に放出される二酸化炭素の全量の約半分が大気中に残留していることを示している。

人間活動によって大気中に放出される二酸化炭素は、1991年には $6.2 \times 10^{15} \text{ gC yr}^{-1}$ (62億トン/年)であるが、これらには次の3つの行方がある。1.大気中に残留するもの。2.海洋に吸収されるもの。3.陸上の植物に吸収されるもの。しかし、陸上の植物への吸収量は実測されていない。

Takahashiらは1970年から1980年代の前半に実施された海洋研究の国際共同研究GEOSECS (地球化学大洋縦断計画)によって得られた全世界の海洋の炭酸系のデータを用いて、海洋が吸収する二酸化炭素量を推算した(T.Takahashi, 1989)。その結果によると、残りの半分がすべて海洋に吸収されたという結論が得られたいるわけでないので、第3の行方である陸上の生物(森林)による二酸化炭素の吸収をも考えなければならない。しかし、ど

の地域が二酸化炭素の吸収地域となり得るかの論争が続いていて、missing sinkを模索する研究も行われている(例えば、J.Kaiser, 1998)。

地球上の温度変化に影響を与える物質には、二酸化炭素のほか、メタン、水蒸気、浮遊性粒子状物質がある。メタンの温室効果、すなわち地球が発散する赤外線吸収効果は二酸化炭素のそれを遥かに上回る。メタンの発生源は水田、白蟻や家畜の活動などが主なものであるが、将来のエネルギー資源として重要視されている深海底のメタン水和物の採掘時の偶発的発生(sporadic event)も見逃せない。水蒸気は気温の上昇とともに増加し、温暖化を促進する。一方、気温の上昇によって増加する乾燥地帯から巻き上がる砂塵(浮遊性粒子状物質)は太陽エネルギーの入射を遮り、気温を低下させる効果を持っている。

気候変動による南極やグリーンランドの氷河の消長によって起こる海水準の変動(海面の上昇)は海岸線の位置を変化させる。気候予測モデルによると、近い将来には、温暖化によって海水準が上昇し、海岸線が陸上に進むと広く信じられている。一方、多量の堆積物(>50g/l)を供給していた黄河の流量は、最近の20-25年の間に減少し続けていると報告されており、すでに黄河デルタ地域の海岸線の後退が顕著で、えびの養殖生産量の減少が報告されている(Z.S.Yang et al., 1998)。これは、広大な黄河の集水域における降雨の減少と、農工業の発展によって水が利用されているためと考えられている。このような全地球的变化は直接に沿岸域の地形や生態系に影響を与える。

我が国においても、河川水の利用のためのダムの建設によって土砂の海洋への流出が妨げられて、海岸線の侵食が進んでいる地域が多い。沿岸域の土地開発によって、多量の土砂が河川を通して沿岸域に供給される場合がある。この土砂は沿岸域の海藻・海草・サンゴ礁の生育地に堆積して、それらの絶滅させた例も知られている。

化学工業の発展とともに、副産物として生成した多量の塩素の利用によって有用な有機塩素化合物が大量に製造された。クロロフルオロカーボン(CFC, フロン)は発泡剤・冷媒・洗浄剤として、その安定性・人畜無害性によって広く利用されてきたが、大気中に放出されると、地球上の生物を紫外線から保護するオゾン層を破壊することが明らかとなった。殺虫剤として有効な塩素を含む環状炭化水素(DDT・BHCなど)は稚魚や鳥類の健全な卵の生育を阻害するし、ごく微量の有機リン剤も甲殻類の幼生に有毒である。さらに、貝の付着を防止する船底塗料・魚網に塗布される有機スズや、塩化ビニールなどの合成樹脂の酸化防止剤・農薬・洗剤などの分解生成物などは、内分泌系攪乱物質(環境ホルモン)として作用し、多くの生物の生殖に影響を与えていると考えられている。

人間活動とともに使用される物質の中には、多くの重金属(鉛、水銀、カドミウムなど)が含まれている。これらの重金属が生物に与える悪い影響は古くから知られている。また、農薬・殺虫剤に含まれるリン酸や排水中に含まれる栄養塩はとくに沿岸域・湖水の富栄養化の原因である。

7.2 陸海境界域の物質の挙動

7.2.1 河川へ入る物質

海洋へ入る物質の発生源は陸上であるものが多い。あるものは気体・浮遊性粒子状物質となって大気中に発散し、河川・湖水・海洋に降下する。また、雨水中に溶解して土壌中に入り、土壌中での反応を受けて変質し、河川水・地下水によって運ばれて海に流入する。河川は陸上の物質を海に運ぶ通路であるばかりではなく、河川中では、多くの生物地球化学的变化が起こり、物質が変質している。

地表の岩石は風・河川・波などの侵食作用(物理的)と雨水による風化作用(化学的)で細分化と変質を受ける。雨水は大気中の二酸化炭素を溶解して酸性であるので、岩石は風化されて粘土鉱物となり、カリウム、カルシウム・マグネシウム・珪酸・微量の鉄・アルミニウムなどが溶出する。さらに、土壌中では植物の根や微生物が二酸化炭素を放出するために二酸化炭素の濃度が高く、植物の根が放出する有機酸もあるので、風化が促進される。また、土壌中の有機物は微生物の作用を受けてフミン酸や水溶性のフルボ酸を生成する。これらはカルボキシル基やフェノールを含んでおり、いずれも弱酸であるので、溶出したカルシウムなどが存在する限り、強酸(酸性雨)に対してある程度の緩衝作用を持っている。また、フルボ酸は鉄・アルミニウムと結合して金属類の溶出量を増大させる。

植物で覆われていない陸上では雨水は地表を流れて河川に入るが、森林など植物で覆われている地域では土壌中に浸透する。土壌中での反応を経た水は、河川・地下水となるが、これらの水が運ぶ物質は溶存状態の物質と粒子状物質の2つに分類される。溶存状態にあるものは、炭酸(主として HCO_3^-)・カルシウム・マグネシウム・ナトリウム・珪酸(SiO_2)・硫酸イオン・有機物・微量の鉄やアルミニウム・栄養塩類などである。溶存有機物の起源は次の三つである。(a) 土壌中の動植物が微生物の作用で分解して生じたもの; (b) 汚染有機物; (c) 河川中での生成物。

粒子状物質には、微少な岩石粒子(長石・石英など)とそれが変成して生じた粘土鉱物(モンモリロナイト、カオリナイト、クロライトなど)、Al・Fe・Mnなどの含水酸化物、種々の有機物である。Fig. 1 はアマゾン河中の粘土鉱物粒子の大きさの分布を示してあるが、種々の大きさのものがあることが分かる。粘土鉱物粒子は一般には負の電荷を持っているが、表面に有機物を吸着したりバクテリアの生産する粘液状物

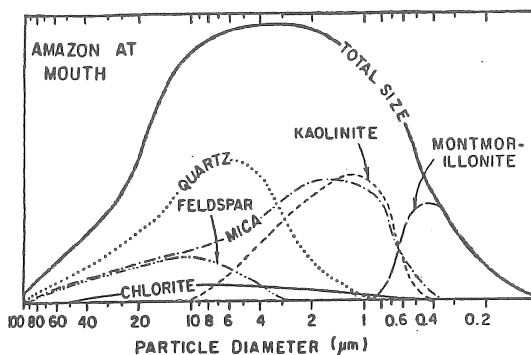


Fig. 1. Size distribution of mineral Particulate phase.

質で覆われていると、正の電荷を持っている。0.4 μ m以下の微小粒子の沈降速度は2cm/day(石英の場合)であるので、ほとんど沈降しないと考えられているが、河川中や河口付近では、次節に記すように凝集して堆積する。

栄養塩類は硝酸塩、リン酸塩、ケイ酸塩であるが、溶存状態のもの、粒子状のものがあり、それらの起源はそれぞれ異なっている。リン酸塩にはリン灰石から溶出するものと、都市排水や洗剤がある。その濃度は海水に比べて遥かに高い。海水中では、一次生産に利用されて表層水から除去されるが、過剰のリン酸塩は沿岸域の富栄養化の原因となる。溶存している硝酸塩は土壌から溶出するものと排水に起因するものがある。生物の分解生成物中にも含まれるが、粒子状でも存在する。硝酸塩の濃度は海水中よりは遥かに多い。溶存しているケイ酸塩は岩石からの溶出であって、排水からの寄与はほとんどない。また、岩石の風化生成物として、粒子状でも存在している。以上に述べた溶存物質・粒子状物質の濃度、組成、存在状態は集水域の地球化学的特性や植生などによって異なっている。

7.2.2 河川中の変質過程

7.2.2.1 粒子状物質の凝集

河川が陸海境界域に近づくと、流速が弱まり、岩石の碎片などの大型の粒子状物質は河川中で堆積する。しかし、河口域では河川水と海水の混合によって、微細な粒子状物質(コロイド状物質)も沈積して、底泥となる。集水域が広大な河川では、河川の運ぶ物質が多く、河口付近にデルタを形成する。

微細な粒子が沈降する過程には、次の2つがある。(1) 生物活動: 有機物で覆われている粒子を生物が摂取して、大きい固まりとして排泄する。(2) 凝集(flocculation): 微細粒子が集合して大きな粒子となる。

河川中では、微細な粒子状物質は、電荷を持ってお互いに反発して安定に存在しているが、海水と混合すると、海水中の遊離のイオンによって電荷を失う。そのために、弱いながらも分子間引力によって微細粒子が比較的密な集合体となる。また、海水中の高分子によって凝集するとふわふわの大きな集合体となる。

7.2.2.2 河口域での沈積

河口域での粒子状物質の堆積は、地形、河川の流量、潮汐に左右され、河川水と海水の混合の強さから、次の様に3種に大別できる。

(1) 弱混合型(salt wedge estuary, Fig.2. (a)) 日本海のように、潮汐が小さくて流入する河川水の水量が多い場合には、河口域にくさび状に侵入している密度の高い海水の上を河川水が流れ、両者は上下に成層している。河川水-海水の境界面で塩分の鉛直分布は急激に変化しており、乱流が生じ、海水が河川水中に侵入する。そこで、河川水が運んできた粒子状物質は堆積する。したがって、堆積する粒子状物質は河川が運搬した陸起源のものである。多量の粒子状物質を河川が運んでくる場合は、河口域はデルタとなる。

(2) 緩混合型(partially mixed estuary, Fig. 2. (b)) 潮汐流がかなりある河口域では、河川水は上層を、海水は下層を流れる。上下境界面での両者の混合が激しく、遡上する海水は混合によって失われるので、海水の陸域方向への流れも大きくなる。海水との混合によって堆積する粒子状物質のほか、海に入ってから凝集し堆積する粒子状物質も潮汐流によって、上流に運ばれる。そのため潮汐流が到達する先端部分に粒子状物質の濃度が最も大きくなる。この部分はturbidity maximumと呼ばれ、Fig. 2. (b)のETMで示してある。

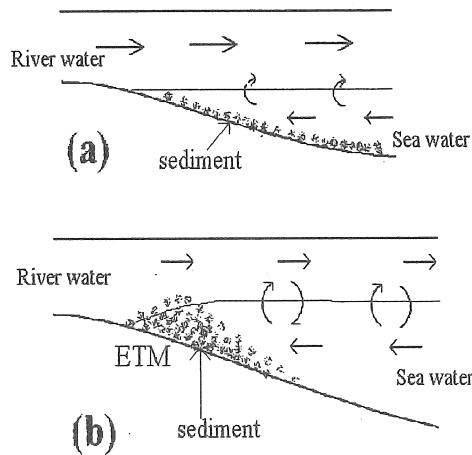


Fig. 2. Cross section of water flow in estuary
(a) Salt wedge estuary
(b) Partially mixed estuary

(3) 強混合型(well mixed estuary)

河口部の幅が広くて浅い場合に潮汐が強いと、河川水と海水とはよく混合して、塩分は鉛直的には一定で、上流に行くほど小さくなる。しかも、北半球では侵入する海水は左岸沿いを上流に流れ、河川水は右岸沿いを流れて海に入る。

有明海に入る筑後川はこの例で、右岸沿いの有明海には堆積物が多く、干潟ができる。

7.2.2.3 溶存物質の反応

塩分または塩素量は保存性があるので、河川水・海水は混合の程度に応じて直線的に変化する。Fig. 3 の混合図は河川水の1成分の濃度が海水のそれより大きい場合の濃度変化を示してある。左上は河川水、右下は海水の濃度である。濃度が上に凸のaddition curve上にある成分は、混合によって成分濃度が増加したことを示している。上に凹のremoval curve上にある場合は、混合によってその成分が除去されたことを意味している。

海水中の主要元素である Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , SO_4^{2-} などの濃度は河川中のそれらよりも遥かに多く、混合すると塩分に比例して変化するので、dilution line上にある。比較的微量の元素(Al, Ba, Cu, Fe, Mn, P, Pb, Si, Znなど)の濃度は河川中の方が多く、混合によって

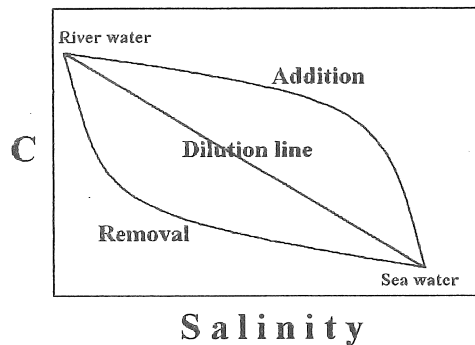


Fig. 3. Estuary dilution graph
C is the concentration of a component

溶出または除去される。溶存鉄は塩分の増加で急激に減少する例である。BaやCuはいずれも複雑に増加する例である。また、Mnは低塩分では減少(除去)されるが、中塩分濃度では溶出して濃度が増加している。このように、混合によって起こる変化には多くの化学的・生物化学的過程が含まれていることを暗示している。混合過程を支配しているパラメータとして考えなければならないのは、河川水・海水のpH、酸化還元電位、塩分、有機リガンド・栄養塩・溶存有機物(DOC)・粒子状有機物(POC)の濃度などである。溶存物質が除去される過程としては、粒子状物質への吸着、イオン強度の増加によるコロイド粒子の凝集と沈降、生物活動による消費と排泄などがある。また、粒子状物質からの脱離や有機物の分解によってそれに含まれる元素が溶出するので、混合層の元素濃度は増加する。これらの作用を決めるのは、全濃度ではなく、その存在状態である粒子状物質、コロイド物質、イオン対や錯体がどの程度安定であるかである。

このように、陸海境界層で起こる溶存元素の挙動は多くの因子で支配されているので、Fig. 1のように単純でないものが多い。その例として、先に述べたTamar River河口域におけるMnの塩分変化をFig. 4に示してある。この海域は潮汐が大きく強混合型の河口域(estuarine turbidity maximum, ETM)であるので、塩分は鉛直的に均一で、上流ほど塩分が減少している。Mnは酸化還元されやすく、還元状態のMn(II)は可溶性であるが、Mn(IV)は不溶性の酸化物(MnO₂)となる。この酸化反応はMn(II)を吸着した粒子状物質の上では特に速く進行する。河川中のMn(II)は侵入する海水の先端に至るまでに一旦酸化されるが、ETMの部分では、還元性の堆積物の巻き上がりで生じた粒子状物質の濃度が大きいので、再び還元されてMn(II)が溶出するのである。さらに高い塩分の海水と混合すると、表面海水中の酸素によって酸化され、粒子状物質(MnO₂)となって沈降する。

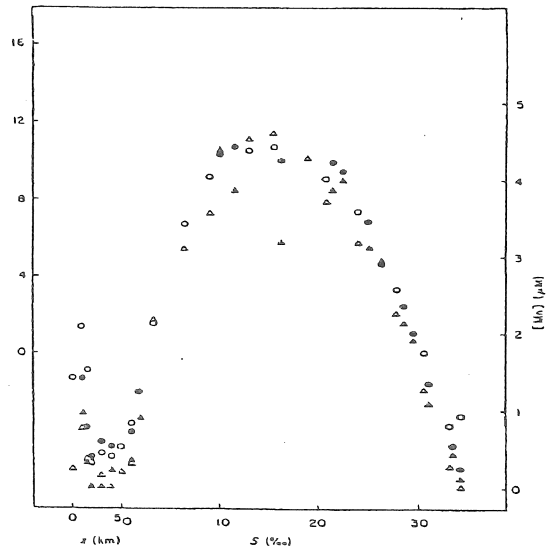


Fig. 4. The behavior of dissolved Mn in the Tamar estuary, southwestern England

謝辞

1995年から1997年の3ヶ年にわたるプロジェクト研究「沿岸海水環境の変化と生態系への影響」はソルト・サイエンス研究財団の全面的な援助によって行われた。あつく感謝の意を表します。杉 二郎先生には、プロジェクト研究の開始前から折りに触れて常にご助言のいただきました。心からお礼申し上げます。また、たびたび開催した会議・拡大会議に会場を提供された日本たばこ事業本部・大阪府立大学・関西大学・東京大学大槌臨海研究センター・塩事業センター海水総合研究所に感謝します。

参考文献

- Church, T.M. (1996): An underground route for the water cycle. *Nature*, **380**, 579-580.
- Duce, R.D., S.Chisholm, T.Kinder, P.Liss, T.Moore, and M.Scranton (1996): Report of a review of the NSF ocean sciences research section. *Oceanography*, **9**(2), 124-134.
- Kaiser, J. (1998): Possibly vast greenhouse gas sponge ignites controversy. *Science*, **282**, 386-387.
- Marland, G., R.J.Andres, and T.A.Boden (1994): Global, regional, and national CO₂ emissions. pp.505-584. In T.A.Boden, D.P.Kaiser, R.J.Sepanski, and F.W.stoss (eds.), *Trends '93: A Compendium of Data and Global Change*. ORNL/CDIAC-65. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tenn., U.S.A.
- Moore, W.S. (1996): Large groundwater inputs to coastal waters revealed by ²²⁶Ra enrichment. *Nature*, **380**, 612-614.
- Takahashi, T. (1989): The carbon dioxide puzzle, *Oceanus*, **32**(2), 22-29.
- Yang, Z.S., J.D.Milliman, J.Galler, J.P.Liu, and X.G.Sun (1998): Yellow River's water and sediment discharge decreasing steadily. *EOS*, **79**, 589 and 592.

Changes of Ecosystem by the Environment in the Coastal Area (The Final Report of Steering Division)

Yoshio Horibe
The university of Tokyo, Prof. Emeritus

Summary

Recent human activities have changed the environment of land and coastal regions, and the changes caused severe damages to the ecosystem of coastal regions. The purpose of our project is to study the dynamics and mechanism of ecological changes in the coastal areas caused by the environmental changes of nearby land areas. This is the interdisciplinary study by the five scientists of coastal engineering, plant physiology, microbiology, and marine chemistry. The study will give us basic knowledge for the effective use of the coastal area and for its ecosystem.

When we started our project research, we exchanged information of each field to deepen our understanding of other study fields. In addition, we believed it is important to study other aspects of marine ecosystems by cooperative studies with marine biologists. During the last three years, we had several meetings with marine biologists and limnologists, and discussed the following topics; establishment of common study field, development of new research technologies, use of university facilities for joint research, and funding.

During the last three years, our researches have remarkably developed as we expected. Following results are important for the future development of environmental studies in coastal area. A new dispersion and accumulation model of chemical substances in the tidal zone has been developed. The model will help explain the mechanism of seaweed growing in the tidal zone. A group has started studying the effect of underground water on growing a mangrove by oxygen isotope tracer technique. The fundamental biogeochemical processes of biologically active substances from various land sources were examined by laboratory model experiments. The results will help explain the complicated field processes of interaction between the mixing zone of river and sea. It was found that the fulvic acid-iron complex is necessary for growing seaweed and for preventing the growth of calcareous weed.

At the initial stage of our research, we planned to do the project under the umbrella of LOICZ-Japan, an IGBP subcommittee of the Science Council of Japan. Now, LOICZ-Japan has not started its research projects unfortunately. Our project is also a part of the future research fields of the Society of Sea Water Science, Japan. We want to develop our studies by cooperating with scientists of other disciplines, such as marine biology, fishery, modeling, hydrology, physical oceanography, and geochemistry.

沿岸域の環境変化が植物の生育、植生に及ぼす影響
- 植物生態生理学的アプローチ - マングローブの葉の水分状態について

助成研究者：石原 邦 (宇都宮大学 農学部)
共同研究者：平沢 正 (東京農工大学 農学部)
大川 泰一郎 (東京農工大学 農学部)

1. 緒言

陸海域境界の沿岸域は、陸地と海洋の影響を受け、塩水、汽水の状態を繰り返すなど非常に複雑な環境である。この環境条件は、定着して環境と調和しつつ生活している植物にとって苛酷なものである。したがって、人間活動による環境の変化は、その程度が小さくても沿岸域の植物の生育や植生に著しい影響を及ぼす。この影響を明らかにするためには、生育量や植物の分布などを調査するだけでなく、植物の生態生理学的研究が必要で、この研究を通じて、生育や植生の変化が生じる要因を解明することができる。本研究の目的は、我が国を含むアジア地域の沿岸域において、人間活動による環境の変化とその地域に分布する植物の生育や植生の変化との対応関係をその要因まで含めて総合的に検討し、最終的には植物の生育、植生の変化をひきおこす要因の解析を通じて、沿岸域の質的量的環境変化を予測する可能性を追求することにある。

この目的を達成するために、熱帯、亜熱帯の沿岸域に生育するマングローブに着目して調査、研究することとした。マングローブは、熱帯、亜熱帯の海岸、入り江、河口の海水および汽水の冠水する泥土または土砂の上に生育する常緑の低木または高木の群落やそれを構成する植物の総称である。世界のマングローブ林の面積は1983年の推定によれば約16万km²で、アジア・太平洋地域はその約40%を占めていた^{2,3)}。マングローブは沿岸域の環境、生態系を維持し、沿岸水棲生物の滋養の場であると同時に、漁業資源や薪、炭、建材などを通じて、地域住民の生活を支えるなど重要な役割を果たしてきた^{4, 20)}。

しかし、近年、その面積は激減しており、たとえばタイでは1961年に3800km²あったマングローブ林が30年間で1/2以下になっている。マングローブ減少の原因は、人口増加に伴って、水田への転換、薪や炭を得るための乱伐、さらにエビの養殖池、上質紙用パルプ材利用のための伐採、海岸地域の開発、港湾工事などによる沿岸域の環境変化などである^{1,6)}。このようなマングローブの急激な減少が、地域の環境、沿岸域の住民の生活だけでなく国レベルの経済や政治に被害が及ぶようになり、マングローブの重要性があらためて認識され、ユネスコをはじめ多くの諸団体がマングローブ

の保全、修復再生の問題に取り組むことになった。1992年に国連主催によってブラジルで開催された地球環境会議において策定された「Agenda 21」にもマングローブ林保全の課題が取り上げられている。

本課題の研究を行うに当たって、マングローブの調査場所は主として沖縄県西表島としたが、文部省科学研究費国際学術調査で行く機会のあったインドネシアバリ島も調査の一部に加えた。西表島に生育するマングローブ植物には、ヒルギ科 (*Rhizophoraceae*) のメヒルギ (*Kandelia candel* (L.) Druce)、オヒルギ (*Bruguiera gymnorrhiza* (L.) Lamk.)、ヤエヤマヒルギ (*Rhizophora stylosa* Griff.)、クマツラ科 (*Verbenaceae*) のヒルギダマシ (*Avecennia marina* (Forsk.) Vierh.)、ハマザクロ科 (*Sonneratiaceae*) のマヤブシキ (*Sonneratia alba* J.Smith)、シクンシ科 (*Combretaceae*) のヒルギモドキ (*Lumnitzera racemosa* Wild) の6樹種がある。オヒルギ、ヤエヤマヒルギ、メヒルギは広く全島に分布し、マヤブシキは東海岸と小浜島のみ、ヒルギダマシは仲間川、古見湾、船浦湾に、ヒルギモドキは船浦湾、浦内川、星立、舟浮にそれぞれ分布している²⁴⁾。またそれぞれの分布地域でも、樹種によって生育場所が異なり、マヤブシキ、ヒルギダマシ、ヒルギモドキは干潟のよく発達した群落の前面部に生育する。地域によって異なるが、海側から内陸側に向かって、ヒルギモドキ・ヒルギダマシ・マヤブシキ・ヤエヤマヒルギ—メヒルギ・ヤエヤマヒルギ・オヒルギ—オヒルギの順に分布し、通常オヒルギは川の最も上流に生育していることが報告されている²⁵⁾。このように、海側から内陸側に向かって順次樹種が変化する帯状構造が見られるのは、海側から内陸側に向かって、塩分濃度、冠水頻度、土壌の排水や浸水の良否、土壌有機物の量や質などの環境条件が変化し、異なることと、これら環境条件に対するマングローブ各樹種の適応能力や耐性の相違とが関係していると考えられている。藤本ら⁵⁾は、微地形によって影響される泥土の孔隙・粒径組成、土壌および土壌水の pH、EC、泥土の乾湿、有機物含水量などの土壌条件と植生の被覆度によって影響される光環境とをマングローブ域における植生決定の主要因としている。

マングローブ植物は、海水中から汽水域まで幅広い塩類濃度の範囲で生育している耐塩性植物である。したがって、耐塩性の機構の解明を目的とした研究も含めて、塩類濃度に対する生長反応や光合成などの生理的反応について、樹種や塩類濃度の季節変化などに着目して多くの研究がなされている^{1, 17, 18, 33)}。海水、汽水の塩類濃度は海水、汽水の水ポテンシャルを規定しており、塩類濃度 3.0 %、2.0 %、1.0 % の水溶液の水ポテンシャルはそれぞれ約 - 2.35、- 1.56、- 0.90MPa である。通常、陸上で水ポテンシャル - 0.1MPa 以上の土壌中に生育している木本植物にとっては、海水、汽水のように著しく低い水ポテンシャル条件下では、水吸収はもちろん生長生理過程を円滑に行い得るよう体内水分状態を維持することは非常に困難で、マングローブ植

物は常に過酷な条件におかれている。しかし、沿岸域に生育するマングローブ植物の体内水分について、生育する周辺の海水、汽水の塩類濃度や水ポテンシャルに着目して行われた研究は極めて少ない^{26, 28)}。したがって本研究では、沿岸域の質的、量的環境変化をマングローブ植物の体内水分状態と海水、汽水の塩類濃度との関係を通じて検討することを目的として行うこととした。

2. 材料および方法

2. 1. 調査場所

主として調査した地点は Fig.1 に示した西表島北部の船浦大橋、ナダラ橋付近であったが、この地点の結果と比較するため、西表島の浦内川河口の月ヶ浜、古見および由

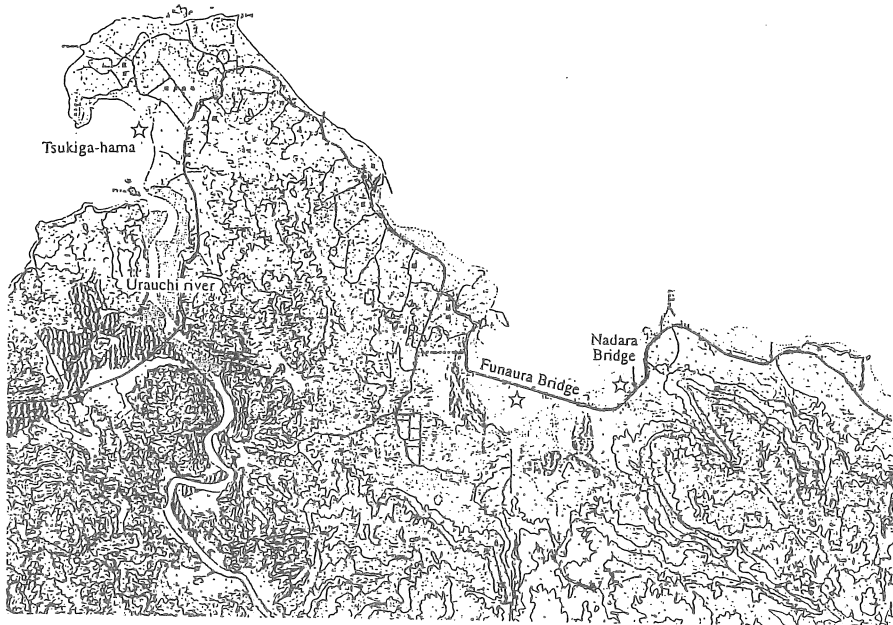


Fig. 1 The map of survey sites at Uehara and Funaura area in northwest Iriomotejima.

布島近辺も調査した。さらに、得られた結果の普遍性を検討するため、インドネシアバリ島の国際協力事業団（JICA）の Development of Sustainable Mangrove Management Project のマングローブセンター構内の苗圃および海に向かって設置されている長さ 500m の橋の先端付近を調査場所とした^{14, 15)}。

2. 2. 測定に用いたマングローブ樹種

主としてヤエヤマヒルギを用いたが、西表島ではこれに加えて、オヒルギ、ヒルギ

ダマシ、マヤプシキについても測定した。なお、バリ島では西表島の樹種と近縁の *Rhizophora apiculata* と *Sonneratia alba* (マヤプシキ) を測定した。

2. 3. 水分状態の測定

葉の水分状態の測定には、通常は1~1.5 mの高さの枝につく展開中の葉から3~5葉下の若い葉を用いた。測定する葉身の表面を紙(キムワイプS-520)で丁寧に拭いた後、主脈を除く葉身の中央部分からリーフパンチで直径約5mmの葉片を切り取り、葉の水ポテンシャルを測定するため、直ちに Psychrometer 測定用 chamber (Wescor社製C-52)に入れた。温度変化を少なくするため、この chamber を発砲スチロールの箱に入れ、室内に持ち帰った。葉片を切り取ってから chamber に入れるまでの時間は10秒以内、平衡時間は3時間として Thermocouple psychrometer (Wescor社製)で、Dew point 法によって葉の水ポテンシャルを測定した⁹⁾。このような測定を1枚の葉の3ヶ所から採取した葉片について行い、得られた値を平均して、その葉の水ポテンシャルとした。葉の水ポテンシャルを測定した葉身、またはその葉の1枚上または下の葉の葉身を採取し、直ちに蓋付きのガラス瓶に密閉し、この瓶をドライアイスが入れている魔法瓶に入れ、葉身を冷凍した。浸透ポテンシャルを測定する際には、瓶を魔法瓶から取り出し、葉身を密閉したままの瓶をドライヤーの温風で壁をあたため、壁に水滴が付着していないことを確認した後、葉身を取り出し、リーフパンチで切り取り、葉片を chamber に入れた。15分後にこの葉片の水ポテンシャルを Thermocouple psychrometer で測定し、この値を葉身の浸透ポテンシャルとし、葉の水ポテンシャルと浸透ポテンシャルの差から圧ポテンシャルを求めた^{2, 9, 32)}。 Thermocouple psychrometer 法で正確に葉の水ポテンシャルを測定するためには、葉片を切り取ってから chamber 内に入れるまでの時間を短くすること、chamber 内の湿度が一定になり、葉と平衡に達するまでの温度変化を可能な限り少なくすること、乾球・湿球の温度差を1/1000℃の精度で測定することなどが必要である^{2, 32)}。汽水、海水中に生育するマングローブ植物で、この測定を行うために種々工夫し、Fig.2 A~D に示すようにして日陰においてあった発砲スチロール内の chamber に入れ、直ちに室内に持ち帰ることによって、本研究の目的を達成するために必要十分な精度の結果を得ることができた。

2. 4. 海水または汽水の塩類濃度および水ポテンシャルの測定

海水または汽水の塩類濃度は、葉の水ポテンシャルを測定した直後に樹の下から水を採取し、電気伝導率計(東亜電波工業製、CM-14P)で測定した。海水または汽水の水ポテンシャルは以下のようにして求めた。海水を蒸留水で種々の濃度に稀釈し、電気伝導率計で塩類濃度を測定した後、浸透ポテンシャルを測定した方法に準じてその水ポテンシャルを測定した。この測定値を用いて塩類濃度と水ポテンシャルの検量線

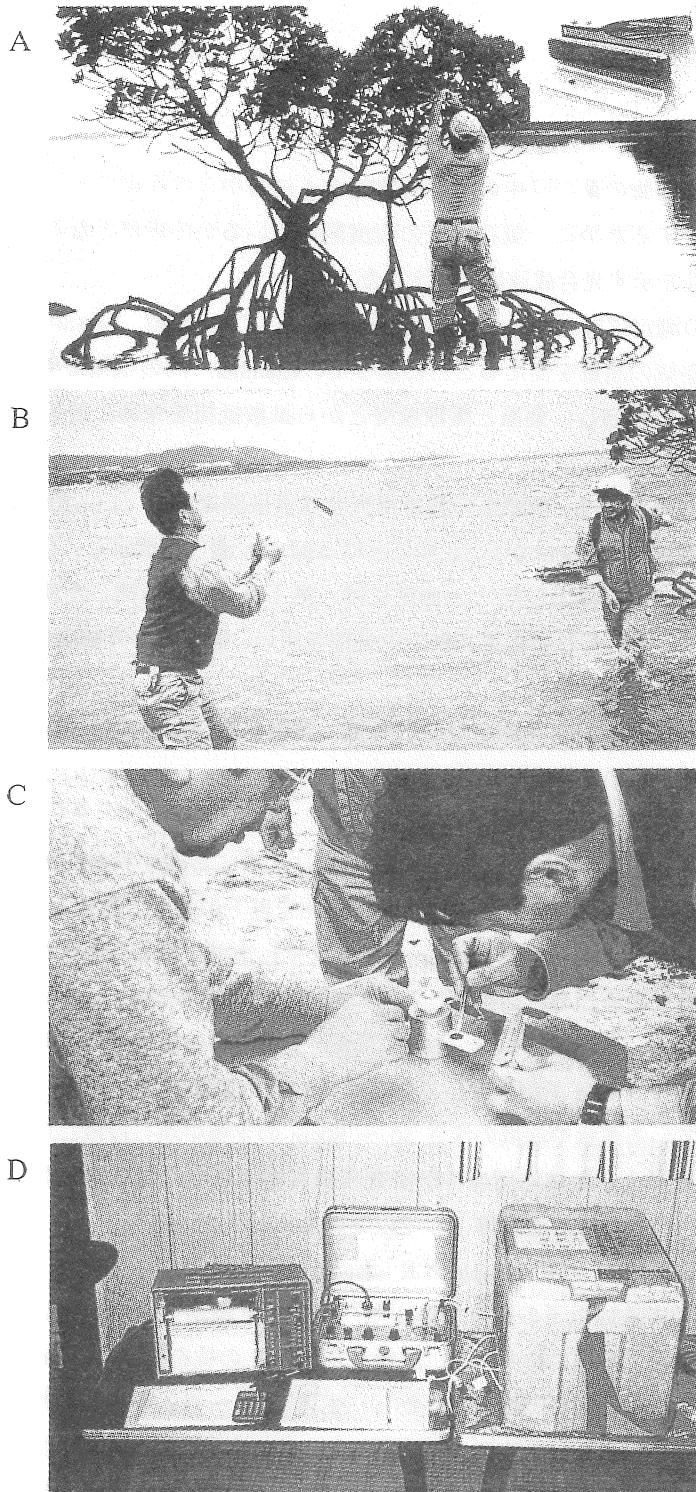


Fig.2 The process of the leaf disk sampling and the instrument for measuring the leaf water status of mangrove tree grown in sea coast with thermocouple psychrometer.

を作成し、この検量線を使って、塩類濃度から海水または汽水の水ポテンシャルを求めた。

2. 5. 拡散伝導度と光合成速度の測定

マングローブ植物の葉の日中の生理的状态とくに日中どの程度の水ストレスを受けているかを判定するために、気孔がどの程度開いているかの指標となる拡散伝導度と葉の生理的活性を示す光合成速度を測定した。

拡散伝導度の測定には、Steady state porometer (LI-COR 社製, LI-1600) を用いた。送り込む乾燥空気の流量を変えることによって、chamber 内の空気湿度を大気湿度と等しくなるように調節し、葉温と蒸散速度とから拡散抵抗を求め、その逆数を拡散伝導度とした。

光合成速度の測定には、閉鎖系の携帯用光合成蒸散測定装置 (LI-6200) を用い、同化箱内の CO₂ 濃度約 355ppm から 20 秒ごとに 5 回 CO₂ 濃度を測定し、CO₂ 濃度の減少速度から光合成速度を算出した¹³⁾。測定には、第 I 葉 (完全展開した最上位葉) から第 III 葉について、それぞれ対生葉 2 枚の中央部を用い、測定時の光強度は 1950 ~ 2140 $\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ であった。

なお、葉の水ポテンシャル測定時の日射量、気温、湿度は上述の Porometer に装着されている測器を用いて測定した。

2. 6. 水の酸素 (¹⁸O) 同位体比の測定

マングローブ植物が吸収している水が循環水によって希釈された海水かどうかを検討するため、海水と植物体内の水の酸素同位体比を以下の方法で測定した。

海水中で生育する *Rhizophora stylosa* (ヤエヤマヒルギ) および琉球大学熱帯生物圏研究センター農場の南側の台地を流れる川の近辺に生育する *Machilus japonica*, *Ficus superba* var. *japonica* から採取した枝の木部液とそれぞれの植物の周辺の海水および川の水さらにヤエヤマヒルギが生育しているいろいろな塩類濃度の海水、および川の水の影響を受けている汽水や海浜の深さ 50 ~ 80cm の土壌中から採取した水の ¹⁸O 同位体比を北海道大学大学院地球環境科学研究科物質循環研究室で測定した。同位体比は標準平均海水 (SMOW) を基準として以下のように表される²⁷⁾。

$$^{18}\text{O} \text{同位体比} = [(R \text{ sample} / R \text{ standard}) - 1] \times 1000 (\text{‰})$$

木部液の採取方法は以下の通りであった。採取した枝から水が蒸発しないように黒いビニールに包んで室内に持ち込み、直径 5 ~ 10mm の枝を長さ 40 ~ 60mm に切り、樹皮を剥がして木部および髄組織のみとし、生体重 30 ~ 50g を真空蒸発によって水を採取するために用いるガラス容器中に密閉した。この木部組織を密閉した容器と海水、汽水、川の水をそれぞれ密閉したスクリー管は、密閉状態を維持するために空輸せず、西表島から東京まで船便、東京から北海道大学までトラック便で運搬した。

なお、植物組織を密閉した真空蒸発容器および海水、汽水を密閉したスクリー管の重量を運搬前と後に西表島と北海道大学でそれぞれ測定し、この間に容器、スクリー管から水が蒸発していないことを確認した。

3. 結果

3. 1. 沿岸域の汽水中と海水中に生育するマングローブ植物の水分状態

船浦大橋の内陸側の汽水域に生育するオヒルギ、ヤエヤマヒルギ、ヒルギダマシの水分状態を測定した結果が Table 1 である。

Table 1. Leaf water status of mangroves growing in brackish water area near Funaura Bridge and brackish water potential (Dec.6).

