

昭和49年(ワ)第257号河口堰建設事業差止請求事件

鑑定書

昭和52年1月

鑑定人

南部 祥一

目次

1. はじめに 1
2. 有機性汚濁の特性 3
3. 水質変化についての検討 9
4. 富栄養化についての検討 31
5. 底質変化についての検討 39
6. 総合鑑定 63

1. はじめに

岐阜地方裁判所に係属の河口堰建設事業差止請求事件(昭和48年(ワ)オ457号)について依頼された鑑定事項は下記のとおりである。

長良川河口堰建設事業に関する事業実施計画に基づく堰建設、浚渫およびブランクネット工が行われる場合、かつ毎秒22.5 m^3 の取水が堰直上流部で行われた場合、現況に比し、水質・底質はどのように変化するか。その変化の範囲、程度如何。なお、上記鑑定は水位、水深、流速等の前提要件を設定し、微生物、魚貝類、動植物に対し、影響があると考えらるる項目について行なうものとする。

上記の鑑定事項に関連して、水質・底質の変化を検討する際、水質・底質は河川流量と密接な関係にあるため、検討の前提としてどの程度の流量を考慮するか、ということがまず問題になる。一般に河川流量が小さいほど、希釈が十分に行なわれない、水が停滞し流動しないなどの理由により、水質・底質悪化の危険性が高い。したがって、ここでは平水流量以下の場合を対象に検討を行なうことにしたい。なお、洪水時は流量が大になるが、水質は悪化する。しかし、この場合、水中に含まれる大部分の物質は自然の土砂であり、人為的汚濁物質は上述したところと同様、流量に応じて希釈されるので、人為的汚濁物質の濃度は通常低下する。ただし、河床に多量の汚濁物質が堆積している場合には、洪水時にこの水が浮上し、水質を悪化させる原因となる。このように、洪水時に水質上の問題が起るとすればそれは河床に堆積した多量の汚濁物質に起因することになるが、このような堆積は平常時に起っているため、基本的には平常時に大量の堆積が起るか、どうかということが問題になってくる。このため上述のように平水流量以下の条件で底質まで含めて検討しておけば、この種の問題についても鑑定を行なえるものと考えらるる。

水資源開発公団長良川河口堰建設所作製のPRパンフレット「長良川河口堰」に記載の長良川縦断断面図(P.26)(図-1-1)によれば、下流部浚渫を行ない、堰を設置した後の平常時水位と現況の平常時水位との相違は40 m より下流で認められ、このより上流では流況の変化がないものと考えらるる。したがって、鑑定の対象とする水域は40 m より下流の水域とする。

木曾三川河口資源調査報告書、第3号(24、9号証、三)の9、『水質・底質—長良川本流の汚染負荷と清浄度』では長良川(主要14支川のBOD負荷が測定されている。その測定結果によると、荒田川、境川および逆川のそれぞれがそれぞれ2.5mg/lを越え、他の支川よりいちじるしく高くついている。荒田川は河口から41kmの地点で、また境川および逆川はともに36km地点で、長良川本流へ流入している。

54021526

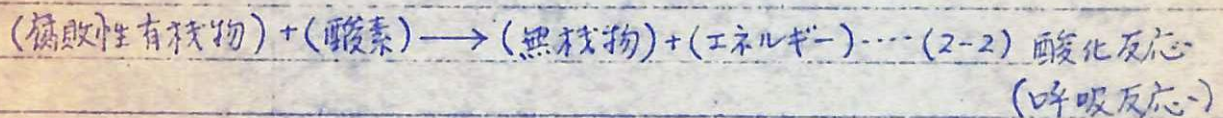
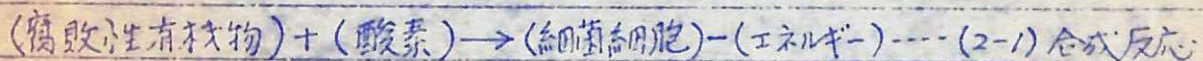
境川および逆川の流入地点は、上述した検討対象区域に入っており、またそれらの汚染負荷がもっとも高く、長良川本流の水質・底質に及ぼす影響を知るのに適切な対象と考えられたので、この地点(36km)より南濃大橋(約28km)の区間を対象に水質・底質の調査を昭和51年9月16日~17日に行なうことを計画した。しかしながら、9月8日~9日にかけて台風17号の先づ小雨あり、それによる大洪水が長良川を襲った。そのためやむを得ず延期し、現地調査は、状況が正常に復するのを待って11月4日に実施した。

2. 有機性汚染の特性

一口に水質汚染といっても、その水にはいろいろな形態がある。例えば、シアンなどの毒性物質による水質汚染では、原因物質が水生生物に対して致命的な悪影響を直接的に及ぼす。二水に対して腐敗性有機物による水質汚染はいちじるしく異なった特性を帯びている。二で腐敗性有機物とは、自然の力で容易に分解される有機物であり、動植物を構成する有機物、動物の排泄物などが代表例である。水質汚染一般論では、腐敗性有機物(易分解性有機物)に加えて難分解性有機物が問題になる。難分解性有機物とは、PCBで代表されるように、自然の力で容易に分解されず、長期間その形の形で環境に残留する有機物である。このように自然の力での分解性のみでも腐敗性有機物と難分解性有機物の間には明確な相違があるが、さらに前者が自然界で生産された有機物であるのに対して、後者は人為的に合成されたものであるという点の相違も環境に及ぼす影響からみれば重要である。すなわち、腐敗性有機物は生物由来の有機物であることから、生態系に馴染む物質であるが、難分解性有機物は近年に限り、高度の科学技術をもとにして人為的に生産された物質であり、生態系に馴染みにくい。この点の、PCBにみられるように、生物に対して直接的に毒性を示す物質として問題になる。したがって化学的

には有機物という同じ分類に入るものであるが、腐敗性有機物と難分解性有機物とは、環境に与える影響がいちじるしく異なるので、水質汚濁の議論を行う際には、対象原因物質が腐敗性有機物であるのか、難分解性有機物であるのか、明確にしておく必要がある。

図-2-1に示すように腐敗性有機物が水域へ流入したとき、この物質は好気性細菌が作用する。ここで好気性細菌にとって腐敗性有機物はその増殖や成長のための必須栄養物質である。すなわち、下記の式のように、好気性細菌



菌は腐敗性有機物を利用して、自らの細胞を合成する(合成反応)。このような合成を行うためにはエネルギーが必要になるが、そのエネルギーを獲得するため、細菌は腐敗性有機物を無機物に分解する(酸化反応)。好気性細菌が腐敗性有機物を利用した結果として出てくる物質は、結局、新しく合成された細菌細胞と無機物ということになるが、こうしてつくられた無機物のうちの窒素やリンはつぎに藻類(植物性プランクトン)の栄養として利用され、そこで藻類の生産がみられるようになる。このようにして生産された藻類は動物性プランクトン、あるいは魚、貝類の水生動物の栄養として利用される。藻類や水生動物が死ぬば、それは、腐敗性有機物として図-2-1に示す物質循環系の最初に戻ってくる。

図-2-1は水域でみられる典型的生態系であり、この系内では物質が絶えず循環している。また、このような継続的な物質流動があるからこそ、そこに細菌、プランクトン、魚貝類といった多様な生物が生存できている。したがって生物の立場から見れば、図-2-1に示す物質循環が正常であることが基本的かつ不可欠な条件となる。

このように生物の生存にとって不可欠な物質循環系において、図-2-1にみるように、腐敗性有機物は主要な構成要素となっている。実は、この臭ガリアン等の毒性物質と腐敗性有機物の本質的に異なるところである。つまり腐敗性有機物は、生物の生息する水域の必須要素と見るものであり、毒性生物のように

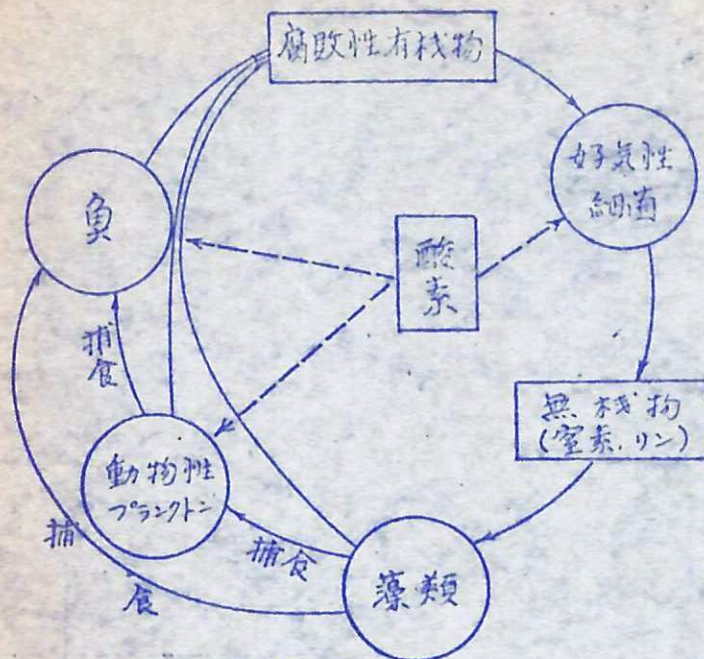


図-2-1

生物に対して直接悪影響を与えるような性質を有しているものではない。

しかしながら現実には腐敗性有機物を原因とする水質汚濁の事例は非常に多く、またそれによって大規模な被害が起っているのも事実である。それならば何故、実的に問題のない腐敗性有機物が汚濁原因物質になるのだろうか、この点についてつきと考察してみたい。

