関西自然保護機構会誌 *26*（*2*）：*79－88*，*2004*

感潮域のプランクトン群集；起源，挙動，及び河口堰が群集に及ぼした影響

名古屋女子大学　村　上　哲　生

Planktonic communities in tidal rivers ; their origin, behavior and effects of a rivermouth barrage on communities. Tetuo Murakami（*Nagoya Women's University, Nagoya 467-8610, Japan*）

はじめに

生物の世界を食物連鎖でつながった生物で構成されたピラミッドとする見方が定着して久しい。汽水域，河口域，感潮域と呼ばれる海に接続する川の下流部においては，ピラミッドの底層を造る一次生産者（基礎生産者）として，水草，浮遊藻類，あるいは付着藻類を挙げることができる。河口域の動物は，直接，または間接的に，これらの一次生産者に依存している。例えば濾過食者のシジミはプランクトンなどの懸濁態の有機物を餌とし，ムツゴロウなどのハゼは干潟の泥上の藻類を食い，また，ヨシなどの抽水植物に由来するデトリタス（有機物の屑）は多くのベントスに利用されている。河口域の一次生産者の種類組成や現存量，またその時間的な変動は，ピラミッドの上部の構造を決定する重要な要因となる。

大河の河口域は，本来，人の干渉が及びにくい所であったが，土木工事技術の進歩に伴い，人の生活圏となり，その自然は大きく変貌することになった。堰や水門などの河川横断的な構築物の建設や，干潟，ヨシ帯の消滅は，河口域の様々な生物に直接的な影響を及ぼすと同時に，一次生産者の挙動や量が変わることにより，底層から生態ピラミッドの構造を変えていくに違いない。

本論文では，河口域の一次生産者，特に浮遊藻類に着目し，河口域での生態を紹介するとともに，その場への人為的な干渉が，どのような問題を引き起こすかについて考えてみたい。紹介する事例の多くは，長良川（岐阜・三重県）での河口堰建設と運用を巡って得られたものである。長良川河口堰の建設については，事業者側，また環境影響に危惧を表明する側から様々な調査が行われた（例えば，日本自然保護協会他，1990；建設省河川局・水資源開発公団，1990，1992；長良川下流域生物相調査団，1994；建設省中部地方建設局・水資源開発公団中部支社，1995；長良川河口堰事業モニタリング調査グループ他，1999）。恐らく，日本の河口域の環境変化について，最も良質で豊富な資料が揃っている水域といえるかもしれない。運用開始後10年目を迎える長良川河口堰で生じた自然環境の一連の変化を総括することは，河口域の生物の世界の成り立ちを理解する上で重要であるとともに，開発に直面している各地の現場で，これから何が起こるかを知るための貴重な情報になるであろう。

河口域の浮遊藻類の起源と挙動

河口域水中には，様々な種類の藻類細胞が見ら

れる。それらには，汽水域を生息場所としている自生的なプランクトンだけではなく，海域から上げ潮に乗って運ばれてきた海産のプランクトンや，淡水域である川から流下してきたプランクトンも含まれる。後者の浮遊生物は，緩やかな流れの川で増殖することができる河川棲プランクトン（potamoplankton；Zacharias，1898），や流域の湖や貯水池などの止水域から川に混入してきた止水棲プランクトン（limnoplankton）にさらに区別できる。また，礫や水草などに付着したり，泥の表面に生息したりしている藻類が，剥離後，巻き上げられ，水中を漂っていることもある。