Mangrove	Brackish water potential MPa	Leaf water potential MPa	Osmotic potential MPa	Pressure potential MPa
<i>B. gymnorrhiza</i>	-1.47	-1.76±0.02	-2.66±0.05	0.90±0.03
<i>R. stylosa</i>	-1.35	-1.58±0.01	-2.59±0.03	1.01±0.04
<i>A. marina</i>	-1.44	-2.83±0.17	-3.51±0.10	0.68±0.08

Meteorological data : air temperature 18.8~19.4°C, air humidity 50~68%, light intensity 100~120 $\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.

オヒルギとヤエヤマヒルギの葉の水ポテンシャル、浸透ポテンシャル、圧ポテンシャルはそれぞれ -1.58 ~ -1.76MPa、-2.59 ~ -2.66MPa、0.90 ~ 1.01MPa で、両植物でほぼ等しかった。一方、ヒルギダマシの葉の水ポテンシャル、浸透ポテンシャルはそれぞれ -2.83MPa、-3.51MPa でともにオヒルギ、ヤエヤマヒルギより低く、圧ポテンシャルも 0.68MPa とやや低かった。汽水の塩類濃度は海水の約 1/2 の 1.5 ~ 1.8% で、水ポテンシャルは -1.35 ~ -1.47MPa であった。このように水ポテンシャルの低い汽水中に生育しているにもかかわらず、浸透ポテンシャルが陸上に生育する通常の植物に比べて 1.0MPa 以上低く⁸⁾、この環境によく適応しているため、圧ポテンシャルが低いヒルギダマシでも 0.68MPa、ヤエヤマヒルギ、オヒルギでは約 1.0MPa と非常に高かった。この測定を行った 12 月初旬の西表島は曇天日が多く、測定した時の気象条件は日射量は 100 ~ 200 $\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ と著しく少なく、湿度はやや低い気温は 18.8 ~ 19.4 °C と低いので、蒸散の著しく低い条件であった。このような条件下で高い圧ポテンシャルを維持していることは、蒸散が盛んになり、葉の水ポテンシャルが多少低下しても、それほど大きな水ストレス状態にはならず、水ポテンシャルが低い汽水中でよく生育し、これらのマングローブ植物の植生が発達していることが葉の水分状態面から裏付けられた。

つぎに、船浦大橋の内陸側の汽水域とナダラ橋近くの外海に生育するヤエヤマヒルギの水分状態を比較した (Table 2)。汽水域に生育するヤエヤマヒルギの水分状態は汽

Table 2. Leaf water status of *Rhizophora stylosa* growing in brackish water area near Funaura Bridge and in sea water area along the coast near Nadara Bridge and sea water potential.

Growing condition	Brackish or sea water potential MPa	Leaf water potential MPa	Osmotic potential MPa	Pressure potential MPa
Brackish water	-1.70	-1.91±0.05	-2.73±0.06	0.83±0.04
Sea water	-2.72	-1.88±0.10	-2.89±0.08	1.02±0.05

Meteorological data : air temperature 17.0~18.0°C, air humidity 54~59%, light intensity 50~150 $\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.

水の水ポテンシャルが -1.70MPa とやや低かったことが関係してか、Table 1 に比べて葉の水ポテンシャル、浸透ポテンシャルがやや低く、圧ポテンシャルもやや低かった。しかし、葉の水ポテンシャルが汽水の水ポテンシャルより低く、圧ポテンシャルは 0.83MPa と高いという関係は変わらなかった。一方、外海の海水中に生育しているヤエヤマヒルギの水分状態は、海水の水ポテンシャルは塩類濃度 3.5%のため -2.72MPa と著しく低かったにも関わらず、汽水域に生育するヤエヤマヒルギと変わらず、葉の水ポテンシャルは -1.88MPa、浸透ポテンシャルは -2.89MPa で、圧ポテンシャルはむしろ高く、1.02MPa であった。

海水中、汽水中に生育するヤエヤマヒルギの生理状態を比較するため、蒸散速度、気孔の拡散伝導度、光合成速度を測定した。この測定は午前8時30分から10時までの間に行い、天候は曇りで日射量 50~150 $\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 、気温 17.0~18.0°C、湿度 54~59%であったので、Table 3 に示すように、光合成速度、蒸散速度の値は著しくいづれも小さかったが、早朝での気象条件の変化を考えると、両ヤエヤマヒルギの生理状態に大きな相違はないと考えられた。

Table 3. Leaf transpiration rate, stomatal conductance and photosynthetic rate of *Rhizophora stylosa* growing in brackish water area near Funaura Bridge and in sea water area along the coast near Nadara Bridge.

Growing area	Transpiration rate $\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$	Stomatal conductance $\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$	Photosynthetic rate $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$
Brackish water	0.67±0.07	0.11±0.01	1.26±0.35
Sea water	0.39±0.15	0.05±0.02	1.98±0.98

Meteorological data are the same as those of Table 2.

ここで海水中に生育しているヤエヤマヒルギで注目すべきことは、周辺の海水の水ポテンシャルよりもヤエヤマヒルギの葉の水ポテンシャルが高いということであった。

すでに述べたように、蒸散速度が非常に小さかったので、測定時には植物体内の各器官の水ポテンシャルは葉の水ポテンシャルとほぼ等しく、平衡状態にあったと考えられる。土壌—植物—大気連続体 (Soil - Plant - Atmosphere Continuum ; SPAC) の水の流れは、水ポテンシャルの高いところから低いところに水ポテンシャルの勾配に沿って生じ、このことは土壌—植物、ヤエヤマヒルギでは海水—ヤエヤマヒルギの間でも成立するはずである²⁹⁾。したがって、海水中に生育するヤエヤマヒルギでは、植物体内の水ポテンシャルが海水の水ポテンシャルより高いということは、水は植物体内から海水中へ移動し、ヤエヤマヒルギは水ストレス状態になるはずである。しかるに、浸透ポテンシャルが低いことも反映して、圧ポテンシャルが 1.0MPa と高く維持され、汽水域に生育しているヤエヤマヒルギとほぼ同様な蒸散速度、拡散伝導度、光合成速度を示しているということは驚くべきことであった。

そこで、このような現象が他のマングローブ植物でも認められるかどうか調査するため、船浦大橋の内側の地域に比べて海水の塩分濃度が高い浦内川河口の月ヶ浜で、ほぼ満潮に近い時刻に、隣接して生育しているオヒルギ、ヤエヤマヒルギ、ヒルギダマシについて測定を行った。その結果を示したのが Table 4 である。ヤエヤマヒルギ、ヒルギダマシでは、葉の水ポテンシャル、浸透ポテンシャルはそれぞれほぼ等しく、オヒルギの葉の水ポテンシャル、浸透ポテンシャルはそれぞれ約 0.5MPa 高かった。

Table 4. Leaf water status of mangroves growing in sea water area in Tsukiga-hama near the mouth of Urauchi river and sea water potential.

Mangrove	Sea water potential MPa	Leaf water potential MPa	Osmotic potential MPa	Pressure potential MPa
<i>B. gymnorrhiza</i>		-1.40±0.04	-2.34±0.01	0.94±0.03
<i>R. stylosa</i>	-2.19	-2.04±0.04	-2.97±0.07	0.93±0.02
<i>A. marina</i>		-1.94±0.03	-2.99±0.01	1.05±0.04

Meteorological data : air temperature 17.0~18.0°C, air humidity 54~59%, light intensity 50~150 $\mu E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$.

その結果、圧ポテンシャルは3樹種とも 0.95 ~ 1.05MPa の範囲にありほぼ等しかった。ここでも、その差は小さいが、各樹種近くの海水の水ポテンシャルよりオヒルギ、ヤエヤマヒルギ、ヒルギダマシの葉の水ポテンシャルは高く、ナガラ橋近くの外海に生育するヤエヤマヒルギと同様に植物体中から海水中に水が移動する状態で、マングローブ植物は水ストレスを受けるはずであったが、圧ポテンシャルは高く維持されていた。

3. 2. 海水中に生育するヤエヤマヒルギの水分状態の比較

前項1で述べたように、塩類濃度の高い海水中で生育しているオヒルギ、ヤエヤマヒルギ、ヒルギダマシのマングローブ植物の葉の水ポテンシャルは、海水の水ポテンシャルより高いにもかかわらず高い圧ポテンシャルを維持しているということは、植物の水吸収の機構から考えて、これらのマングローブ植物の根群の周辺には葉の水ポテンシャルより高い水ポテンシャルの水すなわち、海水よりかなり低い塩類濃度の水があり、根群はこの水を吸収していると考えざるを得ない。そこで、海水中に生育するマングローブ植物の根群がすべてこのような状態にあるかどうかを検討するため、ナダラ橋近くの外海に生育する樹齢が異なり、Fig. 3 ABCに示した樹高が大、中、小

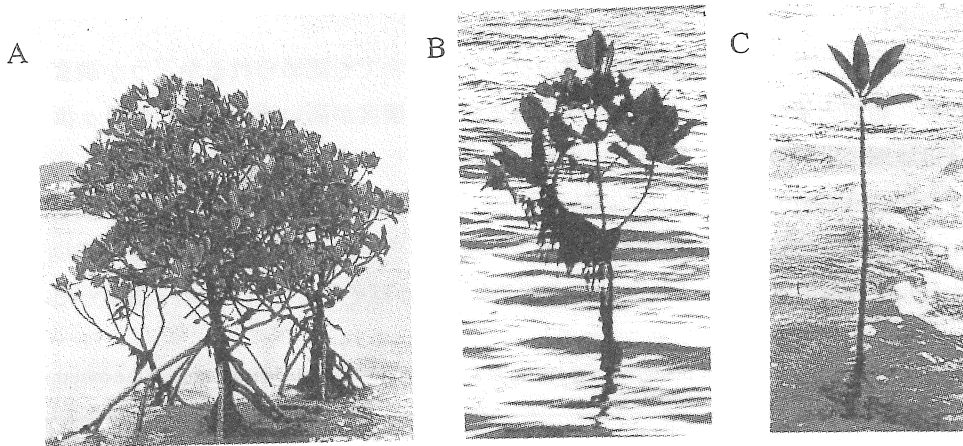


Fig. 3 *Rhizophora stylosa* growing in sea water area along the coast near Nadara Bridge. Plant size : Large (A), Medium (B), Small (C)

の3本のヤエヤマヒルギを選び、蒸散が少なく、植物体内の水ポテンシャルがほぼ等しく、水分状態が平衡になっている午前8時から9時の間の葉の水分状態を測定した。その結果を示したのが Table 5である。樹高2.0～1.5mに達していた大、中のヤエヤ

Table 5. Leaf water status of *Rhizophora stylosa* growing in sea water area along the coast near Nadara Bridge and sea water potential.

Plant size	Sea water potential MPa	Leaf water potential MPa	Osmotic potential MPa	Pressure potential MPa
Large		-1.81 ± 0.04	-2.78 ± 0.15	0.97 ± 0.09
Medium	-2.69	-1.77 ± 0.02	-2.71 ± 0.05	0.94 ± 0.04
Small		-2.72 ± 0.20	-2.96 ± 0.06	0.24 ± 0.15

Meteorological data : air temperature 17.6°C, air humidity 59%, light intensity 110~130 $\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.

マヒルギの水分状態は、Table 2 の外海に生育するヤエヤマヒルギと同様であった。すなわち、葉の水ポテンシャルは約 -1.8MPa で海水の水ポテンシャルの -2.7MPa に比べて約 0.9MPa 高く、圧ポテンシャルは約 1.0MPa であり、海水の水ポテンシャルより葉の水ポテンシャルが高いにもかかわらず、ヤエヤマヒルギは水ストレス状態にはなく、圧ポテンシャルは高い値を維持していた。一方、樹高が約 0.5m で、1～2年生と考えられる小のヤエヤマヒルギの水分状態は、大、中のヤエヤマヒルギと著しく異なった。すなわち、葉の水ポテンシャルは -2.7MPa で約 1.0MPa 低く、浸透ポテンシャルは -2.96MPa と約 0.2MPa 低いだけであったので、圧ポテンシャルは 0.24MPa と著しく低かった。さらに興味あることには、このヤエヤマヒルギの葉の水ポテンシャルは海水の水ポテンシャルより 0.03MPa 低く、差は小さいが海水から植物体内に水を吸収できる状態にあった。すなわち、この小のヤエヤマヒルギの根群の周辺の水の塩類濃度が海水と等しくても、根群は水を吸収できる状態にあった。

以上の結果は次のように考えるとよく説明できる。すなわち、大、中の数年生のヤエヤマヒルギは根群が土壌の深い層までよく発達しており、前述したように、海水よりかなり高い水ポテンシャルの水を吸収している。これに対して、1～2年生の小さいマングローブは未だ充分根群が発達していないで、根群の周辺には海水より高い水ポテンシャルの水はないか、あってもその水ポテンシャルは海水の水ポテンシャルよりそれほど高くなく、海水を直接吸収できる状態にあるということである。このような状態にあっても、ヤエヤマヒルギの葉の浸透ポテンシャルは -2.96MPa までしか低下しないので、蒸散のほとんどない状態でも圧ポテンシャルは著しく小さく 0.24MPa を維持しているに過ぎない。従って、日中日射量が強く、蒸散速度が大きくなり、葉の水ポテンシャルがさらに低くなると、圧ポテンシャルは著しく小さくなり、プラスの値を維持するのが困難になり、著しい水ストレスを受けると考えられる。事実、この小のヤエヤマヒルギの葉身の基部に水ストレスを強く受けた時に蓄積するアントシアンと考えられる赤い色素が認められ⁴⁾、生育中にこのヤエヤマヒルギがかなりの水ストレスを受けていることを示していた。

これまで述べたように、塩類濃度が高く、水ポテンシャルの低い海水中に生育し、葉の水ポテンシャルが周辺の海水の水ポテンシャルより高いマングローブ植物の根群の周辺には葉の水ポテンシャルより高い水があり、この水を吸収していると考えざるを得ない。この水については後で詳しく検討するが、ナガラ橋近辺のヤエヤマヒルギの周辺には河川や表面を流れる水はないので、地下を通過して直接海岸の地中に流れ込む地下水、一方浦内川河口の月ヶ浜に生育するヤエヤマヒルギなどのマングローブ植物の場合には、前述のような地下水または川の周辺を流れる伏流水によって稀釈された水ではないかと推察している。

3. 3. 海水中に生育するマングローブ植物の水分状態の普遍性

西表島の西北部のナガラ橋および浦内川河口の月ヶ浜の海水中に生育するマングローブ植物の葉の水ポテンシャルは、日射量が少なく、気温が低く蒸散速度が少ない条件下で周辺の海水の水ポテンシャルより高いという現象を認めた。このような現象が普遍的に存在するかどうかについて、夜明け前の早朝または日没直後の夕方で、薄暗く、湿度が高い蒸散が少ない条件下で、インドネシアバリ島と西表島の他の地区に生育するマングローブ植物を用いて検討した。さらに、晴天の日中で日射量が多く、蒸散が盛んで多量の水を消費し、根群が多くの水を吸収していると考えられるマングローブ植物についても検討した。

3. 3. 1 地域による普遍性の検討

3. 3. 1. 1. 西表島

まず、西表島の南東に位置する古見に生育するヤエヤマヒルギの葉の水ポテンシャルを夜明け直前に測定した。測定した場所は、その近くに川はないが、低い丘陵の間に挟まれた幅の広い谷が延びて外海に接したところであった。Table 6 をみると、木の

Table 6. Sea water potential and leaf water status just before sunrise of *R. Stylosa* growing in sea water along the coast near Komi, Iriomote.

Plant size*	Sea water potential MPa	Leaf water potential MPa	Osmotic potential MPa	Pressure potential MPa
Large	-2.75	-2.00±0.29	-3.13±0.11	1.13±0.33
Small	-2.76	-1.99±0.15	-2.97±0.18	0.99±0.08

* The height of large and small plant was more than 2m, and less than 1m, respectively.

大小で水分状態に相違はなかったが、いずれも周辺の海水の水ポテンシャルより葉の水ポテンシャルは約0.7MPa高く、圧ポテンシャルは約1MPaであった。

つぎに由布島との間の西表島側に接して生育しているマヤプシキの葉の水分状態を夜明け直前に測定した (Table 7)。この場合にも、今までと同様な結果であったが、周

Table 7. Sea water potential and leaf water status just before sunrise in *S. alba* growing in sea water along the coast near Yubujima, Iriomote.

Plant size*	Sea water potential MPa	Leaf water potential MPa	Osmotic potential MPa	Pressure potential MPa
Large	-2.65	-1.06±0.11	-2.30±0.06	1.23±0.07
Small	-2.65	-1.68±0.11	-2.48±0.17	0.80±0.16

* See the foot note of the Table 6.

辺の海水の水ポテンシャルに比べて葉の水ポテンシャルは著しく高く、とくに高い程度は大きいマヤブシキで大きく、海水の水ポテンシャルより約 1.5MPa 高かった。これを反映して大きいマヤブシキの圧ポテンシャルは 1.23MPa と著しく高かった。

3. 3. 1. 2. インドネシア バリ島

バリ島のマングローブセンターには、マングローブ林の中に、観察したり材料の採取のために長さ 500 m の木製の橋が海に向かって設置されていた (Fig.4)。この橋を利

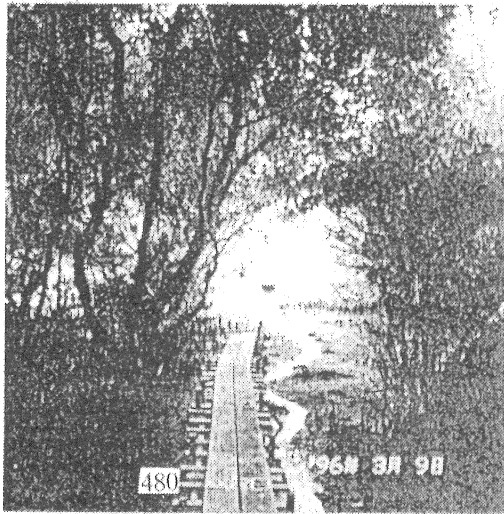


Fig.4 The bridge for surveying the mangrove vegetation of the Mangrove Center, Bali.
480 in the photo, indicates the distance (m) from the land.

用し、できるだけ陸から離れた海水中に生育する樹高 10m 以上の *R. apiculata* と *S. alba* の水分状態を測定した。蒸散がほとんどなく根周辺の土壌と葉の水ポテンシャルとが平衡に達している日没直後に測定した Table 8 をみると、雨期であったので塩類濃度が

Table 8. Sea water potential and leaf water status just after sunset in mangrove plants growing in sea water along the coast of Bali Island, Indonesia.

Mangrove plant	Sea water potential MPa	Leaf water potential MPa	Osmotic potential MPa	Pressure potential MPa
<i>R. apiculata</i>	-2.13	-1.87±0.04	-2.97±0.11	1.10±0.07
<i>S. alba</i>	-2.13	-1.99±0.06	-2.84±0.07	0.84±0.01

やや低く、水ポテンシャルが - 2.13MPa の海水中に生育しているのに、両植物の葉の水ポテンシャルは - 1.87、 - 1.99MPa と高く、浸透ポテンシャルは低かったので、圧

ポテンシャルは 1.10、0.84MPa と高かった。この結果は、西表島での測定結果と同様で、海水の水ポテンシャルより葉の水ポテンシャルが高く、体内から水が海水中へ排出される条件にあるにもかかわらず、圧ポテンシャルは約 1MPa と高く維持されていた。

さらに、*R.apiculata* について、夜明け直前に成木と高さ約 50cm の若い苗木の水分状態を測定した (Table 9)。生育場所が苗圃と海水中と異なったので、それぞれの木の周辺の水の水ポテンシャルは異なったが、海水中に生育する成木の葉の水ポテンシャルは、Table 8 と同様周辺の海水の水ポテンシャルより高かったのに対して、汽水中に生育している苗木の葉の水ポテンシャルは周辺の水の水ポテンシャルより低く、周辺の水を吸収できる状態にあった。このように葉の水ポテンシャルは低かったが、浸透ポテンシャルも低かったので、苗木の圧ポテンシャルは成木よりかえって高かった。

Table 9. Sea water potential and leaf water status just before sunrise of *R. apiculata*, growing in sea water along the coast of Bali Island, Indonesia.

Plant size	Sea water potential MPa	Leaf water potential MPa	Osmotic potential MPa	Pressure potential MPa
Large	-2.20	-1.79±0.14	-2.69±0.05	0.89±0.09
Small*	-1.64	-1.97±0.08	-3.03±0.05	1.06±0.13

* Seedling with 0.5m plant height.

以上の結果、地域が異なっても、またマングローブ植物の樹種が異なっても、蒸散が著しく少ない条件下では、水ポテンシャルが- 2.0MPa 以下の海水中に生育する場合には、葉の水ポテンシャルが周辺の海水の水ポテンシャルより高く、それにもかかわらず圧ポテンシャルは 0.8 ~ 1.0MPa と高い状態を維持していることが認められた。このことは、海水中に生育しているマングローブ植物の根群は葉の水ポテンシャルよりも高い水ポテンシャルの水を吸収している可能性を示す現象はかなり普遍的に存在していることを示唆している。

3. 3. 2. 蒸散が盛んで水消費の多い条件下での検討

晴天の日の日中で、日射量が多く、高温で湿度が低く蒸散の盛んな条件下で、葉の水分状態を測定した。まず、西表島の古見で測定したヤエヤマヒルギの結果を Table 10 に示した。日射量が多く、蒸散が盛んであることを反映して、葉の水ポテンシャルはいずれもかなり低下し、周辺の海水の水ポテンシャルとの差が小さくなった。葉の水ポテンシャルの低下程度は小さいヤエヤマヒルギで大きかったが、まだ海水の水ポテンシャルより葉の水ポテンシャルがやや高かった。小さいヤエヤマヒルギは葉の水ポ

テンシャルの低下程度が大きかった割に浸透ポテンシャルが低下しなかったので、圧ポテンシャルは小さくなり、大きいヤエヤマヒルギに比べて小さいヤエヤマヒルギはより水ストレスを強く受けていた。

Table 10. Sea water potential and leaf water status in the daytime in *R. stylosa* growing in sea water along the coast near Komi, Iriomote.

Plant size*	Sea water potential MPa	Leaf water potential MPa	Osmotic potential MPa	Pressure potential MPa
Large	-2.87	-2.59±0.18	-3.51±0.12	0.93±0.20
Small	-2.87	-2.72±0.07	-3.28±0.03	0.56±0.08

* See the foot note of the Table 6.

Time of measurement : pm2:25~2:35. Meteorological data : air temperature 34.5 ~35.0°C, air humidity 54~55 %, light intensity 1900 ~2000 $\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.

さらにナガラ橋近辺の外海に生育する大、中、小のヤエヤマヒルギの水分状態を晴天の日の日中測定した。その結果 (Table 11)、日射量が著しく多く蒸散が盛んであったので葉の水ポテンシャルはかなり低下したが、海水の水ポテンシャルもかなり低かったので大、中のヤエヤマヒルギの葉の水ポテンシャルは周辺の海水の水ポテンシャルよりやや高く、小のヤエヤマヒルギの葉の水ポテンシャルだけが低かった。圧ポテンシャルは、浸透ポテンシャルが低くなったので、水ポテンシャルが低下したほどは低くならなかった。葉の浸透ポテンシャルの低下程度は小のヤエヤマヒルギで最も大きかったので、結局圧ポテンシャルは大、中、小のヤエヤマヒルギで大きな相違はなかった。

Table 11. Sea water potential and leaf water status in the daytime in *R. stylosa* growing in sea water along the coast near Nadara Bridge, Iriomote.

Plant size*	Sea water potential MPa	Leaf water potential MPa	Osmotic potential MPa	Pressure potential MPa
Large	-2.60	-2.45±0.10	-2.97±0.11	0.52±0.22
Medium	-2.61	-2.49±0.10	-3.16±0.15	0.67±0.16
Small	-2.65	-2.79±0.21	-3.33±0.10	0.52±0.31

* The height of large, medium and small plant was more than 2.5m, from 1.0 m to 2.0 m and less than 1.0 m, respectively.

Time of measurement : pm2:30~15:00. Meteorological data : air temperature 33.5 ~34.5°C, air humidity 48 ~ 50 %, light intensity 2500 ~2600 $\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.

インドネシアバリ島においても晴れたり、曇ったりの日の中海水中に生育している *R. apiculata* と *S. alba* を用いて測定した。その結果 (Table 12) をみると、葉から蒸散しているの、葉の水ポテンシャルは早朝や夕方に比べて低下していたが、その低下程度は小さく、海水の水ポテンシャルとほぼ同じ値であった。浸透ポテンシャルはほとんど変化していないので、圧ポテンシャルは葉の水ポテンシャルが低下した分だけ低下し、日中は多少水ストレスの状態にあることがわかった。

Table 12. Sea water potential and leaf water status in the daytime in mangrove plants growing in sea water along the coast of Bali Island, Indonesia.

Mangrove plant	Sea water potential MPa	Leaf water potential MPa	Osmotic potential MPa	Pressure potential MPa
<i>R. apiculata</i>	-2.27	-2.34±0.20	-3.05±0.10	0.70±0.30
<i>S. alba</i>	-2.27	-2.07±0.14	-2.77±0.14	0.70±0.03

The leaf blades used for measuring leaf water potential were not exposed direct by to the sun in the canopy.

Time of measurement : pm1:30~2:00.

さらに、早朝と日中蒸散が盛んな条件下で、葉の水分状態がどの程度変化するかをより正確に把握するために、ナダラ橋近くの海水中に生育するヤエヤマヒルギの同一植物を測定した (Table 13)。晴天の午後 14 時で照度が 10 万 lux 以上と蒸散が著しく

Table 13. Sea water potential and leaf water status of *R. stylosa* measured at the just before sunrise and the daytime grown in sea water area along the coast near Nadara Bridge and sea water potential.

Plant	Time of measurement	Sea water potential	Leaf water potential	Osmotic potential	Pressure potential
A	Before sunrise	-2.60MPa	-2.08±0.04	-3.24±0.17	1.16±0.15
	Daytime *	-2.57MPa	-2.67±0.04	-3.49±0.04	0.82±0.02
B	Before sunrise	-2.60MPa	-1.90±0.10	-3.14±0.19	1.24±0.10
	Daytime *	-2.59MPa	-2.59±0.02	-3.49±0.06	0.91±0.07

* pm 14:00~14:00. Light intensity : 108,000 lux.

多い条件下で、葉の水ポテンシャルは早朝に比べて 0.59 ~ 0.69MPa 低下し、浸透ポテンシャルは 0.25 ~ 0.35 しか低下しなかったの、圧ポテンシャルは 0.33 ~ 0.34MPa 低下した。しかし、圧ポテンシャルは依然として 0.82 ~ 0.91MPa と高い値を維持しており、水ストレスは大きくないといえる。この結果は、葉の水ポテンシャルが周辺の周辺の海水の水ポテンシャルよりやや低いかほぼ等しい値まで低下しているものの、ヤエヤマヒルギは日中生理的過程を維持できる水分状態にあったことを示している。

以上の結果、早朝や夕方、あるいは曇天で日射量が著しく少なく、蒸散がほとんどない条件とは異なって、日中日射量が著しく多く蒸散がかなり多く、マングローブ植物の水消費が多いと考えられる条件下では葉の水ポテンシャルが低下し、葉の水ポテンシャルと海水の水ポテンシャルの相違が小さくなるかあるいはほぼ等しくなった。しかし、後に詳しく考察するが葉の水ポテンシャルの低下程度は予想したより小さく、根群の周辺には葉の水ポテンシャルよりかなり高い水ポテンシャルの水が多量に供給されていることが予想された。

3. 4. 海水中に生育するヤエヤマヒルギの生理状態—拡散伝導度、光合成速度を通じての検討

塩類濃度が 3.0 % 以上と高く、水ポテンシャルが -2.5MPa 以下の海水中に生育するヤエヤマヒルギの晴天の日の日中の水ストレスの程度を知るため、まず気孔開度の程度を表す拡散伝導度の日変化をナガラ橋近辺の外海に生育する大、中、小のヤエヤマヒルギの葉身について測定した。その結果 (Fig.5)、拡散伝導度は早朝は小さく、その後急速に大きくなり、9 時ごろ最大に達し、以後低下するという日変化を示した。拡散伝導度の最大値には木の大きさによる相違はほとんどなかったが、最大に達して以後の低下程度が異なり、大、中のヤエヤマヒルギでは低下程度は僅かで、一日中気

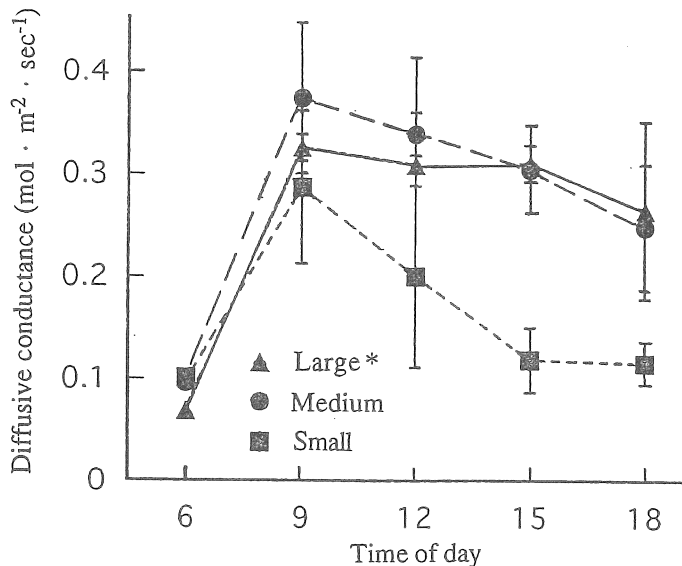


Fig.5 Diurnal change in diffusive conductance in the leaf blades of different plant size of *S. stylosa* growing in sea water along the coast near Nadara Bridge.

* See the foot note of the Table 11.

孔開度は大きかったのに対して、小のヤエヤマヒルギの低下程度は大きく、日中気孔はかなり閉じていることがわかった。このことから、日中の水ストレスは大、中のヤエヤマヒルギでは小さく、小のヤエヤマヒルギで大きいことが推察された。さらに、日射量が光合成の制限要因とならない $1950 \sim 2140 \mu E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ の条件下のいろいろな時刻に大、小のヤエヤマヒルギの葉身の光合成速度と拡散伝導度とを同時に測定し、両者の関係を求めた。この結果を図示した Fig.6 からわかるように、光合成速度と

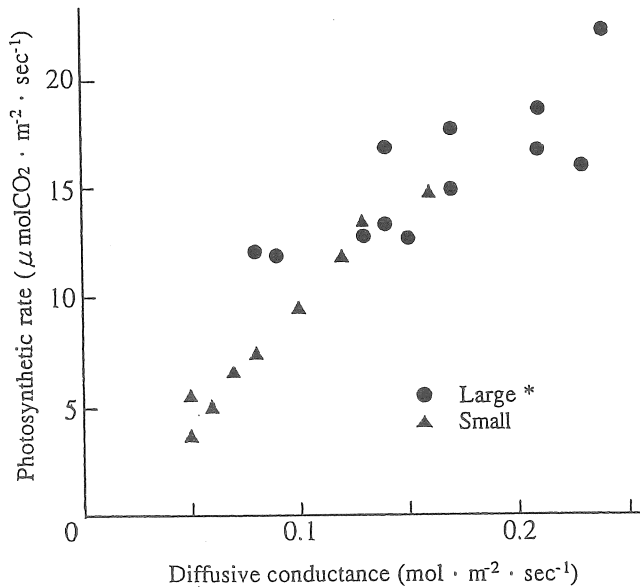


Fig.6 Relationship between diffusive conductance and photosynthetic rate in the leaf blades of *R.stylosa* growing in sea water along the coast near Nadara Bridge.

* See Table 11.

Meteorological data : air temperature 34.7~36.5°C, air humidity 50 ~ 62 %, light intensity 1950 ~ 2140 $\mu E \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$.

拡散伝導度との間には、直線で表せる密接な関係があった。Fig.5, 6 から、外海の海水中に生育していても、晴天の日の日中には、ヤエヤマヒルギの葉で $20 \mu mol CO_2 \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ 以上の高い光合成速度で光合成を行っており、光合成速度が著しく低下するのは、小さいヤエヤマヒルギだけであるが、このヤエヤマヒルギでも日中 $8 \sim 10 \mu mol CO_2 \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ の速度で光合成を行っていることがわかった。

さらに、ヤエヤマヒルギは一本の小枝に対生の葉が3~5対付いているので、これらの葉の光合成速度を比較した (Fig.7)。まず、大きいヤエヤマヒルギの展開完了した上位3対の葉身についてみると、各葉位では、対生の葉身の光合成速度は等しかった。葉位間では、最上位葉から2番目のⅡ葉の光合成速度が最大で、Ⅰ葉とⅢ葉はやや小

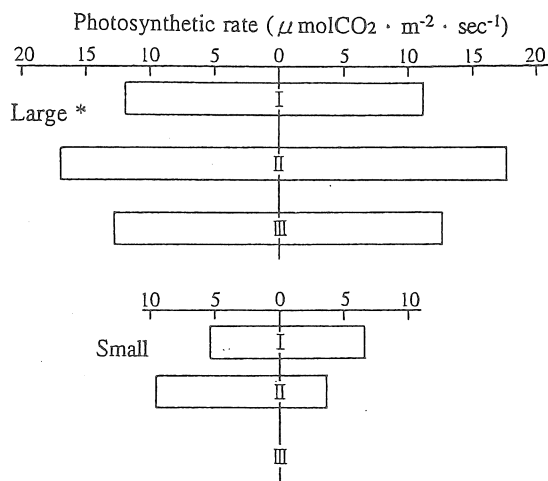


Fig.7 Comparison of photosynthetic rates between leaf blades at the different plant size of *R. Stylosa* growing in sea water along the coast near Nadara Bridge.

* See Table 11.

I (the upper most expanded leaf), II and III indicates the different leaf position. The left and right values at the same leaf position indicate the photosynthetic rates of the opposite leaf blades.

さかったが、両者はほぼ等しく、下位葉になるにしたがって光合成速度が著しく低下することはなかった。一方、水ストレスを強く受けている小さいヤエヤマヒルギでは、2対の葉しかなく、光合成速度は大きいヤエヤマヒルギの1/2～1/3と著しく小さく、しかも、最下位葉のII葉では、対の2葉間でかなりの相違があった。しかし、この場合にも対の葉を平均して比較すると、下位葉での光合成速度が著しく低くはなっていないかった。観察の結果も、光合成速度の葉位間の相違と一致して、1本の小枝に例えば2対、または3対の緑色の葉身がついている場合、緑色程度には葉位間の相違はまったくなかった。しかし、この緑色の葉の下位にはまったく葉身がないが、葉身があってもこれらの葉身は全面黄色に老化していて、その上位の緑色とは著しい対照を示していた。

3. 5. 海水中に生育するヤエヤマヒルギが吸収する水

—海水と枝の木部水との酸素同位体比の比較

3. 5. 1. 水の塩類濃度および水ポテンシャルと酸素同位体比との関係

まず、海水、汽水、河川水および海浜の数 cm ～数 10 cm の土層から得られる地下水の塩類濃度と酸素同位体比との関係を調査した。

水を採取した場所は、琉球大学熱帯生物圏研究センター西表実験所（上原地区）お

よびその農場の近くの友利川伏流水とマレー川、ナダラ橋外海の海水、ナダラ川表層水、下層水、ナダラ橋外海海浜の地下水、由布島近くの汽水などで、採取日は1996年11月30日から12月2日であった。その結果を図示したのが、Fig. 8とFig. 9である。由

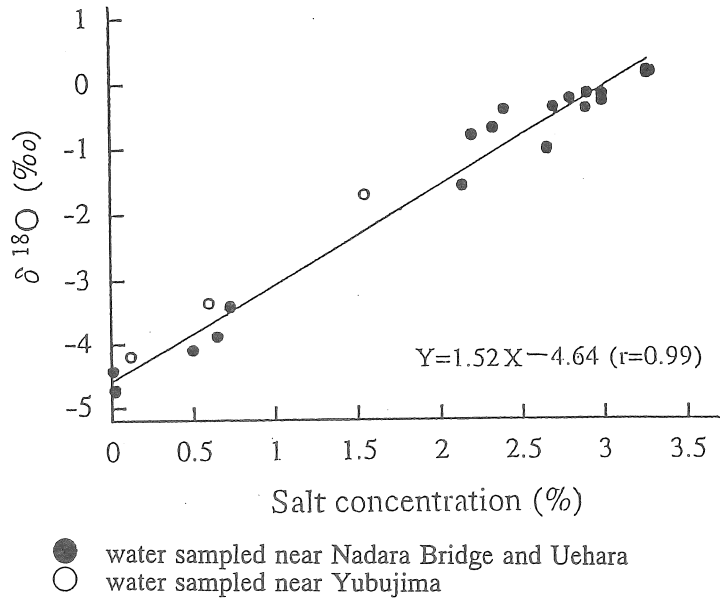


Fig. 8 Relation between $^{18}\text{O} / ^{16}\text{O}$ ratio (‰) and salt concentration of water.

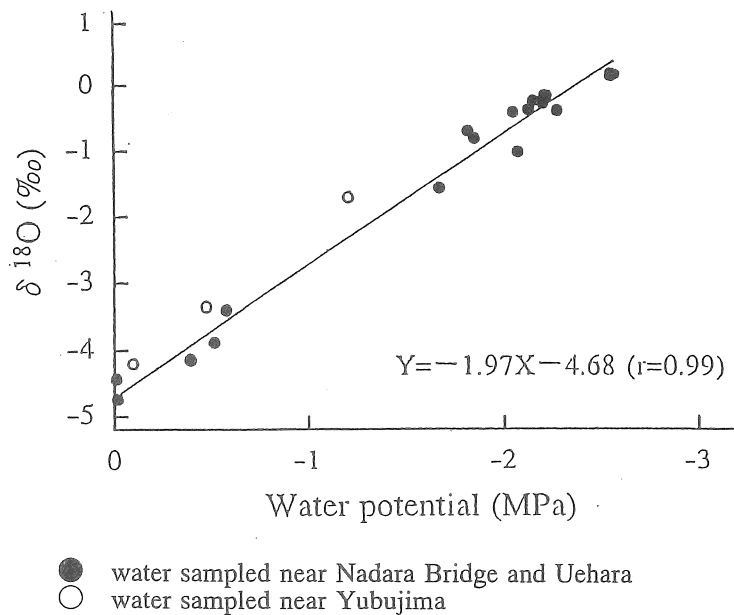


Fig. 9 Relation between $^{18}\text{O} / ^{16}\text{O}$ ratio (‰) and water potential in different salt concentration.