まずその問題は、図-2-1において、好気性細菌による腐敗性有機物の分解される過程で発生する。好気性細菌がどのように腐敗性有機物を利用するか、ということを示した式(2-1)、(2-2)から明らかのように、合成反応および酸化反応においては酸素が必要である。また、合成および酸化反応で利用される腐敗性有機物の量が增大すれば、それに比例してこれらの反応で消費される酸素の量が增大してくる。一方、ここで利用される酸素は水中に溶けている酸素(溶存酸素: Dissolved Oxygen, DO)に限定されるが、水に溶け込まず得る酸素には飽和濃度という限界があり、常圧、20°Cの状態では、1ℓの水中に酸素約9mgがその限界になる。このように水中には9mg/ℓ(9ppm)程度の酸素しか存在しているといふと、一方的に多量の腐敗性有機物が水域へ排出された場合、溶存酸素のすべてが消費されてしまう。こうして水中の溶存酸素が消

費されてしまえば、魚貝類は死滅し、生態系は完全に破壊されてしまう。なお、実際の水域では水面が大気と接触しているため大気中からの酸素供給がある。したがって実際の水域の溶存酸素を解析する際には、こうした酸素供給も当然考慮に入れておかねばならない。

水中の溶存酸素が欠乏した状態を嫌気性状態というが、水域が嫌気性になれば、溶存酸素が存在しているときに生育できる好気性細菌が死滅し、代って嫌気性細菌が優勢となり、これが腐敗性有機物の分解を司るようになる。好気性細菌による腐敗性有機物の分解最終産物は炭酸ガス、水、硝酸塩、硫酸塩といった安定した無機物であるが、嫌気性細菌による分解の産物には硫化水素など、悪臭の原因になるものが少くはない。また多量に発生した硫化水素は水中の鉄、マンガン等と反応して硫化物をつくり、水を黒濁させる原因となる。いずれにしても水域が嫌気性になれば、魚貝類が死滅するばかりでなく、水が黒濁し、悪臭を発生するようになり、生活環境としての水域の利用がいちじるしく阻害される。なお、このような状態になった川は一般に死の川と呼ばれている。

上述のように、腐敗性有機物による水質汚濁でオノに問題になるのは、腐敗性有機物の排出量と溶存酸素量とのバランスであり、また被害に直結するのは腐敗有機物そのものではなく、その分解に伴う溶存酸素の欠乏である。したがって被害との関連で問題になるのは、放流汚水中にどのような種類の腐敗性有機物がどれだけ含まれているか、ということよりも、その汚水が水域に放流されてどれだけの溶存酸素を消費するかが、ということが大事になってくる。BOD(生物化学的酸素要求量)はこのような問題を定量的に取り扱うのにもっとも適した水質指標である。

BODをもっとも単純に理解するためには、BOD試験を水域における腐敗性有機物の分解に伴う酸素消費のシミュレーション実験とみればよいと思う。

BOD試験では、溶存酸素を測定するとき以外には何らの薬品も使わない。

原理的には、調査水域から採取した水を20°Cの一定温度で5日間放置するだけであり、この間、試験用の瓶の中で、自然の水域内とほぼ同様の腐敗性有機物の分解とそれに伴う酸素消費が起っていると考えられている。

これまでの調査結果や実験結果によると、BODが10 mg/l以上になると、水域は嫌気性になり、また雑魚の生息できる程度に溶存酸素を欠乏させる

ために、BODを5mg/l以下に保持しなければならぬことがわかっている。これに対して通常、都市下水のBODは150mg/l程度であり、多量の都市下水を未処理のまま小河川に放流したのでは、その河川が嫌気性へ移行していくことは容易に理解されよう。

BOD試験を行う際、標準試験は5日間行われるが、理論的には1日間のBOD、2日間のBOD、……も考えられる。したがってこのような任意日数のBOD試験を行う場合には、混乱を避けるため1日間のBODはBOD₁、2日間のBODはBOD₂、……と書く。したがって標準のBODはBOD₅である。

腐敗性有機物の分解に伴う酸素消費の全体像を知るためには、分解が始まってから酸素消費が無くなるまでの全期間についての試験が必要になってくる。このような試験を行おうと、時間的な酸素消費の変化は図-2-2のようになる。

図-2-2は都市下水を試料として行なった試験結果であるが、20°Cで保存した場合、約10日目のところで曲線に段がつかってくる。

ここで曲線の勾配が不連続になる前半を第1段階、後半を第2段階と称する。

このように酸素消費過程が第1段階および第2段階に分かれる理由であるが、それはまず腐敗性有機物の分解に伴う酸素消費があり、ついで腐敗性有機物の分解によってつくられたアンモニア性窒素が亜硝酸性窒素、さらには硝酸性窒素に酸化されていくための酸素消費が起るためと考えられている。ただし、BODの測定では、その時に測定された酸素消費が腐敗性有機物によるものか、アンモニア性窒素の酸化によるものか、区別はできない。

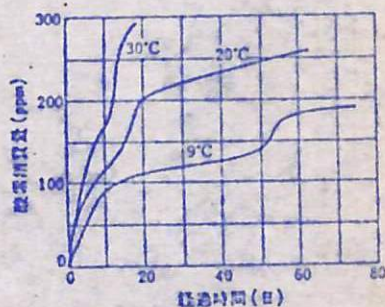


図 2-2 各種の一定温度における腐敗性有機物のBODの時間的変化 (Theriaultによる)

つぎにリンの問題は、富栄養化に関する問題として理解されているものである。この場合、直接的な原因物質は窒素およびリンであるが、これは図-2-1に示す、腐敗性有機物の分解産物に由来するものに加えて、発生源からの窒素、リンの直接排出も考慮に入れておかなければならない。

前述したように窒素、リンは藻類にとっては栄養となるものであり、もしこれらの栄養が水域に全く無ければ藻類は生育することはできない。水域内におお

栄養量とそこに生息する生物の量との関係をみてみると、栄養量が多ければ、それだけ多くの生物がその水域に生息している。すなわち、栄養水準の低い貧栄養水域に比較して、ある程度富栄養化した水域の生物生産性は高くなっている。しかし富栄養化に関して問題になってくるのは、生物の種類によってそれに適した栄養水準があるため、富栄養化するとその魚種などが変化すること、また、生物生産性の向上と関連してフコクトニ多量発生があり、これによって透明度の低下、水色の劣化が起り、美観が損傷されること、ほどである。とくに湖沼や閉鎖海域のように、水の滞留性が強い水域でこの種の問題が発生している。

最後に第3の問題は底質の悪化である。懸濁性の腐敗性有機物が水域へ放流されると、これが流水の緩むところに沈殿する可能性がある。また、溶解性の腐敗性有機物が放流された場合においても、式(2-1)に示すようにこれを栄養として好気性細菌が増殖する。そしてある程度の数に好気性細菌が増殖すると、これが凝集し、沈殿可能な形になる。さらに富栄養化した水域では大量に発生したプランクトンが水温等の環境条件の変化によって死滅すると、これも水底に沈殿するようになる。

水底に沈殿・堆積した物質が無機物であれば、水深が浅くなるといった物理的な問題が生じるだけであるが、腐敗性有機物を含む汚泥が堆積すると、第1の問題のところで述べたと同様、その分解に伴う酸素消費が問題になってくる。前述したように、水中の溶解酸素の変化を解析する際には、大気中から供給される酸素を考慮に入れるが、水深が大になるほど、大気から供給された酸素が底部にまで到達しにくくなる。このため、水底に堆積した汚泥の分解においては、酸素供給の条件が悪いから水の場合より、嫌気性の状態になり易い。したがって、腐敗性有機物を含む汚泥の堆積が進行すると、底層が嫌気性となり、底息生物に致命的影響を与える。また、嫌気性の分解過程において魚貝類に異味、異臭をつける物質が産生される可能性も高い。

以上、腐敗性有機物を中心に有機性汚濁の特性を系統的に整理し、問題点を明確にしたつもりであるが、以下では、このような考え方もとついで長良川を対象にした検討を進めていく。

3. 水質変化についての検討

1. で述べた検討対象水域(40kmより下流)内において、堰建設地裏および浚渫区域にもつと近く、かつ昭和39年から定期的な水質観測が行われているのは南濃大橋地裏(約28km地裏)および伊勢大橋地裏(約6km地裏)である。したがって、水質変化の検討はこれら2地裏を中心に行おう。

南濃大橋地裏は河口から約28kmにあり、計画では約30km地裏から浚渫を行おうとなっているので、この地裏は浚渫計画の最上流端付近になる。また、この地裏には海水その影響は及んでなく、さらに主要な汚濁源はこれより上流にある。したがって本地裏は、淡水域の最下流で、しかも主要な汚濁源の影響を評価できる観測点としての意義も大きい。