起源を異にする藻類細胞の河口域での挙動は，恐らくそれらの形態や生活の特性によるものだと思われるが，それぞれ違っている。

湖や池などの止水域から流入してきたプランクトンや，剥離した付着藻類は，川を流れ下るに連れ，急速にその密度は減少する（Chandler，1937；

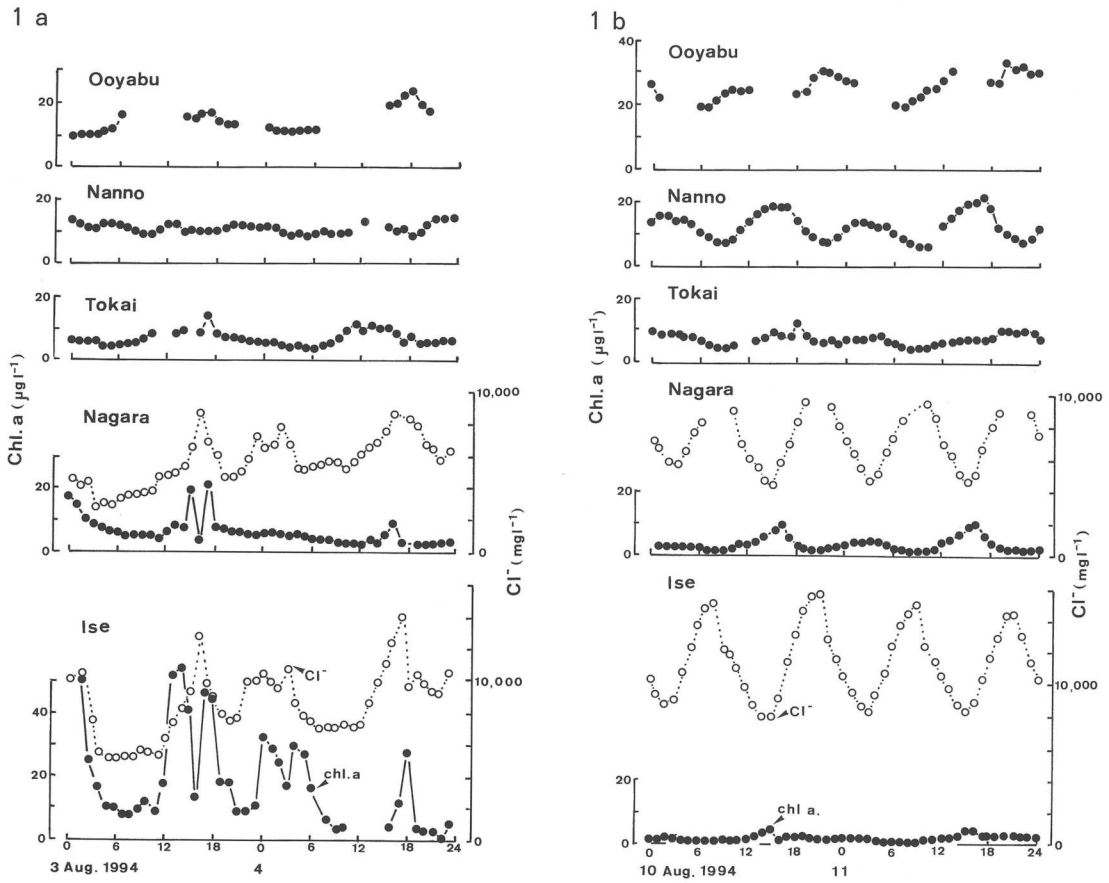


図1．クロロフィルａ（●）と塩素イオン濃度（○）の日変動の連続観測結果．１ａ；海産の浮遊藻類の遡上（1994年８月３日），１ｂ；河川棲浮遊藻類の流下（1994年８月10日）．いずれも，河口堰が運用される以前の建設省の連続観測資料に基づく．大藪，南濃，東海，長良，伊勢の各観測地点は，それぞれ河口より31.2km，28.4km，22.6km，13.6km，6.4km上流に位置している．１ａの時期の優占種は上流では中心珪藻類，下流では未同定の小型の鞭毛藻類，１ｂの時期は全ての地点で珪藻類が優占していた（村上・西條，1999）．

Reif, 1939)。例えば，諏訪湖（長野県）を水源とする天竜川では，クロロフィル*a*濃度で測定した諏訪湖起源の止水棲のプランクトン密度は，20km，50km流下することにより，それぞれ1／2，1／5に減少する（Murakami *et al.*, 1994)。一方，緩流域で増殖する河川棲プランクトンは，下流に向かいその密度が増加する。長良川での観測では，15kmの流下で，藻類の細胞密度が約10倍に，クロロフィルa濃度が，6倍以上に増加することが観測されている（Murakami *et al.*, 1992)。大河川の下流域で，生きた淡水産プランクトン細胞が多量に見られる場合，河川棲のプランクトンである可能性が大きい。我国の河川は，流路が短く，勾配が急であるために河川棲のプランクトンの発生は，渇水が続き，下流域の河川水の流達日数が長期化する時期に限られる(Murakami *et al.*, 1994)。

河口域では，海域から海産のプランクトンが潮に押し上げられて，大きな現存量が記録されることもある。河川棲プランクトンの流下と海産のプランクトンの遡上とは，もちろん群集の種類組成と優占種の塩分適性の情報があれば区別することができるが，河口域の定点で観測される潮汐に伴う現存量の変化でも見分けることができる(Ketchum, 1954)。図1a，1bは，河口堰運用以前の長良川河口域定点での浮遊藻類現存量の日変動を示す（村上・西條，1999)。図1aに見られる塩分濃度の増加と同調した現存量の変動，つまり満潮時に現存量が増加する傾向を示すプランクトン群集は観測点より下流の海域由来のものであり，一方，図1bに示す塩分濃度が低下する干潮時に現存量が増加する群集は観測点より上流の淡水域から流下してきたものである。