布島で採取した水は、その他の水と若干異なったが、ナガラ橋、上原地区で採取した水では塩類濃度、水ポテンシャルと酸素同位体比の間にそれぞれ $Y = 1.52 X - 4.64$ ($r=0.99$)、 $Y = -1.97 X - 4.68$ ($r=0.99$) の式で表される密接な関係があった。

以上の結果から、ヤエヤマヒルギ体内の水の同位体比を測定することによって、ヤエヤマヒルギの根群が吸収している水の塩類濃度、水ポテンシャルを推定できることがわかった。

3. 5. 2. 水吸収における酸素同位体の分別について

つぎに問題となるのは、植物の根が水を吸収する際に水の同位体の $H_2^{18}O$ と $H_2^{16}O$ を分別しているかどうかである。この点を検討するため、マレー川の岸近くに生育する *Machilus japonica* (クスノキ科 ホソバタブ)、*Ficus superba* var. *japonica* (クワ科 アコウ) の木部組成 (髄組織 pith を含む、以下同様) に含まれる水とマレー川の水の酸素同位体比を比較した。その結果を示したのが Table 14 の上2項で、川の水の酸素同位体比が -4.43 ^{18}O (‰) であるのに対して、木部液はホソバタブ、アコウそれぞれ -4.60 、 -4.50 ^{18}O (‰) でやや小さくなったが、根群の水吸収から枝の木部まで移動する間に酸素同位体の分別はあっても非常にわずかであることがわかった。

Table 14. Delta ^{18}O (‰) and calculated potential (MPa) of water in xylem tissue of plants from the relation between delta ^{18}O and potentials or salt concentrations (%) of water in sea, soil and river.

Plant	Water in river or sea near the plants			Water of xylem tissue in plants			
	Delta ^{18}O	salt c.	potential	delta ^{18}O	salt c.	potential	
<i>Machilus japonica</i>	-4.43	0.01	-0.01	-4.60	—	—	
<i>Ficus superba</i> var. <i>japonica</i>	-4.43	0.01	-0.01	-4.50	—	—	
<i>Rhizophora stylosa</i>	No.1	0.16	3.16	-2.46	-1.50	2.06	-1.61
	No.2	0.20	3.27	-2.56	-1.10	2.33	-1.82

3. 5. 3. ヤエヤマヒルギの枝の木部水の酸素同位体比

ナガラ橋近くの外海に生育する従来から測定に使用しているヤエヤマヒルギの樹高の大 (No.1)、小 (No.2) の枝の木部水の酸素同位体比を測定し、周辺の海水と比較した。その結果、木部水の酸素同位体比は No.1、No.2 それぞれ -1.50 、 -1.10 ^{18}O (‰) であったのに対して、周辺の塩類濃度 3.16、3.27 % の海水の同位体比はそれぞれ 0.16、0.20 ^{18}O (‰) とかなり高かった。このことから、5. 2 で述べたように、植物の水吸収から枝の木部まで移動する間に酸素同位体比の分別がないと仮定すれば、このヤエヤマヒルギの根群は海水よりもかなり ^{18}O 同位体比の低い水を吸収していることになる。この水の塩類濃度、水ポテンシャルを Fig.8、Fig.9 を用いて推定すると、No.1、No.2

が吸収している水はそれぞれ塩類濃度 2.06、2.33 %、水ポテンシャル -1.61 、 -1.82 MPa となった。以上の結果は、海水中に生育するこのヤエヤマヒルギは海水が、循環水、おそらく根群周辺の海水中に直接流入している地下水によって稀釈された水を吸収していることを示しており、海水と循環水との混合比は2対1と計算される。

なお、枝を採取した時に測定した No.1、No.2 の葉の水ポテンシャルはそれぞれ -2.03 、 -2.34 MPa であった。また、その時の葉に含まれていた酸素同位体比は 6.10 ^{18}O (‰) であり、葉からの水の蒸散過程などにおいては明らかに H_2^{18}O と H_2^{16}O とが分別されていることも認められた。

4. 考 察

4. 1. マングローブ植物の葉の水分状態

マングローブ植物は海岸域の海水、汽水中に生育しているので、現地で体内水分状態を測定するのは非常に困難である。葉の水ポテンシャルを測定する方法には psychrometer 法と pressure chamber 法があり、pressure chamber は野外での測定に適しているので、これを用いてマングローブ植物を測定した例はある¹⁸⁾。最も古いのは Scholander et. al. (1965) の測定結果で⁹⁾、水ポテンシャルは $-30 \sim -60$ bar ($-3 \sim -6$ MPa) と非常に低く、常に周辺の海水の水ポテンシャルより低く、植物体内から水は失われることなく、マングローブは海水を吸収できる状態にあることを報告している²⁸⁾。著者らも pressure chamber による葉の水ポテンシャルおよび導管液の浸透ポテンシャルの測定を試みた。この測定に当たって、植物組織に 30 気圧以上の圧力を加えることになり、軟らかい組織細胞を押しつぶす可能性があること(事実、採取した導管液は不透明であった)、極端に硬い組織と軟らかい組織が共存している時には測定が著しく不正確になり、再現性が得にくいことなど^{2, 32)} によって、この方法は採用しないことにした。本研究では材料および方法に記述したように種々工夫し、psychrometer 法を用いてマングローブ植物の水分状態を測定することにし、結果の項で示したように、本研究の目的を達成するための必要十分な精度で、水ポテンシャル、浸透ポテンシャル、圧ポテンシャルの値を得ることができた。

マングローブ植物は、海水、汽水のどちらに生育していても、陸上の通常の植物に比較すれば、根群が接する土壌の水ポテンシャル(土壌のマトリックポテンシャル+土壌水の水ポテンシャル)は著しく低いが、樹種に関係なく、葉の圧ポテンシャルは陸上の植物と同程度に高かった⁹⁾。すなわち、葉の水ポテンシャルは、例えば湛水中に生育する水稻の早朝 $-0.2 \sim -0.3$ MPa、晴天の日中 $-0.5 \sim -0.7$ MPa に比べて著しく低く¹⁰⁾、ヤエヤマヒルギでは通常それぞれ $-1.7 \sim -2.0$ MPa、 $-2.5 \sim -2.6$ MPa

であった。それにもかかわらず、早朝と日中の葉の水ポテンシャルの相違に水稻とヤエヤマヒルギで大きな相違はなかった。このように水稻とヤエヤマヒルギの葉の水ポテンシャルには大きな相違はあったが、ヤエヤマヒルギの浸透ポテンシャルが水稻より $-1.5 \sim -2.0$ MPa 低いので⁹⁾、圧ポテンシャルは水稻とほぼ同じ値で維持されていた。このようにマングローブ植物が土壌の水ポテンシャルが低い条件で圧ポテンシャルが高く維持されているのは、細胞中に浸透調節物質が蓄積し、浸透ポテンシャルを低く保っているからである。浸透ポテンシャルは季節変化があり、西北の風は強いが低温、曇天で雨が多い11月下旬から12月上旬に比べて、梅雨明け後晴天で日射量が強い6月上旬の方が0.数MPa低くなっていた。このような浸透調節は日変化や根群の接する土壌水の水ポテンシャルによっても生じることが認められた。しかし、この調査の範囲内では、西表島のマングローブ植物で浸透ポテンシャルが -3.5 MPa以下になることはなく、ヤエヤマヒルギなど浸透調節にも限界のあることが推定された¹⁾。

4. 2. 拡散伝導度、光合成速度からみたヤエヤマヒルギ

すでに述べたように、晴天の日の日中でも外海に生育している大中のヤエヤマヒルギの葉のポテンシャルは高く維持されていたが、気孔の開く程度を表す拡散伝導度は午前中最大に達して以後、夕方日射量が低下するまで高い値を保っていた。このことは、ヤエヤマヒルギは日中水ストレスを受ける程度が非常に少ないことを示している。さらに、拡散伝導度と光合成速度との関係から、大のヤエヤマヒルギの光合成速度は、周辺の海水は水ポテンシャルが低く、塩類濃度が高いにも拘わらず、イネ¹²⁾、ムギ¹⁹⁾などのC₃植物にほぼ匹敵する高い値を示しており、葉位間の相違も小さく、葉の老化も遅いことがわかった。一方、小のヤエヤマヒルギは、葉の水分状態、拡散伝導度の日中の低下から予想されるように、水ストレスの程度は大きく、葉の老化が早く、小枝に2~3対の葉があるのみで、光合成速度がとくに下位葉で小さかった。大のヤエヤマヒルギの光合成速度が非常に高く、物質生産能力も高く、しかも、圧ポテンシャルからみて水ストレスの程度は小さいと考えられる。これらの結果は、外海の海水中で生育するヤエヤマヒルギから得られた結果であるが、汽水中ではさらに水ストレスの程度が小さいと考えられるので、物質生産能力はさらに高いと推察される。それにも拘わらず、生長速度は必ずしも大きくないといわれている。この点については、全くの推測であるが、塩類濃度の高い条件下で適応して生育するために、多くの物質を使い、エネルギーを消費していることが要因となっている可能性¹⁾もあるので、今後さらに研究すべき課題と考えられる。

4. 3. 海水中に生育するマングローブ植物が地下水を吸収している可能性

海水中に生育しているマングローブ植物の葉の水ポテンシャルは、植物の周辺の海水の水ポテンシャルより高いという現象はいろいろな樹種で、また西表島のいろいろな地域、インドネシアバリ島で認められた。このことから、植物の水の吸収機構や水ポテンシャル

に着目した水の流れから考えて、これらのマングローブ植物の根群の周辺には葉の水ポテンシャルより高い水ポテンシャルの水があり、この水を吸収していると推察した。この推察を確かめるために、海水、汽水、川の水の塩類濃度と酸素同位体比との間に直線関係があり、植物の水吸収から枝の木部組織まで移行する間に水の酸素同位体について分別がないということを中心に、マングローブ周辺の海水とヤエヤマヒルギの枝の木部の水の酸素同位体比を測定した結果、ヤエヤマヒルギは海水と循環水が2対1の割合で混合している水を吸収していることが証明され、この研究で調査した海水中に生育しているマングローブ植物は地下水あるいは川の伏流水と海水とが混合した水を吸収していることがほぼ確実となった。

さらに、日中の葉の水ポテンシャルは海水の水ポテンシャルとほぼ等しい値まで低下するが、この葉の水ポテンシャルの低下程度はたとえば水稻の日中の低下程度と大差なかった¹⁰⁾。このことは、蒸散速度が水稻などと同程度¹²⁾に $3.0 \sim 4.0 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-2} \cdot \text{hr}^{-1}$ と非常に大きく、水消費が大きいにも拘わらず、それに見合う量の水が吸収されていることを示しており、根群の周辺に循環水がかなり多量に供給されていると考えられた。従来の結果をみると、本研究で得られた結果と同様に、葉の水ポテンシャルがその樹が生育している培地の水ポテンシャルより高いという測定値を得ている報告²⁶⁾もあるが、この点について、深く考察した論文は見出されない。また、Sternberg and Swart³⁰⁾は南フロリダの沿岸に生育するマングローブ樹種の導管液と海水、井戸水の δD 、 $\delta^{18}\text{O}$ の存在比を測定し、結論としてこの地域に生育するマングローブのあるものは多分海水と淡水が50:50に混合されている水を利用して生育していると結論している。なお、この論文では、葉や海水の水ポテンシャルは測定されていない。このように、マングローブが周辺の水より高い水ポテンシャルの水を吸収しているということについては、いくつかの意見もある。

その一つは、海水中に生育しているマングローブの幹の基部や太い枝は海水と直接接触しているので、その部分から体内の水が海水中に排出されないかという意見である。植物の一般的性質として乾燥土壌など、水ポテンシャルの低い培地に接触している幹、根の内部の細胞壁は肥厚し、スベリン、リグニンなどの二次化合物が集積し、水の通導の抵抗が著しく大きくなっている²¹⁾。したがって、このような部位からの水の吸収、排出はあったとしても著しく小さいと考えられる。

第2は、海水中の土壌中に地下水が流入しているとしても、淡水は海水より軽いので浮上し、土壌中に留まることはないのではないかという意見である。著者らは海岸の土壌中に深さ約60cmまで直径3cmの塩ビのパイプを打ち込み、土壌中の水ポテンシャルを測定することを試みた¹¹⁾。結果は、下層ほど土壌水の水ポテンシャルが高くなる傾向があった。ナガラ橋の外海に面した海岸での測定結果の1例を挙げれば、海

水の水ポテンシャルが -2.5MPa に対して、土壌水の水ポテンシャルは上層 15cm で -2.16MPa 、中層 30cm で -2.05MPa 、下層 50cm で -1.85MPa であった。この結果は、土壌中の水の移動の抵抗が大きいことを表していると考えられるが、この点については根群周辺の水の塩類濃度、水ポテンシャルの測定方法を確立し、干満の変化、季節変化に着目しつつ検討する必要があると考えている。

第3は、マングローブはアジア、太平洋地域を含めて、沿岸地域に広く分布しているので、地下水などの循環水が影響しているとは考えられない海水中にマングローブが生育している場所が、タイ国をはじめ多くの地域で見られるという意見である。著者らが調査の対象としたマングローブ植物はヒルギダマシを除けば、生長の最適塩類濃度は海水の $10\sim 20\%$ のものであるが、マングローブ植物には多くの科の非常に沢山の属、種の植物があるので、海水中で海水を吸収して生育することができるマングローブ植物が存在することは充分考えられる。しかし、一方、海水中に流入する地下水については、とくに量的には未だ不明な点が多い³¹⁾。陸地から海水中へ河川を通らず直接流れ出る地下水の存在は、地球上における水の循環についての記述をみると指摘されているが、その量、質あるいはその生態系に対する影響についてはほとんど言及されていない³⁰⁾。最近 Moore²²⁾によって放射性ラジウムを用いて米国カロライナ地方沖の大西洋には河川からの流入に加えて、その約 40% の量に達する地下水が直接流れ込んでいることが報告されている。わが国においても海に直接流入する地下水は、国東半島沿岸、富山湾、象潟沿岸などで知られているし、また海水中に自噴している地下水も知られているが、その量については明らかでない⁷⁾。海に直接流入する地下水は、溶解している種々の微量物質も含めて、沿岸域の生態系とくに生物種の質、量に著しい影響を及ぼし、沿岸資源の利用、保全あるいは沿岸環境の保全、維持に対して重要な役割を果たしているため、今後さらなる研究が期待される。

著者らは、本研究において、海水とマングローブ植物の葉の水ポテンシャルの比較および海水とマングローブ植物の枝の木部水の酸素同位体比の比較を通じて、海水中に生育するマングローブ植物が循環水の影響を受けて生育していることを指摘した。このことは、いいかえると海水中に生育しているマングローブ植物が循環水の影響を受けて生育しているかどうかを判定する方法を未だ完全とはいえないが確立したことになる。したがって、さらにこの判定方法を確実なものとしつつ、簡便、迅速な方法も工夫し、機会があれば広く種々の地域の海水中に生育するマングローブ植物について調査してみたいと考える。

4. 4. 沿岸環境とマングローブの修復

緒言で述べたように、マングローブ林の面積は急激に減少し、沿岸地域の環境や住民の生活に種々の影響が出始め、マングローブ林の保全、修復が、マングローブ林を

沿岸にもつ国々だけでなく、国際的にも重要な課題として取り上げられるようになった。

マングローブ林の修復は、JICAなど公的な組織やボランティア団体によって苗木の生産や植付けなどを通じて行われている。このような修復事業が順調に進んでいるところもあるが、植付けた苗が活着しない、あるいは活着しても生育途上で枯死する例は必ずしも少なくないようである。マングローブ植物が生育している沿岸環境は、物理的にも、化学的にも生物的にも非常に複雑で、修復の成否に影響する要因は極めて多い様である。本研究の結果、従来考えられていなかった地下水などの循環水が、沿岸域の海水の影響を著しく強く受けている場所で、マングローブの生育に重要な役割を果たしている要因の一つであることが明らかとなった。この要因を基礎にしてマングローブ修復の問題を考えると、循環水のうちとくに地下水は沿岸地域だけでなく、沿岸から離れた内陸における開発によって著しく影響を受けるので、以前にマングローブ林が発達していた地域であっても、近年の工業化、道路、港湾の建設などによって、地下水の流れが変化あるいは停止してしまっている可能性は充分考えられる。したがって、マングローブ林を修復する計画を立てるに当たっては、その地域の地下水の流れ、土壌各層の土壌水の塩類濃度などを予め調査しておく必要があると考えられる。しかしながら、すでに述べたように地域の地下水の量的問題については不明な点が多いので、少なくともマングローブ林の保全、修復の点からみた地下水の量、質に関わる調査方法を確立することによって、その保全、修復をより確実なものとするのが重要と考える。

5. 要 約

1. 陸海域境界の沿岸域は、陸地と海洋の影響を受け、塩水、汽水の状態を繰り返し、定着して環境と調和しつつ生活している植物にとって苛酷なものである。

本研究の目的は、わが国を含むアジア地域の沿岸域において、人間活動による環境の変化と植物の生育や植生の変化との対応関係を植物の生態生理学的研究を通じて総合的に検討し、沿岸域の質的量的環境変化を予測する基礎を構築することにある。

2. 沖縄県西表島やインドネシアバリ島に生育するマングローブ植物について、従来から盛んに研究されている耐塩性ではなく、葉の水分状態に着目した。すなわち本研究では、沿岸域の質的、量的環境変化をマングローブ植物の体内水分状態と海水、汽水の塩類濃度との関係を、サイクロメーター法により水ポテンシャルを測定することを通じて検討した。

3. 汽水域に生育するマングローブ植物では、葉の水ポテンシャルは汽水の水ポテンシャルより低く、汽水から水を吸収できる状態にあり、葉の浸透ポテンシャルは低いので、細胞の膨圧は非常に高く維持されていた。

一方、外海の海水中に生育しているヤエヤマヒルギなどのマングローブ植物の葉の水ポテンシャルは周辺の海水の水ポテンシャルより高く、植物体から水が海水中に出ていく状態にあり、それにも拘わらず葉の細胞の膨圧は非常に高く維持されていた。

4. 外海の海水中に生育するヤエヤマヒルギなどのマングローブ植物で見出された根の周辺の海水の水ポテンシャルより葉の水ポテンシャルが高いという現象は、西表島のいろいろな地域やインドネシアバリ島の陸地から 500m 離れた海水中に生育するマングローブ植物でも認められた。さらに、日中日射量が強く蒸散が盛んで植物の水消費の多い条件下でも、海水の水ポテンシャルより葉の水ポテンシャルは高く、葉の細胞の膨圧も高く維持され、葉の気孔の開度は大きく、日中高い光合成速度を行っていた。

5. 以上の結果(3, 4)から、外海の海水に生育しているこれらのマングローブ植物は海水より高い、さらに葉の水ポテンシャルより高い水ポテンシャルの水を吸収していると考えた。この海水より高い水ポテンシャルの水は、沿岸域から直接海水中に流入している地下水によって海水が希釈された水で、この水は根の周辺にかなり多量に供給されていると推察された。

6. この推察を検討するため、海水とヤエヤマヒルギの枝の木部水の ^{18}O 酸素同位体比を測定比較した。その結果、測定を行っている地域内で得た、河川水や地下水によって希釈された海水または汽水の塩類濃度と ^{18}O 同位体比とは直線で表される関係があり、ヤエヤマヒルギの枝の木部までは水の吸収移行の過程で、 H_2^{18}O 、 H_2^{16}O の間で分別が行われていないことがわかった。ヤエヤマヒルギの周辺の海水に比べて、木部水の ^{18}O 同位体比が小さいという値が得られたことを検討した結果、外海の海水中に生育するヤエヤマヒルギは、地下水と海水が約1対2の割合で混合された水を吸収していると結論した。

7. マングローブ植物が沿岸域に生育し、植生が発達する条件は、微地形、土壌の理化学的性質が著しく多い。また塩類濃度についても、葉に塩腺が発達しているヒルギダマシなどの一部の植物を除けば、多くのヤエヤマヒルギ植物の最適塩類濃度は海水の10~20%といわれている。本研究の結果、植生が発達する条件、少なくとも外海に面した沿岸域にヤエヤマヒルギが生育する条件として、沿岸域の海岸に直接流入する地下水が重要な役割を果たしていることが明らかとなった。海水中に陸地から流入する地下水については不明な点が多いが、地下水の量、質にかかわる調査方法を確立することによって、マングローブ林の保全、修復をより確実なものとする事ができると考えた。

謝辞：本研究は財団法人ソルト・サイエンス研究財団プロジェクト研究「沿岸海水環境の変化と生態系への影響」の一つの課題として行ったものであり、同財団に御礼申し上げます。

水の酸素同位体比に関わる研究は、北海道大学大学院地球環境科学研究科 田中教幸先生の熱心なご協力があってはじめて実現し、成果が得られたものである。先生に厚く御礼申し上げます。研究をするに当たって、ご助言ご協力を頂いた琉球大学熱帯生物圏研究センター 米盛重友、農学部 川満芳信両先生、農林水産省国際農林水産業研究センター沖縄支所 高橋敬一氏、東京農工大学大学院学生 谷本玉香、斉藤寿和両君および琉球大学大学院学生 竹内誠人、吉原徹両君に感謝する。

本プロジェクト研究に参加する機会を与えられ、終始有益なご助言とご鞭撻を賜った東京大学名誉教授 杉 二郎先生、インドネシアバリ島で調査する機会を与えて下さった東京農工大学名誉教授 穴瀬 真先生に心から厚く御礼申し上げます。

調査に測定を行うに当たって、JICA Development Sustainable Mangrove Management Project マングローブセンター、琉球大学熱帯生物圏研究センター西表実験所にいろいろご便宜を与えて頂き、お世話になった。また3年間計4回の西表島の調査に当たって宿泊した見晴旅館には客室を実験室として使用させて頂くなど、調査を行いやすい条件をつくり、親切にお世話して頂いた。ここに附記して感謝の意を表する。

引用文献

- 1) M. C. Ball, *Trees*, 2, 129 - 142 (1988)
- 2) J. S. Boyer, *Measuring the Water Status of Plants and Soils*, 1 - 178, Academic Press, San Diego, New York, Boston, London, Sydney, Tokyo, Toronto (1995)
- 3) J. M. Culter, K. W. Shahan and P. L. Steponkus, *Crop Sci.*, 20, 307 - 310 (1980).
- 4) A. H. Fitter and R. K. M. Hay (本田安定他訳), *植物の環境と生理*, 202, 学会出版センター, 東京 (1981)
- 5) 藤本 潔, 大貫立浩, 田中裕之, 佐藤 保, 小南陽亮, 持田幸良, 平成4年度調査報告書 (科学技術庁), 11 - 20 (1993)
- 6) 藤原一繪, *東南アジアの植物と農業：マングローブ林の植生*, 129 - 161, 日本学術振興会, 東京 (1989)
- 7) 榎根 勇, *地下水の世界*, 101 - 142, NHK ブックス, 東京 (1992)
- 8) 平沢 正, 石原 邦, *日作紀*, 47, 655 - 663 (1978)
- 9) 平沢 正, 石原 邦, 小倉忠治, *日作紀*, 48, 71 - 72 (1979)
- 10) K. Ishihara and T. Hirasawa, *Plant Cell Physiol.*, 19, 1289 - 1294 (1978)

- 11) 石原ら (未発表)
- 12) 石原 邦, 斉藤邦行, 日作紀, 56, 8 - 17 (1987)
- 13) D. A. Jiang, T. Hirasawa and K. Ishihara, *Jpn. J. Crop Sci.*, 63, 539 - 545 (1994)
- 14) JICA, マングローブ林資源保全開発現地実証事業概要 (1992)
- 15) JICA, The mangrove species for planting in Bali and Lombok (1994)
- 16) 加藤 茂, グリーンパワー, 191, 16 - 19 (1994)
- 17) 加藤 茂, 海水誌, 48, 15 - 21 (1994)
- 18) 川満芳信, 北原良太, 野瀬昭博, 琉大農学術報, 42, 1 - 12 (1995)
- 19) K. Koide and K. Ishihara, *Jpn. J. Crop Sci.* 61, 659 - 667 (1992)
- 20) 小滝一夫, マングローブの生態-保全・管理への道を探る-, 94 - 96, 大学図書, 東京 (1997)
- 21) J. Levitt, Responses of Plants to Environmental Stresses II, 108, Academic press, New York (1980)
- 22) W. S. Moore, *Nature*, 380, 612 - 614 (1996)
- 23) 向後元彦, 熱帯雨林を守る: 海の砦・マングローブ林, 123 - 156, 日本放送協会, 東京 (1995)
- 24) 中須賀常雄, 大山保表, 春木雅寛, 日本生態学会誌, 24, 237 - 246 (1974)
- 25) 中須賀常雄, 琉大農学術報, 23, 339 - 396 (1976)
- 26) F. Rada, G. Goldstein, A. Orozco, M. Montilla, O. Zabala and A. Azocar, *Aust. J. Plant Physiol.* 16, 477 - 486 (1989)
- 27) 酒井 均, 松久幸敬, 安定同位体地球化学, 83-141, 東大出版会, 東京 (1996)
- 28) P. F. Scholander, H. T. Hammel, E. A. Bradstreet and E. A. Hemmingsen, *Science*, 148, 339 - 346 (1965)
- 29) B. Slavik, Method of Studying Plant Water Relations, 1 - 156, Czechoslovak Academic of Science, Prague (1974)
- 30) L. da S. L. Sternberg P. K. Swart, *Ecology*, 68, 1898 - 1905 (1987)
- 31) 東京農工大学農学部生物圏環境科学専修編集委員会, 地球環境と自然保護, 11, 培風館, 東京 (1992)
- 32) N. C. Turner, *Plant and Soil*, 58, 339 - 366 (1981)
- 33) A. Werner and R. Stelzer, *Plant Cell Environ.*, 13, 243 - 255 (1990)

Effects of environmental changes on plant growth and vegetation in coastal region — Ecophysiological approaches on reference to leaf water status of mangrove plants

Kuni ISHIHARA*, Tadashi HIRASAWA** and Taiichiro OOKAWA**

* Faculty of Agriculture, Utsunomiya University

** Faculty of Agriculture, Tokyo University of Agriculture and Technology

As the study program on the effects of environmental changes in coastal region on plant growth and vegetation, leaf water status was examined in mangroves in the area from sea water along the coast to brackish water in the mouth of the river.

Leaf water and osmotic potentials of *Bruguiera gymnorhiza* (L.) Lank., *Rhizophora stylosa* Griff. and *Avecennia marina* (Forsk.) Vierh., and sea or brackish water potential were measured with the thermocouple psychrometer. The leaf water potentials of these mangroves, with low transpiration in the cloudy days, were lower than the potentials of brackish water sampled in the places where these mangroves grow. Their leaf pressure potentials, calculated from the leaf water and osmotic potentials, were kept higher than 0.9MPa usually found in the leaves of plants under sufficient soil water conditions. It is also of interest to note that the leaf water potentials of the mangroves growing in sea water area along the coast were higher than the sea water potential, but their leaf pressure potentials were higher than 1.0MPa.

Furthermore, the leaf water potentials were measured in three plants of *R. stylosa* of different size and age growing in sea water area. The leaf water potentials of large and medium size mangroves were higher than the sea water potentials. On the contrary, the leaf water potential of the small size and one or two year old mangrove was lower than sea water potential and its leaf pressure potential was very low.

These results indicate that *R. stylosa* growing in sea water area along the coast are probably using water with lower water potential than that of sea water. It appears that the sea water is diluted lower than the leaf water potential with fresh underground water and that the small and young mangrove, with low leaf water and pressure potentials, uses sea water directly because its root system is not yet developed enough to penetrate deeper layer to use sea water that is diluted with fresh underground water flowing into the sea from the land. Therefore, the mangrove would suffer from water stress under intense transpiration condition on a fine day.

We examined the leaf water status of mangrove plants growing in sea water along the coast in Bali Island, Indonesia and near Komi and Yubujima of Iriomotejima to ascertain the results and suggestions mentioned above. The leaf water potentials of the mangrove plants in both Indonesia and Iriomotejima were higher than the water potential of the sea water around these plants at the time just before sunset and just after sunrise when transpiration was very low. In the plants with high transpiration rate at the daytime of the fine day the leaf water potential reduced to the water potential almost equal to the sea water potential around the plants. However, the reduction in the leaf pressure potential was not so remarkable compared with that of the leaf water potential because the reduction in the osmotic potential was larger than that of the leaf water potential. Thus the leaf pressure potential was maintained at the level of 0.6 to 0.7 MPa. As a result leaf diffusive conductance and photosynthetic rate were maintained high during the daytime. The maximum of the leaf photosynthesis was higher than $20 \mu \text{ molCO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{sec}^{-1}$. But in the small plant leaf diffusive conductance and photosynthetic rate reduced significantly in the afternoon of a fine day.

These results could generalize the suggestion that water in the soil where roots of mangrove plants are growing should be diluted with the fresh underground water from the land and, therefore, they could sufficiently absorb water with far higher water potential than that of sea water under intense transpiration conditions.

To examine the suggestions mentioned above, we tried to determine $^{18}\text{O} / ^{16}\text{O}$ ratio of the xylem water in the stem of *R. stylosa* comparing with the ratio of sea water and fresh water in the river with Dr. N. Tanaka, Graduate School of Environmental Sciences, Hokkaido University. The very close relation was found between $^{18}\text{O} / ^{16}\text{O}$ ratio and salt concentration of water. The value of $^{18}\text{O} / ^{16}\text{O}$ ratio of sea water and fresh water was 0.2 and - 4.5, respectively. The values of the xylem water of the plants growing in sea water were - 1.1 to - 1.5. The salt concentration of water with - 1.1 to 1.5 $^{18}\text{O} / ^{16}\text{O}$ ratio was 2.2 to 2.3 % from the relation between $^{18}\text{O} / ^{16}\text{O}$ ratio and salt concentration. Thus we concluded that *R. stylosa* growing in sea water was absorbing a 2 to 1 mixture of sea water and fresh water.

The conclusion indicates that the underground fresh water flowing out directly from the land is essential for the development and / or recovery of mangrove vegetation in the sea along the coastal region.

沿岸海水環境の変化と生態系への影響
 - 陸水中に存在する有機物・各種元素の河口域における動態 -

助成研究者：木村 真人 (名古屋大学 農学部)

1. 緒言

集水域に降った雨は、各種有機物や無機元素を負荷した状態で河川に流入する。河口に近づくにつれて、流速の低下、塩類濃度および pH の上昇が起り、有機物および無機元素の一部は種類・形態の違いにより沈殿やイオン交換反応を生起する。このような”代謝”を受けたのち、なお水中に残存する生元素が、海岸域や外洋の生態系に影響を及ぼしているものと推察される。

河口域における河川水中の有機物や各種元素の量的変化、形態変化はこれまでも調べられており、多くの場合、水溶性有機物や Mn の濃度変化が海水による希釈のみであるのに対し、不溶性有機物や Fe、Al 等は海水との混合により急激に凝集、沈殿すると報告されてきた¹⁻⁷⁾。河川水中の有機物は無機元素の河口域における挙動に影響を及ぼす。例えば、水溶性有機物、特にフルボ酸は Fe の溶解性を増大させており^{2,8)}、海水との混合時における有機物結合態 Fe の安定性^{5,9)}は Fe の海岸域における可給量に大きく影響する。一方、河川水中の物質の量や形態はその起源である陸域環境によって異なると考えられるが、これまでに起源の違いまで考慮した研究例はない。

本研究は、河川に流入した各種物質の河口域における動態を供給源から追跡し、それらが海岸域生態系に及ぼす影響を予測することを目的としたものである。河川への供給量が大きいと推察される泥炭、森林土壌リター層、水田土壌および厩肥(畑土壌を想定)の各試料を用いて、それぞれに由来する有機物や各種元素の海水との混合に伴う量的および質的变化を室内モデル実験により調べた結果について報告する。

雨等によって上流域の各種生態系から河川に流入する水中での滞留時間が長い物質として、水溶性物質のほか、コロイド、有機物や粘土の微粒子が考えられる。生態系にとって重要な無機元素も、遊離イオン態と結合態とが存在し、結合態元素は長時間の滞留や塩類濃度の増加に伴って沈殿する有機物や粘土などに吸着した元素と、沈殿せずに海岸域に到達し、その後有機物の分解等に伴ってイオン化し、あるいは有機物と結合した状態でプランクトンや藻類等に吸収利用される元素に大別される。これらを想定して、まず、各試料の水懸濁液(河川に流入)を静置後、上層(沈殿しにくい画分)を回収し、海水と混合後、さらにその上層(海岸域に到達)を採取し、その中の元素を遊離態、水溶性有機物(沈殿しにくいコロイドを含む)結合態、不溶性有機物結合態および粘土粒子結合態に分画定量することにより、各元素の河口域における挙動を推定した(実験1)。次いで、最も河川中を安定に移動すると考えられる水溶性

成分に焦点を当てて、有機物および各種元素の海水混合時の挙動、水溶性有機物の化学的性質および海水との混合が水溶性有機物に与える影響を調べた(実験2)。さらに、起源の違いによる水溶性有機物の生元素との複合体形成に関する構造的な特徴、金属との錯体形成能およびその海水との混合に伴う変化の違いを明らかにするために、混在する無機イオンを取り除いて有機物を精製した後にその化学的性質を調べるとともに、各種元素と錯体を形成させたのちに海水と混合することにより、水溶性有機物結合態元素の河口域における安定性を推定した(実験3)。また、材料採取地点近郊の河川水中の有機物の分析を行うことにより、陸域起源の水溶性有機物がどの程度河川の水溶性有機物の組成に反映されているのかを調べた。

2. 材料および方法

実験1 海水との混合が有機物、各種元素および pH に与える影響

供試材料

埋没泥炭層(植生:ヌマガヤ、ヤマドリゼンマイ、ワタスゲ、ヤチハンノキ)を1994年5月24日に生花苗沼(北海道広尾郡)から、褐色森林土リター層(植生:シャクナゲ、ヒノキ、アセビ)を同年7月13日に段戸国有林(愛知県設楽郡)から、水田作土を同年5月17日に名古屋大学構内水田圃場(愛知県名古屋市)から、完熟厩肥を同年5月21日に名古屋大学農学部附属農場(愛知県愛知郡)からそれぞれ採取し、実験に供した。リターは細断して4mmの篩で篩ったものを、水田土壌は風乾して2mmの篩で篩ったものを、厩肥は4mmの篩で篩ったものをそれぞれ使用した。なお、実験はいずれも2連で行った。

試料の調製および海水との混合

底面積27cm²の振とうビンに乾物重10g相当量の材料をとり、超純水を重量比1:20の割合で加え、4時間振とう、24時間静置した後、水深3cmまでの懸濁液を同じ型の振とうビンに採取した。次に、懸濁液に海水濃度0%、10%、100%、200%の人工海水を等量混合(混合後は海水濃度がそれぞれ0%、5%、50%、100%に対応)し、16時間静置後、その上層5cmを採取し、試料A(水溶性元素および有機物や粘土に結合した元素を含む)とした。試料Aを遠心分離(10,000rpm、20分)した上澄液を採取し、試料B(遊離イオン態と水溶性有機物あるいは沈殿しにくいコロイドに結合している元素を含む)とした。こうして得られた試料Aについて全有機炭素(TOC)濃度(全有機態炭素計・島津TOC-500)を、試料BについてはpH、TOC濃度およびP、Mo、Al、Fe、Cu、Mn、Zn濃度(ICP-AES、Plasma Atom Comp MK II、Jarrell Ash)をそれぞれ測定した。超純水および人工海水中の各元素濃度をブランク値として差し引いた。

元素の各形態への分画と定量

各種元素の形態別存在量を明らかにするために、以下の処理を行った。なお、抽出も含めた実験方法の概略を Fig.1 に示す。まず、試料 A を遠心分離した際の沈殿を超純水を加えて再度遠心分離することにより洗浄し、その後、過酸化水素を用いて有機物を加熱分解した。分解液を遠心分離 (10,000rpm、20 分) して得た上澄液を 100mL に定容し、ICP で各種元素濃度を測定した (不溶性有機物結合態)。次いで、分解残さを超純水を加えて再度遠心分離することにより洗浄し、その後、フッ化水素酸を加えて、粘土を加熱分解した。遠心分離で得た上澄液を 100mL に定容し、各種元素濃度を測定した (粘土粒子結合態)。なお、厩肥試料については、塩濃度の上昇に伴う有機物濃度の減少が小さかったため、海水濃度 0%と 100%についてのみ過酸化水素分解を行った。また、過酸化水素分解後、残さが認められなかったため、フッ化水素酸処理は行わなかった。水田土壌では海水濃度 100%において、試料 A を遠心分離した際に沈殿が確認されなかったため、過酸化水素分解、フッ化水素酸分解は海水濃度 50%までの試料について行った。

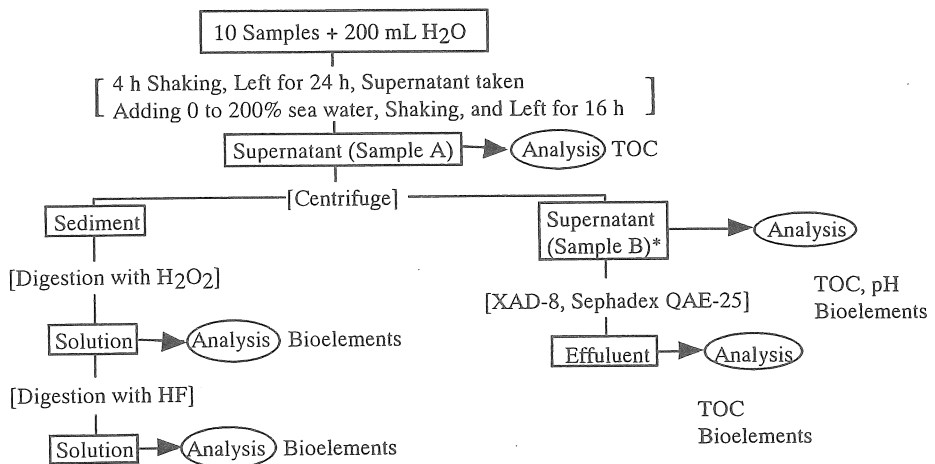


Fig. 1 Layout of experiment. *Including colloids difficult to precipitate.