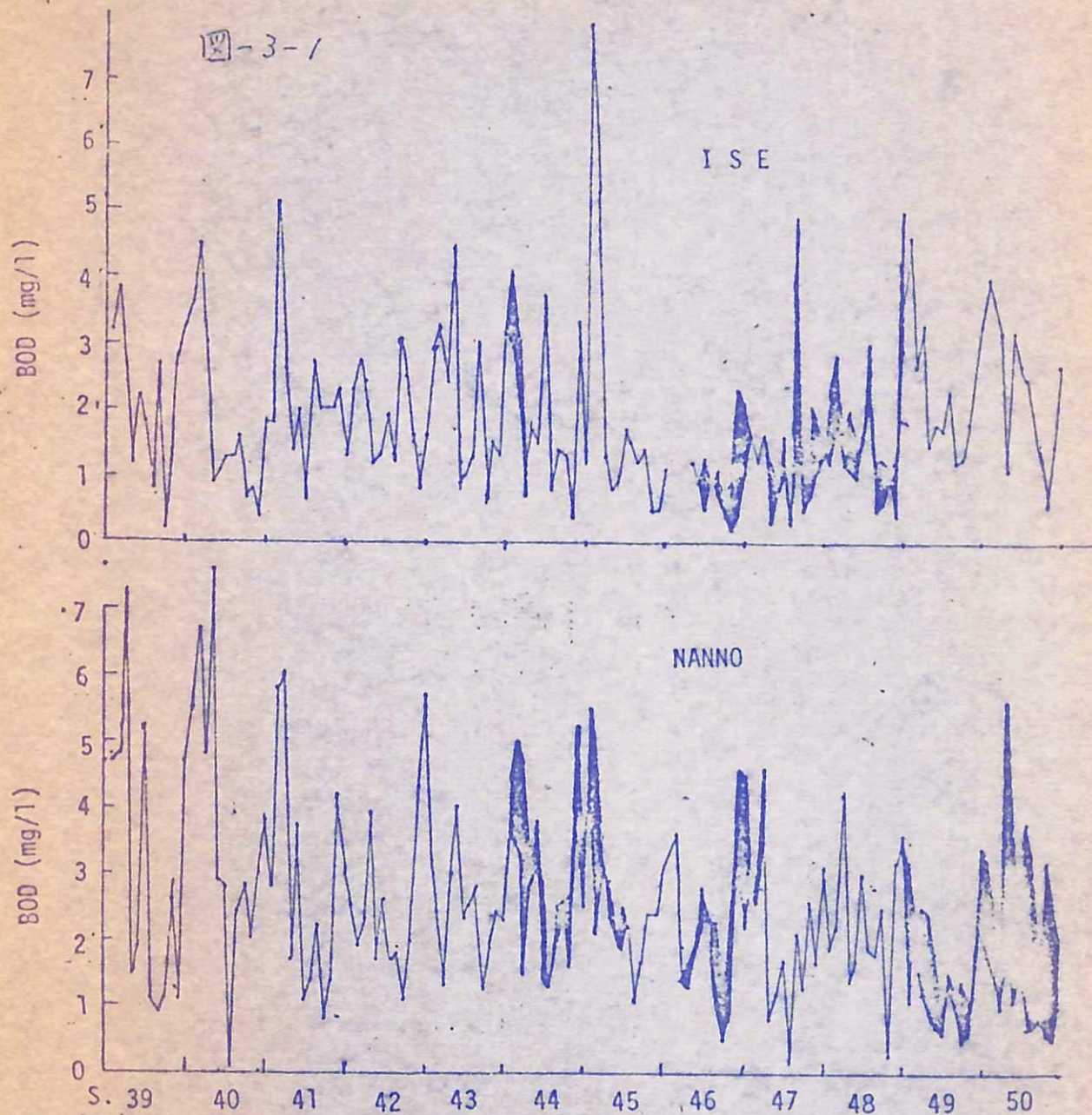
一方、伊勢大橋地裏は堰建設予定地の近傍にあり、また、潮時によっては海水の侵入がみられるところである。

水質変化を検討する際、対象とする水質項目が問題になるが、公害対策基本法にもとづく環境基準によれば、河川の場合、生活環境の保全に関する水質項目としてpH、BOD、溶存酸素(DO)、浮遊物質(SS)および大腸菌群があげられている。これらのうち長良川の水質特性からみてBOD、DO、SSがとくに重要であるので、これらを中心にして以下の検討を行おう。ただし、SSは富栄養化の関連が問題になるので、これについてはふたで改めて検討することにする。また、ここでは環境基準の水質項目以外であっても堰建設浚渫によっていちじるしく変化しそうな水質項目があれば、それも検討の対象とする。

水質汚濁に係る環境基準としては上記生活環境のそれに加えて、人の健康に係る環境基準があり、水質項目としては、シアン、アルキル水銀、有機リン、カドミウム、鉛、クロム(六価)、ヒ素、総水銀、PCBがあるが、これらは生活環境の項目と異なり、発生源が工場事業場に限定され、これらの水質項目が問題になるようなことがあれば、直ちに発生源で対応すべきであるので、ここでの検討からは除外した。

(a) BODについての検討

図-3-1は、南濃大橋および伊勢大橋において、昭和39年から昭和50年までの12年間にわたり、毎月測定されたBODの結果(水質年表:建設省)をプロットしたものである。南濃大橋において、昭和44、45、46、47、49および50年度では同一月にBODが2~3回測定されている。このためこれらの測定値の最



小値および最大値を図にプロットし、その間を黒く塗りつぶしてある。

図-3-1から明らかのように、両地奥のBOD値はともに大幅に変動しており、年
 的变化の傾向がつかみにくい。そこでこのような場合の大局的な年変化を
 知るための統計的手法として一般に用いられている一年間の移動平均を計算し、
 その結果を図-3-2に示す。ここで、図-3-2に示す一年間の移動平均は、
 例えば昭和39年1~12月の一年間のBOD平均値を示し、それを昭和39年6月
 の移動平均値、また昭和39年2~12月および昭和40年1月の一年間のBOD平
 均値を求め、それを昭和39年7月の移動平均値、以下同様にして求めてい

たものである。

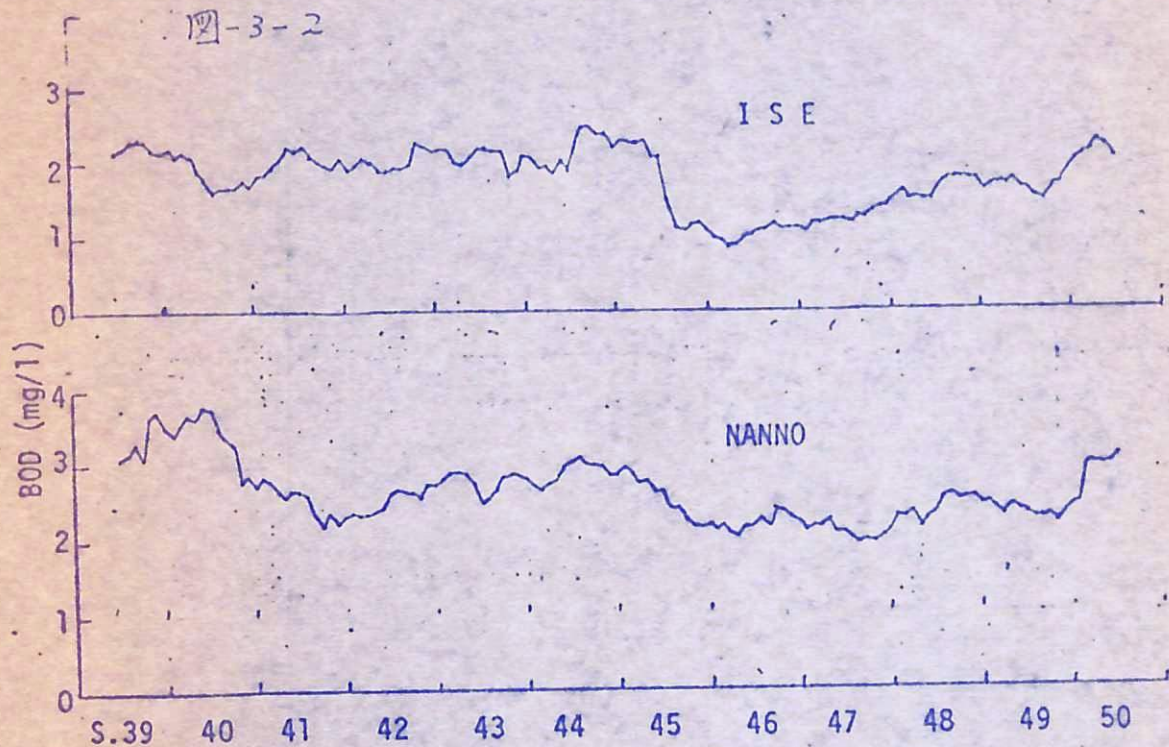


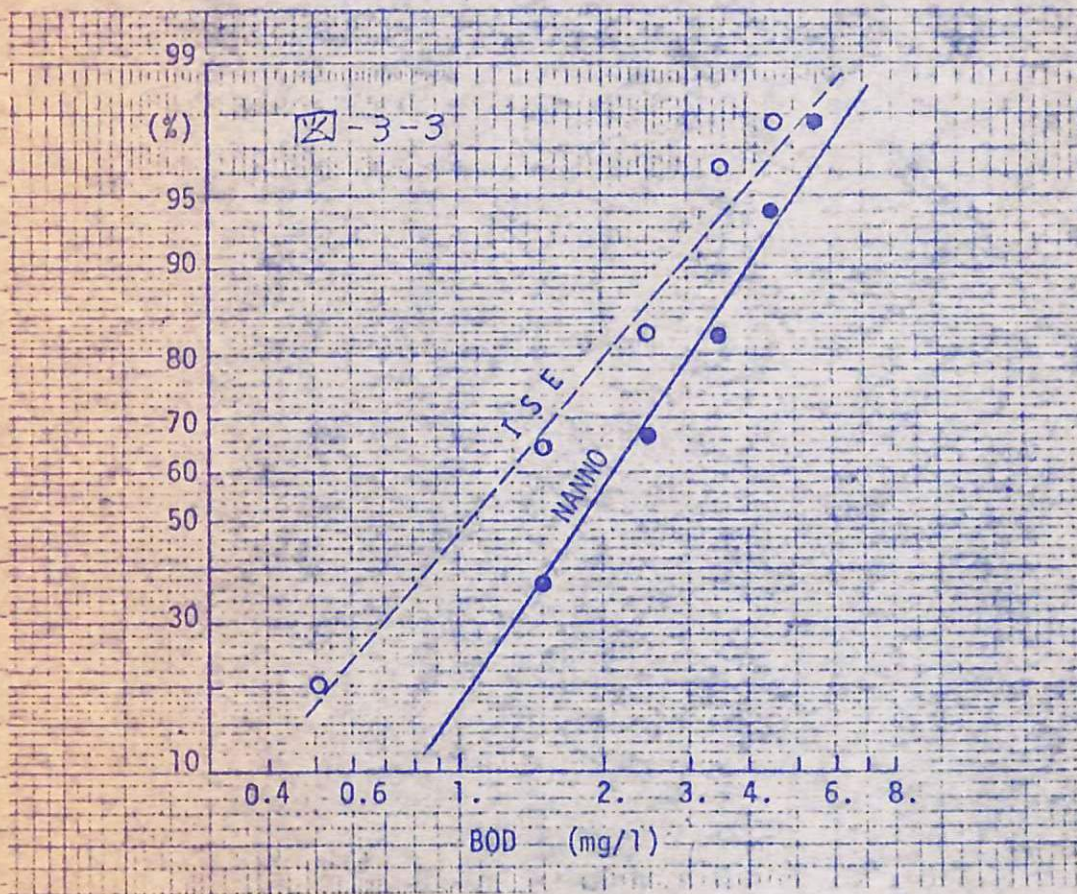
図-3-2に示す南濃大橋BODの移動平均については、昭和39年から昭和40年にかけて多少高い値がでていますが、全体としては全年的にほとんど変化していないとみる事ができる。一方伊勢大橋においては、昭和45年後半からBODの移動平均値が低下し、その傾向は昭和49年頃まで続いている。しかし、南濃大橋ではこのような傾向が認められていないのに、どうして伊勢大橋では認められるのか、ということについてはこれらの資料からは判断できない。