河口域のプランクトン群集についての知識の乏しさと誤解

河口堰や水門などの河口構築物がプランクトン群集に及ぼす影響を予測したり，監視したりする際，季節や川の条件により起源が異なる複数の群集が発達する可能性があることについて理解しておくことが必要である。しかし，現実には，河口域のプランクトンの生態に関する情報は極めて乏しく，特に河川棲のプランクトンについては，我国の河川形態の特性から，その存在も否定されていたため（例えば，福島，1971)，長良川河口堰をはじめとする河川の水質問題の現場では，誤った解釈と思われる議論も見受けられる。

河川下流域で多量のクロロフィル*a*濃度の増加とそれに伴う有機物濃度（例えば，行政的な水質指標であるBODやCOD）の上昇が記録された場合でも，検鏡などの手段による藻類細胞の起源の検討を欠くまま，付着藻類の剥離と流下である解釈されてきた（例えば，羽田他，1985)。これは，河川棲のプランクトンなどは，日本の川に発生するはずはないという思い込みに基づくものであろう。長良川河口堰の建設と運用に伴う藻類の発生予測も，そのような誤った理解に基づくものであった。例えば，河口堰の環境影響についての議論の初期の段階では，堰上流部には完全な止水域は形成されず，したがって藻類発生による障害は生じないとの見解が事業者側や研究者の間でも支配的であった（建設省河川局・水資源開発公団，1990；桜井，1990；伊藤他，1991)。この議論では，緩流域で増殖する河川棲プランクトンのことは全く考慮されていない。

河口堰の環境影響の議論の高まりの結果，1991年に建設省と環境庁の合意に基づく所謂「追加調査」が実施された。そこで検討された藻類発生量の予測については，クロロフィル負荷（クロロフィ

ル濃度×流量）と流量が比例するものとして数値モデルが組まれたが（建設省河川局・水資源開発公団，1992），これも，負荷量が流量とともに増加する止水棲の浮遊藻類の集水域からの他生的な流入と，流量が減少し流達日数が増加する時期に河川内で発生する河川棲浮遊藻類の増殖特性との違いを無視したものであった（図2）。

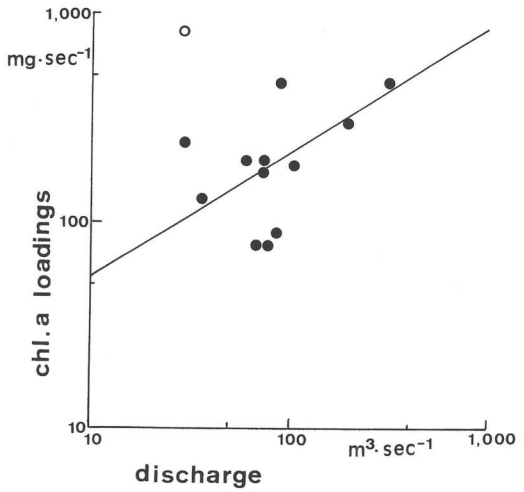


図2． 長良川のクロロフィル負荷量と河川流量の関係．建設省河川局・水資源開発公団（1992）の藻類発生予測モデルに使われたデータ（●）だけであれば，弱い正の相関関係が認められるが，河川棲プランクトンが発生した時期（建設省・公団は欠測）のデータ（○）を補ってみると，相関関係は全くなくなり，モデルの前提が怪しくなる（村上他，2000）．

長良川河口堰に先立ち，利根川（茨城県・千葉県）や遠賀川（福岡県），筑後川（福岡県・佐賀県）にも河口堰が建設されていたが，そのような施設での経験も長良川に生かされることはなかった。