次に、試料 B 中の遊離イオン態元素を分画回収するために、試料 B 5mL を疎水性吸着樹脂 XAD-8 および陰イオン交換樹脂 Sephadex QAE-25 各 2mL を充填したカラムに通して有機物を吸着させた。カラムは 15~20mL の超純水で洗浄し、溶出液と洗浄液を合わせて 25mL に定容した後、TOC 濃度および各種元素濃度を測定した。分画前の試料中の濃度からの差し引きにより、有機物結合態元素濃度を求めた。

こうして得られた測定値はそれぞれ試料 A 中の濃度に換算した。

実験 2 海水との混合が水溶性有機物に与える影響

供試材料、各試料の調製および海水との混合

実験 1 で用いた生花苗沼埋没泥炭層および、新たに段戸国有林 (愛知県設楽郡) か

ら褐色森林土リター層（1995年6月19日）を、名古屋大学構内水田圃場（愛知県名古屋市）から水田作土（1995年5月17日）を、名古屋大学農学部附属農場（愛知県愛知郡）から完熟厩肥（同年5月17日）をそれぞれ採取し、実験に供した。

これら材料を用いて、上述の実験方法により試料Bを採取した。ただし、海水との混合濃度は実験1より有機炭素を含む各種元素の濃度変化が塩濃度0%から0.15%の間で最も顕著で、その後3%までの変化が小さかったことを考慮して0%および0.3%のみとした。次いで、試料Bを孔径0.5 μ mの親水性PTFE濾紙（ADVANTEC）を用いて濾過し水溶性物質のみを含む画分を得た（試料C）。

水溶性有機物、各種元素の分析

試料Cについて全有機炭素(TOC)濃度、Zn, Mn, Cu, Fe, P濃度を測定した。また、海水との混合時の試料C中の有機物の沈殿が有機物自体の性質によるものか懸濁態有機物の沈殿に伴う共沈によるものかを確認するために、別途各材料に20倍の超純水を加えて4時間振とう、24時間静置した懸濁液上澄部を用意し、遠心分離、孔径0.5 μ mの親水性PTFE濾紙で濾過後に等量の塩濃度0.6%の人工海水と室温で一晩混合静置する操作を行い、再度濾過して得た試料C'についてもTOC濃度の測定を行った。

次いで、各材料から得た試料CについてIRスペクトル（塩濃度0%の試料のみ）、蛍光スペクトルおよび分子サイズ分布を測定した。IRスペクトルは、試料溶液にHClを添加してpH2以下にし、減圧乾固後、炭素量の400-700倍のKBrと超純水1mLを加え、凍結乾燥して得た粉末試料を用いて、KBrディスク法により日本分光FT/IR-8300で測定した。蛍光スペクトルは、試料をそのまま用い、日立分光蛍光光度計F-3010により測定した。分子サイズ分布も試料をそのまま用い、ゲルパーミーエーションクロマトグラフィーにより以下の条件で測定した。カラム：YMC-Pack Diol-60G (300mmx8mm I.D.;分画分子量 $10^2\sim 10^4$)、温度：室温、流速：0.5mL/min、検出波長：250nm、試料量：50 \sim 100 μ L（有機炭素量0.3 \sim 26.6 μ g）、溶離液：0.01M Tris+0.01M NaCl (pH8.0)。

実験3 水溶性フルボ酸の化学的性質とその錯体形成能

供試材料、試料の調製

新たに、生花苗沼（北海道広尾郡）から埋没泥炭層（1996年7月3日）を、段戸国有林（愛知県設楽郡）から褐色森林土リター層（同年7月18日）を、名古屋大学構内水田圃場（愛知県名古屋市）から水田作土（同年5月13日）を、名古屋大学農学部附属農場（愛知県愛知郡）から完熟厩肥（同年7月5日）を、それぞれ採取し実験に供した。また、比較のために段戸川（1996年7月18日にリター試料採取地点付近で採取）、生花苗川A（1996年7月3日に泥炭試料採取地点より上流で採取）、生花苗川B（1996年7月3日に河口付近で採取）の3種類の河川水試料も併せて用いた。

各材料に超純水を乾燥重量10g：水200mLの割合で添加し、室温で4時間振とう後、

24時間静置した。14,000gで20分遠心分離して上澄液を回収し、さらに孔径0.4 μ mのガラス繊維濾紙(ADVANTEC GB-140)を用いて濾過した。塩酸を加えてpHを2.5にし、ロータリーエバポレーターで減圧濃縮した。その後、pHを1.5に調整し、遠心分離(22,000 \times g、20分)してフルボ酸画分(上澄液)と腐植酸画分(沈殿)に分画した。腐植酸画分は0.1N NaOHに溶かし、遠心分離(22,000 \times g、20分)により不溶性夾雑物を除いた後、pH1.5として再沈殿させた。次いで沈殿物に10倍量の0.3M HF-0.1N HCl(1:1)を加えて24時間振とうする操作を3回繰り返して無機成分を除去し、透析(Visking)、凍結乾燥して粉末試料を得た。フルボ酸画分は、カチオン交換樹脂(Dowex HCR-W2)に通した後、0.1N NaOHでpH7.0に調整し、マイクロアシライザー(旭化成S1、使用カートリッジAC-220-20(分画分子量300))で脱塩した。再度、カチオン交換樹脂(Dowex HCR-W2)に通してH⁺型にした後、凍結乾燥して粉末試料を得た。河川水については、上記のガラス繊維濾紙による濾過以降の処理を行って粉末試料を得た。

各材料から得た水抽出液および河川水の全有機炭素濃度は、濾過後、全有機体炭素計(島津TOC-500)で測定した。また、腐植酸、フルボ酸含量は、分画後(腐植酸の場合には溶解、遠心分離後)の液体試料の全有機炭素濃度より算出した。

フルボ酸、腐植酸の化学的性質

各粉末試料を用いて下記の項目について測定を行った。ただし、河川水腐植酸の全ての項目および段戸川と生花苗川Bのフルボ酸の元素分析については、試料が少なかったため行わなかった。また、蛍光スペクトルおよび¹³C CP/MAS NMR スペクトルは泥炭、リター、厩肥の各水抽出フルボ酸について測定した。

元素組成: 各材料から得た試料を1週間真空乾燥した後、C、H、N含量を元素分析計(Perkin Elmer全自動元素分析装置2400)で測定した。また、灰分含量を燃焼法で測定し、全重量から、C、H、Nおよび灰分含量を差し引いたものをO含量とした。

分子サイズ分布: 各試料を濃度が100mg/Lになるように溶離液に溶かし、ゲルパーミエーションクロマトグラフィーにより以下の条件で測定した。カラム: YMC-Pack Diol-120G(300mm \times 8mm I.D.; 分画分子量 $10^3\sim 10^5$)、温度: 25 $^{\circ}$ C、流速: 0.5mL/min、検出波長: 250nm、試料量: 20 μ L、溶離液: 0.05M Tris(pH7.5)。排除容量(V_0)とゲル粒子内溶媒容量(V_0+V_i)は、それぞれBlue dextranとチロシンの溶出量から求めた。また、フルボ酸についてCPG-10(孔径17nm、GPC Inc.)を充填したカラム(100cm \times 8mm I.D.)を用いて平均分子量を求めた⁴⁾。溶離液、温度、検出波長はDiol-120Gカラムの場合と同じで、試料量は100 μ L、流速は1mL/minとした。校正曲線は分子量既知の数種のデキストラン(Sigma)を用いて作成した。

IRスペクトル: 各試料0.2gとKBr30mgを、めのう乳鉢でよく粉碎混合し、1週間真空乾燥した後、試料のIRスペクトルを日本分光FT/IR-8300により測定した。

蛍光スペクトル: 試料を0.05M Tris(pH7.5)緩衝液に溶かし、日立分光蛍光光度計F-2000

により、励起波長220~500nm、蛍光波長300~600nm間で測定した。

¹³C CP/MAS NMR スペクトル：粉末試料を用い、Chemagnetics CMX-300により以下の条件で測定した。回転速度：5kHz、観測周波数：75.6MHz、接触時間：0.1msec、遅延時間：1s、積算回数：3000。

フルボ酸の錯体形成能

泥炭、リター、厩肥の水抽出フルボ酸を用いて錯体形成能の比較を行った。NaOH溶液を用いてpH6.0に調整した各試料100mg/L溶液を濾過(0.45 μm)し、その10mLにFeSO₄溶液(0.4mmol)あるいはFeSO₄、CuSO₄、ZnSO₄の1:1:1混合溶液(各0.2mmol)各10mLを添加し、25℃で1時間振とうした。この溶液を濾過した後(a)、5mLをXAD-8およびSephadex QAE-25各1mLを充填したカラムに流し、有機物を吸着させた。カラムはpH6.0の希塩酸4mLで洗浄し、洗浄液は溶出液と合わせた(b)。他の10mLを同量の200%人工海水と混合し、25℃で1時間振とうした後、濾過した(c)。濾過には、0.2M HNO₃および超純水で洗浄後、温風乾燥した孔径0.45 μmの親水性PTFE濾紙(ADVANTEC)を用いた。濾液中の元素を可溶性元素とした。超純水についてフルボ酸溶液と同様の処理を行い、ブランクとした。試料a、b、cおよびフルボ酸溶液について各元素の濃度をICP(Thermo Jarrell Ash IRIS/AP)で測定した。

3. 結果

実験1 海水との混合が有機物、各種元素およびpHに与える影響

3.1 海水との混合が有機物およびpHに与える影響

海水濃度0%時の試料A、BのTOC濃度とそれらを海水と混合させた後のTOC濃度

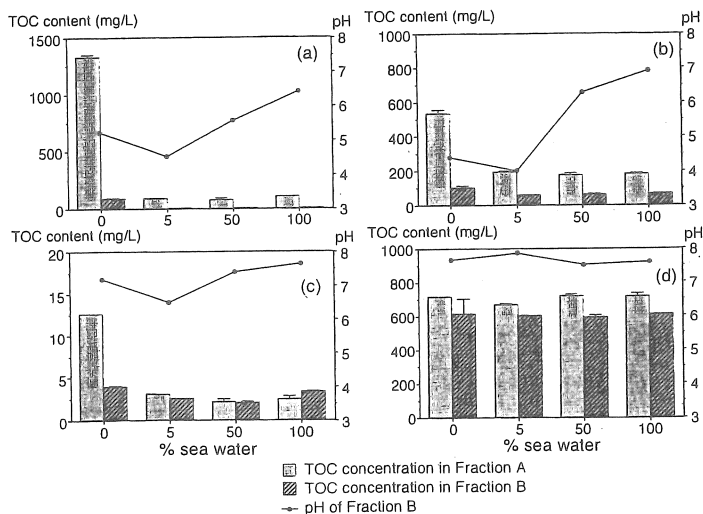


Fig. 2 Total organic carbon (TOC) concentration in Fractions A and B as well as pH of Fraction B.

(a) Peat, (b) litter, (c) Paddy soil, (d) Manure

および pH の変化を Fig.2 に示す。海水濃度 0%時の試料 A の TOC 濃度は、泥炭 (1330 ±100ppm) > 厩肥 (716 ±1ppm) > リター (537 ±20ppm) > 水田土壌 (12.6 ±0.0ppm) の順であった。試料 B の TOC 濃度は、厩肥 616 ±9ppm、泥炭 88.9 ±9.3ppm、リター 106 ±7ppm、水田土壌 4.0 ±0.1ppm であり、遠心分離により泥炭では 90%以上、水田土壌では約 70%の有機物が沈殿したのに対し、厩肥では沈殿はわずか 15%であった。

海水濃度の増加に伴い、泥炭では試料 A、B ともに炭素濃度が 90%以上減少した。リター、水田土壌においても試料 A 中の 60%以上の有機物が海水との混合によって沈殿した。海水濃度 100%時の試料 B の TOC 濃度は、リターでは海水濃度 0%時の 64%であったが、水田土壌では 90%が残存していた。厩肥では試料 A、B ともに海水濃度の上昇に伴う有機物の沈殿割合は 7%以下と小さかった。なお、有機物の沈殿は、海水濃度 0%から 5%の間でのみ顕著に進行した。

試料 B の pH は海水濃度 5%でいったん低下した。これは、海水中の塩基との置換によって有機物や粘土から放出された H⁺の影響によるものと推察した。pH は海水の混合比の増加に伴って上昇したが、海水濃度 100%においても泥炭では 6.4、リターでも 6.9 であった。一方、有機物濃度の低かった水田土壌試料 B では、海水濃度 50%で pH7.8 にまで上昇した。また、元々 pH の高かった厩肥では pH の変化はほとんど認められな

Table 1. Concentrations of the elements in Fraction B and their change due to mixing with sea water (mg/L)

Sample	% Sea water	P	Mo	Al	Cu	Fe	Mn	Zn
Peat	0	0.71	0.011	6.0	0.005	2.7	0.012	0.007
	5	0.18	0.004	0.43	n.d.	0.072	0.058	0.007
	50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.21	0.073	0.044
	100	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.29	0.026	0.000
Litter	0	0.64	0.017	0.69	0.014	0.66	0.011	0.021
	5	n.d.	n.d.	0.22	n.d.	0.29	0.042	0.060
	50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.18	0.045	0.058
	100	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.058
Paddy soil	0	0.67	0.016	1.1	0.015	0.61	0.013	0.012
	5	2.7	0.066	0.35	0.061	0.11	0.047	0.056
	50	30	0.70	3.5	0.60	0.94	0.13	0.47
	100	71	1.5	10	1.7	2.6	0.26	1.1
Manure	0	36	0.053	0.082	0.082	1.4	0.12	0.14
	5	34	0.058	0.11	0.074	1.4	0.13	0.15
	50	32	0.050	n.d.	n.d.	1.2	0.077	0.13
	100	33	0.066	n.d.	n.d.	1.0	0.042	0.16

かった。pH 変化と有機炭素濃度の変化は対応しておらず、pH が有機物の水溶化に及ぼす影響は小さかったと推察された。

3.2 海水との混合が試料 B 中の各種元素に与える影響

試料 B 中の各種元素濃度を Table 1 に示す。海水濃度 0% のとき、Al と Fe は泥炭から、P、Cu、Mn、Zn は厩肥からそれぞれ最も多く検出された。特に厩肥の P 濃度は他の試料の約 50 倍であった。リターと水田土壌試料 B の元素濃度は Al が後者で 1.5 倍高かった以外はいずれも類似しており、泥炭と比較して P、Mn は同程度、Mo、Cu、Zn はやや上回った。また、Al は厩肥で 1 桁低い値を示した。

海水との混合に伴い、泥炭およびリターの試料 B では、P、Mo、Al、Cu および Fe の各元素濃度が顕著に減少し、Fe を除く 4 元素は海水濃度 50% までに検出限界以下となった。泥炭では Zn、リターでは Fe および Mn もそれぞれ海水濃度 100% で検出限界以下となった。厩肥では Al および Cu が海水濃度の増加に伴い検出限界以下となったが、その他の元素 (P、Mo、Fe、Mn、Zn) 濃度は顕著な変化を示さず、水田土壌では P、Mo、Cu、Mn、Zn 濃度は増大し、Al および Fe 濃度もいったん減少後に増大した。

3.3 海水との混合が不溶性有機物結合態および粘土結合態元素に与える影響

過酸化水素分解およびフッ化水素酸分解後の各元素濃度をそれぞれ Table 2、Table 3 に示す。なお、粘土のフッ化水素酸分解に伴って、その主要構成元素である Al が可溶化したものと推察され、元来の粘土結合態 Al 量の推定は不可能と判断した。泥炭試料 A は、海水濃度 0% 時には全有機炭素濃度が最も大きかったことと対応して不溶性有機

Table 2. Concentrations of the elements bound with insoluble organic matter in Fraction A and their change due to mixing with sea water (mg/L)

Sample	% Sea water	P	Mo	Al	Cu	Fe	Mn	Zn
Peat	0	5.7	0.047	34	0.011	17	0.048	0.016
	5	0.72	0.007	2.0	0.003	1.0	0.006	0.025
	50	0.64	0.008	2.0	0.004	0.95	0.004	0.007
	100	0.65	0.008	1.5	0.003	0.56	0.006	0.008
Litter	0	1.5	0.007	1.0	0.003	0.85	0.028	0.039
	5	1.2	0.004	0.23	0.010	0.12	0.005	0.041
	50	0.93	0.005	0.19	0.001	0.027	0.010	0.006
	100	0.82	0.004	0.024	0.001	0.018	0.007	0.008
Paddy soil	0	1.1	0.022	0.29	0.019	0.11	0.011	0.015
	5	1.0	0.024	0.14	0.019	0.032	0.004	0.014
	50	1.2	0.028	0.16	0.022	0.035	0.004	0.014
Manure	0	3.1	0.001	0.029	n.d.	0.009	0.033	0.012
	100	4.4	n.d.	0.055	0.043	0.19	0.055	0.051

物と結合した元素を多く含んでおり、P、Mo、Al、Fe および Mn の濃度は4種の材料中最も高かった。特に Al (34.1mg/L)、Fe (18.9mg/L) は、次に濃度が高かったリターのそれぞれ30ないし20倍以上であった。しかしながら、これらの元素はいずれも海水濃度5%で80%以上が沈殿した。リター試料Aではいずれの元素も海水との混合に伴って減少した。水田土壌試料A中の不溶性有機物は90%以上が海水濃度5%で沈殿したが、不溶性有機物結合態元素はAl、Fe、Mnの50-70%が減少したのみで、P、Mo、Cu および Zn の濃度には有意な変化が認められなかった。厩肥では海水濃度100%においてP、Al、Cu、Fe および Zn の濃度が増加していた。

泥炭由来の試料Aは海水濃度0%時に高濃度の粘土結合態Feを含んでおり、P以外の粘土結合態元素濃度も4材料中で最も大きかった。粘土結合態P濃度は水田土壌で最も高く、Mo、Al、Cu、Fe、Mnの5元素も泥炭に次いで高い値を示した。粘土結合態元素の多くも海水との混合によって減少したが、泥炭およびリターにおいては海水濃度100%においてもなお他の形態と比較して多量の粘土結合態元素が検出された。

Table 3. Concentrations of the elements bound with clay minerals in Fraction A and their change due to mixing with sea water (mg/L)

Sample	% Sea water	P	Mo	Al	Cu	Fe	Mn	Zn
Peat	0	0.74	0.11	87	0.038	19	0.071	0.064
	5	0.17	0.007	4.2	0.004	0.84	0.004	0.012
	50	0.16	0.004	3.0	0.005	0.54	0.003	0.007
	100	0.12	0.010	4.3	0.006	0.88	0.004	0.008
Litter	0	0.35	0.013	8.9	0.017	4.1	0.015	0.050
	5	0.28	0.017	14	0.009	1.5	0.016	0.039
	50	0.21	0.012	15	0.010	1.3	0.015	0.027
	100	0.21	0.025	14	0.009	1.1	0.018	0.025
Paddy soil	0	1.4	0.041	10	0.029	11	0.031	0.048
	5	0.58	0.018	0.83	0.012	0.13	0.003	0.011
	50	0.57	0.021	0.66	0.013	0.074	0.003	0.028

3.4. 試料B中の遊離イオン態元素の割合とその海水との混合に伴う変化

試料BのXAD-8およびSephadex QAE-25カラム通過後の有機物残留率 (Table 4) は、水田土壌において38%と高めであったが、泥炭で8.4%、リターで2.3%、厩肥で7.4%であり、それぞれ90%以上の有機物が除去されていた。また、海水濃度100%時の有機物残留率はいずれの材料においても1.5%以下であった。

海水濃度0%と海水濃度100%における試料B中の元素に占める遊離イオン態元素と有機物結合態元素の存在割合を Fig. 3 に示す。海水濃度0%の場合、いずれの試料においてもP、Mo、Al、Feの85%以上が有機物結合態であった。Cu、Mn、Znは、泥炭、

リターでは有機物結合態の割合が高く、水田土壌および厩肥では遊離態の割合が高かった。海水との混合により、泥炭では Fe、Mn のみが試料 B 中に残存したが、前者は 90%以上が結合態、後者は 100%遊離態であった。リターで唯一検出された Zn は、遊

Table 4. Total organic carbon (TOC) concentration in Fraction B after passing through a column of XAD-8 and Sephadex QAE-25

Sample	Salt (%)	TOC after column treatment (mg L ⁻¹)	TOC before column treatment (mg L ⁻¹)	Percentage of non-adsorbed fr. (%)
Peat	0.0	7.5 ± 1.2	89 ± 9	8.4
	3.0	0.0	6.7 ± 1.4	0
Litter	0.0	2.5 ± 0.1	110 ± 10	2.3
	3.0	0.0	68 ± 2	0
Paddy soil	0.0	1.5 ± 0.2	4.0 ± 0.1	38
	3.0	0.0	3.4 ± 0.1	0
Manure	0.0	4.5 ± 0.0	620 ± 10	7.4
	3.0	9.0 ± 0.0	610 ± 0	1.5

TOC: Total organic carbon

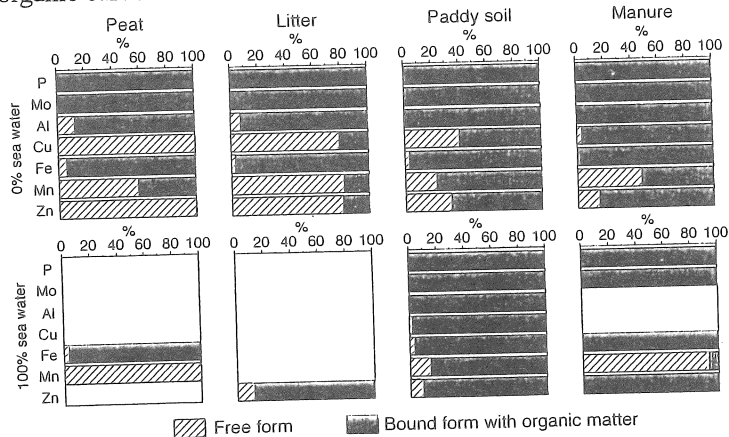


Fig. 3 Percentage distribution of elements in Fraction B into the free ion form and organically bound form.

離態が減少し、結合態が増加していた。水田土壌および厩肥の試料 B 中の P、Mo、Al、Fe は海水混合前と同様ほとんどが有機物結合態であった (Al は水田土壌のみ)。水田土壌由来の試料 B 中の遊離態 Cu、Mn および Zn は海水との混合後 2.5、15 および 9%へと存在比が減少したが、これらは、結合態の増加がより大きかったためで、絶対量はいずれも増加していた。厩肥では、残存した Mn の 93%が遊離態、Zn は 100%が有機物結合態であった。

実験 2 海水との混合が水溶性有機物に与える影響

3.5 海水との混合時の水溶性有機物および各種元素の挙動

水溶性有機物（親水性 PTFE 濾紙通過後の試料 C 中の有機物）の TOC 濃度は、堆厩肥>リター>泥炭>水田土壌の順に高く（Fig. 4a）、純水と混合した場合に比べて海水と混合した場合、その濃度は泥炭で 54%、リターで 32%減少したが、水田土壌・堆厩肥では変化が認められなかった。一方、0.5 μ m の濾紙で濾過した後に海水と混合した場合（試料 C'）には、いずれの試料においても TOC 濃度の明確な減少は認められなかった（Fig. 4b）。このことは、各材料から抽出した水溶性有機物単独では海水と混合しても沈殿しないことを示唆しており、試料 C の TOC 濃度の減少は、懸濁液中の微粒子やコロイドが、塩濃度の増加に伴い凝集・沈殿した際に共沈したためと推定された。

試料 C 中の各種元素濃度を、Fig. 5、Fig. 6 に示す。試料 C 中の元素濃度は Zn を除いて堆厩肥>リター>泥炭≒水田土壌の順であった。海水との混合に伴って、リターの Zn、堆厩肥の P、Mn、水田土壌の Zn は顕著に減少した(試料 C')。また、泥炭の Zn、Mn、Fe、堆厩肥の Zn、Cu 等はほとんど濃度変化がみられなかった。一方、リターの Mn、水田土壌の Mn、Zn 等は反対に増加しており、海水との混合に伴う各元素の挙動は、実験 1 における試料 B の場合と同様、元素の種類によってのみでなく、材料間で

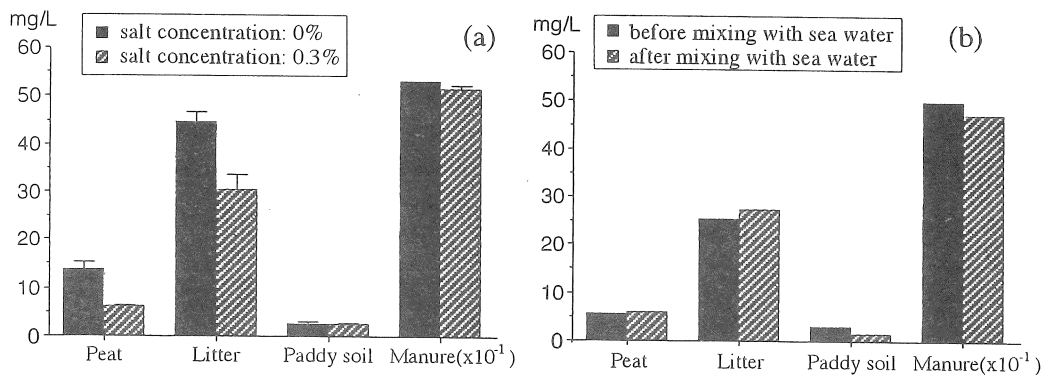


Fig. 4. Total carbon concentration in (a) Fraction C and (b) Fraction C'.

Black bars, 0% salinity; gray bars, 0.3% salinity.

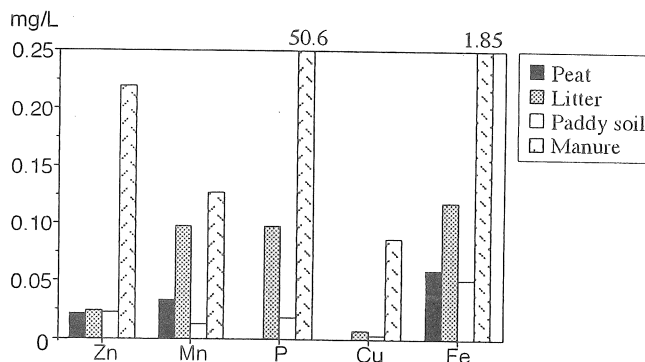


Fig. 5. Concentration of five elements in Fraction C at 0% salinity.

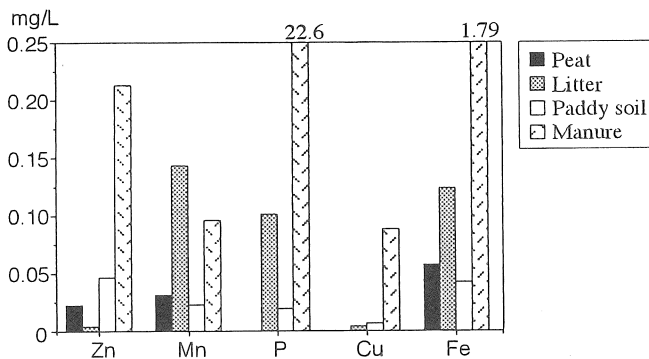


Fig. 6. Concentration of five elements in Fraction C at 0.3% salinity.

も異なっていた。

3.6 水溶性有機物の化学的性質

塩濃度0%の試料CのIRスペクトルを Fig. 7 に示す。各試料とも $3420\sim 3370\text{cm}^{-1}$ (O-H伸縮)、 $2970\sim 2910\text{cm}^{-1}$ (脂肪族 C-H)、 $1650\sim 1630\text{cm}^{-1}$ 、 $1400\sim 1380\text{cm}^{-1}$ (共にカリボキシルアニオン)、 $1250\sim 1150\text{cm}^{-1}$ (エーテル及びアセタール C-O)、 $1130\sim 1080\text{cm}^{-1}$ (第2アルコール C-O)、 1040cm^{-1} (第1アルコール C-O) にピークあるいは肩状吸収を示した。リター、堆厩肥由来の試料では 1718cm^{-1} にピークが認められ、カルボキシル基が酸 (-COOH) として存在していたことが示唆されたのに対し、泥炭、水田土壌由来の試料では 1720cm^{-1} 付近にピークが認められず、カルボキシル基のほとんどがアニオン (-COO⁻) として存在していたことを示唆した。このことは、泥炭や水田土壌では水溶性有機物のカルボキシル基が金属と安定な錯体を形成している割合が高いことを推

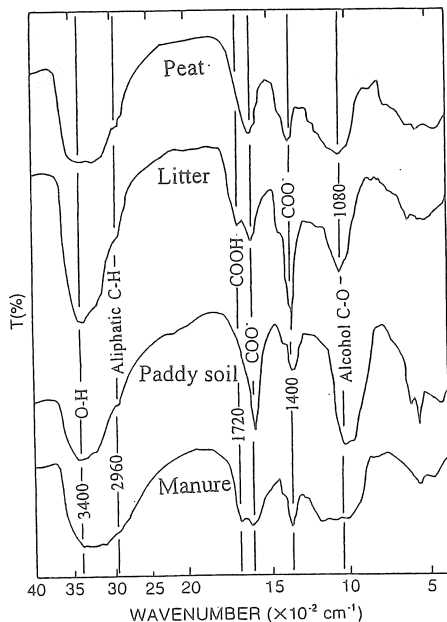


Fig. 7. IR spectra of Fraction B at 0% salinity.

察させた。

塩濃度 0%の試料 C の蛍光スペクトルには **Table 5** に示すように、すべての試料で励起波長(Ex.)240-255nm、蛍光波長(Em.)445-470nm にピーク (ピーク 2) が認められたほか、泥炭、水田土壌、堆厩肥の各試料では Ex.320-330nm/Em.425-430nm (ピーク 3) に、リターでは Ex. 330nm/Em.470nm (ピーク 4) にそれぞれピークが検出された。ピーク 2, ピーク 3 は河川水およびそのフルボ酸に一般にみられるピークと同じ領域である¹⁰⁻¹²⁾。また、ピーク 4 は、同じ段戸山の A 層土壌からアルカリ抽出によって得られたフルボ酸の蛍光スペクトルに見られるピークと同じであり¹³⁾、両者が類似の構成成分を含んでいることを示唆していた。さらに、水田土壌では Ex.225nm/Em.340nm にタンパク質様物質に起因すると推定されるピークが認められた (ピーク 1)。また、ピーク 2、ピーク 3 は複数の試料で検出されたものの、両ピークの強度比は試料間で明確に異なっており、構造の違いが示唆された。海水との混合は厩肥以外の試料に対し、ピーク数の減少、ピーク強度の変化、ピーク強度比の変化をもたらし、有機物の選択的な沈殿が起こったことを示唆した。

Table 5. Wavelengths (excitation, nm/emission, nm) and intensities (number in parenthesis) of peaks in the fluorescence spectra of Fraction B.

Sample	Salt Conc. (%)	Peak 1	Peak2	Peak3	Peak 4	Peak2/ Peak 3
Peat	0		240/445(1.30)	325/430(0.78)	330/460(0.77)	1.7
	0.3		265/460(0.35)	330/430(0.30)		1.2
Litter	0		250/470(1.51)		330/470(1.13)	
	0.3		245/465(1.90)		325/465(1.30)	
Paddy soil	0	225/340(0.14)	255/455(0.38)	320/430(0.26)		1.5
	0.3		245/445(0.07)	330/430(0.10)		0.7
Manure	0		245/440(4.12)	330/425(3.74)		1.1
	0.3		250/435(4.29)	330/430(3.90)		1.1

ゲルパーミエーションクロマトグラフィーによる各試料の溶出曲線を **Fig. 8** に、その際の各ピーク面積の相対値を **Table 6** に、また、(塩濃度 0% 試料の TOC 濃度) × {(各ピーク面積)/(全ピーク面積)} - (塩濃度 3% 試料の TOC 濃度) × {(各ピーク面積)/(全ピーク面積)} によって求めた海水との混合に伴う溶出量別の TOC 濃度変化を **Table 7** にそれぞれ示す。塩濃度 0% の時は、堆厩肥 > 泥炭 = リター > 水田土壌の順に排除画分 (V₀) に溶出する分子サイズの大きな有機物の割合が高く、泥炭とリターの分子サイズ分布は類似していた。塩濃度を 0.3% に上昇させると、分子サイズの大きな有機物ほど存在比が減少し、一方で 0% では検出されなかったピークが出現した。溶出曲線

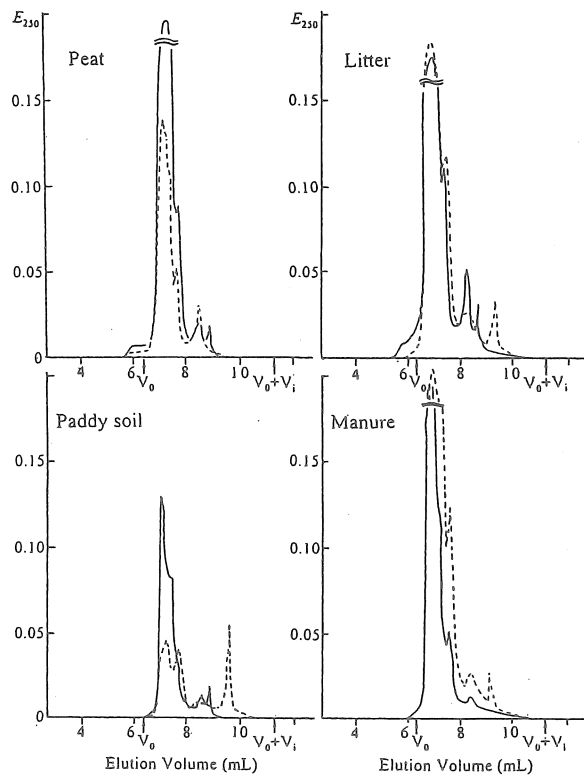


Fig. 8. Elution curves of Fraction B on YMC-Pack Diol-60G.

Table 6. Relative area of each peak in chromatogram of Fraction B on YMC-Pack Diol-60G (%).

Elution Vl. (mL)	Peat		Litter		Paddy soil		Manure	
	0%*	0.3%	0%	0.3%	0%	0.3%	0%	0.3%
6.5	0.8	0.8	1.2	-	-	-	-	-
6.8	89.0	77.7	88.0	87.2	79.3	55.8	97.8	97.3
7.4	8.4	14.5	7.3	8.6	12.7	22.1	1.7	1.6
8.3	1.3	5.2	2.8	2.9	3.7	-	0.5	0.7
8.6	0.5	1.8	0.6	-	4.3	-	-	-
9.2	-	-	-	-	-	2.2	-	-
9.4	-	-	-	1.3	-	19.9	-	0.5

Salinity

の変化を各ピークの炭素濃度の変化と仮定すると、多くの場合、ピーク面積が相対的に増加した場合にも炭素量は減少していたことが明らかとなった。しかし、泥炭の 8.3mL、8.6mL のピーク、水田土壌の 7.4mL のピーク、堆厩肥の 8.3mL のピークは相対値のみでなく、炭素濃度も増加したものと推定された。以上の結果から、海水との混合によって分子サイズの大きな有機物が沈殿するとともに、形状変化や、疎水性相互作用やカチオンを介して緩やかに結合してサイズの大きくなった有機物の分離が起

Table 7. Changes in the concentration of organic carbon eluted as different peaks in gel permeation chromatography due to mixing with sea water (mg L⁻¹)

Elution vl. (mL)	Peat	Litter	Paddy soil	Manure
6.5	-0.1	-	-	-
6.8	-8.1	-0.5	-0.7	-18.2
7.4	-0.2	-12.7	0.3	-0.8
8.3	0.2	-0.6	-0.1	-1.0
8.6	0.0	-0.4	-0.1	-
9.2	-	-0.3	0.1	-
9.4	-	0.4	0.5	2.6

こったものと推察された。

実験3 水溶性フルボ酸の化学的性質、錯体形成能

3-7 水溶性フルボ酸の化学的性質

水溶性フルボ酸および腐植酸濃度：水抽出液中の有機炭素濃度（Table 8）は、厩肥≫泥炭>リター≫水田土壌、の順であった。フルボ酸と腐植酸の存在比は、リターおよび厩肥では約7:3、泥炭および水田土壌では約1:1

Table 8. Total organic carbon (TOC) content and the percentages of humic acids (HAs) and fulvic acids (FAs) in water extracts

	Peat	Litter	Paddy soil	Manure
TOC (ppm)	156	109	4.17	1200
FA (%C)	16.1	72.7	46.9	69.7
HA (%C)	15.6	29.5	39.6	26.6

であり、より分解・腐植化の進んだ有機物を多く含むと考えられる材料で腐植酸の割合が高かった。河川水試料（Table 9）では、

Table 9. Total organic carbon (TOC) content and the percentages of humic acids (HAs) and fulvic acids (FAs) in river water

	Dando	Oikamanai A	Oikamanai B
TOC (ppm)	1.82	3.49	4.73
FA (%C)	98.6	89.0	89.7
HA (%C)	1.4	11.0	10.3

フルボ酸と腐植酸の比は約8:1で、河川に供給された腐植酸の多くが沈殿淘汰されたと推察された。なお、段戸川で収量が低かったのは、濃縮過程で一部有機物が析出したためである。

元素組成：フルボ酸と腐植酸の元素組成（Table 10）を比較すると、N含量およびO含量に明確な差が認められ、一般的なアルカリ抽出の場合¹⁴⁾と同様、フルボ酸の方がカルボキシル基や水酸基等の含O官能基に富むことが推察された。厩肥のフルボ酸は他

のフルボ酸よりもN/C比が高く、牛糞中のタンパク質等からの影響が推察された。フルボ酸のH/Cは、1.01（泥炭）～1.59（厩肥）と広い分布を示した。河川水フルボ酸と水抽出フルボ酸の間には元素組成の明確な差は認められなかった。

Table 10. Elemental composition* and atomic ratios of FAs and HAs.

	----- FAs -----					----- HAs -----		
	Peat	Litter	Paddy soil	Manure	River**	Peat	Litter	Manure
C(%)	36.23	32.71	32.62	29.47	34.29	32.66	33.55	35.49
H(%)	36.71	43.48	42.13	46.72	40.85	48.70	47.30	45.17
N(%)	0.97	0.87	1.67	2.13	1.23	2.63	2.42	3.32
O(%)	26.09	22.94	23.57	21.69	23.63	16.01	16.73	16.02
H/C	1.01	1.33	1.29	1.59	1.19	1.49	1.41	1.27
N/C	0.03	0.03	0.05	0.07	0.14	0.08	0.07	0.09
O/C	0.72	0.70	0.72	0.74	0.69	0.49	0.49	0.45

*atomic %. **Oikamanai River A. There is no data for the HA from the paddy soil sample.