水域のある地元のBOD値は、汚濁源から排出されるBOD負荷、排出の時間的変動、河川の流速、流量、放流汚水の拡散特性、腐敗性有機物の分解特性など多種多様な要素に支配されている。また、逆に水域のある地で測定されたBOD値は上記の諸要素の影響を集積したものとみる事ができる。したがって、時々刻々どのような値のBOD値が水域のある地で生起するかと、いうことを関連する諸要素のすべてを積みあげて推定することは極めて困難である。

いずれにしても図-3-2の移動平均をみると、細部については前述のような全年的変化が認められるが、これも長年月を対象にしたときにみられる一

つのBOD発起特性であると考えることができる。そこで昭和39~50年の全BOD測定値を母集団としてその発起特性を解析すれば、この12年間に測定された個々のBODが持っている発起特性を総合的に把握することができるものと考えらる。

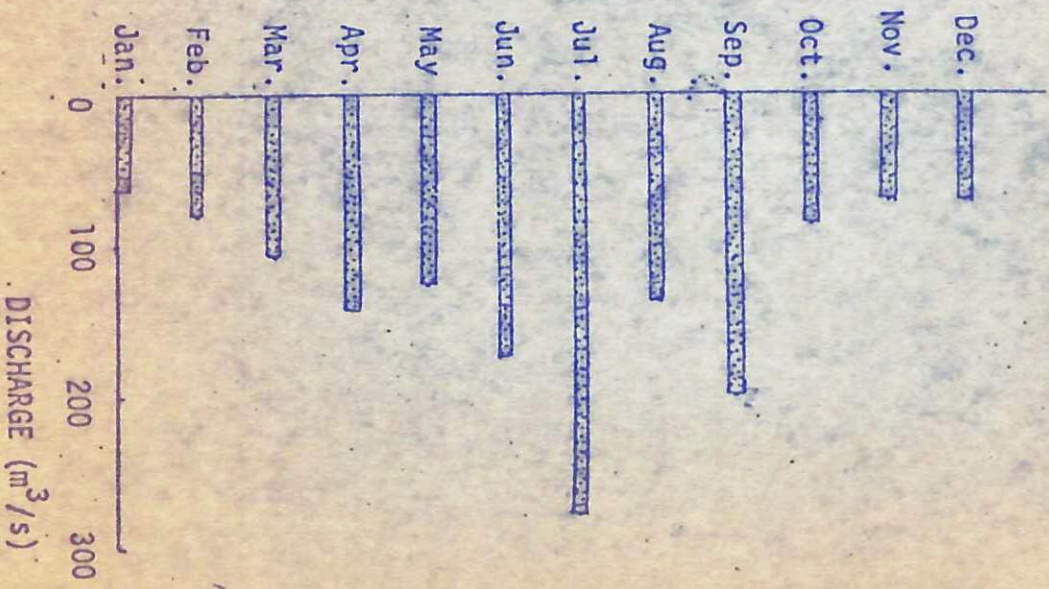
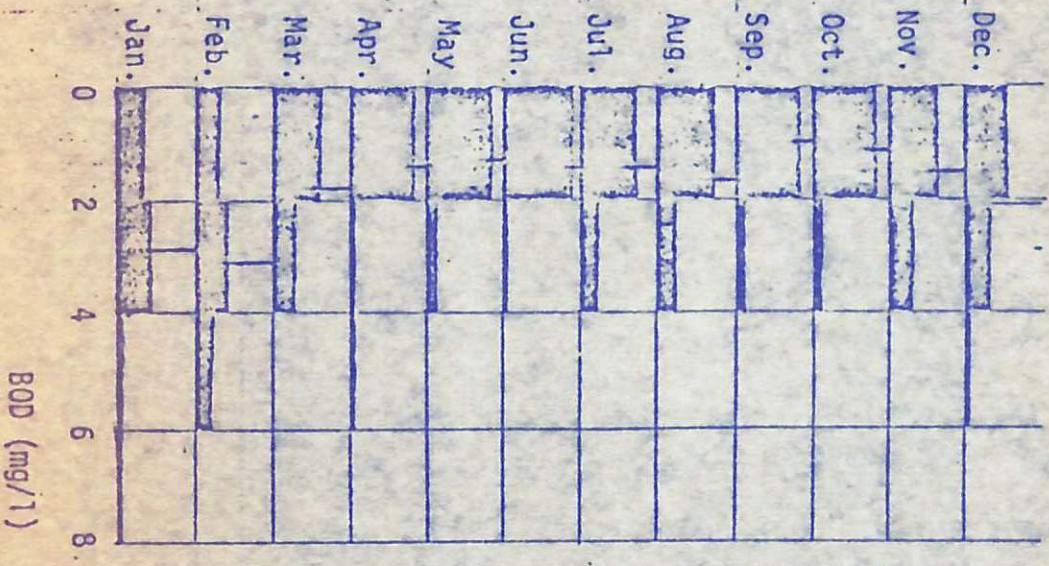
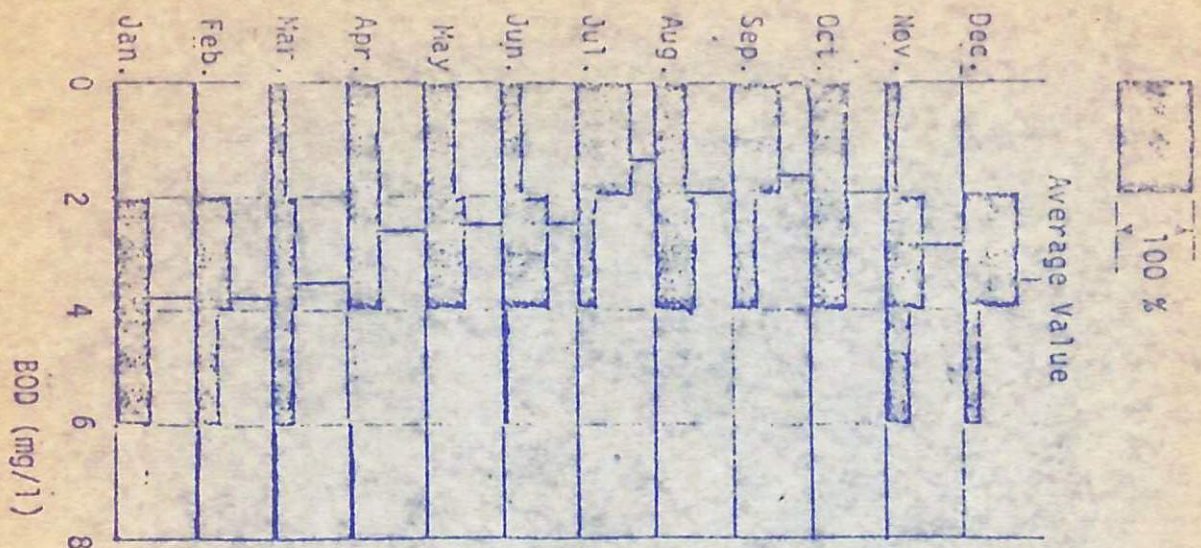
このような考えから、昭和39~50年の全BOD測定値(図-3-1)のそれぞれのBOD値が測定される度数の分布を求め、さらにそれを累積度数に直して、対象確率紙にプロットすると図-3-3が得らる。図-3-3において、横軸はBOD値(対数目盛)、縦軸は累積度数(%)である。南濃大橋の



場合、BOD 2(mg/l)以下が発起する(測定される)確率は約58%、あるいは全測定値の約58%が2(mg/l)以下になることを示す。

以上は昭和39~50年という12年間を通じてのBODの変化であるが、年間についてみると、河川流量には規則性変動があるが通例であり、一般に梅雨時の流量が豊富であるのに対し、冬季の流量は小さい。

図-3-4の左および中央は昭和39~48年の10年間における南濃大橋および伊勢大橋地域のBOD測定値を月別に区分し、それぞれ月における濃度



12-3-4

測BODの度数分布を示したものである。また同時に平均値(Average Value)も示してある。右の図は同じ10年間に於ける墨張地奥の流量の月別平均値を棒グラフで示したものである。これらの図を比較すると、流量の大きい時期のBOD値は低く、また低流量時のBOD値は高くなっており、その傾向は流量変化の影響を受け易いと流の南濃大橋地奥のBODで顕著である。

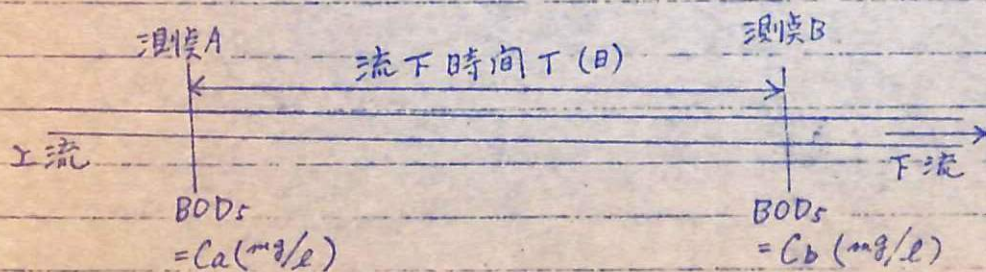
このようなことが、図-3-3に示すBOD値の生起特性は、年間についてみれば、流量変化に応じた規則的変動を示すものとして以下の解析を進めたい。