既に1971年に竣工していた利根川河口堰では，長良川河口堰が工事を開始した1988年以前からクロロフィルの観測が実施されており，長良川での議論が盛んであった1990年には，100μg／Lの藻類発生が観測されていたが，そのデータが公になるのは，1998年の環境庁の「特定流域水環境保全対策調査」まで待たなければならなかった（村上，1998）。利根川河口堰上流での浮遊藻類発生は，佐藤（1991）も報告しているが，利根川河口堰は，堰上流部へ塩分を含む水を入れているために，汽水性のプランクトンによる赤潮と解釈されてきた。漁民からの発生状況の聞き取り調査や堆積物中の珪藻遺骸の種類組成から判断すれば（村上，1998），低水温の時期に河川の淡水域で発生する *Stephanodiscus* spp.（珪藻類）の赤潮（例えばLack，1971）だと思われるが，当時は優占種の正確な同定に至らず，塩分嗜好性などの情報も不明のままで汽水プランクトンの大量発生として判断され，完全に堰上流を淡水化する長良川での議論に，この重大な観測結果を生かすことができなかった。その後，国土交通省関東地方整備局利根川下流工事事務所・水資源開発公団利根川河口堰管理所（2001）は，電子顕微鏡による優占種の再検討を行い，Thalassiosira 科とされてきた不明種が，*Cyclotella atoms*，*C. meneghiniana*，*C. pseudostelligera*，*Stephanodiscus* spp. であることを明らかにした。いずれの種類も，日本や諸外国で河川棲プランクトンとして記載されてきた珪藻類であった（Murakami *et al.*，1994；村上，1994）。

河口構築物がプランクトン群集に及ぼす影響

河口堰や水門などの河川横断的な構築物が，河口域に見られる起源を異にする浮遊藻類群集に及ぼす影響はそれぞれの群集に対して異なっている。

河川棲の浮遊藻類に対しては，構築物の上流に緩流域を形成し，藻類細胞を長期間河川水に滞留させ，現存量を増やす傾向を促進させる。特に，

渇水時にはその影響が深刻となる。長良川において30㎥／秒の流量時には，堰湛水域の上流端から堰堤までの流達時間は，堰運用以前は4.6日であったのに対して，堰の構築により13.4日に長期化すると推定されている（南部，1977）。

図3は，長良川河口堰上流部の藻類発生量の変動を示すものであるが（Murakami *et al.*，1998；村上，2002），運用以前にはほとんどプランクトンが認められなかった湛水域上流端で，運用後80μg／Lの珪藻類の発生が認められ，特に，堰直上流部では，春から秋にかけて発生が頻発するようになった。このような低流量時の藻類の発生は，長良川だけに特異なものではなく，日本中の河口堰で観測されている現象であり，特に，芦田川（広島県），遠賀川（福岡県），筑後川（福岡県・佐賀県）などの河口堰で顕著である。（Murakami, 1998）。

止水域から流入したプランクトンや，剥離後河川水中に浮遊している付着藻類は，河口堰上流の緩流域では，流速の低下に伴い，河床への沈降が促進され，むしろ現存量が減少するようである。河口堰上流部水中の流下藻類群集で優占的な河川棲浮遊藻類は，堆積物中の遺骸群集ではむしろ稀で，付着珪藻類の遺骸の比率が高いことは（村上他，1999），沈降の効果が特に付着藻類細胞に強く働くことを示している。

流速が極端に低下する河口堰堤付近では，河川棲浮遊藻類であっても，増殖による細胞数の増加を沈降による減少が上回ることも観測される（Admiraal *et al.*，1994；Murakami *et al.*，1998）。このような現象が見られる時期には，河川軸に沿って浮遊藻類の現存量が下流に向かい増加し，堰堤の近くで再び減少する分布パターンが見られる。これは細長いダム湖にも見られ，河川軸に沿って藻類の現存量を制御する物理的，化学的要因が変化するためであると説明されている（Kimmel *et al.*，1990）。