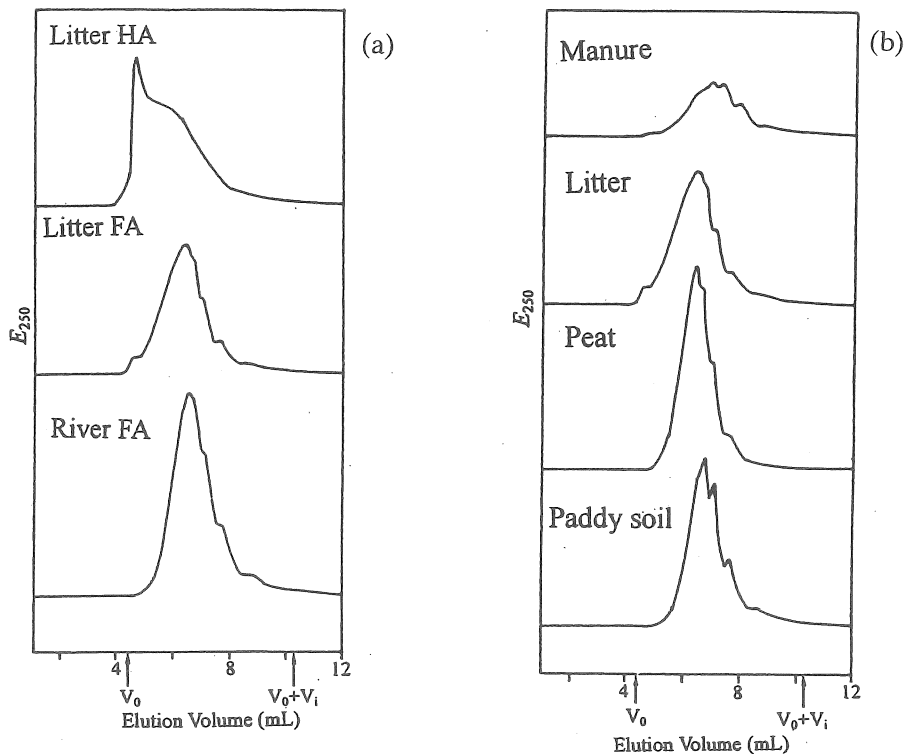


Fig. 9. Elution curves of (a) humic and fulvic acids (HA and FA) obtained from litter and FA in Dando river and (b) FAs obtained from various origins on YMC-Pack Diol-120G.

Table 11. Weight-average molecular weights (M_w s) of fulvic acids.

	M_w		M_w
Peat	3.81×10^4	Oikamanai River A	3.11×10^4
		Oikamanai River B	3.08×10^4
Litter	4.87×10^4	Dando River	3.69×10^4
Paddy soil	2.39×10^4		
Manure	4.23×10^4		

分子サイズ分布：Diol-120Gカラムを用いたゲルパーミエーションクロマトグラフィーにおける段戸各試料の溶出曲線をFig. 9aに、各材料の水抽出フルボ酸の溶出曲線をFig. 9bにそれぞれ示す。リター水抽出腐植酸は排除限界 (V_0) にピークが認められ、フルボ酸よりも平均分子サイズが大きいことが示唆された。泥炭腐植酸はリター腐植酸とよく似た分布を示した。厩肥腐植酸は V_0 には溶出が認められなかったが、ピークの溶出はフルボ酸よりも早かった。河川フルボ酸の溶出ピークは、リター水抽出フルボ酸の溶出ピークよりも低分子サイズ側に認められた。同じ傾向は、泥炭と生花苗川のフルボ酸の間にも観察された。

水抽出フルボ酸の重量平均分子量 (Table 11) は20,000~50,000の間に分布しており、リター>厩肥>泥炭>水田土壌の順に大きかった。河川水フルボ酸の重量平均分子量も同じ範囲に分布していたが、段戸川、生花苗川のフルボ酸の値はリターや泥炭の水抽

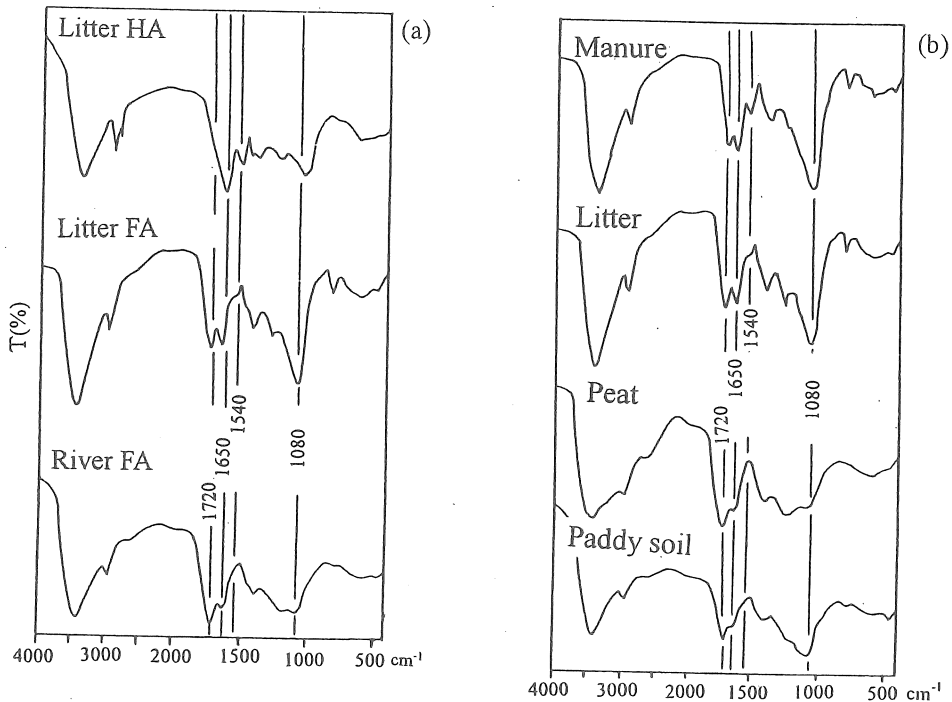


Fig. 10. IR spectra of (a) humic and fulvic acids (HA and FA) obtained from litter and FA in Dando river and (b) FAs obtained from various origins.

出フルボ酸の値よりもそれぞれ小さかった。このことから、分子量の大きい分子が河川中で沈殿淘汰されたと推察した。

IRスペクトル：段戸リター腐植酸、リターフルボ酸および段戸川フルボ酸のIRスペクトルをFig. 10aに示す。各試料のIRスペクトルはいずれも、 3400cm^{-1} 付近（O-H伸縮）、 $2960\sim 2920\text{cm}^{-1}$ （脂肪族C-H）、 $1650\sim 1630\text{cm}^{-1}$ （カルボニルC=O）、 $1400\sim 1380\text{cm}^{-1}$ （C-H変角）、 1260cm^{-1} （カルボキシルおよびフェノールC-O）、 $1130\sim 1080\text{cm}^{-1}$ （第2アルコールC-O）、 1040cm^{-1} （第1アルコールC-O）にピークあるいは肩状吸収を示した。腐植酸のスペクトルはいずれも 2920cm^{-1} の吸収が強く、 1720 、 1260cm^{-1} の吸収は弱かった。後者はカルボキシル基含量が低いことを示唆している。段戸川フルボ酸は、リター水抽出フルボ酸よりも 1650 （アミドC-O）、 1540 （アミドN-H）および 1080cm^{-1} の吸収が弱く、炭水化物やタンパク様物質の含量が低いことが示唆された。ただし、泥炭水抽出フルボ酸と生花苗川フルボ酸の間では 1080cm^{-1} のピークの強弱の関係は逆転していた。 1720cm^{-1} を含む他の波長のピーク強度にはいずれも差は認められなかった。

各材料由来の水抽出フルボ酸のIRスペクトルを比較すると（Fig. 10b）、 1720cm^{-1} の相対強度は泥炭および水田土壌試料でより強く、反対に 1650 および 1540cm^{-1} の相対強度は厩肥およびリター試料でより強かった。また、 1080cm^{-1} の相対強度は厩肥、リター>水田土壌>泥炭の順であった。

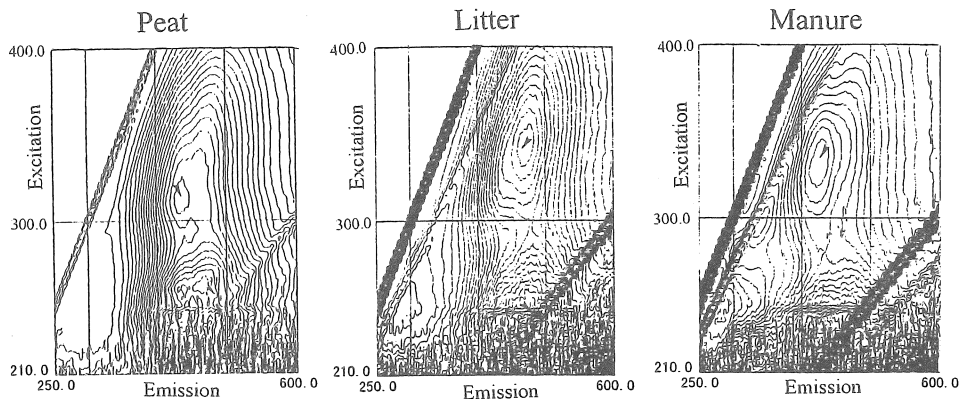


Fig. 11. Three-dimensional excitation emission matrix spectra of fulvic acids.

三次元蛍光スペクトル（Fig. 11）：泥炭水抽出フルボ酸試料は励起波長(Ex.)225nm/蛍光波長(Em.)440nm、Ex.245nm/Em.490nmおよびEx.315nm/Em.440nm等にピークを示した。リターフルボ酸の蛍光スペクトルではEx.230nm/Em.460nm、Ex.340nm/Em.465nmに、厩肥フルボ酸のスペクトルではEx.230nm/Em.415nm、Ex.335nm/Em.425nmにそれぞれ主要なピークが認められ、材料間の構造の違いが示唆された（矢印参照）。

^{13}C CP/MAS NMRスペクトル（Fig. 12）：泥炭水抽出フルボ酸のスペクトルのアルキル炭素域（ $10\text{-}48\text{ppm}$ ）には、 36.1ppm をピークとした強いシグナルが認められ、ポリ

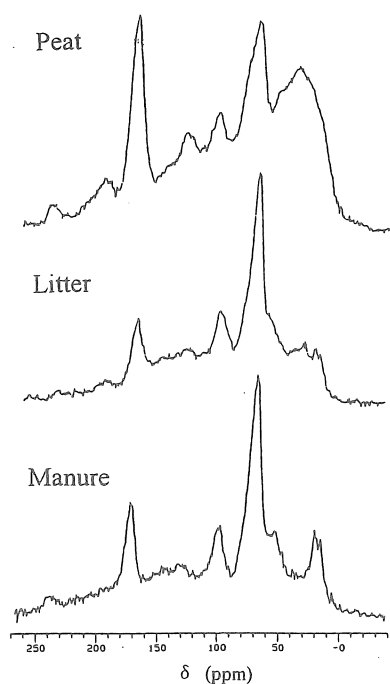


Fig. 12. ¹³C CP/MAS NMR spectra of fulvic acids.

メチレン鎖を多く含むことが推察された。リターフルボ酸のスペクトルの同じ領域には、29.6ppmのポリメチレンによるシグナルのほか、末端メチル基によるシグナルが16.9および21.1ppmに認められ、厩肥フルボ酸のスペクトルでは16.8および21.7ppmのシグナルがより強かった。O-アルキル炭素域(48-110ppm)には、すべての試料のスペクトルで70-71ppmに多糖の第2アルコールに由来する強いシグナルが認められたほか、101-104ppmにアセタールのシグナルが検出された。メトキシル基のシグナル(53.5ppm)は厩肥試料でのみ明瞭に認められた。芳香族炭素(110-160ppm)のうち、フェノールその他ヘテロ原子で置換された炭素のシグナル(140-160ppm)はリター、厩肥試料でより顕著に認められた。カルボキシル炭素(160-190ppm)のピークの相対強度は泥炭試料のスペクトルでより強かった。¹³C CP/MAS NMR スペクトルの各領域のシグナルの相対強度から算出した

各種炭素の相対含量をTable 12に示す。

Table 12. Relative contents of each carbon species in fulvic acids (%)

	Alkyl C	O-alkyl C	Aromatic C	Carbonyl C
Peat	25.4	36.2	20.7	17.7
Litter	16.4	49.9	21.5	12.2
Manure	17.1	48.6	18.7	15.6

3.8 水抽出フルボ酸の錯体形成能およびその海水中での安定性の比較

Feイオンを単独で添加したときの水抽出フルボ酸との錯体形成能 (Fig. 13) は、泥炭およびリター試料でのみ検出された。Fe、Cu、Znイオンを同量ずつ同時に加えたときには、Feのみ有機物との結合が観察され、その結合量は4.07~4.82mmol/molCと低く、3試料間には有意差が認められなかった。しかしながら、これらの結果には、ブランク(金属溶液を超純水と混ぜたもの)をカラムに通した際の溶出液中の元素濃度が低かったことが大きく影響しており、過小評価している可能性が高い。有機物のカラムへの吸着割合は85~100%であった。

海水と混合した後、再度濾過した際、フルボ酸の存在によって、濾液中により多量のFeが検出された (Fig. 14)。混合溶液の場合にもCu、Fe、Znの全てがフルボ酸の存在によって海水に対する溶解性が増大した。可溶性として検出された量は、いずれの元素も厩肥>泥炭>リターの順に大きく、元素間の比較では、泥炭および厩肥試料に

おいてはCu>Fe>Zn、リターではCu>Zn>Feであった。なお、フルボ酸の濾過による回収率は、69~90%であった。

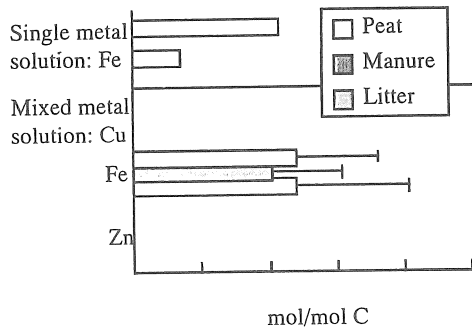


Fig. 13. Amount of metal in the soluble form bound with fulvic acids before mixing with seawater.

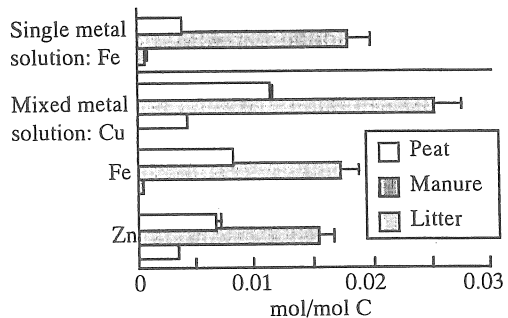


Fig. 14. Amount of metal in the soluble form bound with fulvic acids after mixing with seawater.

4. 考 察

実験 1 海水との混合が有機物、各種元素および pH に与える影響

4種の陸域材料より同じ条件で得た懸濁液試料 A の TOC 濃度は、泥炭と水田土壌の間に 100 倍の差が認められ、試料 A 中に占める試料 B の割合も厩肥 (86%) と泥炭 (6.7%) では大きく異なっていた。これらの結果より、泥炭からは多量の不溶性有機物が、また、厩肥からは多量の水溶性有機物がそれぞれ河川に流入する可能性がある と推察された。ただし、本実験では、有機物の分画に遠心分離のみを用いているため、試料 B は水溶性有機物に加えてコロイド状物質も含んでいると考える必要がある。

河川水の研究では、河口域における水溶性有機炭素の減少は海水による希釈によるものであり、特異的な沈殿は起こらないとする報告例が多い^{2,4,6,7,15)}。本実験でも海水との混合は主として不溶性有機物の沈殿を促したため、厩肥の場合にはその影響は小さかった。泥炭、リターにおける試料 B 中の有機物の海水との混合に伴う減少も、コロイド状物質の凝集による可能性が考えられる。Hunter and Leonard¹⁶⁾は室内実験において共存する粒子状物質を除去後に海水と混合した場合には河川水中の水溶性有機物の凝集が著しく減少したと報告しており、泥炭、リターに多く含まれていた不溶性有機物や粘土粒子の沈殿が水溶性有機物を共沈させた可能性も考えられる。

典型的な 3 種の元素 (P, Fe, Mn) の海水濃度 0% および 100% (水田土壌の P のみ海水濃度 5% の結果) における存在形態を Fig. 15 にまとめた。不溶性あるいは水溶性有機物結合態の割合が大きかった P は、厩肥試料 B から特に高濃度で検出され、また、

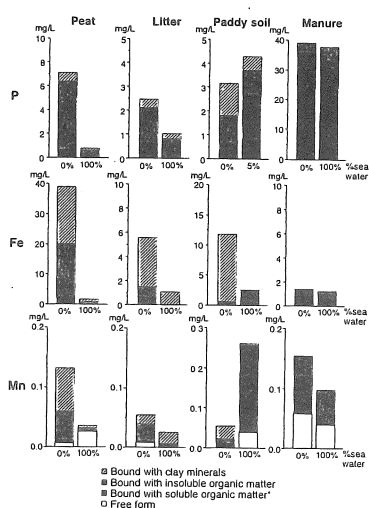


Fig. 15. Concentrations of P, Fe, and Mn in each form in Frac-ion A. *Including colloids difficult to precipitate.

一方、Mn や Zn は他の元素と比較して海水濃度 0%時に遊離態の占める割合が高かった。不溶性有機物結合態、粘土粒子結合態の Mn や Zn は、リターの Mn を除いて各試料 A で海水濃度の増大に伴って減少したが、試料 B 中の濃度はそれぞれ 2 ないし 3 種類の試料で反対に増加しており、これらの元素が粘土粒子などに吸着した形で河川に流入しても、河口まで到達すれば、沈殿後、海水によるイオン交換反応によって再び可溶化し、生物に利用される可能性があることを示唆していた。遊離態 Mn の増加は、泥炭および水田土壌において顕著であり、これらの環境下で還元され 2 価で存在していた Mn が溶出したものと推察した。水田土壌においては、Mn、Zn 以外にも遊離態あるいは水溶性有機物結合態元素の海水との混合による増大が観察され、海水により多くの元素が抽出されたものと推定された。また、厩肥では水溶性有機物結合態の減少と不溶性有機物結合態の増加が P、Fe、Mn を含む 5 元素で観察されており、溶解性を失った有機物の一部がなお水中に残存していたことが推察された。

Table 13 に参考として北海道函館市の 3 河川 4 地点から採取した河川試水の水溶性有機炭素濃度および各元素濃度を示す。これらはいずれも河口近くで採取したもので海水の影響を受けている。河川水の分析結果は、試料 B の元素濃度が、一部の元素(厩肥の P 等)を除き、河川水中の濃度と比較しうる値であったことを示唆した。久根別川 1 と 2 の間で物質の供給が無かったと仮定すると、各元素の減少率は水溶性有機炭素濃度の減少率(85%)と比較して Cu を除いて小さく、特に Fe や Mn の残存率が大きかった。Mn については遊離態の影響も考えられるが、Fe の減少率が P や Al の減少率

海水濃度の増加に伴う変化は水田土壌を除く各試料において TOC 濃度の変化と対応していた。これらの結果より、有機物の沈殿しにくさが主として P の存在量を決定していると考えられた。Mo も P と非常によく似た挙動を示した。粘土に吸着して存在している割合が大きい Fe は、泥炭、水田土壌およびリターの各試料で多く検出された。泥炭では、粘土結合態と同程度の不溶性有機物結合態の Fe が含まれていた。水田土壌と比較して有機物が豊富に存在する泥炭においては、長期間湿潤条件下におかれることによって可溶化してきた金属イオンが有機物と結合して安定化しているためと推察した。しかしながら、これらの元素

はいずれも海水濃度 5%において大部分が沈殿した。海水濃度 100%のときの試料 B 中の Fe はほとんどが有機物結合態であり、海水中の Fe の主体をなすと推察された。

と異なったことについては、結合した有機物がそれぞれ海水との混合過程で沈殿しにくいかどうかによるものと推察した。

試料 A 中の粒子サイズは、Stokes の公式から水田土壌では $0.4\mu\text{m}$ > (比重 2.6)、その他は $1.1\mu\text{m}$ > (比重 1.2) と考えられる。したがって、水深 30cm の河川では 10 日以上は水中に存在しうる。それらの多くは河口域において海水との混合が起こると急

Table 13. Electric conductivity (EC), pH, total organic carbon (TOC) and other element concentrations in river water*

River	EC (ms/cm)	pH	TOC (mg/L)	P (mg/L)	Mo (mg/L)	Al (mg/L)	Cu (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Zn (mg/L)
Kunebetsu 1**	0.20	6.9	4.8	0.14	0.002	0.011	0.007	0.38	0.14	0.005
Kunebetsu 2**	0.33	6.9	0.74	0.075	0.002	0.005	0.001	0.31	0.096	0.003
Hekiriti	0.24	7.2	0.58	0.11	0.004	0.010	0.002	0.017	0.026	0.002
Ryukei	1.1	6.9	1.6	0.017	0.005	0.010	0.001	0.049	0.014	0.001

*Water samples were filtered immediately after collection through a membrane filter (< 0.45 μm), which was washed with 0.5M nitric acid, followed by ultra pure water, and carried back under cool conditions (4°C).

**Kunebetsu 2 was collected at estuary and Kunebetsu 1 was collected at 200 m upper from Kunebetsu 1.

激に沈殿するが、水田土壌以外の試料では一部海水濃度が 100%に達しても沈殿せず、河口に到達するまでの時間によっては海岸域にまで到達しうるかと推察された。また、河口でいったん沈殿した粘土や有機物から、川底付近の高塩濃度水が元素を抽出する可能性もある。以上のように、本研究の結果より、河川中の各種元素の量や存在形態は、元素の種類によって規定されるのみでなく、元素の起源となる流域の土地利用状況に大きく影響され、さらに共存する有機物の性状が、河口域での各存在形態の元素の動態に強く作用するものと推定された。

実験 2 海水との混合が水溶性有機物に与える影響

試料 C 中には遊離の無機イオンも含まれるが、有機物と結合した状態で可溶化している割合の方の大きいことは、実験 1 から明らかである。そこで、試料 C について、単位炭素量当たりの各元素量を算出したところ (Table 14)、水溶性有機物当たりの元素量は TOC 濃度とは反対に水田土壌で最も高く、泥炭、リター、堆肥の順に減少していた。Fig. 7 の IR スペクトルの結果は、金属と強く結合したカルボキシル基が泥炭や水田土壌で多いことを示唆しており、本結果と良く対応していたが、炭素当たりの各元素量の差が有機物の組成や錯体形成能の違いによるものなのか各環境中における

Table 14. Amounts of the elements bound with organic matter in Fraction B per unit carbon (mmol/mol)

Sample	P	Mo	Al	Cu	Fe	Mn	Zn
Peat	3.1	0.015	26	n.d.	6.1	0.013	n.d.
Litter	2.3	0.020	2.7	0.006	1.3	0.004	0.007
Paddy soil	65	0.50	120	0.42	32	0.56	0.35
Manure	23	0.011	0.059	0.024	0.48	0.023	0.035

元素量の差によるものかを明らかにするために、さらに実験3を行った(後述)。

水溶性有機物の沈殿は、懸濁態有機物の沈殿に伴う共沈によるものと推定されたが、この減少は沈殿した懸濁態有機物量の多かった泥炭、リターで顕著に認められたが、懸濁態有機物量が泥炭やリターの10%程度に過ぎなかった水田土壌では懸濁態有機物の90%が沈殿したにもかかわらず、水溶性有機物の共沈は観察されなかった。

海水と混合した場合に TOC 濃度の減少の割合と類似した割合で減少した元素は、リターの Cu、堆厩肥の Zn、Fe のみであり、リターの Zn は TOC よりも大きく減少し、泥炭の Zn、Mn、Fe やリターの Mn、P、Fe は TOC 濃度の減少程度と関わりなくほぼ同じ濃度であった。一部試料における Zn や Mn の海水との混合に伴う増加は試料 B でも観察されており (Table 1)、不溶性の有機物や粘土鉱物からイオン交換によって抽出されたものと推察される。

Fe はほとんどが水溶性有機物と結合して可溶化していると考えられるが、海水との混合に伴う減少割合は TOC 濃度の減少割合とは一致しなかった (Table 1、Fig. 2)。従って、Fe や他の元素が結合している有機物には共沈しやすい有機物とそうでない有機物があり、共沈する有機物は生元素の含有率が一般に低いものと推察される。分子サイズ分布の結果は、共沈した有機物が主としてより分子量の大きいものであったことを示しており、単位炭素量当たりの錯体形成能が小さい可能性を支持している。

実験3 水溶性腐植物質の化学的性質、錯体形成能

各材料から抽出した水溶性有機物中に占める腐植酸とフルボ酸の割合は材料によって差が認められたが (Table 8)、河川水試料中では腐植酸は微量であり (Table 9)、さらに IR スペクトルから腐植酸のカルボキシル基含量が少ないと推察されたことから (Fig. 10a)、生元素の溶解性に寄与しているのは主にフルボ酸であると考えられた。Huangら¹⁷⁾は熱分解GC/MSを用いてリター水浸出液中の有機物を調べ、可溶性有機物が土壌有機物の中でも最も化学的酸化および微生物による構造変化を受けた分子量の小さい画分であると考察している。彼らが示した結果はフルボ酸にあてはまるものと考えられる。

河川水フルボ酸の化学的性質はリターや泥炭の水抽出フルボ酸との間に顕著な差

はなく (Table 10)、炭水化物や水溶性タンパク質等の分解しやすい物質の量の違いと平均分子量が若干小さいことが特徴として認められた。鈴木ら¹³⁾の蛍光スペクトルによる河川水フルボ酸の解析においても、蛍光強度ピーク位置の一致から、河川水中の蛍光物質が流域土壌から溶出したフルボ酸と類似の構造をもつ物質から構成されていることが示唆されている。

フルボ酸の分子サイズの差 (リター>厩肥>泥炭>水田土壌) には多糖およびタンパク質様物質の含量の違いが寄与していると推察された (Table 11)。これらの結果およびIR、¹³C CP/MAS NMRスペクトルにおけるカルボキシル基のピーク強度の違いから、水抽出フルボ酸の鎖体形成能は水田土壌・泥炭>リター・厩肥であると推察した。実験2の結果では、単位有機炭素あたりの水溶性Cu、Fe、Zn濃度はいずれも水田土壌>泥炭>リター>厩肥の順であったことから (Table 14)、フルボ酸の化学的性質の分析結果に基づく推察と矛盾しなかった。しかしながら、錯体形成実験における海水混合後の各元素濃度は厩肥>泥炭>リターの順であり (Fig. 14)、上記の順とは異なった。実験3で得られた有機炭素あたりの元素濃度は、未精製試料中の水溶性元素濃度を大きく上回っていたため (Fig. 14)、環境中においてはむしろ有機物と結合しうる元素量の差が単位有機炭素あたりの元素量の差に現れていると推定された。

3種の元素が同時に存在した場合、海水混合後に錯体として検出された量が最も多かったのはCuであった (Fig. 14)。土壌からアルカリで抽出されるフルボ酸と2価の金属イオンとの結合定数はCu>Zn>Feの順に大きく¹⁸⁾、Feが3価のときには結合定数はより大きいとされており、水抽出フルボ酸についても同じ傾向が認められた。

また、実験2において水溶性有機物は懸濁態の物質存在下でのみ海水との混合によって沈殿することが示唆されたが (Fig. 4)、実験3では海水との混合時にフルボ酸の一部が溶解性を失った。大量に多価カチオンが存在した場合には、分子サイズの増大や電解質性の低下もまた大きく、凝集しやすくなったものと推察した。フィルター上に残存した有機物の割合は、酸性官能基が少なく、平均分子量が最も大きかったリターで最も高かった (27ないし31%) (Table 12, Fig. 10b)。したがって、錯体形成能の差とともに、その海水に対する溶解性の差が、共存する生元素の海岸域への供給量の違いをもたらす可能性があるとして推察される。

5. 要 約

陸域生態系から河川に流入した海岸生態系に影響を与える物質の河口域における挙動を明らかにするため、泥炭、リター、水田土壌および厩肥の水懸濁液を用いて、室内実験により、まず、有機物や各種元素の海水との混合に伴う量的および質的变化を調べた。ついで、水溶性有機物の化学的性質と海水との混合に伴う変化を調べた。さ

らに、水溶性有機物をフルボ酸と腐植酸に分画し、生元素との複合体形成に關与する構造的な特徴を調べるとともに、フルボ酸の錯体形成能と錯体の海水中での安定性について調べた。

(1)同重量あたりの不溶性および水溶性有機物（沈殿しにくいコロイドを含む）の河川への流入量は、泥炭および厩肥でそれぞれ高く、水田土壌で小さいと推察された。有機物の海水との混合に伴う沈殿は、泥炭ではいずれも90%以上と高く、一方、厩肥ではわずか7%未満であった。

(2)Pは主に有機物結合態として検出され、厩肥で多く、水田土壌以外では海水との混合に伴い急激に減少した。

(3)粘土粒子結合態の割合が大きかったFeの濃度は泥炭や水田土壌で高かったが、その多くは海水濃度5%で沈殿除去された。

(4)MnやZnは海水濃度0%時に遊離態の占める割合が他の元素よりも高く、複数の試料で海水濃度の増大に伴い、不溶性有機物結合態、粘土粒子結合態の減少と遊離態、水溶性有機物結合態の増加が観察された。これらの結果は、沈殿した物質から海水により抽出が起こったことを示唆した。

(5)水溶性有機物はそれ自身では海水との混合によっては沈殿せず、共存する懸濁態有機物の沈殿に伴って共沈することが示された。

(6)海水との混合後の蛍光スペクトルにおけるピーク数の減少やピーク強度の変化は、水溶性有機物の選択的な沈殿が起こったことを示唆した。水溶性有機物の分子サイズ分布は、海水との混合により、分子サイズの大きな有機物が減少するとともに分子サイズの小さい有機物が増加したことを示し、沈殿以外に形状変化や緩やかに結合していた有機物の分離が起こったと推察された。

(7)河川水中のフルボ酸：腐植酸の存在比は、水抽出液中のそれよりも高く、腐植酸が河川に流入してもその多くは沈殿淘汰されると推察された。

(8)水抽出フルボ酸の重量平均分子量はリター(49,000) > 厩肥 > 泥炭 > 水田土壌(24,000)と見積もられた。IRおよび¹³C CP/MAS NMRスペクトルより、厩肥、リターの水抽出フルボ酸は多糖およびタンパク質様物質を、泥炭フルボ酸はポリメチレン鎖をそれぞれより多く含むことが推定されたことから、これらの組成の差が分子サイズの違いに影響していると推察された。芳香族炭素の含有率には差はなかったが、蛍光スペクトルの主要なピークの位置はそれぞれ異なっており、試料間の構造の違いを示唆した。

(9)水溶性有機物単位炭素量あたりの元素濃度は水田土壌 > 泥炭 > リター > 厩肥の順であったが、この差は環境中における有機物と結合しうる元素量の差によるものと推察された。

(10)各水抽出フルボ酸の添加により、錯体形成に伴うFe、Cu、Znの海水に対する溶解

度の増大が確認された。水溶性として検出された量は、いずれの元素も厩肥>泥炭>リターの順に大きく、元素間の比較では、泥炭および厩肥試料においては Cu>Fe>Zn、リターでは Cu>Zn>Fe の順であった。

研究組織 研究代表者 木村真人 (名古屋大学農学部)
研究分担者 渡辺 彰 (同上)
豊田剛己 (同上)
研究協力者 武藤和可子 (同上)
高橋まどか (同上)
高階和之 (同上)

謝辞 本研究はソルトサイエンス財団プロジェクト研究「沿岸海水環境の変化と生態系への影響」の一部として行った。本研究を開始するにあたり、有益なご助言をいただいた東京農業大学名誉教授杉 二郎先生に心より謝意を表します。泥炭、リター、厩肥および河川水の採取には、帯広畜産大学筒木 潔博士、故名古屋大学沓名重明博士、名古屋大学吉田重方教授および北海道大学松永勝彦教授にご協力いただいた。また、ICP 測定には、名古屋大学原口紘丞教授、同猿渡英之博士、東京農業大学後藤逸男博士、横溝ミサ子博士、愛知県農業総合試験場瀧 勝俊氏にご協力いただいた。蛍光スペクトル測定には日本原子力研究所長尾誠也博士、名古屋大学吉岡崇仁博士にご協力いただいた。記して感謝いたします。

引用文献

- 1) E. R. Sholkovitz, E. A. Boyle and N. B. Price, *Earth Planet. Sci. Lett.*, **40**, 130 (1978)
- 2) R. M. Moore, J. D. Burton, P. J. L. Williams and M. L. Young, *Geochim. Cosmochim. Acta*, **43**, 919 (1979)
- 3) E. R. Sholkovitz and D. Copland, *Geochim. Cosmochim. Acta*, **45**, 1891-189 (1981)
- 4) L. E. Fox, *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **16**, 431 (1983)
- 5) K. Matsunaga, K. Igarashi, S. Fukase and H. Tsubota, *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **18**, 615 (1984)
- 6) R. G. Whitehouse, R. W. Macdonald, K. Iseki, M. B. Yunker and F. A. McLaughlin, *Mar. Chem.*, **26**, 371 (1989)
- 7) P. D. Carpenter, E. C. V. Butler, H. W. Higgins, D. J. Mackey and P. D. Nichols, *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, **42**, 625 (1991)
- 8) T. D. Walte and F. M. M. Morel, *Environ. Sci. Technol.*, **18**, 860 (1984)

- 9) Y. Sugimura, Y. Suzuki and Y. Miyake, *Deep-Sea Res.*, **25**, 309 (1978)
- 10) N. Senesi, *Anal. Chim. Acta*, **232**, 77-106 (1990)
- 11) K. Mopper and C. A. Schultz, *Mar. Chem.*, **41**, 229-238 (1993)
- 12) 長尾誠也, 鈴木康弘, 中口 譲, 妹尾宗明, 平木敬三, *分析化学*, **46**, 335-342 (1997)
- 13) 鈴木康弘, 長尾誠也, 中口 譲, 松永 武, 村岡 進, 平木敬三, *地球化学*, **31**, 171-180 (1997)
- 14) A. Watanabe and S. Kuwatsuka, *Soil Sci. Plant Nutr.*, **38**, 31-41 (1992)
- 15) K. A. Hunter and M. W. Leonard, *Geochim. Cosmochim. Acta*, **52**, 1123 (1988)
- 16) J. H. Sharp, C. H. Culbenson and T. M. Church, *Limnol. Oceanogr.*, **27**, 1015 (1982)
- 17) Y. Huang, G. Eglinton, E. R. E. Van der Hage, J. J. Boon, R. Bol, and P. Ineson, *Europe. J. Soil Sci.*, **49**, 1-15 (1998)
- 18) F. J. Stevenson, *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*, 2nd ed., pp.405-428, John Wiley & Sons, New York (1994)

Behavior of Organic Matter and Elements Loaded into River Water on Reaching the Estuary

Makoto Kimura

School of Agricultural Sciences, Nagoya University

To examine the behavior of organic matter and elements derived from terrestrial ecosystems as a result of river becoming estuaries, model experiments were conducted using peat, litter, paddy soil, and manure samples. First qualitative and quantitative changes in organic matter and elements in suspensions of the samples with water due to mixing with sea water were examined by fractionating elements into a free form and three bound forms with water soluble organic matter (WSOM), insoluble organic matter (IOM), and clay particles (CP). Qualitative change in WSOM due to mixing with sea water was investigated using fluorescence and IR spectra and molecular size distribution. Then chemical characteristics of humic and fulvic acid (HA and FA) fractions in WSOM as well as complex forming capacity with metals and their stability in sea water of the FAs were determined. The decrease in organic C after mixing with sea water was largest for the peat sample (>90%) and smallest for the manure sample (7%>). Large percentages of P, which mainly existed in the bound forms with IOM and WSOM, and Fe, which mainly existed in the bound forms with CP, precipitated at 5% sea water. Mn and Zn were larger in the percentage of free form at 0% sea water than other elements, and the possibility that these elements have been precipitated and are subsequently exchanged by ion exchange with the increase in mixing ratio of sea water for some of samples. It was indicated that the decrease in TOC in WSOM was due to co-precipitation with the precipitation of insoluble materials. The fluorescence spectra showed that some kind of WSOM precipitated selectively by mixing with seawater. The molecular size distribution indicated that WSOM with larger molecular size decreased while WSOM with smaller molecular size increased by mixing with seawater. Higher FA/HA ratios in water extract from the samples than those in river water samples suggested the selective removal of HAs, which were loaded from terrestrial origins, from river water due to precipitation. The elemental composition, IR and ¹³C NMR spectra showed that the manure and litter FAs were larger in the content of polysaccharides and proteinoous materials whilst the peat FA contained polymethylene structures with higher percentage. The percentage of aromatic C in total C was similar among the above three FAs. The relative peak intensity of carboxyl C in the ¹³C CP/MAS NMR spectra was in order of the FAs from the peat, manure, and litter samples. The solubility of Fe, Cu, and Zn in seawater was increased due to binding with FAs. The concentrations of the three elements in the soluble form under presence of FAs were the manure FA > peat FA > litter FA. The amount of the elements bound with FAs per unit C in the present experiment was much larger than that existed in the samples. The difference in the concentration of the elements bound with WSOM among the samples could be attributed to the amount of the elements being able to bind with WSOM rather than the complex forming capacity of WSOM with the elements.