図-3-3に示す度数分布を厳密に解釈すれば、昭和39~50年間のBOD度数分布ということになるが、上述の議論のように年間のデータに規則性があることから、これらのBOD度数分布を年間の代表的なBOD度数分布(BOD生起特性)とみることができよう。

このような考え方をすれば、図-3-3から南濃大橋の年間平均BODは 1.8 mg/l (累積度数50%に相当)、また、環境基準に定められているBOD 3 mg/l 以上になるのは年間約21%(約77日)と推定することができる。

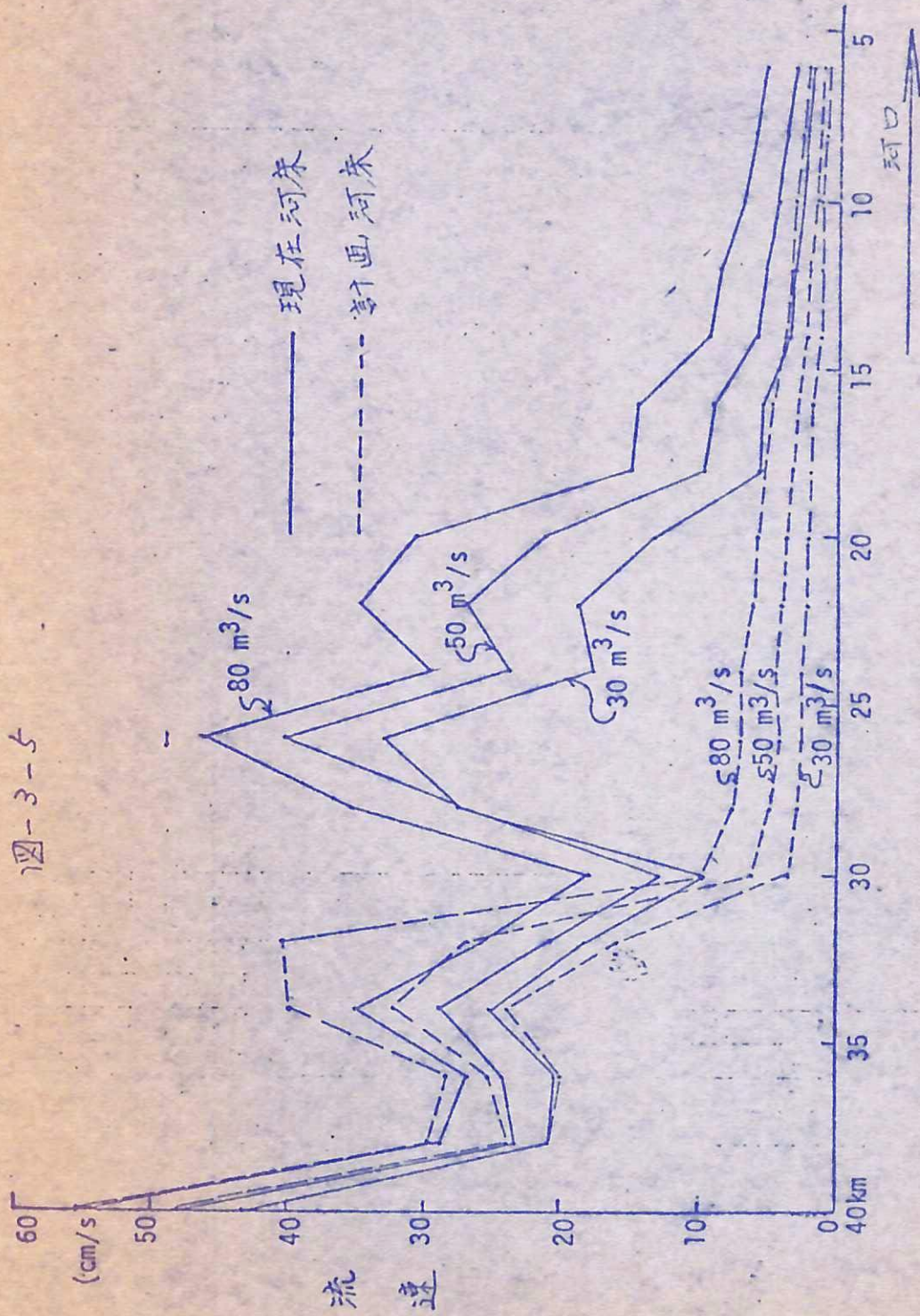
上で述べたように、腐敗性有機物は水域内で生物化学的に分解される。このような分解作用は水域の持つ生物化学的自浄作用として理解されている。また、腐敗性有機物に対する生物化学的自浄作用を解析していく際には、水質指標としてBOD₅がとらえることが通例となっているので、BOD₅に注目して、南濃大橋—伊勢大橋間の生物化学的自浄作用の効果をつぎに検討してみる。

いま下図に示すような河川の上流に測点A、下流に測点Bをとり、それぞれ地奥



でBOD₅を測定し、測点Aでは C_a (mg/l)、測点Bでは C_b (mg/l)の値が得られたとする。なお、(mg/l)はppmとみてよい。さらに、測点A—B間の流下時

圖-3-5



間は T (日)とすると、次式が成立する。²⁾

$$C_b = C_a \cdot 10^{-k_1 T} \quad (3-1)$$

ここで、 k_1 は BODs の減少速度定数であり (1/日) の単位をもつ。
式(3-1)を変形すれば次式が得られる。

$$k_1 = \frac{1}{T} \log C_a / C_b \quad (3-2)$$

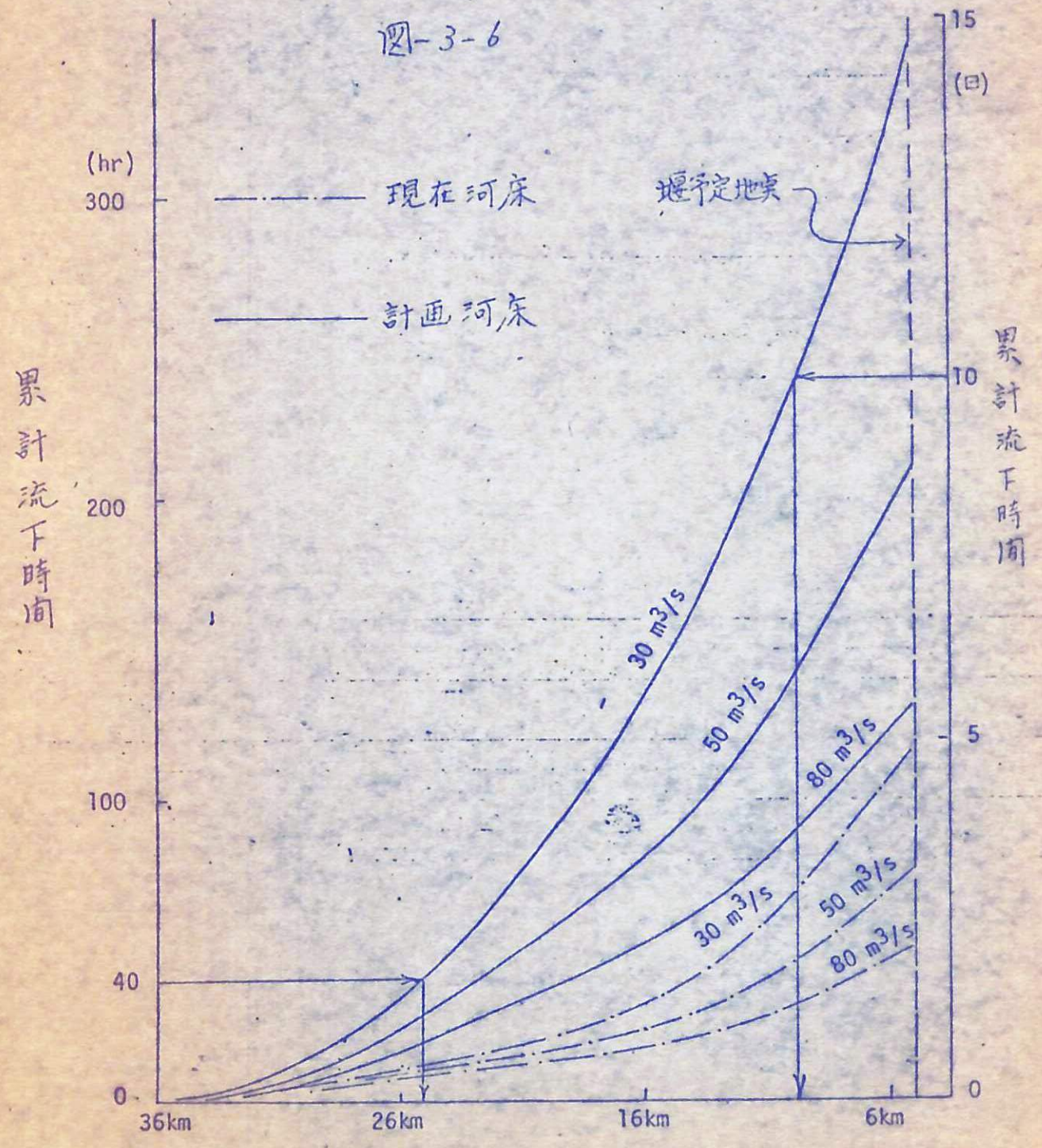
式(3-2)から明らかのように、測定点 A および B で BODs を測定して、 C_a および C_b を求め、さらに流下時間 T を測定すれば、計算から BODs の減少速度定数を求めることができる。

まず、流下時間 T であるが、これは河川流量によって変化してくる。昭和 51 年 7 月 23 日付で水資源開発公団長良川河口堰建設所から送付された鑑定資料 20「長良川下流部の各地点平均流速」では、長良川下流部の流量が 30、50、80 m^3/s のとき、現在河床および浚渫計画河床の場合について、河口より 40 km ~ 6 km の範囲の各点における流速が計算されている。これを図 3-5 に示すと、図 3-5 のようになる。なお、上記の流量 30、50、80 m^3/s はそれぞれ濁水、低水、平水流量の近傍に相当する。また、現在河床の場合、河口堰が近いから、潮汐によって流速が変化するのはであるが、ここでは平均的な流速を知る目的から潮汐変化を無視して計算してある。