河口構築物の下流部では，汽水産の浮遊藻類密

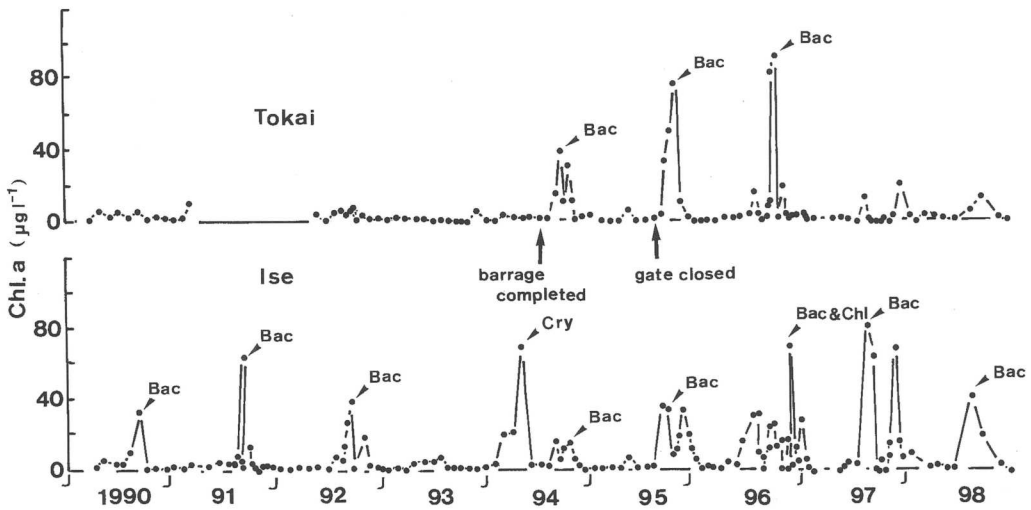


図3． 長良川下流部の藻類密度の長期間の変動．藻類密度は，クロロフィルａ濃度で表示してある．東海，伊勢の観測地点は，それぞれ河口堰の上流16.8km，0.6kmの地点に位置している．図中のBac，Chl，Cryは，それぞれ珪藻類，緑藻類，クリプト藻類が優占種であることを示している．河口堰は，1994年に完成し，1995年より本格的な運用が開始された（村上，2002）．

度が著しく高くなることもある。これは，堰上流部での多量の淡水の取水により堰下流部への流出量が減少し，希釈，掃流，及び連行などによる混合の効果が低下するためであると考えられる（市野，1997；村上・西條，1999）。

植物プランクトンが増加することに起因する河口域環境の変化

河口堰上流での植物プランクトンの現存量の増加が，濾過食性の動物の増加を促すことは容易に予想できるが，魚類や底生生物の種類組成や現存量の変化を明らかにした資料は未だ目にしていない。長良川では，浮遊藻類が発生する時期に，それを摂食するワムシが増加し，藻類の現存量が制御されている可能性も指摘されている（Murakami *et al.*，1998）。沿岸域での濾過食の二枚貝の個体数の増加により，浮遊藻類の現存量が制御されることは，Nichols（1985），山室（1992）も論じており，同様な現象が河口堰の上下流部で生じている可能性は否定できない。

河口堰の直上流部で浮遊藻類の沈降が促進されることは，先に示した。その結果，河床堆積物の有機物含量が増加することになる。河口堰の運用以前の長良川河口域の底質の観測資料は乏しいが，佐藤（1991），村上（1996）によれば，堆積物の有機物含量の指標となる強熱減量は１％程度に過ぎない。しかし，運用後では５％を越え，場所によっては10％に達する地点もある（村上，1996；建設省中部地方建設局・水資源開発公団中部支社，1998）。特に注目すべきことは，堰の下流，つまり海側でも，底質の変化が生じることである。これは，堰上流部で堆積したプランクトンの遺骸が，大規模な出水により下流に放出されても，海から