沿岸海水環境の変化と生態系への影響 - 河口部の水理現象と地形変化機構に関する研究 -

助成研究者：柴山 知也 (横浜国立大学 留学生センター)

1. 緒論

日本の海岸は、大きな転換期に差し掛かっている。戦後、日本では治山治水を進め、また、水資源の開発のためにダムを建設した。この結果、海岸に河口から供給される土砂の量は急激に低下し、もともと洪水のたびに繰り返される大量の土砂供給と、波による侵食作用の結果、均衡を保っていた海岸線が、土砂供給の低下によって全般的に侵食傾向に変化した。河口付近にいわば砂の貯えとして形成されていた河口テラスが、多くの河口部で失われてしまった今、全国ほとんどの海岸で侵食問題は顕在化している。それだけではなく、大きな港などの構造物を海岸に設置すると、岸に沿って運ばれる漂砂の連続性を遮断してしまうために、漂砂移動の構造物の上手側で堆積、下手側で侵食などの不均衡が容易に発生する。海岸線を現在の状態に維持していくというのは今では非常に微妙なバランスを取らなければならない工学的な問題になっている。また、日本列島の海岸まで山が迫っているという地形上の特性から、道路、鉄道などの交通基盤施設が海岸線に沿って建設される事も多く、道路の構造が透水性を有しない事から、海岸に供給される地下水、表層水の流入が阻害され、沿岸の生物環境に影響を与えるなどの問題も生じている。

このような事態に対応して、ここ15年ほどの間に海浜流と砂浜変形の予測技術、あるいは海岸ごく近傍での移流拡散の予測技術は飛躍的に向上した。この分野の詳細なレビューについては最近、「漂砂環境の創造に向けて」(河田・柴山編集代表)が単行本として土木学会から出版されたのでそれを参照していただくとして、本稿では限られた紙数の中で本企画研究の中での筆者の試みを中心に解説する。

まず、陸域から海域に供給される物質が多く、陸起源の物質により地形が形作られている河口域に注目する。この領域では、河口閉塞、河口砂州や沿岸砂州の発達など、工学的にも重要な地形変化の問題が起こっている。特にメコン、チャオプラヤをはじめとしてアジアの大河川では、他地域よりも海への流出土砂量が多く、また河道を河港への交通路として利用しているために、河口付近では航路を維持するために頻繁に浚渫を行うなど、大きな努力と資金を必要としている。

このような地形変化、あるいは所用の浚渫土砂量の予測手法として、今までにも様々な地形変化モデルが提案されているが、河口部への適用については十分に検討され、確立さ

れているわけではない。河口前面での土砂の堆積に関しては樫木ら(1987)、田中・秦(1993)などの研究があるが、これらはいずれも流送土砂の沈降過程のモデルを取り扱い、河口テラスの形成過程を説明しているのみである。本研究では、河川による土砂輸送とその沈降過程のみならず、波流れによる、一旦沈降堆積した土砂の再配置の過程をも含んだ河口部における海浜地形変化の数値予測モデルの開発を行った。この場合、汀線に対して波が直角に入射する場合と、波が斜めに入射するそれぞれの場合に対して、河口流、波浪を含んだ平面移動床の水理実験を行い、波高、定常流、地形変化の諸量を測定し、数値モデルの結果と比較することにより、数値モデルの精度および有用性の検証を行うことができる。なお、本稿では、より一般的な仮定と考えられ、海浜流が系統的に発生することが期待できる斜め入射の場合について詳しく報告する。

次に、陸起源の物質の沿岸生物環境への影響を検討するというプロジェクト研究(代表者・堀部純男)の立場から、開発したモデルを岩石海岸において陸域から供給される物質の移流拡散シミュレーションに応用した。具体的には磯焼け現象の解明に資することを目的として、モデルの拡張を行った。松永により、フルボ酸-鉄の浅海域での広がり方の不足が磯焼け現象を引き起こすと指摘されている。そこで、本研究では、磯焼け現象を解明するために、岩石海岸におけるフルボ酸-鉄の物質流動モデルの開発を行なった。この数値モデルは、波により引き起こされる海浜流の流速の平面方向及び鉛直方向の分布を算定し、それを入力条件として鉛直方向を3レベルに分割した、三層の移流拡散方程式を用いて、フルボ酸-鉄の場所的、時間的な濃度分布を算定するものである。フルボ酸-鉄の付着した有機物の粒径は、 $0.2\mu\text{m}$ 、 $1.0\mu\text{m}$ 、 $2.0\mu\text{m}$ 、 $20.0\mu\text{m}$ にわけ、現地地形の特性を保存した上で平滑化した地形にこのモデルを用い、数値計算を行なった。

2. 河口域での地形変化モデル

冒頭に述べたように、河口域では、河口閉塞、河口砂州や沿岸砂州の発達など、工学的にも重要な地形変化の問題が起こっている。わが国でも古くから河道を河港あるいは河口港への交通路として利用しているために河口付近では航路維持に大きな努力を必要としてきた。本研究では、河川による土砂輸送とその沈降過程のみならず、波流れによる土砂の再配置の過程をも含んだ河口部における海浜地形変化の数値予測モデルの開発し、平面移動床の水理実験を行い、数値実験、水理実験それぞれにおける波高、定常流、地形変化の諸量を比較することにより、数値モデルの精度および予測手法としての有用性の検証を行った。

2. 1 研究方法

(1) 数値モデルの構成

本数値モデルではまず、波高の平面的な分布を算定するために開発された非定常緩勾配方程式に、波流れの干渉を考慮するために改良を施した方程式系(大中・渡辺, 1987)を用いて、波浪変形と流れ(波の場所的な分布によって引き起こされる海浜流と、河口から沿岸域に流れ込んでくる河川流を共に含む)の相互干渉を含めて波・流れ場を算定した。次にこの波、流れの算定結果に局所漂砂量則および浮遊砂の移流沈降モデル(柴山・Rattanapitikon, 1995)を用いて波、海浜流、河川流にそれぞれによってもたらされる地形変化を算定した。

全体の海浜変形モデルは、波浪場・海浜流場の計算および地形変化量の計算から構成されている。波浪場・海浜流場の計算については、波と流れのルーチンの中で各々収束計算を行い、さらに干渉を考慮して波・流れの収束計算を行った。また、地形変化と波流れ場の干渉については計算量の制約から1回だけ(具体的には合計3時間の計算で1時間30分後に地形変化を考慮して波流れ場を計算しなおしている)地形を変化させて干渉を計算している。

波流れ場の算定方法は大中・渡辺(1987)のものと同様である。砕波点の決定方法は磯部(1986)と同様にして流速と波速の比を用いて、その比が設定値を超えた場所で砕波が起こるとして決定している。また、砕波減衰係数はDibajnia・渡辺(1987)にならって与える。

河川流の与え方は河口最奥部において強制的に定常水位を与え、重力の斜面方法の成分が起流力になるとして、河口流量を表現した。ただし、強制水位と算定された水位との差が大きく、流速の勾配があまりにも大きいと計算の不安定が発生するため、流れのルーチンの進行に合わせて徐々に流速を増加させて計算の安定を図った。

漂砂量については局所掃流漂砂量と浮遊漂砂量に分けて考えている。局所掃流漂砂量については、底面無次元摩擦力(Shields数)を用いた、渡辺ら(1984)の漂砂フラックスの式を用いている。次に浮遊漂砂量の計算とその沈降過程については、柴山・Rattanapitikon(1995)の方法を用いている。この方法は、砕波による乱流場について、渦動粘性係数を砕波形式に応じた形で与え、また、底面付近の浮遊砂基準点濃度を底面の摩擦応力に応じて与えることにより、砕波帯全域にわたって、浮遊砂濃度の分布を推定することができる。砕波による底質の巻き上げと河川上流からの流送土砂を考慮して砕波帯と河口部に浮遊砂を与え、その移流拡散による底面変化高を底質の連続式に含めて計算を行った。具体的には全表砂量 q は、掃流漂砂量と浮遊漂砂量の和として、以下のように算定することができる。

$$\left. \begin{aligned} q_x &= \frac{1}{T} \int_0^T \int_0^h c(z,t) \cdot u(z,t) dz dt \\ q_y &= \frac{1}{T} \int_0^T \int_0^h c(z,t) \cdot v(z,t) dz dt \end{aligned} \right\} \quad (1)$$

ここで定常流、時間平均濃度を用いて浮遊砂量は以下のように近似できる。

$$\left. \begin{aligned} q_x &= \int_{\delta_s}^h C(z) \cdot U(z) dz \\ q_y &= \int_{\delta_s}^h C(z) \cdot V(z) dz \end{aligned} \right\} \quad (2)$$

以上で算定した変化後の地形を、波浪場・海浜流場の入力条件として、再び一連の波浪場・海浜流場、地形変化量の計算を行い、適宜この算定ループを繰り返すことにより、最終的な地形を求めた。

数値計算はTab.1に示すように後に述べる水理実験と同じ条件で3ケースについて行った。これらのケースは、波浪・河川流共に平常時の場合 (Case 1)、高波時など、波浪が卓越する場合 (Case 2)、洪水時など、河川流が卓越する場合 (Case 3) の設定について計算を行った。

(2) 水理実験の概要

本研究では、さらに新たに斜め入射の場合の河口部の移動床実験を行い、河口部における河川水の流入による海浜流況の変化、河川流、海浜流と波浪場の相互干渉等について数値モデルの検証を行った。実験は数値計算と同じ条件で行った。Fig. 1に実験装置の概要を示す。

実験装置は1/20の一樣勾配をもつ平面水槽を使用した。造波装置に対して斜めに設定された一樣勾配床に砂(中央粒径0.2mmの濾過砂)を全体に10cmにわたって敷きつめて移動床実験を行った。波浪条件としては規則波を汀線に対して10度傾けて入射させた。汀線付近の中央部分に河口模型を設置し、水を流して河口を再現し、波流れ共存場を作成した。河川流は、沖波帯で取水し、ポンプを用いて環流させた。このため、実験中に

Table 1: Laboratory and calculation conditions

	wave height (cm)	wave period (s)	river discharge (cm ³ /s)
CASE 1	2.9	1.2	191.8
CASE 2	7.1	1.1	191.2
CASE 3	5.9	1.1	183.7

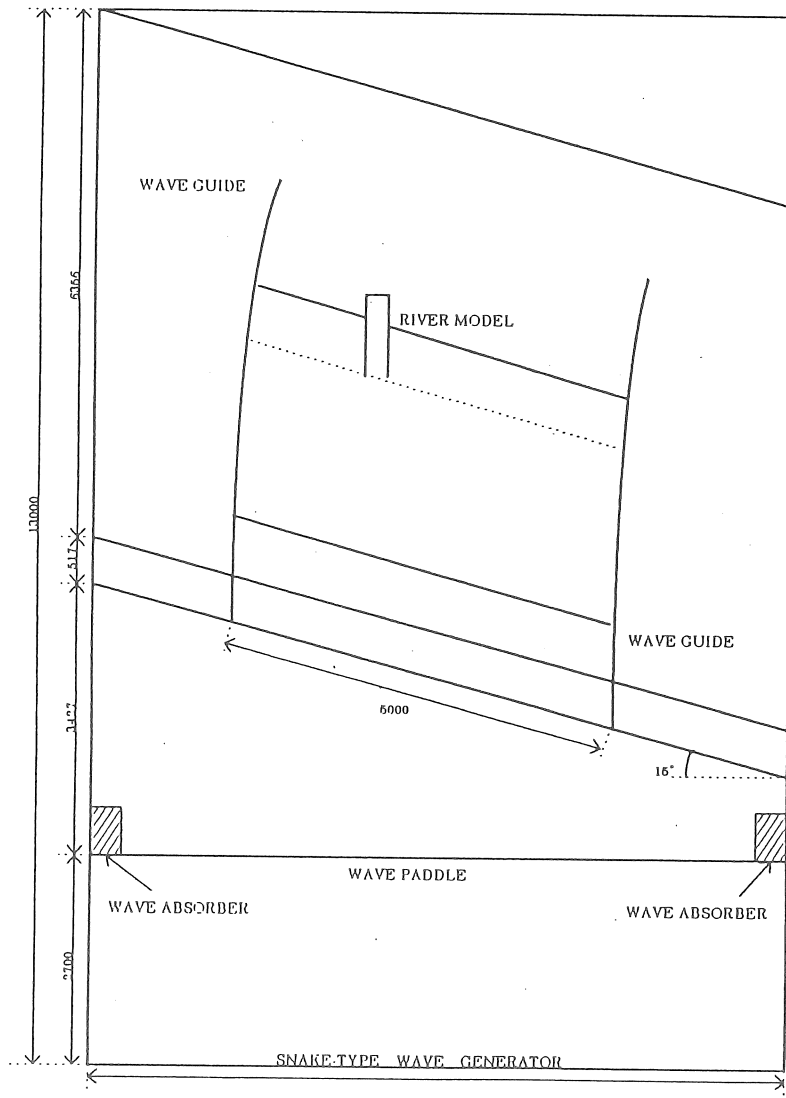


Figure 1:Set-up for laboratory experiment.

水槽の水位が上昇することはない。この海浜模型で初期地形に対応する流況をビデオを用いて測定し、さらに3時間経過後の地形変化を測定した。

実験結果の概要はおおよそ以下のように集約できる。ケース1は平水量、平常波の場合に対応しているが、主に波による底質の岸方向への移動が支配要因となり、堆積型の地形が形成され、河口前面への堆積により、河口閉塞が観察される。河川流が河口でせき止められ、左右に分かれて流れるため、全体として海浜部への河川の影響は小さくなっている。

次にケース2は波が河川流よりも卓越する場合であるが、砕波点付近に、波による底質の移動が集積し、結果としてこの場合は砕波点近傍の沿岸砂州がはっきりと形成される。この沿岸砂州は河口の沖側で沿岸方向に切れており、河川からの放出流の影響により、この部分で砂州が切断されたことが認められる。

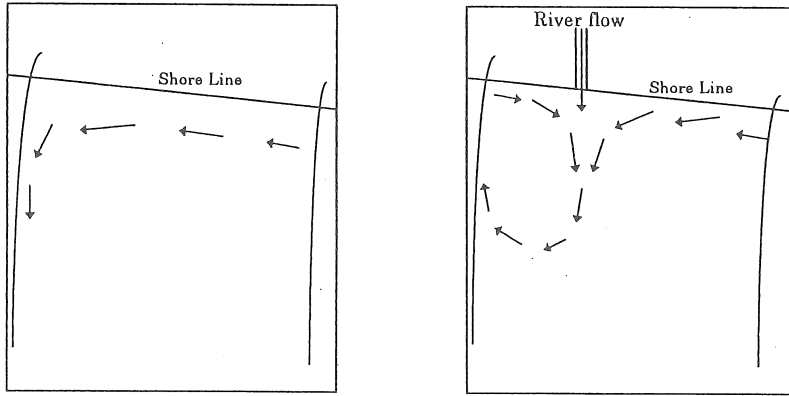
ケース3は河川の川道の底面勾配を以前のケースでは0.05から0.1にして河川流出流速を大きくして実験している。この結果、実験開始直後に河口前面での堆積により形成される河口テラスが、その後徐々に侵食され、最終的にはケース2と似た地形変化のパターンが出現した。

2. 2 研究結果と考察

この節では、水理実験と数値モデルの比較を行った。比較項目は、定常流、波高の平面分布、および地形の変化である。このうち、定常流と地形変化に関しては、初期状態、最終地形だけではなく、途中での変化も比較の対象にしている。全体的には、河口周辺の循環流の形成については、水理実験と数値計算の結果は傾向としては良く一致していた。

まず、実験値の傾向について述べる。Fig. 2 (1) と (2) に実験で観察した流況のパターンの変化の模式図を示す。図に示されているように、河川流の流入の影響により、海浜流のパターンが変化し、さらに河川流の流出経路では離岸方向の流れのために、波の進行方向と逆向きの流れの存在により、砕波点が局所的に沖側に移動する傾向が見られた。

次に河口地形の実験値をFig. 3の(1)から(3)に示す。ケース1に於いては河口部の閉塞、ケース2では沿岸砂州の形成とその切れ目の存在、ケース3では河口テラスの形成とその侵食などの、先に述べたような地形変化の一般的な状況を観察することができる。



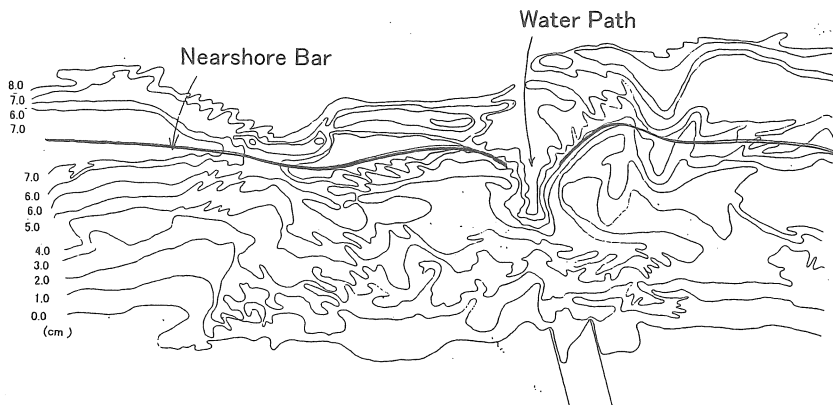
(1) Without river discharge

(2) With river discharge

Figure 2: Comparison of flow pattern with and without river discharge.



(1) Case 1



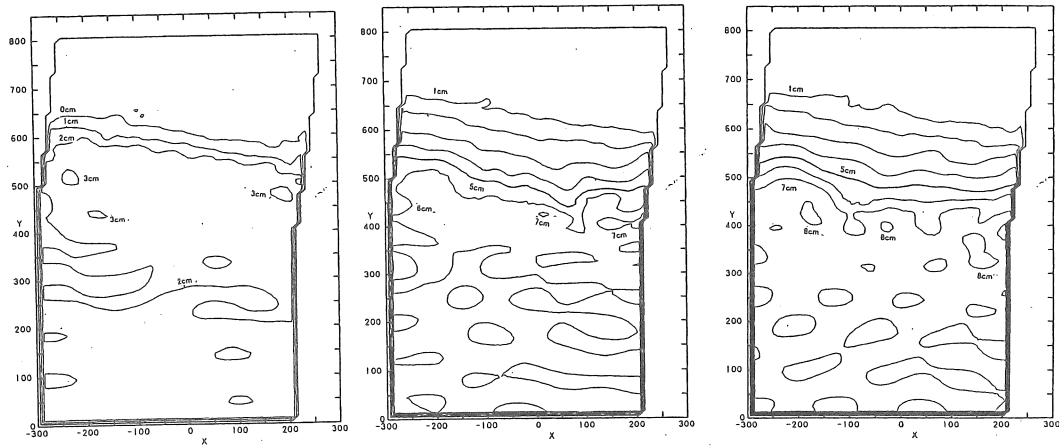
(2) Case 2

Figure 3: Topography of river mouth.



(3) Case 3

Figure 3 (continued)

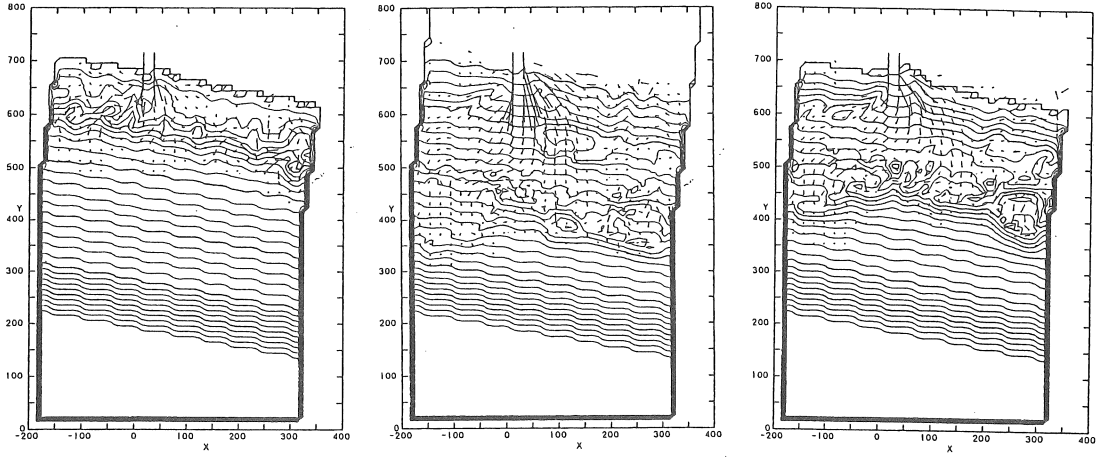


(1) Case 1

(2) Case 2

(3) Case 3

Figure 4: Comparison of calculated wave height distribution.

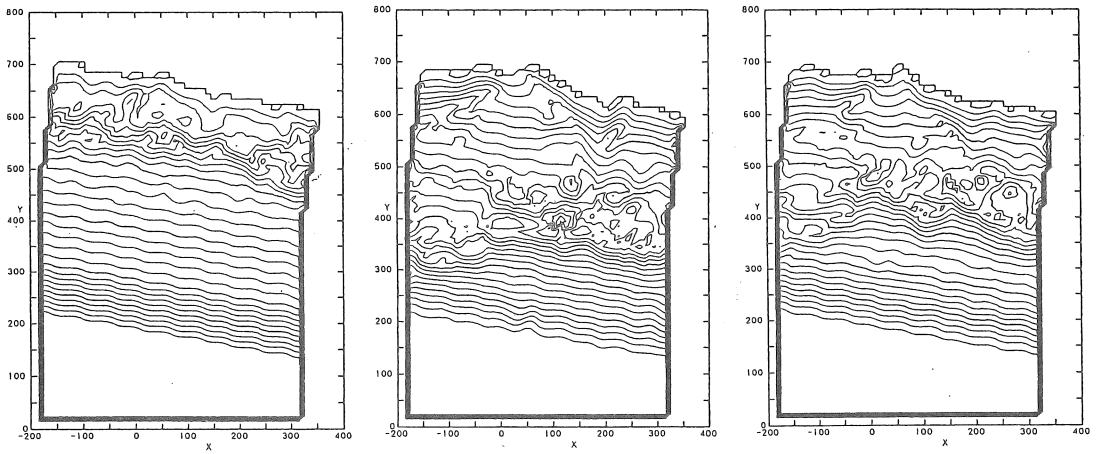


(1) Case 1

(2) Case 2

(3) Case 3

Figure 5: Topography and flow pattern over it.



(1) Case 1

(2) Case 2

(3) Case 3

Figure 6: Final Profile.

Fig.4 (1) から (3) は波高分布の計算値の比較を表している。いずれの場合にも、細かい局所的な分布を別にすれば、全体の浅水変形の状況などはよく予測できているといえ

る。また、Fig. 5(1) から (3) は中間時間での地形変化とその地形上での平均流速の分布を図化したものである。さらにFig. 6 (1) から (3) はそれぞれのケースの最終地形を示している。

実験においてはすべてのケースに共通して河口両側に沿岸流のセルが形成された。これには河口前面での河口流の流下と、それに伴う砕波点の沖側への移動が関係している。これに対して明らかなセルは数値計算では形成されないが、それ以外の点では数値モデルは流況、地形変化ともに良好な結果を示している。

2. 3 地形変化モデルのまとめ

河口部をモデルとして、波・流れの干渉を考慮した波浪場・海浜流場と、さらに地形変化との干渉を考慮して数値計算を行った。これまでのモデルに比べて浮遊砂の鉛直分布を含めて計算できるようにした点が改良点である。また、新たに行った斜め入射波の下での移動床実験結果を用いてモデルの検証を行った。この結果、地形変化量の計算をする際、河川上流からの流送土砂および河川流による浮遊砂の移動を鉛直分布を含めて考慮することによって、河口テラスの形成、沿岸砂州の形成や河口閉塞等の河口特有の現象が定性的には再現できた。河川流の主流方向が時間的に変化するなど、より詳細な地形変化の機構については現段階では評価できない。

3. 汀線極近傍での物質流動モデル

3. 1 研究方法

本研究で作成した物質流動モデルは、2.で述べた地形変化モデルのルーチンを改良し、以下の4つのサブモデルにより構成されている。ただし、岩石海岸の場合には砂浜海岸と異なり、局所的な急勾配が形成されたい場合が多く、そのままの形で拡張することではできないため、いくつかの点で改良を行っている。

- ① 波浪場の算定
- ② 海浜流場の算定
- ③ 海浜流の鉛直分布の算定
- ④ 移流拡散方程式の算定

具体的には、非定常緩勾配方程式を用いて波浪場を算定し、波浪場におけるRadiation Stressの分布から海浜流を計算する。波浪場・海浜流場を交互に計算し、海浜流の影響を波浪場に反映させる。次に、原ら(1994)の海浜流の三次元分布モデルを用いて、海浜流鉛直

分布を求める。この流速分布を入力条件として、三層の移流拡散方程式を用いて、フルボ酸-鉄の濃度分布を算定した。

数値計算に当たっては、初期条件として地形条件を与え、静水状態から波を入射させていく。そこで、非定常緩勾配方程式を解いて波浪場を求める。この方程式は砕波減衰項を含んでいるので、砕波指標から砕波点の位置を決定し、砕波減衰係数を求める必要がある。波浪場から海浜流の起因力であるRadiation Stressの分布を求め、海浜流場を計算していく。波浪場・海浜流場の計算を交互に行ない、海浜流の影響を波浪場に反映させ、互いの干渉が小さくなるところで計算を終了させた。次に、海浜流場から求められた鉛直平均流速を沿岸・岸沖方向に対して別々に考え、砕波によるエネルギー逸散率、波谷レベルより下の波による質量流束により、海浜流の鉛直分布を算定した。それを入力条件として、三層移流拡散方程式を用いて、物質の濃度分布を算定した。

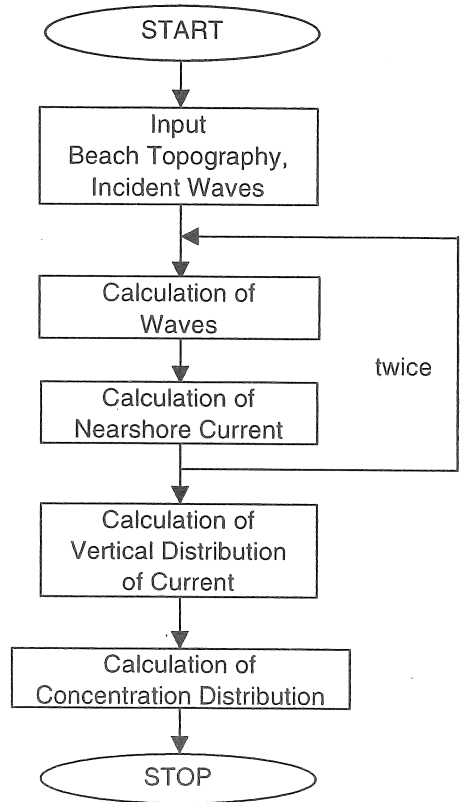


Figure 7:Flow chart of model

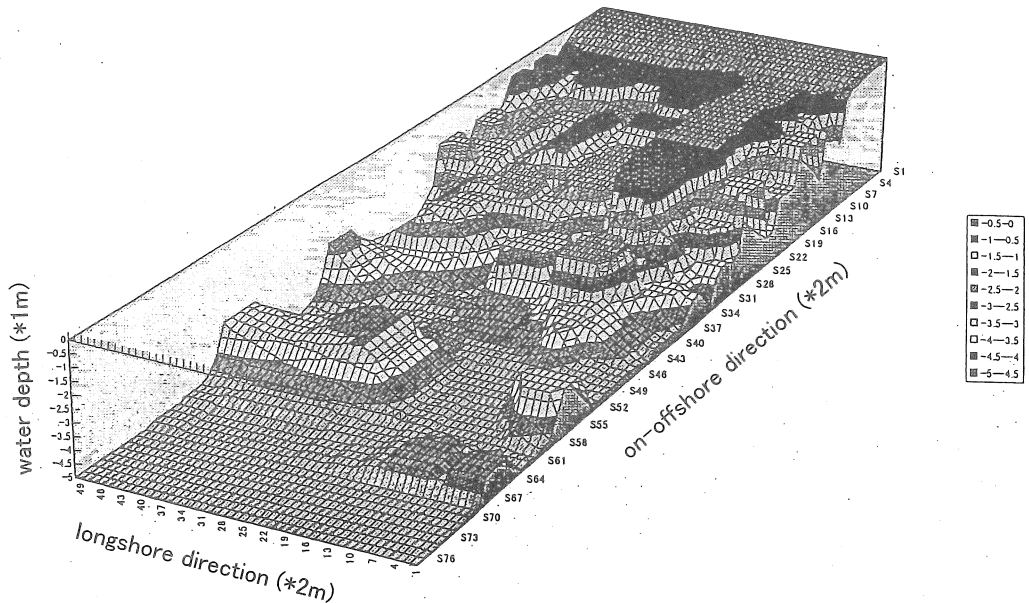


Figure 8: Bottom topography in the field

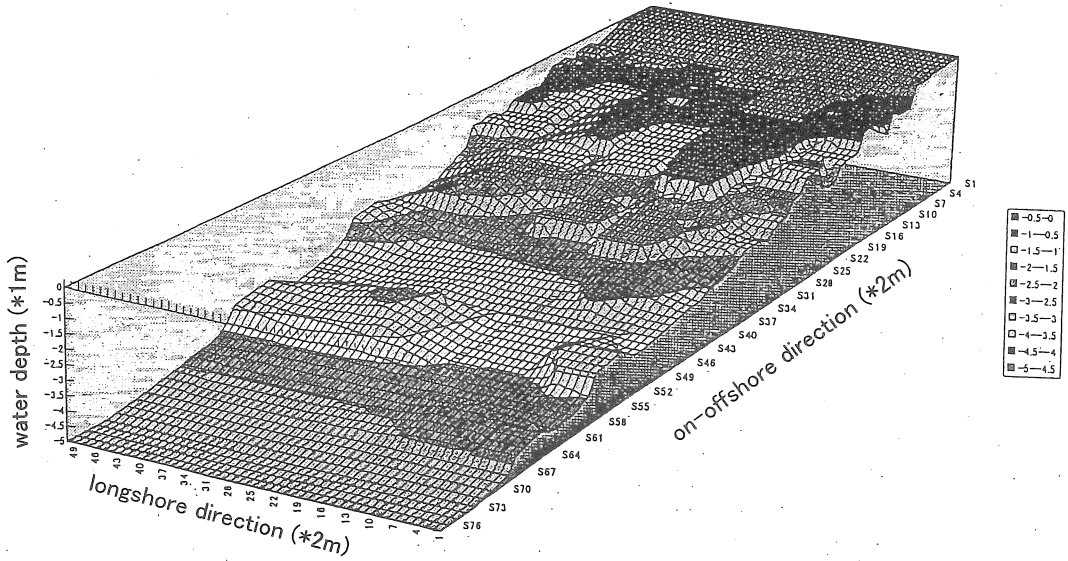


Figure 9: Modified topography used for calculation.

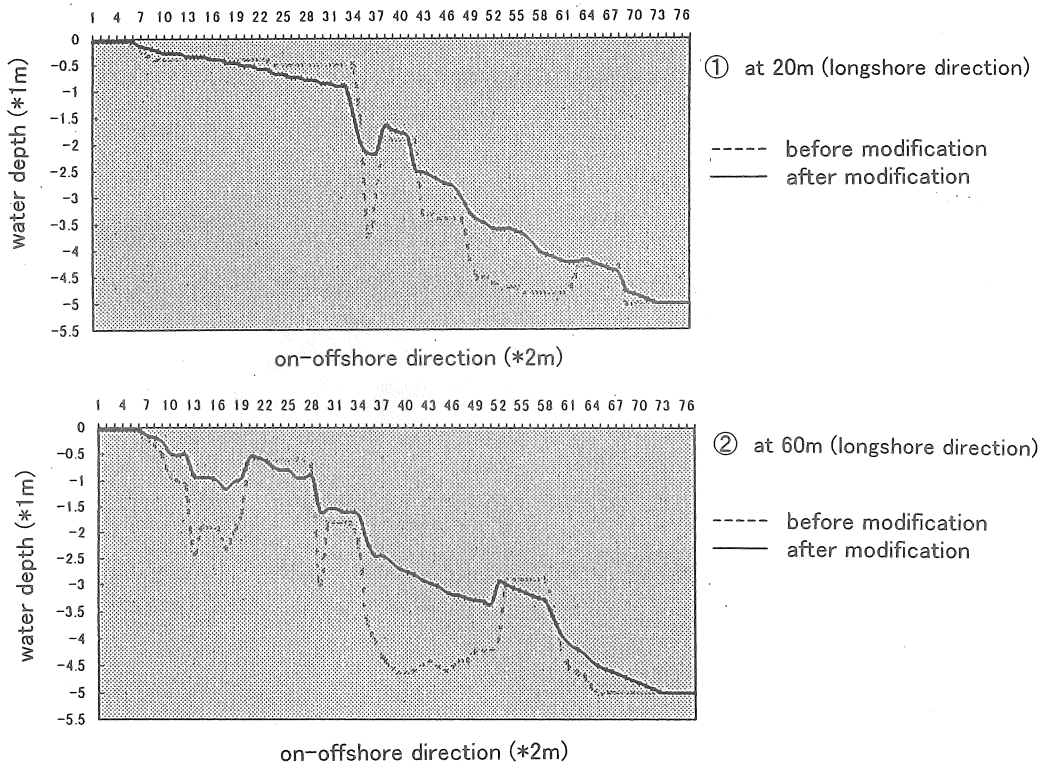


Figure 10: Comparison between before and after modification.

波と平面流れ場の算定方法は大中・渡辺(1987)のものと同様である。砕波点の決定方法は磯部(1986)と同様にして流速波速比を用いて決定している。また、砕波減衰係数はDibajnia・渡辺(1987)にならって与える。三層移流拡散方程式については、各層内について鉛直方向に積分して用い、層間での物質移動を考慮して移流拡散過程を算定している。前節で求められた海浜流の鉛直分布を水深の割合で三層に分割し、その海浜流流速を用いて、各点の濃度を算定する。

波浪場・海浜流場の計算条件は、沖波波高1m、周期5s、波は汀線に対して直角入射とした。また、数値計算上での波浪場・海浜流場の時間格子間隔 Δt はそれぞれ0.23s、0.005sとし、空間格子間隔 Δx 、 Δy は共に2mとした。なお、計算領域の側方境界は完全反射としている。波と流れの計算においては、それぞれのルーチン中で収束計算を行ない、波と流れの繰り返し計算回数は、計算時間の制約から、2回とした。移流拡散方程式の計算にあたっては、波浪場・海浜流場の計算で用いた条件に従い、さらに以下のような条件で計算を行なった。

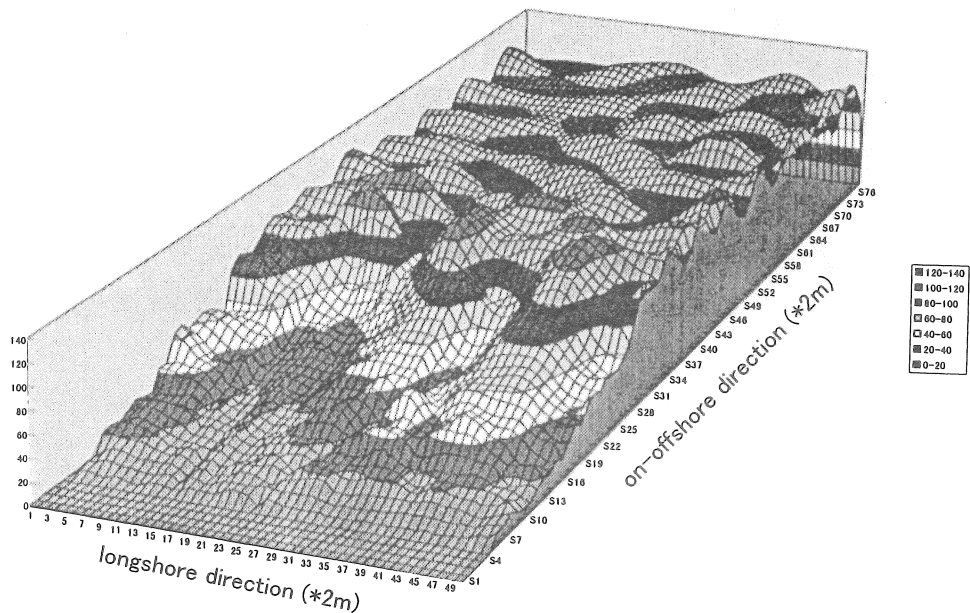


Figure 11: Calculated wave height distribution.

空間格子間隔 Δx 、 Δy は2 m、時間間隔 Δt は10.0 sとした。物質の粒径は $0.2\mu\text{m}$ 、 $1.0\mu\text{m}$ 、 $2.0\mu\text{m}$ 、 $20.0\mu\text{m}$ の場合にわけ、沈降するものとした。浮遊物質については、海浜流速、浮遊物質濃度を底面波動境界層から波谷レベルまでの領域で鉛直方向に60分割し、それを三層に分けた。Fig. 7に計算の全体の流れ図を示す。

現地地形のままでは一部で勾配が急になり、緩勾配の仮定が成立しなくなるために、緩勾配方程式を用いることができなくなる。そこで本研究では、地形の特性を定性的に保存しながら勾配を緩勾配に変換した。具体的には現地勾配と一様勾配を1:1.5の比率でたしあわせ平滑化する事により、緩勾配の仮定にあうように計算に用いる地形を設定した。Fig. 8には実際の現地地形を、またFig.9に計算に用いた地形を示す。Fig.10は平滑化前後の断面図を比較したものである。ほとんど垂直に岩の壁面が存在し、水深が急激に変化するような場合にはこのような平滑化が必要となる。以下の計算には平滑化後の地形を用いている。

3. 2 研究結果

Fig.11に波高分布の計算結果を示す。この図を見ると、碎波点付近で波高が上昇し、碎波後に減少していることが分かる。碎波点付近以外でも、波高の変化が大きいところがあるのは、地形が急激に変化し、水深の減少により、浅水変形が顕著に起こっている

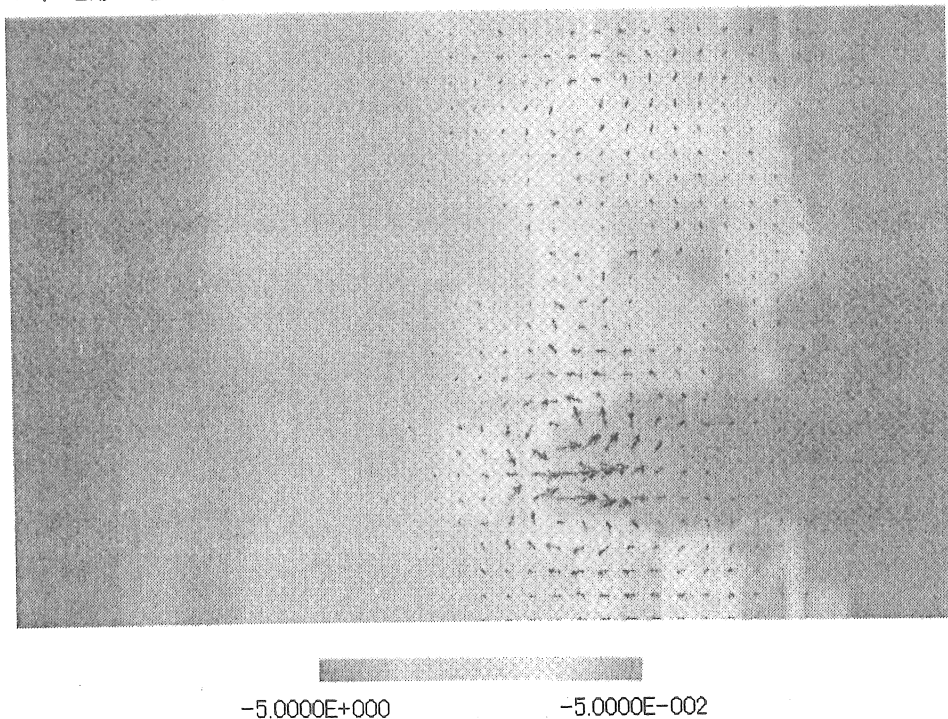


Figure 12:Flow pattern averaged over depth.