図 3-5 から、現在河床と計画河床の場合を比較したときの相違の特徴としては、第 1 に河口より 30 ~ 40 km 間においては流速にいちじるしい相違が認められないこと、第 2 に 30 km より下流では計画河床の場合の流速が現在河床の場合に比較していちじるしく減少すること、が指摘される。

つぎに、河川水の流下の状況をより明確に知るため、図 3-5 に示す各地点の流速がその地点より下流 2 km まで同一とし、2 km を流速で除して流下時間を求め、36 km 地点を原点として 2 km ごとの流下時間を累計していくと、図 3-6 が得られる。ここで 36 km 地点を原点にとつたのは、これより上流では現在河床および計画河床の場合においてほとんど流速に相違がなく、また支川中最大の汚濁源となっている境川、逆川が 36 km 地点で流入している

圖-3-6



累計流下時間

累計流下時間

からである。

図-3-6において、横軸は河口からの距離、また縦軸は累計の流下時間(時間または日単位)を示している。例えば計画河床で、 $30\text{ m}^3/\text{s}$ の場合についてみると、36 kmで流入した汚水は40時間後に25 km地奥へ到達し、さらに10日以後には約10 km地奥に到達していることがわかる。

現在河床の場合と計画河床の場合と比較してみると、図-3-5においても指摘したように、30 kmより下流において相違がいちじるしくなっており、いずれの流量に対しても計画河床の場合の方が現在河床の場合より流下時間が数倍長くなっている。

注目した6ヶの条件のときの36 km地奥から堰予定地奥までの流下時間および南濃大橋—伊勢大橋間の流下時間を図-3-6から読みとると、表-3-1のようになる。

表-3-1 流下時間の推定結果

	現在河床			計画河床		
	$30\text{ m}^3/\text{s}$	$50\text{ m}^3/\text{s}$	$80\text{ m}^3/\text{s}$	$30\text{ m}^3/\text{s}$	$50\text{ m}^3/\text{s}$	$80\text{ m}^3/\text{s}$
36 km	110時間	70時間	46時間	322時間	195時間	122時間
堰	4.6日	2.9日	1.9日	13.4日	8.1日	5.1日
南濃大橋	98	60	38	302	182	113
伊勢大橋	4.1日	2.5日	1.6日	12.6日	7.6日	4.7日

式(3-2)からBOD₅の減少速度定数を求めるには、つぎに上流地奥、下流地奥のBOD₅が必要である。そこで上流地奥として南濃大橋、下流地奥として伊勢大橋を選定し、図-3-3に示すBOD₅の測定資料を利用する。

表-3-1には流量 30 、 50 、 $80\text{ m}^3/\text{s}$ のときの流下時間が推定してあるが、これらの流量がそれぞれ渇水、低水、平水流量、すなわち $\frac{35\text{日}}{365\text{日}} \times 100 \approx 9.6\%$ 、 $\frac{295\text{日}}{365\text{日}} \times 100 \approx 81.1\%$ 、 $\frac{185\text{日}}{365\text{日}} \times 100 \approx 50.7\%$ の超過確率をもつ流量に相当している。したがってBOD値の変化が主として流量によるものと仮定すれば、流量と水質とは逆比例の関係にあるので、渇水流量に相当するBOD値としては図-3-3から9.6%の非超過確率に相当する値をとればよいことになる。こうして渇水、低水、平水時のBODを想定すると、表-3-2のようになる。

表-3-2. 濁水, 低水, 平水時のBOD推定値およびBOD減少速度定数(現況)

	濁水時	低水時	平水時
南濃大橋地奥BOD	6.0 (mg/l)	2.8 (mg/l)	1.8 (mg/l)
伊勢大橋地奥BOD	4.8 (mg/l)	1.8 (mg/l)	1.1 (mg/l)
BOD減少速度定数, k_1 (1/日)	0.024	0.077	0.134

以上で, 式(3-2)からBOD減少速度定数を求めるのに必要な資料が揃ったので, 二水らの資料を式(3-2)に代入し, 濁水, 低水および平水時の k_1 を推定すると, 表-3-2最下欄に示す値が得られた。

通常の都市下水が河川に放流された場合の k_1 は0.1 (1/日)(20°C)と考えられており, 平水時の値はほぼこの水準にあるが, 低水時とくに濁水時の値はこれを大きく下回っており, 平水時の約1/5である。

こうした k_1 の相違は, 濁水, 低水, 平水時の水質が相違し, 腐敗性有機物の内容も異なっていることに最大の原因があるものと考えられる。一方, 南濃大橋地奥は図-3-5から明らかのように, 現在河床と計画河床の場合とで, 流況に大きな相違がないので, この地奥の水質条件は計画実施後においても変化しないと思われることができる。

P16

したがって, 表-3-2に示す南濃大橋地奥のBOD値およびBOD減少速度定数, さらに表-3-1に示す計画河床の場合の流下時間を利用すれば, 式(3-1)により堰建設・浚渫実施後の伊勢大橋BODを表-3-3のように推定できる。

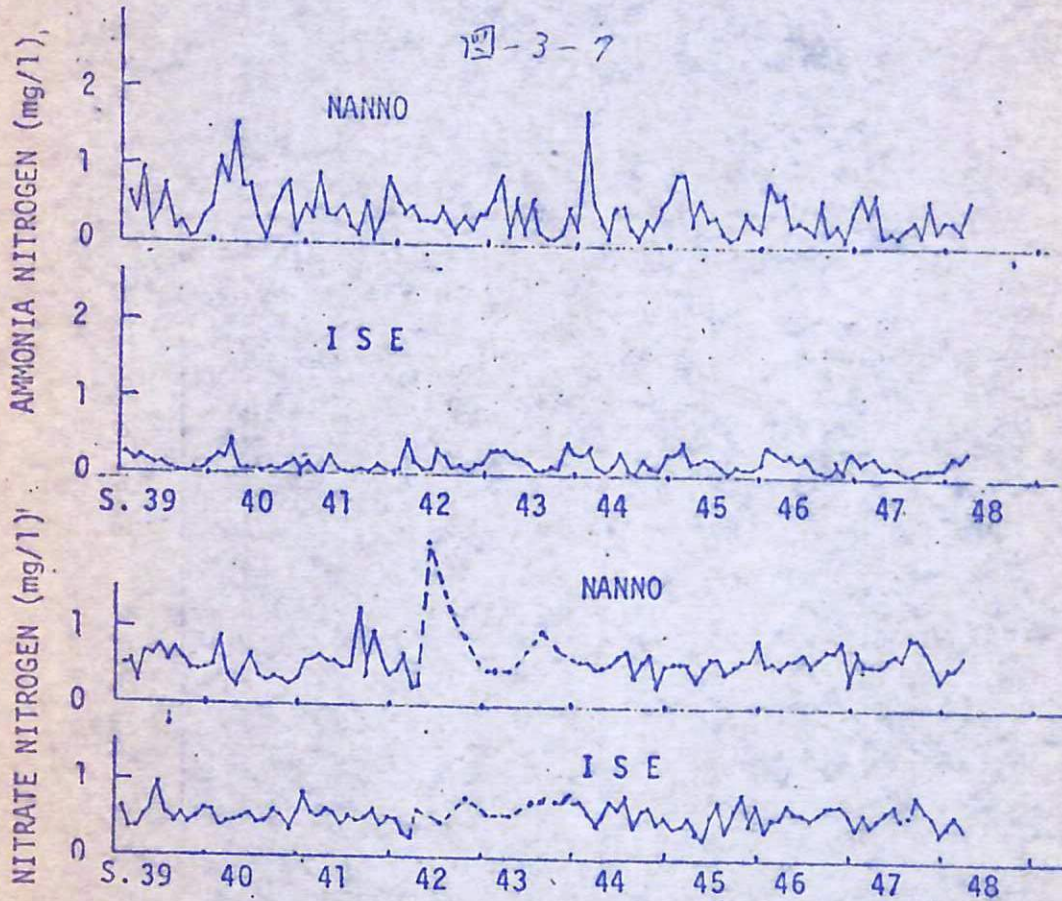
表-3-3. 堰建設, 浚渫後の伊勢大橋地奥BOD推定値および現在のBOD推定値 (mg/l)

	濁水時	低水時	平水時
堰建設・浚渫後	3.0	0.7	0.4
現・況	4.8	1.8	1.1

表-3-3に示す堰建設・浚渫の計画を実施した後のBODおよび現況のBODと比較してみると, 前者がほぼ1/5低い値を示している。これは流下時間が長くなるれば, 腐敗性有機物の分解がそれだけ十分に行われるためと理解される。

(b) アンモニア性窒素・硝酸性窒素についての検討

図-3-7は図-3-1と同一の試料についてアンモニア性窒素および硝酸性窒素を測定した結果(水質年表:建設省)である。 図-3-7から図-3-1と同



様に全測定値を母集団と考へて、累積度数分布を求めると、図-3-8,9のようになる。こうして得られた図-3-8,9から表-3-2と同様にして、渇水時に対する97%非超過値、低水時に対する95%非超過値、平水時に対する5%非超過値を求めてみると、表-3-4のようになる。

表-3-4 南濃大橋および伊勢大橋地点におけるアンモニア性窒素・硝酸性窒素の推定値(現況)

	アンモニア性窒素 (mg/l)		硝酸性窒素 (mg/l)	
	南濃	伊勢	南濃	伊勢
渇水時	1.7	0.8	0.98	
低水時	0.55	0.25	0.65	
平水時	0.3	0.14	0.53	