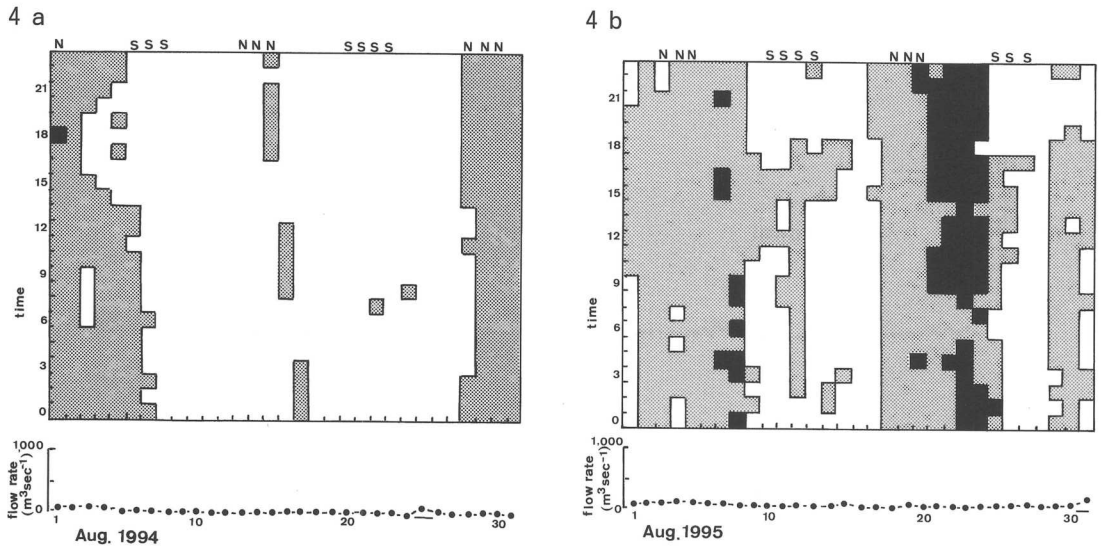


図４． 河口堰直上流の底層溶存酸素状態と流量．４ａ；1994年８月（運用以前）の観測結果，４ｂ；1995年８月（運用以後）の観測結果．いずれも建設省の１時間ごとの連続観測資料に基づく．黒く塗りつぶした時刻，網を掛けた時刻は，それぞれ溶存酸素濃度が１mg／Ｌ以下，３mg／Ｌ以下の酸素不足であることを示している．S，Ｎは，それぞれ大潮，小潮の潮日を示す．両図で，小潮時の酸素不足（小潮効果）が生じているが，運用後，酸素不足はさらに深刻化，長期化している（村上他，2001）．

の上潮に乗って，再び堰の直下流に堆積するためであると考えられる。

藻類細胞のような有機物は，堆積物中で容易に分解され，水中の溶存酸素を消費する。河口横断的な構築物がなければ，河川の流れや潮汐により，鉛直方向の混合が生じ，底層の酸素不足は，深刻になることは稀である。しかし，河口堰が，淡水域と汽水域を分断することにより，堰の上下流でそれぞれ異なった機構による混合の阻害が生じ，底層の貧酸素化が進行する。

堰の上流部は，堰の運用開始後，全く淡水化されている。深い天然湖や大規模なダム湖では，夏季の日照の強い時期に，表層と底層の水温差が生じ，水温成層と呼ばれる安定した二層構造ができ，通常水温が低下する秋まで，表層と底層の混合は生じない。河口堰の湛水域は浅く，このような季節的な成層は発達しないが，無風の好天時には，小規模な貯水池や溜池に見られる一時的な成層（日成層；石川他，1989；糟谷・小竹，1993）が形成され，水の鉛直混合の阻害により，底層の酸素不足が起こる。しかし，この成層は長期間にわたり安定したものではなく，増水，強風，日照不足などにより容易に解消される（村上・服部，2001）。

堰の下流では，塩分濃度が異なる水塊により安定した塩分成層ができる。塩分成層は水が大規模にかき回される大潮の時や，出水の時期には解消されるが，潮汐運動が小規模な小潮時には，鉛直方向の混合が抑えられて強固な成層が形成される（小潮効果；Webb & D'Elia，1980；Nelson *et al.*，1994）。この現象は，河口横断的な構築物がない河川でも見られるが，河口堰は，潮の遡上を妨げたり，下流への淡水の供給量を減らしたりすることにより，この効果をさらに促進するようである。図4 a，bは，河口堰運用前後の8月の渇水期の溶存酸素濃度を比較したものであるが，運

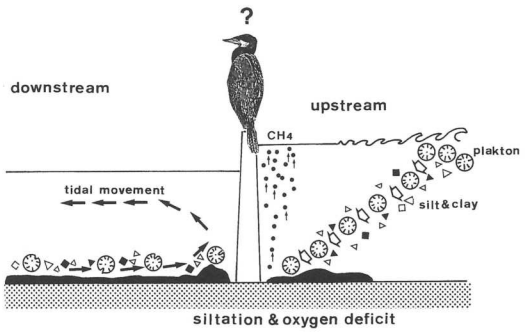


図5． 長良川河口堰で生じた環境影響のまとめ．河口堰上流で発生したプランクトンは，粘土，シルトとともに堰堤付近に沈降，堆積し，底泥と底層水の貧酸素化を引き起こす．嫌気化した底泥からはメタンが発生することもある．堰の下流に流れ出た堆積物は上げ潮に乗り，堰の直下流に再堆積し，下流でも底層の酸素不足が起こる（村上他，2000）．

用前には見られなかった極端な酸素不足（1 mg／L以下）や貧酸素（3 mg／L以下）の時期が長期化していることが示されている（村上他，2001）。

プランクトンに始まりプランクトンに戻る河口堰の環境影響

河口堰湛水域のプランクトンの発生に始まるいくつかの環境影響について述べた。プランクトンの発生による水道原水の着臭や，プランクトンの沈降に起因する底質の有機物増加，また底泥の酸素消費と河口堰上下流での鉛直混合の阻害による貧酸素化，その結果生じるメタンの発生や，水産被害などの話題は，河口堰の運用開始前後から懸念されてきたことであった（図5；村上他，2000）。これらの問題は，お互いに無関係なものではなく，プランクトンの生産，移動，及び分解の過程で生じる一連の因果関係を持つ出来事である。さらに，底泥の嫌気化により，リンなどの栄養塩の水への回帰が速くなり，再びプランクトンの増殖が促進され，環境変化の連環は規模を拡大していく恐れ