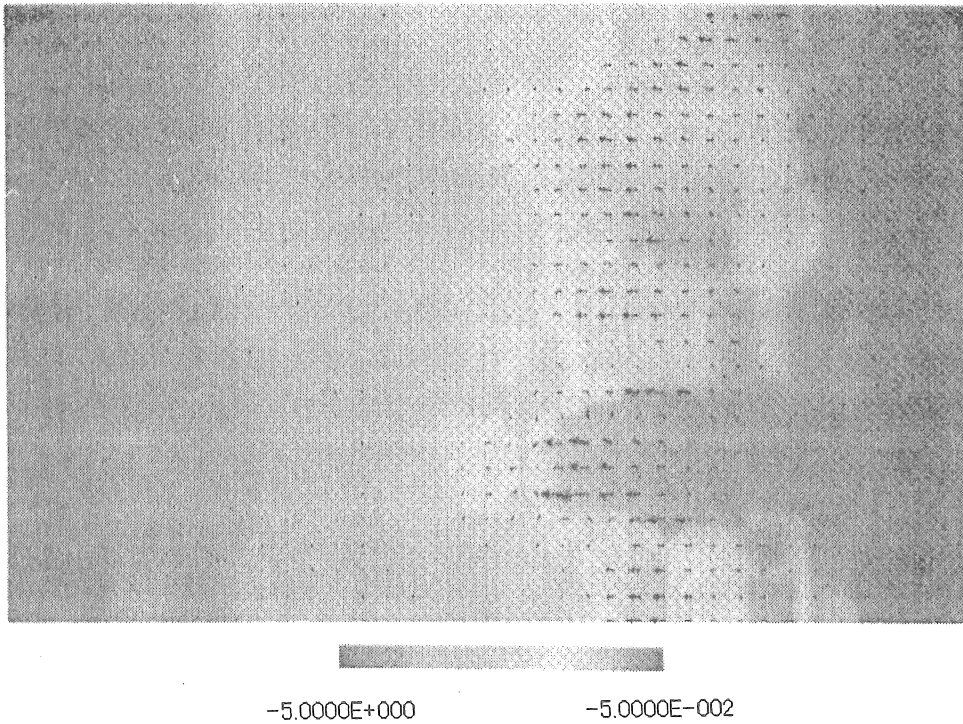


Figure 13: Flow pattern in lower layer.

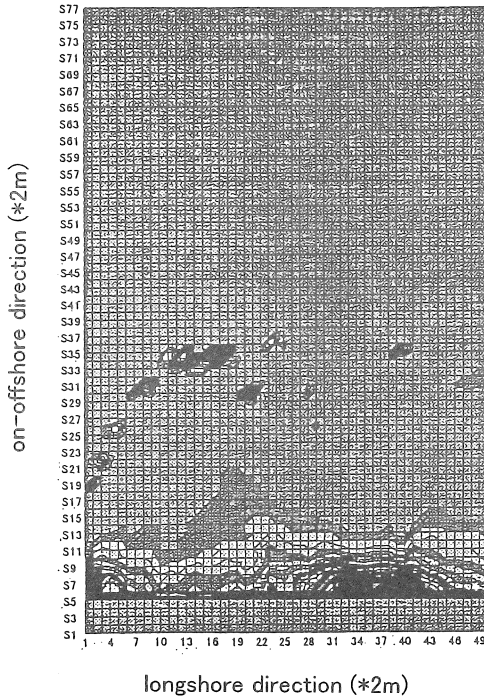


Fig. 14: Concentration distribution.

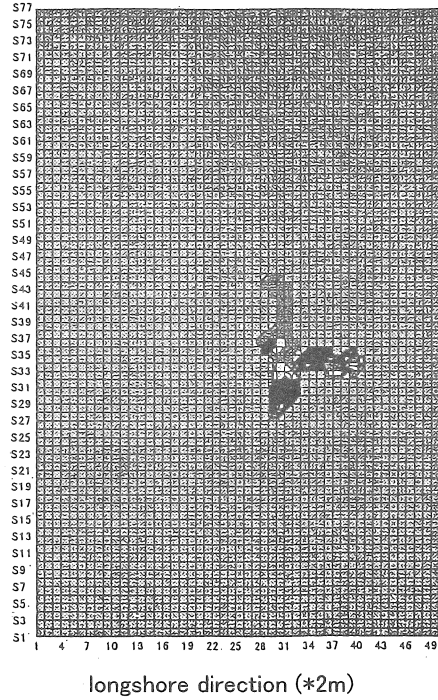


Fig. 15: Under discharge of underground water

ところである。

Fig. 12、Fig. 13はそれぞれ鉛直平均、下層の流速分布の計算結果である。Fig. 12では、循環流が2箇所明確に認められる。Fig. 13では、碎波点付近で戻り流れが起きている様子が見られる。一般に陸域から供給される物質は、時間の経過に従って沈降する傾向を有しており、上層の流速から次第に下層の流速に依存して運動するようになるため、本研究のように水平流速の鉛直分布を算定する必要がある。

Fig. 14は粒径 $0.2\mu\text{m}$ の場合の濃度分布の計算結果である。それぞれの結果から、汀線付近と碎波点付近における濃度分布が高いことが確認できる。また、ほとんどの物質は汀線付近から碎波点付近までの水深1m以内の場所にほとんど溜まっていることも認められる。これは、汀線付近から物質が供給されているためと、碎波点付近で戻り流れが生じているためと思われる。

Fig. 15は、岩石海岸の一点から地下水が放出された場合の、塩水に対する真水の分布を上記と同様の条件の下で算定したものである。図より、真水は放出点の沖側に分布しており、このような場での例えばマングローブの生育に対して影響を与える可能性があることが示唆された。

3. 3 物質流動モデルのまとめ

岩石海岸における物質拡散については、計算結果と松永から提供された現地の状況の情報より、以下のような結論が得られた。

- ① 汀線から供給されたフルボ酸-鉄は、汀線付近から碎波点までの概ね水深1m以内の場所に溜まりやすい。
- ② 現地の状況からも、概ね水深1m以内の場所にコンブが繁茂している事が認められる。

4. 結論

地形変化モデルについては、3年間の検討により、地形変化量の計算をする際、河川上流からの流送土砂および河川流による浮遊砂の移動を考慮することによって、河口テラスの形成や河口閉塞等の河口特有の現象が再現できることがわかった。

また、この地形変化モデルを汀線近傍の物質拡散問題に適用した結果、沈降速度を有する陸域起源の物質の移流拡散過程の予測について良好な結果を得た。

本研究は、(財)ソルトサイエンス研究財団プロジェクト研究として行われたものであり、堀部純男(プロジェクトリーダー)、石原 邦、松永勝彦、木村真人の4氏との共同研究の一環として行われた。化学、生物学、海洋学という他分野の先生方と共同で研究することにより、通常の学会活動では得ることのできない経験と知見を得ることができた。このような機会を与えて下さり、研究上の示唆をいただいた、杉 二郎先生並びに大矢晴彦先生に謝意を表す。

参考文献

- 磯部雅彦(1986)：放物線方程式を用いた不規則波の屈折・回折・砕波変形の計算法, 第3回海岸工学講演会論文集, pp. 134~138.
- 大中 晋・渡辺 晃(1989)：波・流れを考慮した波動場・海浜流場・地形変化の数値計算, 海岸工学論文集、第36巻, pp. 399~403.
- 大中 晋・渡辺 晃・磯部雅彦(1987)：波・流れ共存場に拡張した非定常緩勾配方程式による波動場の数値計算, 第34回海岸工学講演会論文集, pp. 160~164.
- 岡安章夫、原幸司、柴山知也(1993)：斜め入射波による砕波帯内定常流の三次元分布、海岸工学論文集、Vol. 39, p. 66-70.
- 小林 顕・柴山知也(1993)：河口部の波・流れ共存場での地形変化に関する実験, 第48回土木学会年次学術講演会講演概要集, pp. 912~913.
- 榎木 享・出口一郎・片上貴文(1987)：河口流出砂の堆積形状に関する数値予測モデルと堆積形状に及ぼす河口処理工の影響, 第34回海岸工学講演会論文集, pp. 377~381.
- 柴山知也、Rattantpitikon R., 岡安章夫(1994)：砕波帯内の浮遊漂砂量の算定モデル、海岸工学論文集、41巻, pp. 431-435.
- 柴山知也、山田晶子、小林顕(1995)：河口周辺の海浜変形モデルとその検証、海岸工学論文集、Vol. 41, p. 466-470.
- 出口一郎(1991)：河口処理構造物、榎木 享編、波と漂砂の構造物, p. 293 - 391.
- 田中 仁・首藤伸夫(1980)：波流れ共存時の底面摩擦に関する研究, 第27回海岸工学講演会論文集, pp. 163~167.
- 田中 仁・秦 恵敏(1993)：出水時における河口前面でのテラス形成過程の計算, 海岸工学論文集, 40巻, pp. 476~480.
- Dibajnia, M.・渡辺 晃(1987)：波浪場と海浜縦断地形変化の数値モデル, 第34回海岸工学講演会論文集, pp. 291~295.
- 土木学会海岸工学委員会研究レビュー小委員会編(河田恵昭 柴山知也編集代表) (1998)：漂砂環境の創造に向かって、359 p., 土木学会
- 沼野祐二・佐藤慎司・柴山知也(1989)：海浜変形数値シミュレーションにおける浮遊砂の移流過程と undertow の効果, 海岸工学論文集第36巻, pp. 394~398.
- 李 宋燮 (1986)：河口閉塞に関する基礎的研究, 大阪大学博士論文
- 渡辺 晃・丸山康樹・清水隆夫・榊山 勉(1984)：構造物設置に伴う三次元海浜変形の数値予測モデル、第31回海岸工学講演会論文集、pp. 406-410.
- Nielsen, P. (1986)：Suspended sediment concentrations under waves, Coastal Eng., Vol. 10, pp. 23~31.

**BEACH PROCESSES IN RIVER MOUTH
and
Diffusion and Dispersion Model in Rocky Coast**

Tomoya Shibayama
Department of Civil Engineering
Yokohama National University

Summary

In Asian coastal region, we have many problems for the maintenance of waterway which connects big river port with open ocean. The examples are Chao Phraya river in Thailand or Mekong river in Vietnam. In the present paper, sedimentation and beach processes will be considered in river mouth area in order to minimize maintenance costs for these large rivers. A new numerical model is proposed for the simulation of beach processes in this area under waves, wave induced current and river discharges. Laboratory experiments under oblique incident waves are also performed to understand the physical mechanism of sediment transport and the results are used to examine the numerical model. For the application, the model is used to predict diffusion and dispersion process in rocky coast in order to calculate supply of mineral source such as Fe complex, from land to coast bottom.

A numerical model is developed to predict diffusion and dispersion process in rocky coast. The wave field is calculated by using mild slope equation with including wave-current interaction effect. Near-bottom velocity variations and the distribution of radiation stress are evaluated by using the calculated wave field. The current field associated with sand movement is calculated including wave induced current and river discharge. Since we included wave-current interaction, it was necessary to calculate by iteration process in order to get converged solutions for wave and current field.

The distribution of sediment concentration and steady current is newly included in the model. The wave field, current field and concentration field are compared with field condition in Hokkaido coast in order to examine the validity of numerical model.

From numerical calculation, it is observed that supplied mineral source attached to sediment is deposited in the area where the depth is less than 1 m and the area close to the shoreline. From the results, we can judge that the present numerical model, which includes wave-current interaction, wave breaking over rocky coast, predicts location of supply of necessary minerals for sea weeds in the vicinity of rocky coast line.

沿岸海水環境の変化と生態系への影響
 - 河口域における低次生産の変遷 -

助成研究者：松永 勝彦 (北海道大学 水産学部)

1. 緒言

水深 50m までの沿岸海域は全海洋のわずか 0.6%に過ぎないが、そこに生育するバイオマス（生物量）は 70%を占めている。冬季の海洋での有光層における栄養塩は、鉛直混合のため Fig.1 に示したように高濃度を示しているが、春季になり太陽光度の強まりと同時に表層海水の水温上昇に伴い海水の対流（上下混合）が止むと、植物プランクトンの増殖が始まる。プランクトンは有光層の栄養塩を取り込み増殖するが、死後下層に沈降する。従って、Fig.1 に示したように水温躍層が発達するとともに、有光層中の栄養塩濃度は零に近づく。このため、沿岸の高い生産力を維持するためには、陸（森林）から栄養素の供給が必要になる。

鉄は私達の体内に酸素を運ぶヘモグロビンの中心元素であり、私達も鉄なしでは生きることが出来ない。同時に植物プランクトンや海藻も鉄を最初に摂取し、次いで窒素（硝酸塩）、リン（リン酸塩）あるいはケイ素（ケイ酸塩）を取り込み増殖、生長する。即ち、鉄を摂取出来ない、硝酸塩やリン酸塩を摂取出来ないことを意味している。鉄は光合成生物の色素の生合成（Suzuki et al., 1994）、呼吸をつかさどる電子伝達系、硝酸塩等の還元酵素に深く関与している。光合成生物が摂取出来る鉄は粒状鉄を直接摂取するわけではなく、それからわずかに溶解した $Fe(OH)_2$ と考えられている（Anderson & Morel, 1982; Suzuki et al., 1995）。さらに、沿岸海域に鋼鉄の礁を沈設した場合、鋼鉄は溶存酸素で酸化され、 $Fe(II)$ が溶出する。 $Fe(II)$ は光合成生物に摂取されるが、溶出した $Fe(II)$ が礁からどのような拡散をするかについては既に報告した（Matsunaga et al., 1994）。また、海藻（*Laminaria japonica*）や石灰藻（*Lithophyllum yessoensis*）による鉄必要量についても報告した（Suzuki et al., 1995）。

一方、森林では枯葉、枯枝の分解と岩石の風化した鉱物とが混ざり合った腐植土が形成される。腐植土を構成している腐植物質は pH 2.0 で沈殿するフミン酸と溶解しているフルボ酸に分けられる。これらはアミノ基、カルボニル基、カルボキシル基、フェノール性水酸基等を有しているため、多種の金属と錯体を形成する。鉄はこれらと錯体を形成し、フルボ酸鉄（FA-Fe）やフミン酸鉄（HA-Fe）の形態で河川や沢水を通して海に流入する。鋼鉄礁からの $Fe(II)$ を除けば、光合成生物は $Fe(OH)_2$ あるいは腐植土起源の FA-Fe, HA-Fe しか摂取できない。

本研究では、腐植物質、FA-Fe, HA-Fe が海の光合成生物に果たしている役割を明

らかにし、さらに、陸の開発に伴い、海がどのような変化をうけているかについても検討を加えた。

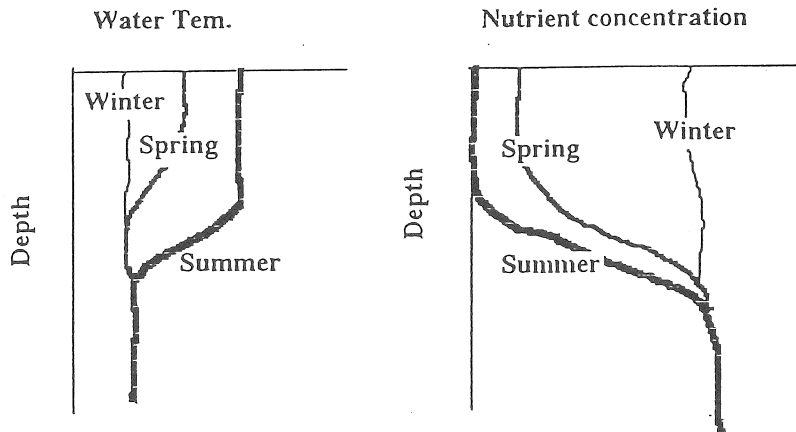


Fig. 1. Vertical distributions of water temperature and nutrient.

2. 野外実験

2・1 河川、湿地帯等における各態鉄濃度

1994 - 1998 年にかけて、Fig. 2 に示した道南、道東（湿原）の河川水、ならびに道南で数 10cm 層を流れる表層地下水を採取した。さらに、タイのラヨンの湿原での採水を行なった。試水はあらかじめ酸洗浄した HA（0.45 μm 孔径）ろ紙でろ過後、Dowex 1×8 樹脂（Matsunaga et al., 1982）によって分離した。鉄をヒドロキシルアミンで還元後、バソフェナントロリンで鉄を比色定量した。全鉄、ろ液中の全鉄は上記試薬で同様に定量した。

2・2 海水に流入した腐植物質

河口海域（久根別川、日本海側の野東川）において表層海水を採取後、HA ろ紙でろ過した。ろ液を XAD-2 樹脂（Mantoura & Riley, 1975）に通した後、酸で溶離し、300nm における紫外外部吸収でフルボ酸濃度を測定した。一方、室内実験では腐植物質の塩による凝集が生じることが明らかとなったため、河口域（岸から 50-100m）にセジメントトラップ（8φ×50cm）を設置し、捕集した懸濁物質の δ¹³C を測定した。沈降した有機物質が陸起源の腐植物質か否かの確認を行った。

δ¹³C は次式によって計算した。

$$\delta^{13}\text{C} = (R_{\text{sample}} / R_{\text{standard}} - 1) \times 1000, \quad R_{\text{sample}} = (^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{sample}}, \quad R_{\text{standard}} = (^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{PDB}}$$

PDB = Peedee belemnite を示す。

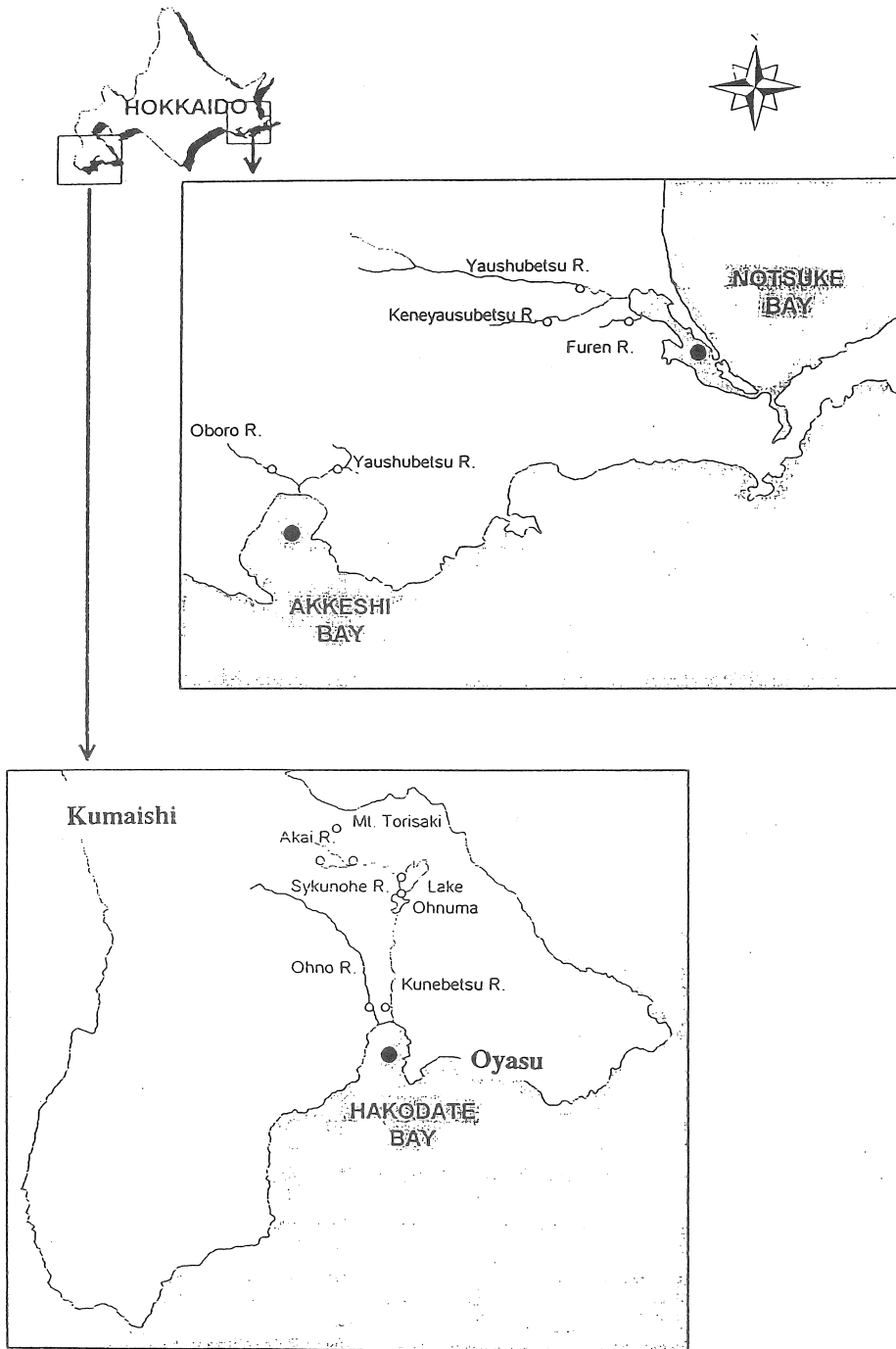


Fig. 2. Sampling sites.

2・3 日本海、太平洋（海峡）側における生産力

Fig. 2 に示した日本海の熊石と海峡側の小安において、半年間に亘り¹⁴C法 (Parsons et al, 1984)による基礎生産力の測定を行った。

3. 室内実験

3・1 腐植物質の凝集

腐植土からアルカリ (Kononova, 1966) により抽出した腐植物質を pH 2.0 に調整することにより、フミン酸とフルボ酸に分けた。フルボ酸を XAD-2 樹脂、次いで陽イオン交換樹脂に通し、精製したフルボ酸を精製フルボ酸 (FAP) とした。pH 2.0 で分離後、中和しただけのフルボ酸を FA とした。フミン酸を溶解したものをフミン酸 (HA) とした。

33(p. s. u.)の海水 100ml に各腐植物質を 4 ppmC になるように加え (数 100 μ l), 1 時間放置後 HA ならびに孔径 0.025 μ m の VS フィルターでろ過した。各ろ液中の腐植物質濃度を上記紫外吸光度法で測定した。

3・2 海藻の生長に及ぼす鉄の効果

コンブ (*Laminaria religiosa*) とワカメ (*Underia pinnatifide*) の遊走子 (胞子) を 2.5×2.5cm のガラスプレートにおよそ 150 個着床させた。海水を HA でろ過後、滅菌した 30ml の海水にこのガラスプレートを入れ、FA-Fe, EDTA-Fe(2:1), 無定形水酸化鉄 (am-Fe) をそれぞれ 0.2 μ M になるように加えた。さらに硝酸塩とリン酸塩をそれぞれ 500, 30 μ M になるように添加した。これらの添加液は数 100 μ l の添加に制限し、塩分の低下をおさえた。これらの培地は 10°C、40 μ mol photons $m^{-2} s^{-1}$ (12 明:12 暗)で培養した。コンブは 20, 25, 30 日後に受精した卵形成を顕微鏡で計数した。ワカメについては、30, 35 日後に同様に計数し、その割合を算出した。

次に、コンブによる鉄の摂取速度を放射性 ⁵⁹Fe を用いて行った。茎から 20cm のコンブの葉体を用いて、フルボ酸-⁵⁹Fe(1mgCl⁻¹)あるいは am-⁵⁹Fe を 0.2 μ M になるように添加した。さらに硝酸塩、リン酸塩をそれぞれ 500, 30 μ M になるように加えた。10°C、40 μ mol photons $m^{-2} s^{-1}$ で攪拌しながら 3 時間鉄の取り込み実験を行った。各葉体は 0.02M Ti(III)-クエン酸-EDTA 溶液 300ml で 10 分間洗浄した (Hudson & Morel, 1989)。

葉体は HNO₃; HCl₄(1:1) で温式分解後、シンチレーションカウンターで γ -線を測定した。

鉄がコンブに吸着するか否かについて、40°Cの海水に浸し、死滅させたコンブについて同様の実験を行った。

3・3 リン酸塩の水酸化鉄への吸着

海水 200ml に $2\mu\text{M}$ になるようにリン酸塩を添加し、 Fe(III) を $5, 10, 20\mu\text{M}$ になるように加えた。適宜 HA フィルターでろ過し、ろ過前後のリン酸塩を測定した (Parsons et al., 1984)。

3・4 培養実験

3・4・1 水酸化鉄に吸着したリン酸塩を用いる培養

3・3 の操作で得られたフィルターを用いて、プランクトン (*Phaeodactylum tricorutum*) の培養を行った。

①海水 100ml に酸洗浄した HA フィルターをいれ、プランクトンを $5,000\text{cells ml}^{-1}$ になるように加えた(control)。

② $15\mu\text{M NO}_3$ と $1\mu\text{M PO}_4$ を含む 100ml 海水にプランクトンを $5,000\text{cells ml}^{-1}$ になるように加えた。

③ $15\mu\text{M NO}_3$ のみを加えた 100ml 培地に 3・3 の操作で得たフィルターとプランクトンを $5,000\text{cells ml}^{-1}$ になるように加えた。なお、3・3 の実験から培養に用いたフィルター上のリン酸塩の絶対量はおよそ $0.1\mu\text{mol}$ である。

3・4・2 凝集した腐植物質中の窒素を用いる培養

凝集沈降した腐植物質中の窒素 (アミノ基) によって、プランクトン (*Skeletonema costatum*) 増加が可能か否かの実験を行った。凝集した腐植物質は海水 100ml にフルボ酸を炭素として 4ppm になるように加え、1 日放置後、HA フィルターでろ過した。このろ紙を培養実験に用いた。

①コントロール (NO_3 $3\mu\text{M}$; PO_4 $1\mu\text{M}$; SiO_2 $40\mu\text{M}$; Fe $0.2\mu\text{M}$)

② NO_3 充分量 ($15\mu\text{M}$ 、他はコントロールと同じ)

③コントロールの培地に上記フィルターをいれた。アミノ酸としての窒素は培地中で約 $10\mu\text{M}$ になると推定される。

4. 結果

4・1 野外実験

4・1・1 河川、湿地帯における各態鉄濃度

沿岸域における光合成生物の増殖や生長に多大の役割をはたしている FA-Fe 濃度の実測を行った。Table 1 に道南の河川水、湿地帯、表層地下水、道東ならびにタイの湿原を流れる河川水中の各態鉄濃度を示した。斜面の森林地帯を流れる上流の河川水では FA-Fe 濃度は $0.7\mu\text{M}$ をこえることはなかった。一方、平地の森林地帯を流れる下流では FA-Fe は数 μM に増加した。平地での降水は腐植土との摂取時間、即

ち腐植土中での滞留時間が長くなるため、下流の FA-Fe 濃度を高めたものと推定される。宿野辺川の下流において、20年前に FA-Fe の測定を行った結果 (Matsunaga et al.,1982) は現在の値より少し高い傾向にあったが、大きな変化はみられなかった。

久根別川について、FA-Fe は大きく変動しているが、降水量の変動ならびに水田からの FA-Fe の流入によって変動が大きいものと推定される。水田に流入する水の FA-Fe ならびに水田の中、水田の出口における FA-Fe の実測結果から、水田は腐植土と同様 FA-Fe を形成する機能を有していると思われる(未発表)。

津軽海峡側の戸井町で海に流入している沢水中の FA-Fe の濃度は宿野辺川の上流と同様低濃度である。湿地帯を流れる河川や湿地帯での FA-Fe 濃度は宿野辺川下流よりも高濃度であった。

Table 1. Various iron concentrations in river water and surface ground water in South and Northeast Hokkaido, and in Thailand

Sampling site	T- Fe	TD-Fe (μ M)	FA- Fe
Shukunohe Riv. (Upper stream)	1.7-9.8	ND-0.7	ND-0.6
Shukunohe Riv. (Down stream)	4.8-22	2.7-6.2	1.5-4.4
Kunebetsu Riv. Streams (Toi)	11-37 1.2-10	1.0-8.5 0.2-1.4	0.6-6.8 ND-1.3
<u>Marsh in Japan</u>			
Yaushubetsu Riv.	7.1	5.1	4.2
Keneyaushubetsu Riv.	9.3	7.0	5.7
Fuhren Riv.	8.0	5.7	4.5
Ohnuma	9.3-16.7	6.3-10.3	4.8-8.3
<u>Marsh in Thailand</u>			
Rayong Riv.	35-38	3.2-13	1.6-6.2
<u>Surface ground water</u>			
(Toi)	30-115	25-96	20-26
(Torisaki)	35-56	24-37	20-28

T: Total- Fe; TD: Total dissolved- Fe; FA: Fulvic acid- Fe; ND: Not detected

湿原には葦が密生しており、枯死した葦が堆積していることから、湿原は森林の腐植土と同様の機能を有しているものと推定される。

タイの湿原での FA-Fe 濃度は日本の湿原と同様であった。一方、数 10cm の表層地下水の FA-Fe は下流の河川水よりも 1 ケタ高濃度であった。

4・1・2 海に流入した腐植物質の挙動

海に流入した森林起源物質は表層を拡散しながら、表層の光合成生物の増殖や生長に役立っているのみならず、それらは塩によって凝集をおこし、下層に沈降後、下層の光合成物の増殖や生長に関与しているものと推定される。これらを明らかにするため、海に流入した腐植物質の挙動を検討した。日本海に流入している野束川河口ならびに函館湾に流入している久根別川河口における腐植物質の挙動を Fig. 3 に示した。試水は XAD-2 樹脂で腐植物質を分離した。3・1 で XAD-2 樹脂で精製したフルボ酸は塩による凝集をおこさないことから、Fig. 3 に示したように腐植物質(フミン酸)は単に希釈混合を示すことになると推定される。しかしながら 3・1 の実験で明らかのように非精製の腐植物質(フルボ酸、フミン酸)は凝集をおこすことから、天然の河川水に含まれている腐植物質は海に流入後、凝集沈降するものと思われる。セジメント・トラップを河口域に沈降し、捕集した腐植物質の $\delta^{13}\text{C}$ のを測定したところ、 $\delta^{13}\text{C}$ は $-26.1 \pm 0.4 \%$ を示した。この値は腐植土の値 ($-26.4 \pm 0.4 \%$) ならびに河口で塩分 10(p.s.u)での懸濁物の値 ($-26.0 \pm 0.3 \%$) と一致している。なお、植物プランクトン中の $\delta^{13}\text{C}$ 値は $-20.8 \pm 0.5 \%$ であることから、河口域で沈降する懸濁物質は腐植土起源と推定される。

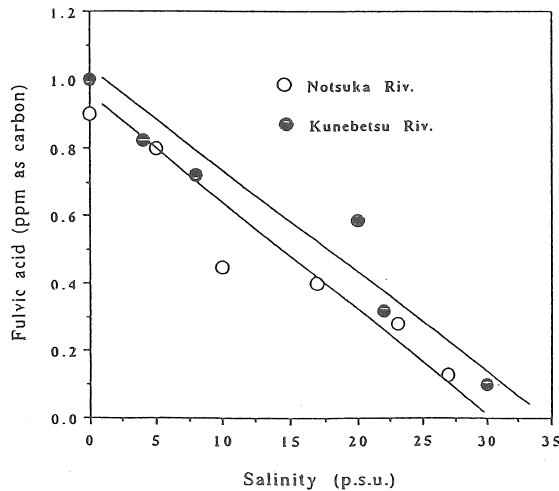


Fig. 3. Behavior of fulvic acid in river mouths.

4・1・3 日本海、太平洋（海峡）側における生産力の比較

Fig. 4 に両地点における表層水温の月変化を示した。両地点とも水温はほぼ一致している。即ち、両地点とも対馬暖流水系下にあることを意味している。しかしながら、Fig. 5 に基礎生産力を示したが、両者のそれは著るしく異なる。海峡側は高い生産力を示している。海峡側では沿岸まで森林がせまっており、100-200m 間隔で沢水が流入している。一方、日本海ではそれがみられない。海峡側では沢水の流入が高生産力を維持しているものと考えられる。

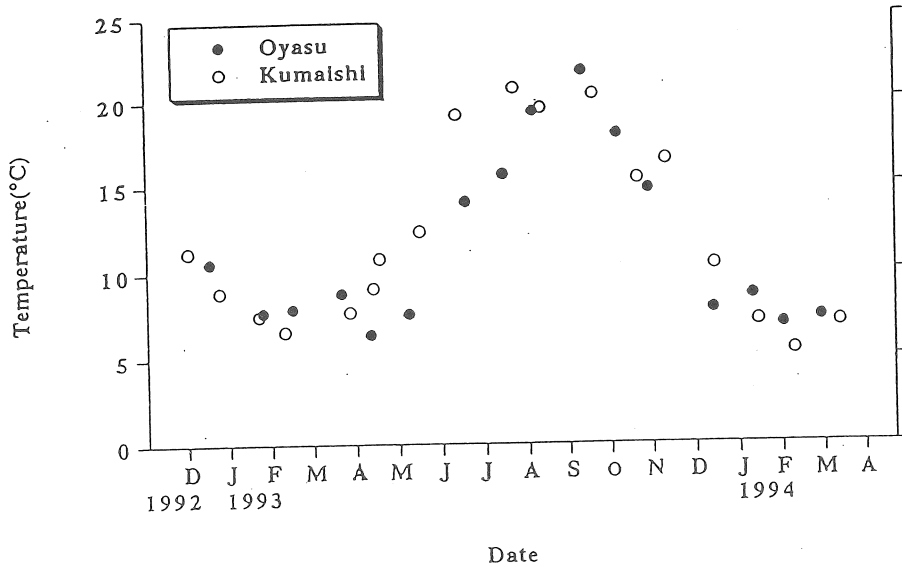


Fig. 4. Seasonal variations of surface water temperature at the both sites.

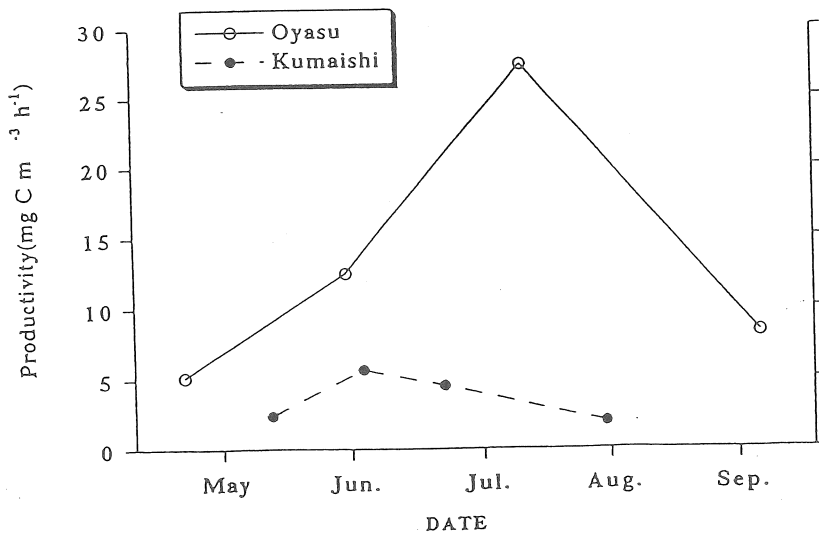


Fig. 5. Primary productivity at the both sites.

4・2 室内実験

4・2・1 腐植物質の塩による凝集

海に流入した腐植物質が塩によってどの程度凝集をおこすかについて検討を加えた。腐植土から抽出した腐植物質をフルボ酸とフミン酸に分けた後、フルボ酸については XAD-2 樹脂で精製した。Table 2 に示したように、精製したフルボ酸 (FAp) は塩による凝集をほとんど受けない。一方、非精製のそれは凝集し、VS フィルターでは 40%が凝集する。フミン酸では HA フィルターで約 70%の凝集が生じた。精製したフルボ酸は凝集を起さない。このことは、河口域で採水後、XAD-2 樹脂を通して測定した腐植物質には凝集がみられず、単に混合拡散していること結果からも裏付けられる。しかし、実際の河川水中に存在する腐植物質は非精製の腐植物質に相当するため、コロイド化し、さらにそれらが大きな凝集物となり、鉄の粒子、鉱物等とともに下層に沈降していると思われる。このことは河口で沈殿したセジメント・トラップに捕集された沈降物質中の $\delta^{13}\text{C}$ の値からも裏付けられる。

Table 2. Flocculation of humic substances

	HA	VS
	(%)	
FAp	98	96
FA	81	59
H. acid	28	

Figures show the percentages of humic substances passed through the filters. FAp: Purified fulvic acid; FA: unpurified fulvic acid; H. acid; Humic acid; HA: filter with 0.45 μm pore size; VS: filter with 0.025 μm pore size

4・2・2 海藻の生長に果たす鉄の効果

コンブ (*Laminaria religiosa*) とワカメ (*Undaria pinnatifida*) の受精卵形成割合を Figs. 6,7 に示した。両者ともコントロールを除き、培養日数とともに卵形成の割合は増加する。コンブの遊走子をフルボ酸鉄 (FA-Fe) 共存で 30 日間培養した場合、70% の卵形成であるのに反し、無定形水酸化鉄 (am-Fe) では 25%に過ぎなかった。ワカメについてもコンブとほぼ同様の結果であった。

さらに幼体についての各態鉄共存下での生長速度を Fig. 8 に示したが、FA-Fe 共存下では am-Fe に比べて 3 倍早い。

コンブによる鉄の摂取速度を Fig. 9 に示したが、FA-Fe の場合 am-Fe よりも 1 オーダ速い摂取速度を示した。なお、コンブの表面に吸着した鉄は Ti(III)処理で除去される。これらの結果は、海水学会誌に報告した (Matsunaga et al.,1998)。

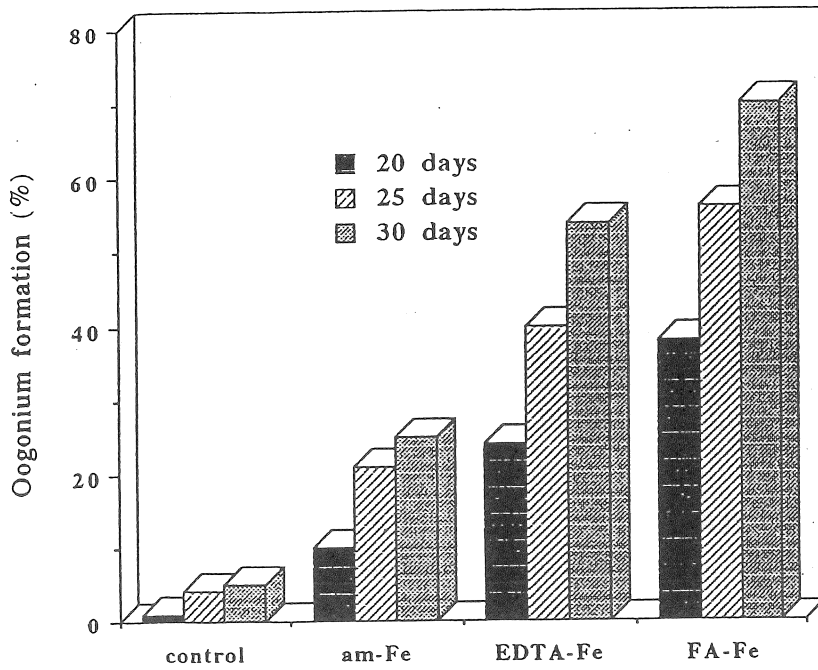


Fig. 6. Oogonium formation of *L. religiosa* in media supplied with different forms of iron.