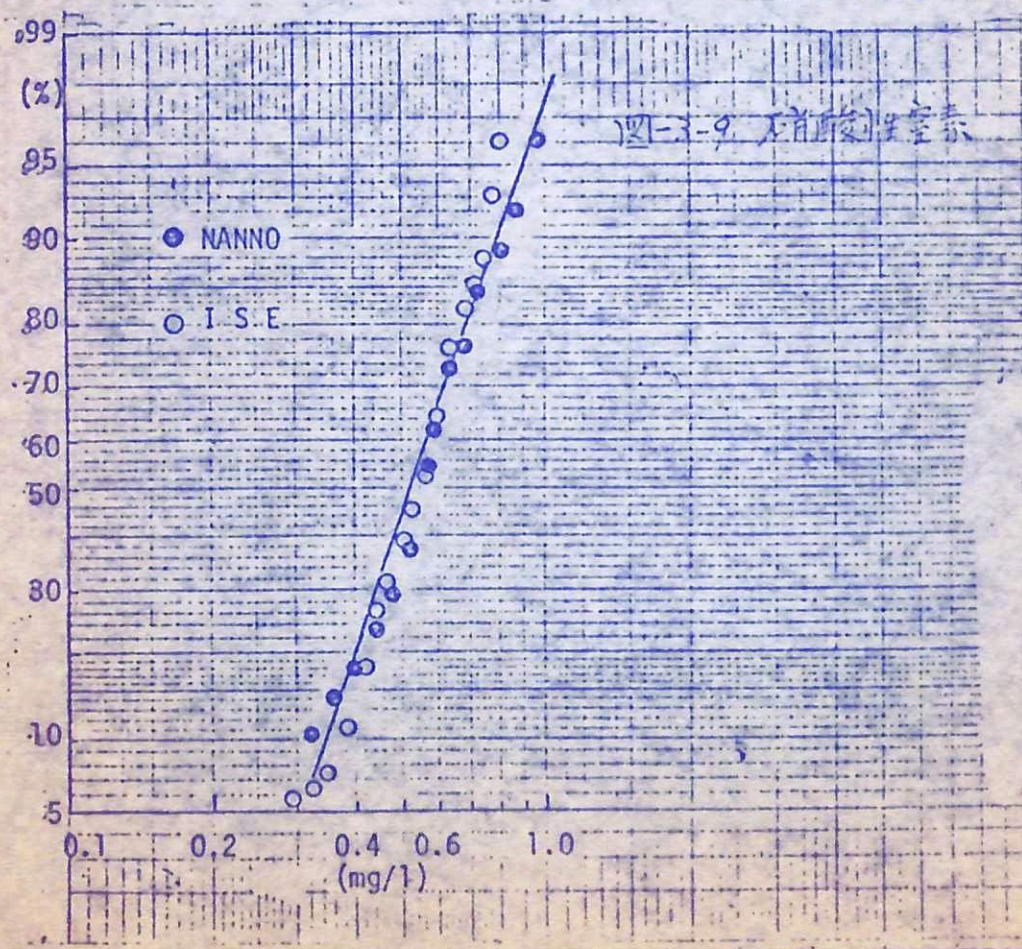
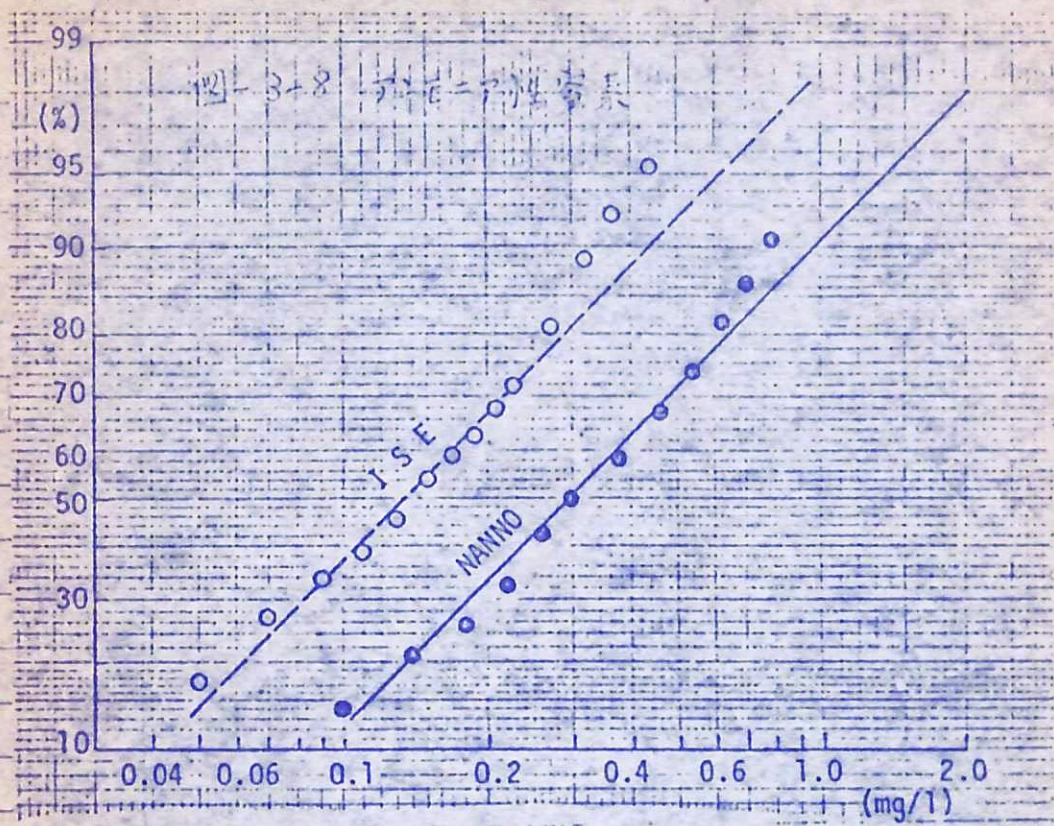


表-3-4に示す南濃大橋および伊勢大橋地奥のアンモニア性窒素を比較して明らかのように、下流の伊勢大橋地奥の値の方が低くなっている。したがってこの間においてはアンモニア性窒素の酸化が行われ続けているものと考えられる。また、アンモニア性窒素が酸化されていけば、最終的に硝酸性窒素になるから、アンモニア性窒素の酸化が起っていれば、その濃度は低下し、また、その低下の分だけ硝酸性窒素が増加するはずであるが、表-3-4に示す二地奥の硝酸性窒素とは明確な相違が認められない。これは測定精度に問題があるものと考えられる。

いずれにしてもアンモニア性窒素は明らかに低下しているから、これに注目して以下の検討を行おう。

流下にもなうBODの減少を示す式(3-1)は一次反応式と見做し、一般の化学反応における濃度の変化を示す式として広く利用されている。そこでアンモニア性窒素の減少に関して式(3-1)が成立するとすれば、式(3-2)を用いて、 C_0 にアンモニア性窒素の測定値を代入すれば、BODの場合の表-3-2と同様にして、アンモニア性窒素の減少速度定数(k_N)を求めることが出来る。このよう計算を行った結果を表-3-5に示す。さらに、表-3-3と同様にして、南濃大橋のアンモニア性窒素濃度は不変として、計画実施後の伊勢大橋におけるアンモニア性窒素濃度を推計してみると表-3-5下欄のようになる。

表-3-5. アンモニア性窒素の減少速度定数(k_N)と計画実施後の伊勢大橋地奥における推定値

	渇水時	低水時	平水時
アンモニア性窒素減少速度定数 k_N (1/日)	0.08	0.13	0.21
計画実施後の伊勢大橋におけるアンモニア性窒素濃度 (mg/l)	0.17	0.06	0.03

表-3-5に示す計画実施後の伊勢大橋におけるアンモニア性窒素濃度についてみると、それは現況と比較して非常に低くなっており、渇水時には0.17 mg/l である。

(C) 溶存酸素についての検討

ここでは腐敗性有機物による水質汚濁で重大な問題となる酸素消

費について検討を行おう。

表-3-2に示すように現状でも南濃大橋—伊勢大橋の間でBODの低下が認められる。このことはその間で腐敗性有機物の分解が進み、それに伴って溶存酸素が消費されていることを意味するものである。

水理公式集²⁾によれば、腐敗性有機物を含む汚水が河川に放流されたときの河川内溶存酸素分布を表わす式として次式が示されている。

$$\frac{\partial D}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 D}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 D}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 D}{\partial z^2} - v \frac{\partial D}{\partial x} + K_1 L - K_2 D - d \quad (3-3)$$

ここで L : 最終BOD (mg/l), t : 時間 (日), D_x, D_y および D_z : 流下方向 (x), 河川横断方向 (y) および水深方向 (z) の拡散係数 ($m^2/日$), v : 河川の平均流速 ($m/日$), K_1 : BODの減少速度係数 ($1/日$), K_2 : 再ばっ気係数 ($1/日$), $D = (C_s - C)$: 溶存酸素不足量 (mg/l), C_s : 溶存酸素飽和濃度 (mg/l), C : 溶存酸素濃度 (mg/l), d : 光合成による酸素生産率 (mg/l/日)。

水質および水流状態が時間的に変化することがなく、また、水質は河川横断面で均等であるという、一つの安定した状態について考えれば、式(3-3)は次式のように簡略化される。

$$v \frac{\partial D}{\partial x} = K_1 L - K_2 D - d \quad (3-4)$$

式(3-4)において右辺第1項は腐敗性有機物の分解による酸素消費、第2項は大気中から河川水への酸素供給(再ばっ気)、第3項はその水域に生息する藻類の光合成による酸素生産を示している。

南濃大橋—伊勢大橋間の溶存酸素変化を解析する際、ここで改めて検討するが、現状では藻類の多量発生は認められないから、現在河床の場合の解析では、第3項を無視できる。一方、計画河床の場合には、夏季の渇水期に藻類多量発生の可能性もある。しかし藻類発生量の定量的予測は現状階では困難である。ただ藻類による酸素生産は溶存酸素濃度を高めることになり、これを無視しても安全側の推定を行おうことになり、以下では藻類による酸素生産はすべて無視することにした。