がある。

おわりに

本論文では触れなかったが，一次生産者の話題としては，ヨシなどの抽水植物帯の水没と枯死についてもその影響を考えるべきであろう。長良川河口堰付近のヨシ帯はほぼ全て消滅し，未だヨシ帯が残されている揖斐川と平行して流れる河口付近では，鮮やかな対比を見せている（山内他，1999）。河口域の生態ピラミッドの底層を形成するプランクトンの増加について，その連鎖的な影響を考えてきたように，従来の河口域での有機的なデトリタスの供給源として重要であったヨシ帯（例えば，Sibert *et. al.*，1977；Stanne, *et al.*，1996）についても，食物連鎖の道筋をたどりその影響を明らかにしておく必要があろう。

引用文献

Admiraal, W., Breebaart, G. M., Tubbing, B., Van Zanten, B., De Ruijter Van Steveninck, E. D. & Bijkerk, R. 1994. Seasonal variation in composition and production of planktonic communities in the Lowe River Rhine. *Freshwater Biology*, 32：519-531.

Chandler, D. C. 1937. Fate of typical lake plankton in stream. *Ecological Monographs* 7：447-479.

福島博. 1971. 河川の流下藻類について. 横浜市立大学論叢 自然科学編，22：34-61.

羽田守夫・佐藤悟・松本順一郎. 1985. 雄物川低水・渇水時における水質特性について. 水質汚濁研究，8：595-603.

市野和夫. 1997. 三河湾集水域の水資源開発.「三河湾」（三河湾研究会編）. 103-119. 八千代出版，東京.

石川忠晴・田中昌宏・小関昌信. 1989. 浅い日成層が水質に及ぼす影響. 土木学会論文集，411：245-254.

伊藤光好・廣正義・森下郁子・松尾直規・江川太郎. 1991. 水質と生物から見た長良川河口堰.「続 検証 長良川河口堰」（開発問題研究所編）. 15-57. 開発問題研究所，東京.

糟谷真宏・小竹美恵子. 1993. 富栄養ため池の水温成層が水質に及ぼす影響および用水導入の水質改善効果. 愛知県農業総合試験場報告，25：275-279.

建設省河川局・水資源開発公団. 1990. 長良川河口堰について. 建設省河川局・水資源開発公団.

———・———. 1992. 長良川河口堰に関する追加調査報告書. 建設省河川局・水資源開発公団

建設省中部地方建設局・水資源開発公団中部支社. 1995. 長良川河口堰調査報告書. 建設省・水資源開発公団.

———・———. 1998. 平成9年度 長良川河口堰モニタリング年報. 建設省・水資源開発公団.

Ketchum, B. H. 1954. Relation between circulation and planktonic populations in the estuaries. *Ecology* 35：191-200.

Kimmel, B. L., Lind, O. T. and Paulson, L. J. 1990. Reservoir primary production. In：Reservoir Limnology (eds. Thornton, K. W., Kimmel, B. L. & Pyne, F. E.), 133-193. Wiley, New York.

国土交通省関東地方整備局利根川下流工事事務所・水資源開発公団利根川河口堰管理所. 2001. 利根川河口堰総合評価検討委員会報告書. 国土交通省・水資源開発公団.

Lack, T. J. 1971. Quantitative studies on the phytoplankton of the Rivers Thames and

Kennet at Reading. *Freshwater Biology*, 1：213-224.

Murakami, T. 1998. Flora and biomass of planktonic communities upstream of a rivermouth dam in Japan. *International Review of Hydrobiology*, 83：463-466.

———, Isaji, C., Kuroda, N., Yoshida, K. & Haga, H. 1992. Potamoplanktonic diatomsin the Nagara River；Flora, population dynamics and influences on water quality. *Japanese Journal of Limnology* 53：1-12.

———, ———, ———, ———, ———, Watanabe, Y. & Saijo, Y. 1994. Development of potamoplanktonic diatoms in downreaches of Japanese Rivers. *Japanese Journal of Limnology* 55：13-21.

———, Kuroda, N. & Tanaka, T. 1998. Effects of a rivermouth barrage on planktonic algal development in the Lower Nagara, Central Japan. *Japanese Journal of Limnology* 59：251-262.