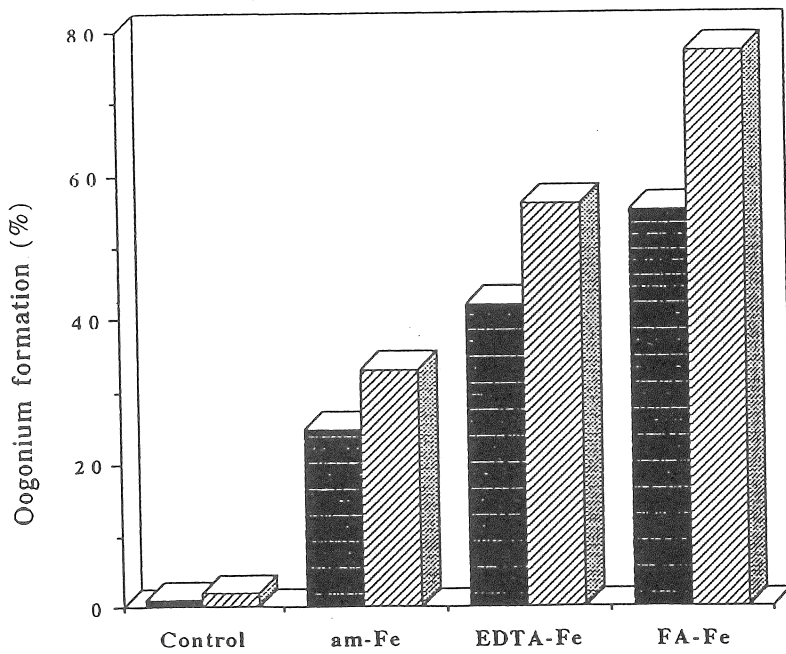


Fig. 7. Oogonium formation of *U. pinnatifida* in media supplied with different forms of iron.

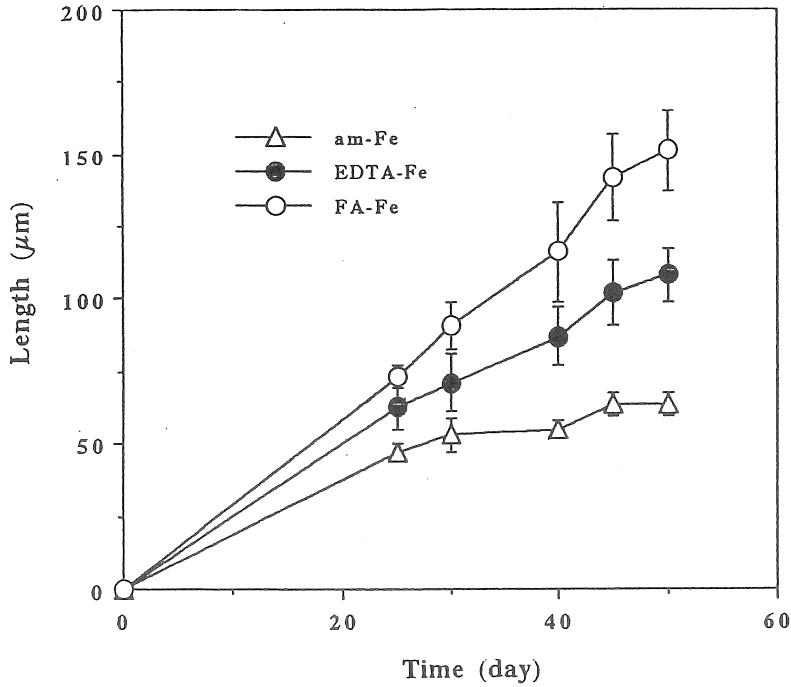


Fig. 8. Growth of young sporophytes of *L. religiosa* in media containing different forms of iron (mean \pm SD, n = 10).

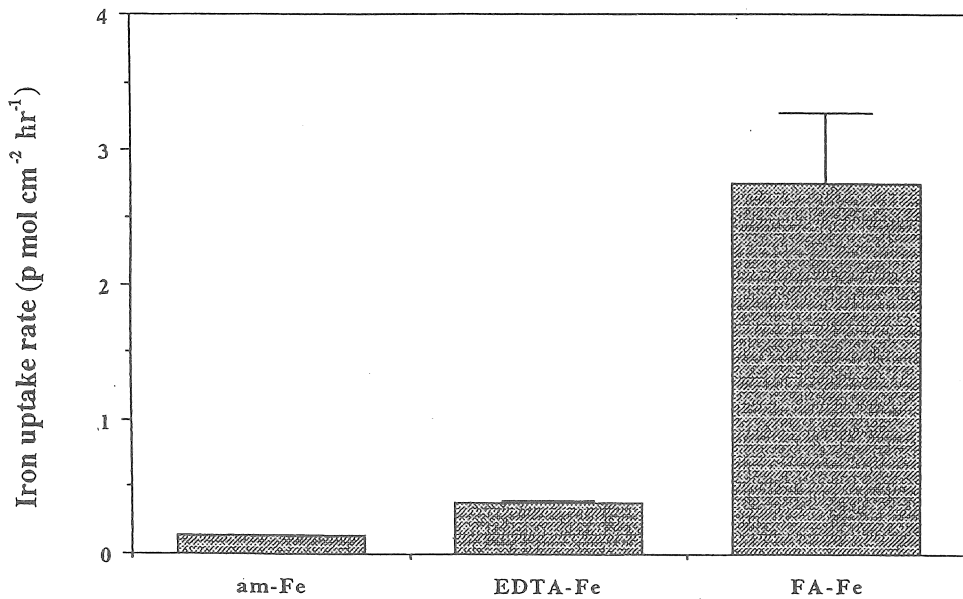


Fig. 9. Effect of iron forms on the iron uptake rate by *L. religiosa* (mean \pm SD, n = 3).

4・2・3 海水中からリン酸塩の除去

栄養塩の一つであるリン酸塩は何らかの機構で下層に運ばれていると推定される。この機能を明らかにするため以下の実験結果を得た。海水から粒子状鉄に吸着したリン酸塩は Fig. 10 に示したように、約 2 時間で吸着平衡に達した。鉄が $10\mu\text{M}$ の場合、約 50% のリン酸塩が 2 時間で海水中から除去される。

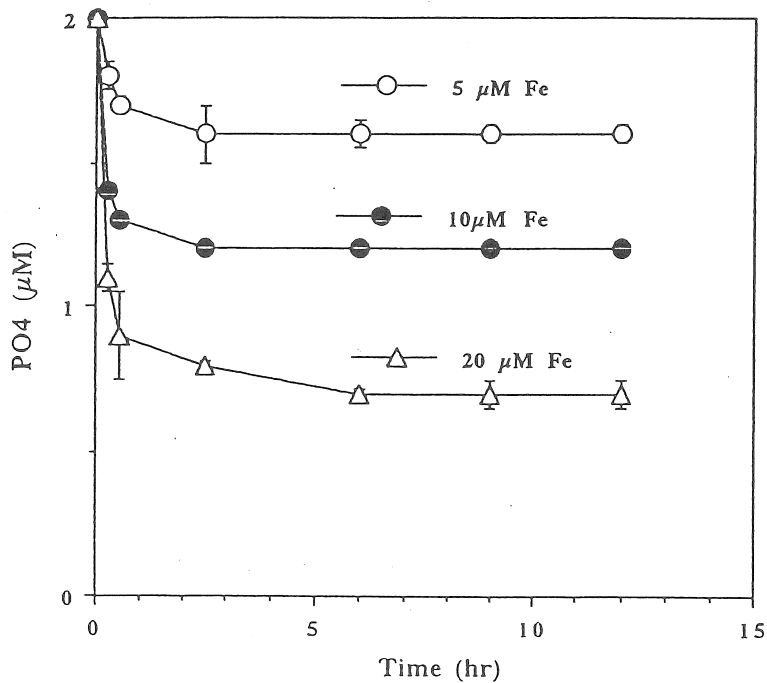


Fig. 10. Adsorption of phosphate on am-Fe (mean \pm SD, $n = 3$).

4・2・4 プランクトンの培養実験

水酸化鉄に吸着し、沈降するリン酸塩によって、プランクトンが増殖するか否かの検討を行い、以下の結果を得た。硝酸塩、ケイ酸塩を添加し、リン酸塩が $0.01\mu\text{M}$ 以下の海水を用いて培養 (コントロール) した場合、プランクトンは増殖しなかった。一方、フィルターを培地にいれた場合、硝酸塩、リン酸塩をそれぞれ $15, 2\mu\text{M}$ 添加した培地におけるプランクトンの増殖までには至らなかったが、粒子状鉄に吸着したリン酸塩の溶出によってプランクトンが増殖していることが明らかである (Fig. 11)。

窒素については、フルボ酸の窒素 (アミノ基) を利用し、プランクトンは増殖したと考えられる (Fig. 12)。即ち、凝集沈降した腐植物質中の窒素 (アミノの基) を用いて光合成生物は生育出来ることを意味している。

なお、まだ実験が終了していないため、詳細は省くが、ケイ酸塩は河口で沈降する鉱物からケイ酸塩の溶出が、鉄については腐植物質と共に凝集した凝集物から

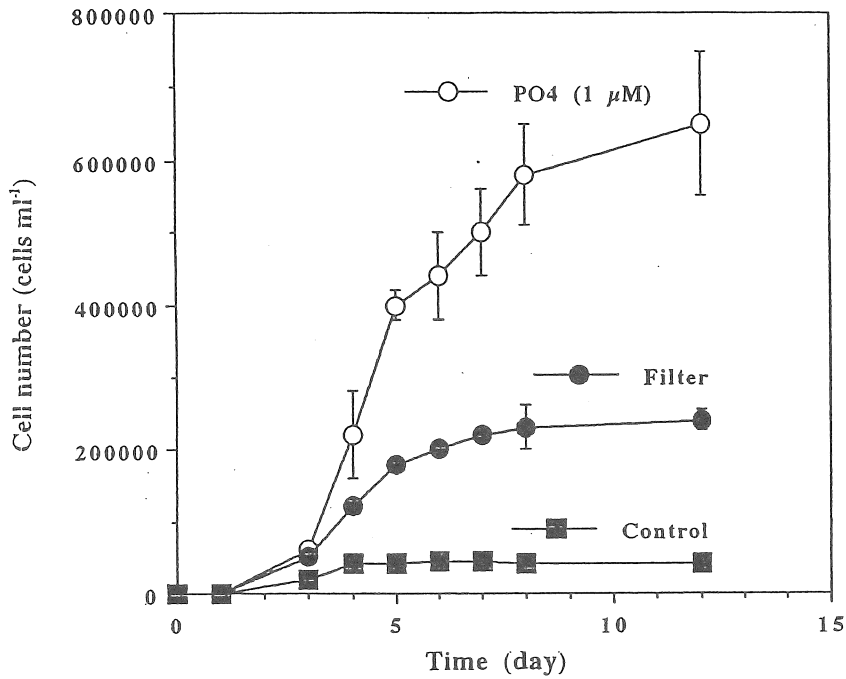


Fig. 11. Cell numbers (*P. tricorutum*) in media prepared by several treatments (mean \pm SD, n = 3).

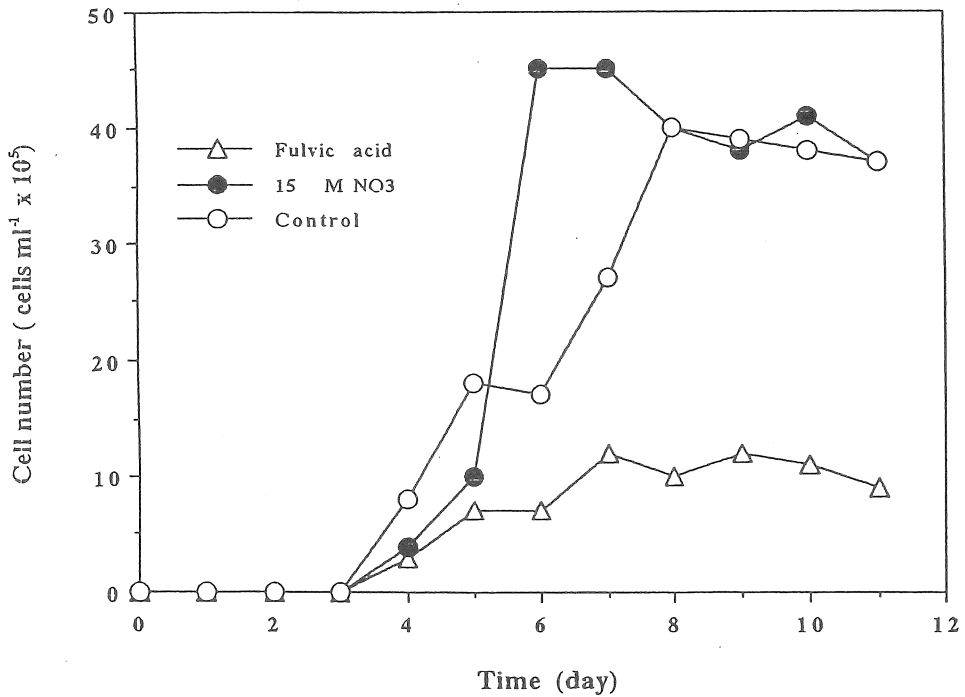


Fig. 12. Cell numbers (*S. costatum*) in media prepared by several treatments.

HA フィルターでろ過した。ろ紙上に凝集した鉄はフルボ酸、フミン酸でそれぞれ 40,80 %であった。PO₄, NO₃, SiO₂ を 1, 15, 40 μM になるように加えた培地に上記フィルターをいれ、プランクトン (*Skeletonema costatum*) を培養した結果を Fig. 13 に示す。

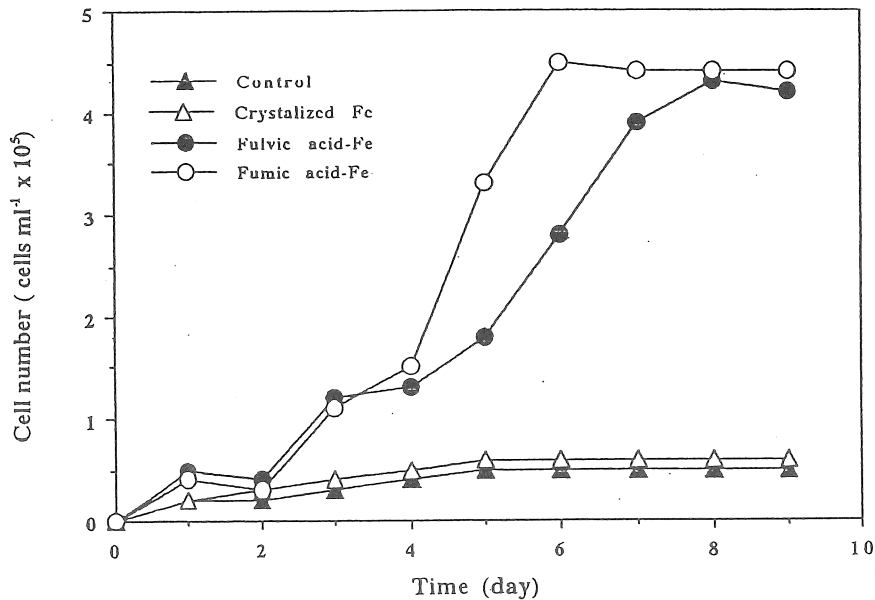


Fig. 13. Cell numbers (*S. costatum*) in media prepared by several treatments.

プランクトンの増殖に及ぼすフルボ酸鉄の効果について、既に報告 (Matsunaga et al., 1998) した結果の一部を示す。

河川水の影響する湾内水とそれの全く影響しない湾外水を採水し、両方を培地としてそのまま使用した場合と、Fe(III)を 0.2 μM になるように加えた場合の結果を Fig. 14 に示す。

湾内水は河川水の影響を受けているため、Fe(III)の添加の有無にかかわらず両者ともプランクトンは増殖した。一方、湾外水については、湾外水そのままでは増殖しなかったが、Fe(III)を添加した場合、プランクトンは著るしく増殖した。即ち、湾岸水には十分な鉄が含まれていないことを意味している。

粒状鉄の結晶形態は加熱によって無定形から結晶形(δ -FeOOH)に変わる。これを利用して、湾内、湾外水を滅菌装置 (120°C、2 気圧) による加熱を行った。

湾外水に Fe(III)を添加後、加熱後に培養した場合、プランクトンは増殖しなかったが、FA-Fe を添加後、加熱しても増殖した(Fig. 15)。湾内水は加熱の有無にかかわらず増殖した。湾内水中の有機物を分解するために紫外線照射を行うと、増殖しなかった。即ち、フルボ酸鉄は熱にも安定で、安定な錯体を形成していると推定される。Fe(III)は無定形から結晶形に変わり、溶解度が低下したと思われる。

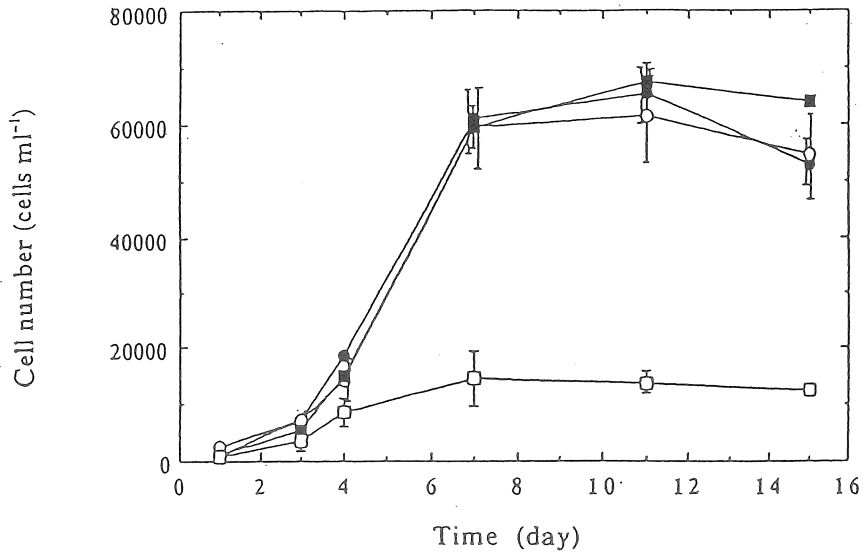


Fig. 14. Cell numbers (*Chaetoceros* sp.) in media prepared by several treatment (mean \pm SD, n = 2). ○: Bay water; ●: Bay water + Fe(III); □: Outer water; ■: Outer water + Fe(III)

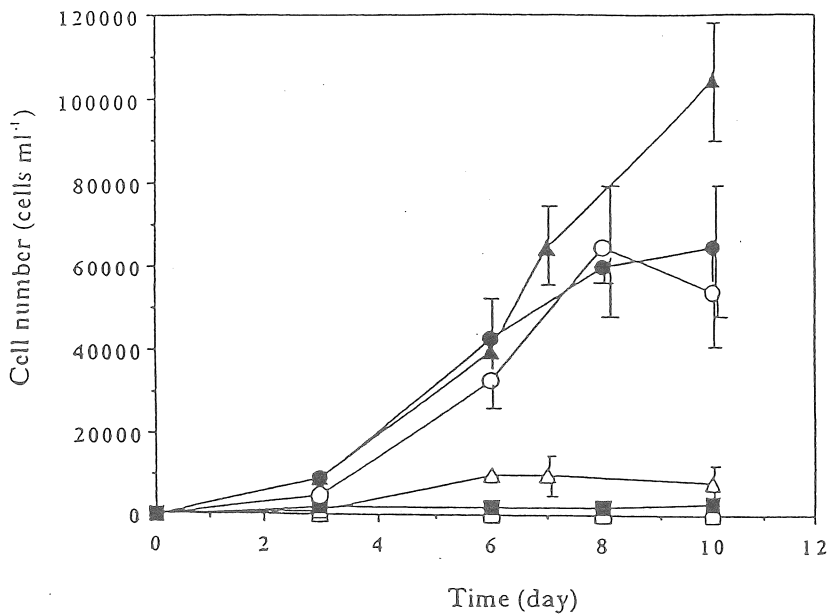


Fig. 15. Cell numbers (*Chaetoceros* sp.) in media prepared by several treatments (mean \pm SD, n = 2). ■: Outer water was autoclaved; △: Outer water was autoclaved after addition of Fe(III); ▲: Outer water was autoclaved after addition of fulvic acid-Fe; ○: Bay water was autoclaved; ●: Bay water was autoclaved after addition of Fe(III); □: Bay water was irradiated with UV before autoclaving

4・3 腐植物質が石灰藻に及ぼす効果

従来コンブやワカメ等の海藻が生育していた岩や岩盤には、有用海藻に代って石灰藻という海藻が覆うようになった。石灰藻は海藻の一種であるが、主成分は炭酸カルシウムで、見た目には岩に白いペンキを塗布したようである。この現象は昭和40年代から顕著になってきた。

この原因として、ウニやアワビがコンブの芽を食べるいわゆる食害説がこれまで一般的な考え方であったが、科学的な根拠はない。しかも、昔は無数のウニとコンブが共生していたわけで、芽をたべるのが原因なら、岩石や岩盤はコンブでなく、昔から石灰藻で覆われているはずである。また、コンブがなくなると何故石灰藻が覆うのか、科学的な説明はない。

Fig. 16 に示した檜山支庁（日本海）と渡島支庁（太平洋側）におけるウニ、アワビの経年変化を Fig. 17 に示した。1960年までは冷凍技術や流通が発達していなかったため、家庭で食べるだけのウニやアワビを採っていたに過ぎなかった。しかし、冷凍技術の進歩とともにウニ漁が活発になり、1960年以後檜山地区でのウニは激減した。なお、アワビはウニの10%程度で、ここではウニだけで議論することにした。ウニが激減したにもかかわらず、1965年頃から石灰藻が岩や岩盤を覆いはじめ、コンブの水揚げも激減し始めた。

一方、渡島地区では年変動はみられるもののウニ、コンブとも経年変化はみられない。

日本海の岩や岩盤すべてが石灰藻に覆われているわけではない。河川水の影響する河口域をや岩から1km離れた岩礁にもコンブ等の海藻が繁茂している。このような海域では現在もウニ、コンブ漁が行われている。このことから、河川に含まれる森林の腐植土から溶出する腐植物質が石灰藻の拡大に関与していると考えざるをえない。石灰藻の胞子を用いた実験では、腐植物質が炭素として5ppm共存すると数日で死滅することを明らかにした。4・2・1で示したように、渡島地区の海域には河川と多くの沢水によって、腐植物質が沿岸海域に流入し、凝集沈降していることから、渡島地区は石灰藻でなくコンブ等の海藻地帯になっていると考えられる。一方、檜山地区には流入する沢水の数が少ないため（森林伐採や沿岸の舗装道路等）、河口域だけにコンブ等の海藻が生育し、陸水の影響を受けない海域では石灰藻が拡大したと考えられる。

一度、石灰藻が岩石を覆ってしまうと、そこにはコンブ等の海藻は繁茂していない。石灰藻地帯に新しい基盤を設置するとそこにはコンブ等の海藻が繁茂するが、周りの石灰藻上には海藻が生育することはない。この要因として、石灰藻はコンブの胞子を殺す化学物質を分泌するからである(Suzuki et al.,1998)。なお、新しい基盤も数年で石灰藻に覆われてしまい、そこにも海藻は生育することは出来なくなる。

結局、石灰藻地帯でコンブ等の海藻を繁茂させるには、石灰藻の天敵である腐植物質を流入させるしか方法はないと考えられる。

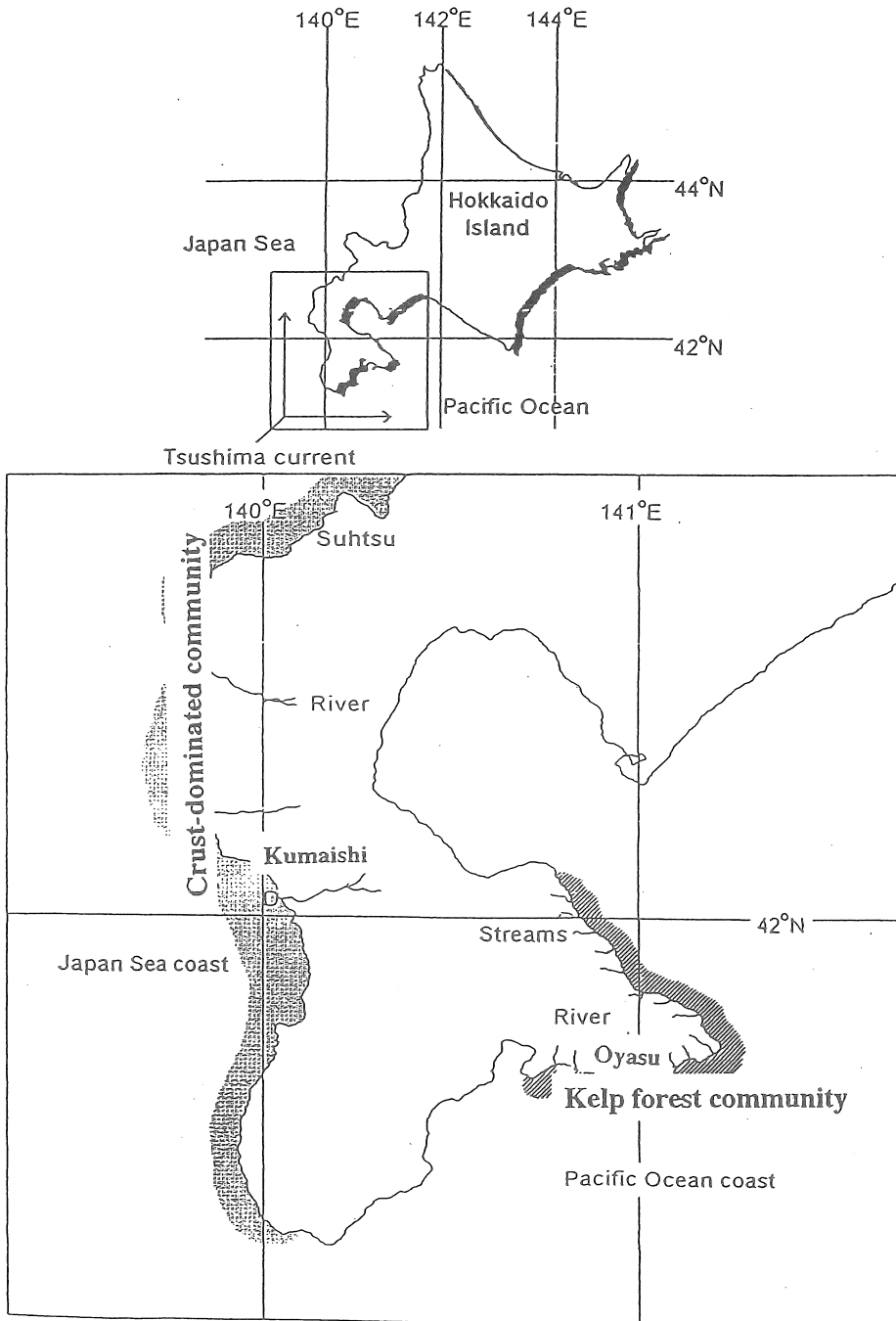


Fig. 16. The condition of rocky shore of each location of the southern Hokkaido Island.

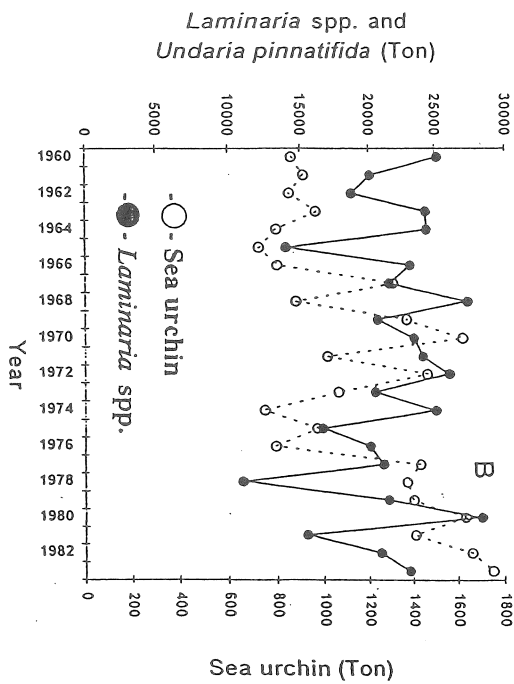
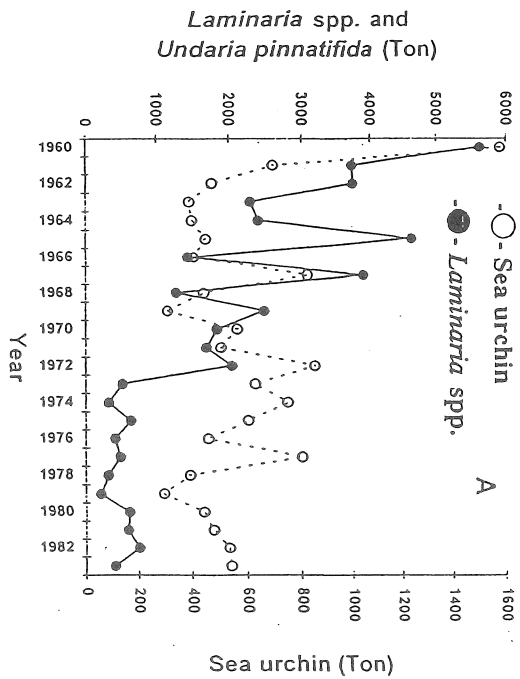


Fig. 17. Relationship between commercial harvesting of sea urchins (*Strongylocentrotus nudus* and *Strongylocentrotus intermedius*) and kelp (*Laminaria* sp.) production in Japan Sea coast and Pacific Ocean coast during 1960-1984. A: Japan Sea coast; B: Pacific Ocean coast.

腐植土起源のフルボ酸鉄濃度は平地の森林地帯を流れる河川水中で数 μM であった。湿地帯(日本、タイ)ではそれよりもおよそ2倍高濃度である。湿地帯では葦が繁茂していることから、森林の腐植土と同じような機能を有しているものと思われる。

海に流入したフルボ酸鉄(腐植物質)はコンブや植物プランクトンの生長や増殖に大きく貢献していることが明らかとなった。従って、同じ暖流水系下にあっても、沢水の流入のほとんどない海域に比べ、著るしく高い生産力を示した。

腐植物質は石灰藻の拡大を防ぐ働き(炭酸カルシウムの結晶毒として)をしており、現在、北海道の日本海を主に拡大している砂漠化(石灰藻)を防ぐには、腐植物質を海に流入させる手段を講じないとコンブ等の海藻を再生させることは不可能である。なぜなら、石灰藻はコンブの胞子を殺す物質を分泌し、石灰藻上に着床したコンブの胞子を殺してしまうからである。

森林の腐植土は海の生態系を維持し、光合成生物の増殖や生育に多大の役割を果たしていることが明らかとなった。

謝辞

本研究はソルト・サイエンス財団プロジェクト研究「沿岸海水環境の変化と生態系への影響」の一部として行った。本研究を実施するにあたり有益なご助言をいただいた東京農業大学名誉教授の杉 二郎先生に心より謝意を表します。さらに、この研究を遂行するにあたり、ご助言をいただいた東京大学名誉教授堀部純男先生、宇都宮大学石原 邦先生、名古屋大学木村真人先生、横浜国立大学柴山知也先生に謝意を表します。

文献

- Anderson, M.A. & Morel, F.M.M. 1982. The influence of aqueous iron chemistry on the uptake of iron by the coastal diatom *Thalassiosira weissflogii*. *Limnol. Oceanogr.*, **27**, 789-813.
- Hudson, R.J.H. & Morel, F.M.M. 1989. Distinguishing between extra- and intracellular iron in marine phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, **34**, 1113-1120.
- Kononova, M.M. 1966. Soil organic matter, its nature, its role in soil formation and in soil fertility. Pergamon Press.
- Mantoura, R.F.C. & Riley, J.P. 1975. The analytical concentration of humic substances from natural waters. *Anal. Chim. Acta*, **76**, 97-106.
- Matsunaga, K., Igarashi, K. & Fukase, S. 1982. Behavior of organically bound iron in Lake Ohnuma, Japan. *Jan. J. Limnol.*, **43**, 182-188.
- Matsunaga, K., Suzuki, Y., Kuma, K. & Kudo, I. 1994. Diffusion of Fe(II) from an iron propagation cage and its effect on tissue iron and pigment of macroalga on the cage. *J. Applied Phycology*, **6**, 397-403.
- Matsunaga, K., Nigi, G., Suzuki, Y., Yasui, H. & Deen, G. 1998. Effect of fulvic acid-Fe derived from the forest on the growth of *Laminaria religiosa* Miyabe and *Undaria Pinnatifida* Suringan. *Bull. Soc. Sea Water Sci. Jpn.*, **52**, 315-318.
- Matsunaga, K., Nishioka, J., Kuma, K., Toya, K. & Suzuki, Y. 1998. Riverine input of bioavailable iron supporting phytoplankton growth in Kesenuma Bay (Japan). *Water Res.*, **32**, 3436-3442.
- Parsons, T.R., Maita, Y. & Lalli, C.M. 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press.
- Suzuki, Y., Kuma, K. & Matsunaga, K. 1994. Effect of iron on oogonium formation, growth rate and pigment synthesis of *Laminaria japonica* (Phaeophyta). *Fisheries Sci.*, **60**, 373-378.
- Suzuki, Y., Kuma, K. & Matsunaga, K. 1995. Iron requirement of the brown macroalga *Laminaria japonica*, *Undaria pinnatifida* and crustose coralline alga, *Lithophyllum yessoense*, and their competition in the northern Japan sea. *Phycologia*, **34**, 201-205.
- Suzuki, Y., Takabayashi, T., Kawaguchi, T. & Matsunaga, K. 1998. Isolation of an allelopathic substance from the crustose coralline algae, *Lithophyllum* spp., and its effect on the brown alga, *Laminaria religiosa* Miyabe (Phaeophyta). *J. Experimental Mar. Biology & Ecology*. **225**, 69-77.

Change of primary productivity in coastal sea

Katsuhiko MATSUNAGA

Faculty of Fisheries, Hokkaido University, Hakodate 041-8611, Japan

Summary

Fulvic acid-Fe (FA-Fe) is produced in humic soil derived from the forest. The FA-Fe concentration in river water flowing through marshes in Japan, Thailand, and in surface ground water was 4 - 6, 2 - 6 and 20 - 28 μM Fe, respectively. The iron complex concentration in surface ground water is considerably higher due to its longer residence time of water in contact with humic soil.

As the role of humic substances on photosynthetic organisms in seawater, bay seawater affected by riverine input and outer seawater were used for the phytoplankton (diatom) cultures. The diatom shows little growth with outer seawater. However, the addition of Fe to the water resulted in increase in cell yield. On the other hand, the diatom in the bay water media showed increase even with or without the addition of Fe. Even after heating the bay water at 120 °C, the diatom grew in the heated media, indicating that FA make a stable complex with Fe.

The percentages of oogonium formation of *Laminaria religiosa* with the addition of FA-Fe, EDTA-Fe and amorphous Fe (am-Fe) after 30 days cultivations were 70, 54, and 25 %, respectively. The growth rate of young sporophytes of *L. religiosa* with FA-Fe was about 3 times higher than that with am-Fe. The iron uptake rate of *L. religiosa* with FA-Fe was about 20 times higher than that with am-Fe.

When humic substances flow into the sea, flocculation occurs. This mechanism was investigated by laboratory experiments. The humic substances extracted from humic soil were separated into 3 parts. The sequence is as follows: fulvic acid (FA) without purification, purified fulvic acid (FAp) with an XAD resin and humic acid (HA).

Most of the FAp in seawater passes through an HA filter (0.45 μm pore size), followed by a VS filter (0.025 μm). However, 20 % of FA and 70 % of HA flocculate on the HA filter, indicating that the humic substances having the high molecular weight will flocculate after flowing into the sea.

Crustone coralline algae dominates coastal rocky shores in the Japan Sea coast in Hokkaido after the disappearance of kelp forest community. Our results strongly suggest that suburban development associated with deforestation reduced the flux of humic substances into coastal water and in turn created the environmental coralline alga dominate over other alga because the forest-derived humic substances inhibit crustone coralline algal spore germination. If rocks were covered with crustone algae, the self-defense mechanism occurs through the secretion of chemical substances by crustone coralline alga to inhibit the growth of kelp and other macroalgae.

These results demonstrate that the forest plays an important role for maintaining the ecology especially in coastal seawater.

プロジェクト 助成研究報告書 (農・生物)
Project Research Report 1995-1997
Agriculture, biology

平成11年3月
March, 1999

財団法人 ソルト・サイエンス研究財団
The Salt Science Research Foundation

〒106-0032 東京都港区六本木 7-15-14 塩業ビル
Engyo Bldg. 7-15-14 Roppongi, Minatoku, Tokyo 106 Japan

Tel. 03-3497-5711 / Fax. 03-3497-5712

URL <http://www.mesh.ne.jp/saltscience>