村上哲生. 1994. 河川棲浮遊藻類の増殖と水質変化. 月刊海洋, 28：127-133.

———. 1998. 利根川河口堰構築後の浮遊藻類の発生状況.「利根川河口堰の流域水環境に与えた影響調査報告書」(日本自然保護協会編), 75-82. 日本自然保護協会, 東京.

———. 2002. 長良川河口堰建設後の浮遊藻類発生とその環境影響. 応用生態工学, 5：41-51.

———・服部典子. 2001. 長良川河口堰湛水域における一時的な水温成層の形成. 応用生態工学, 4：179-184.

———・———・藤森俊雄・西條八束. 2001. 夏季の長良川河口堰下流部の貧酸素水塊の発達と解消. 応用生態工学, 4：73-80.

———・黒田伸郎・吉田正人・山内克典・田中豊穂. 1999. 長良川河口堰周辺の堆積物の性状と分布—シルト・粘土の堆積と有機物の起源について—.「長良川河口堰が自然環境に与えた影響」(長良川河口堰事業モニタリング調査グループ・長良川研究フォーラム・日本自然保護協会編) 29-35. 日本自然保護協会, 東京.

———・西條八束. 1999. 河口域に見られる二つのプランクトン群集—起源, 挙動, 及び河口堰がプランクトン群集に及ぼした影響—. 応用生態工学, 2：199-204.

———・———・奥田節夫. 2000. 河口堰. 188 pp. 講談社, 東京.

村上宗洞. 1996. 堰稼動後の環境変化に関する調査報告及び建設省河口堰調査・モニタリング委員会見解に対する反論 (水質編).「長良川河口堰事業の問題点 第3次報告 長良川河口堰運用後の調査結果をめぐって」(日本自然保護協会長良川河口堰問題専門委員会編), 23-43. 日本自然保護協会, 東京.

長良川河口堰事業モニタリング調査グループ・長良川研究フォーラム・日本自然保護協会. 1999. 長良川河口堰が自然環境に与えた影響. 日本自然保護協会, 東京.

長良川下流域生物相調査団. 1994. 長良川下流域生物相調査報告書. 長良川下流域生物相調査団.

南部祥一. 1977. 昭和48年 (ヮ) 第457号河口堰建設事業差止請求事件鑑定書.

Nelson, B. W., Sasekmar, A. & Ibrahim, Z. Z. 1994. Neap-spring tidal effects on dissolved oxygen in two Malaysian estuary. *Hydrobiologia*, 285：7-17.

Nichols, F. H. 1985. Increased benthic grazing: An alternative explanation for low phytoplankton biomass in Northern San Francisco Bay during the 1976-1977

droughts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 21：379-388.

日本自然保護協会・河川問題調査特別委員会・長良川河口堰問題専門委員会. 1990. 長良川河口堰事業の問題点 中間報告書. 日本自然保護協会, 東京.

Reif, B. 1939. The effect of stream conditions on lake plankton. *Transactions of the American microscopical Society* 58：398-403.

桜井善雄. 1990. 河口堰建設による水質変化の予測.「長良川の水と生活」(長良川河口堰の建設を進める会編), 250-251. 山海堂, 東京.

佐藤宏明. 1991. 長良川河口堰建設後の長良川下流部の水質・底質. MCM 建設月報, 44 (3)：54-57.

Sibert, J. Brown, T. J., Healey, M. C. & Kask, B. A. 1977. Detritus based food web: Exploitation by juvenile chum salmon (Oncorhynchus keta). *Science*, 196：649-650.

Stanne, S. P., Pannetta, R. G. & Forist, B. E. 1996. The Hudson. Rutgers University Press. New Brunswick.

Webb, K. L. & D'Elia, C. F. 1980. Nutrient and oxygen redistribution during a spring neap tidal cycle in a temperature estuary. *Science*, 207：983-984.

山室真澄. 1992. 懸濁物食性の二枚貝と植物プランクトンを通じた窒素循環に関する従来の研究の問題点. 日本ベントス学会誌, 42：29-38.

山内克典・足立孝・古屋康則. 1999. 長良川河口堰湛水域におけるヨシ原の変化.「長良川河口堰が自然環境に与えた影響」(長良川河口堰事業モニタリング調査グループ・長良川研究フォーラム・日本自然保護協会編) 141-145. 日本自然保護協会, 東京.

Zacharias, O. 1898. Das Potamoplankton. Zoologischer Anzeiger 21：41-48.