さらに酸素消費に関しては流下時間が長くなった場合、 $A \cdot E = A$ 性窒素の酸化による酸素消費の問題になる。

前述したように、BODの変化から腐敗性有機物の分解による酸素消費とアンモニア性窒素の酸化による酸素消費を分離することは困難であるが、この場合も安全側の推定を行う目的から、BODの変化はすべて腐敗性有機物の分解による酸素消費量の変化によるものとし、これと全く別トアンモニア性窒素による酸素消費はアンモニア性窒素の変化に対応するものとして以下の推計を進めることにする。

このような推計方法を整理し、式(3-4)に対応させて示すと次のようになる。

$$\left[\text{溶存酸素変化量} \right] = \left\{ (\text{BODの減少による酸素消費量}) + (\text{アンモニア性窒素の酸化による酸素消費量}) \right\} - \left[\text{両地間の酸素供給量} \right] \quad (3-5)$$

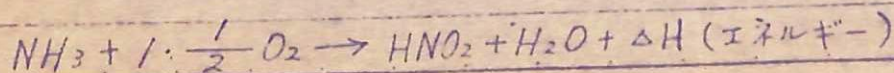
式(3-5)の(BODの減少による酸素消費量)を計算すると、BOD₅は5日間の酸素消費量であり、ある水の持っている酸素消費の全ポテンシャル(潜在能力)を示すものであるため、二地間のBOD₅が分かっているとしてもその差をもってその両地間の酸素消費量とすることはできない。このような場合にはオノ段階の酸素消費の全ポテンシャルに相当する最終BODをまず求めねばならない。ここで最終BODとは図-2-2に示すオノ段階の全酸素消費量とみてよい。

都市下水について実験を行なった結果では、BOD₅と最終BODとの比(BOD₅/最終BOD)が0.7~0.8とほっている。長良川下流域の汚濁も都市下水が主と考えらるので、(BOD₅/最終BOD)比を0.8にとると、表-3-2に示す南濃大橋、伊勢大橋のBOD₅を0.8で除すことにより、最終BODが求まる(表-3-6)。

表-3-6. 南濃大橋および伊勢大橋地間の最終BODおよび酸素消費量の推定値(現況)

	渇水時	放水時	平水時
南濃大橋最終BOD (mg/l)	2.5	3.5	2.3
伊勢大橋最終BOD (mg/l)	6	2.3	1.4
両地間の酸素消費量 (mg/l)	1.5	1.2	0.9

表-3-4に示すように、南濃大橋—伊勢大橋間で0.16~0.9 mg/l程度のアンモニア性窒素の減少がある。そこでアンモニア性窒素が酸化される過程を次式のように単純に考えれば、1 mgのアンモニア性窒素が石炭酸窒素まで酸化されるためには約4 mgの酸素が必要であることがわかる。





したがって表-3-4に示すようなア-エ=アノ生窒素の変化がある場合、消費される酸素は次表のようになるものと推定される。

表-3-7. ア-エ=アノ生窒素の酸化による酸素消費量の推定値(現況)

	濁水時	低水時	平水時
両地実間の酸素消費量(mg/l)	3.6	1.2	0.6

南濃大橋—伊勢大橋間の全酸素消費量は表-3-6および7に示す値を加算して、表-3-8のようなものと推定される。

表-3-8. 南濃大橋—伊勢大橋間の推定全酸素消費量(現況)

	濁水時	低水時	平水時
全酸素消費量 (mg/l)	5.1	2.4	1.5

一方、再びつぎによる酸素供給の推計に関しては、図-3-5に示す濁水、低水、平水時の流速の推定値および流速推定の際に用いた水深、河床勾配の資料があるので、これらを利用できる O'connor-Dobbins の式⁶⁾を用いることにした。

O'connor-Dobbins によって導かれた再びつぎ反応係数の式は以下のようになる。

(i) 水深が 5ft (約 1.5m) 以下の場合:

$$k_2 = \frac{480 D_L^{1/2} S^{1/2}}{H^{5/4}} \quad (3-6)$$

(ii) 水深が 5ft 以上の場合:

$$k_2 = \frac{127 (D_L U)^{1/2}}{H^{3/2}} \quad (3-7)$$

ここに、 k_2 : 10 日底とする再びつぎ反応係数(1/日), D_L : 分子拡散係数(呎²/日), S : 河床勾配(呎/呎), H : 平均水深(呎), U : 平均流速(呎/日)

式(3-6), または式(3-7)を用いて推定計算を行なう前に、現在河床の場合について得られている資料からこれらの式の精度をチェックしてみる。

いま、南濃大橋地点および伊勢大橋地点の溶存酸素不足量をそれぞれ D_1 , D_2 (mg/l)、また、表-3-8に示す両地点間の全酸素消費量を E とすると、式(3-5)はつきのように書き改められる。

$$D_2 - D_1 = E - (\text{両ばっ気による酸素供給量}) \quad (3-5)'$$

式(3-5)'の両ばっ気による酸素供給量は式(3-4)に示すとおり、 $K_2 D$ と表わすことができるから、 $D = (D_1 + D_2)/2$ と置けば、結局、次式が誘導される。

$$D_2 - D_1 = E - K_2 \Delta t (D_1 + D_2)/2 \quad (3-5)''$$

したがって、

$$K_2 = \frac{E - \Delta D}{\Delta t (D_1 + D_2)/2} \quad (3-8)$$

ここで K_2 は e を底とする両ばっ気反応係数、 $\Delta D = (D_2 - D_1)$ 、また Δt は両地点間の流下時間(日)である。

図-3-10は昭和39~50年間の南濃大橋および伊勢大橋における溶存酸素飽和率の測定結果(水質年表:建設省)である。ここで溶存酸素飽和率とは測定時の水温に対する溶存酸素飽和濃度(C_s)を求め、それと測定溶存酸素濃度(C)を除し(C/C_s)、百分率で表わしたものである。

BOD、アンモニア性窒素および硝酸素窒素の場合と同様、溶存酸素飽和率の全データを統計的に整理し、累積度数分布(図-3-11)を求め、ついで、濁水、低水、平水時に対応する値を読みとると表-3-9のようになる。ただし、この場合流量が減少し、BOD値が上昇するにつれて、酸素飽和率は減少するから、BOD、アンモニア性窒素の場合とは逆に、97%、75%、51%の超過確率に相当する値を図-3-11から読みとり、それぞれ、濁水、低水および平水時の溶存酸素飽和率としている。

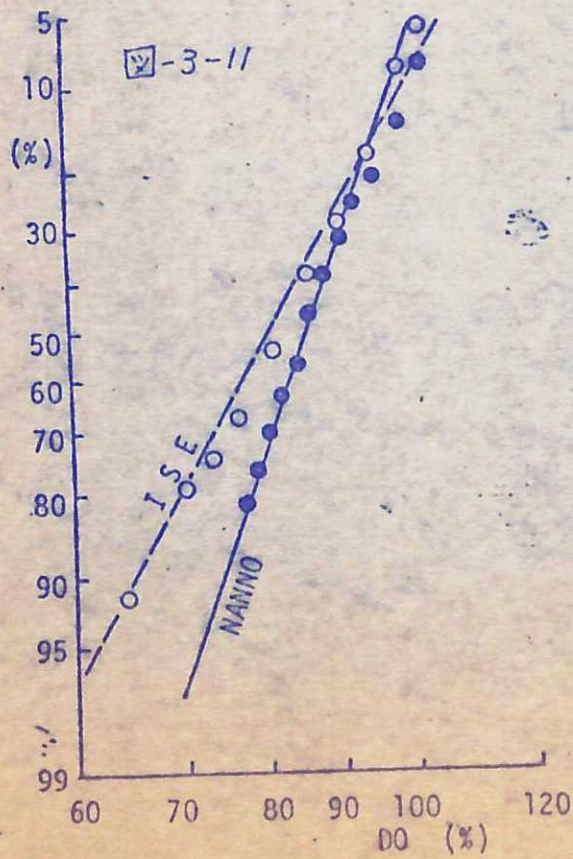
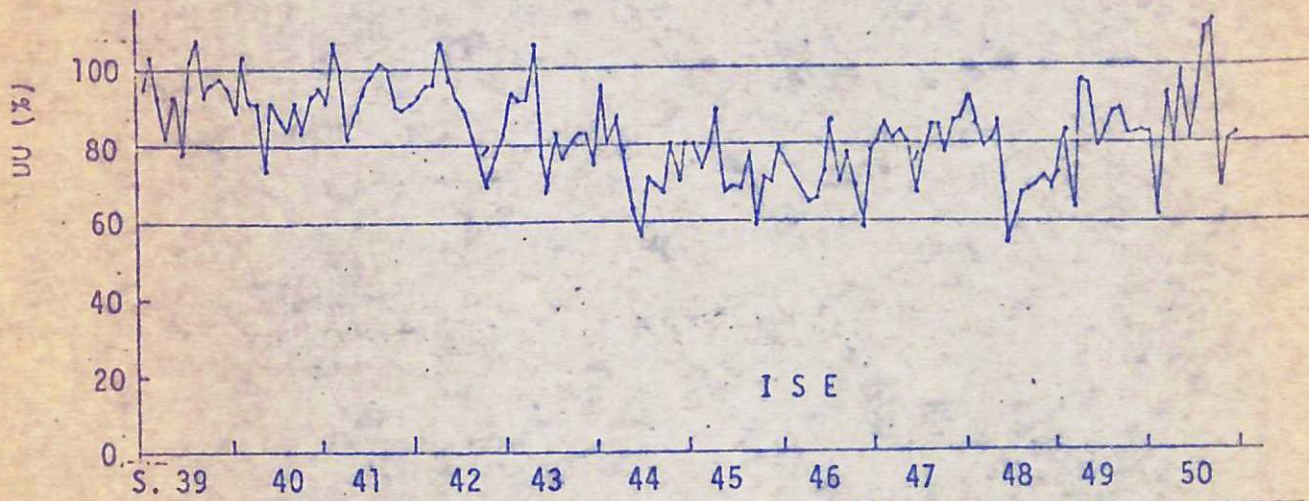
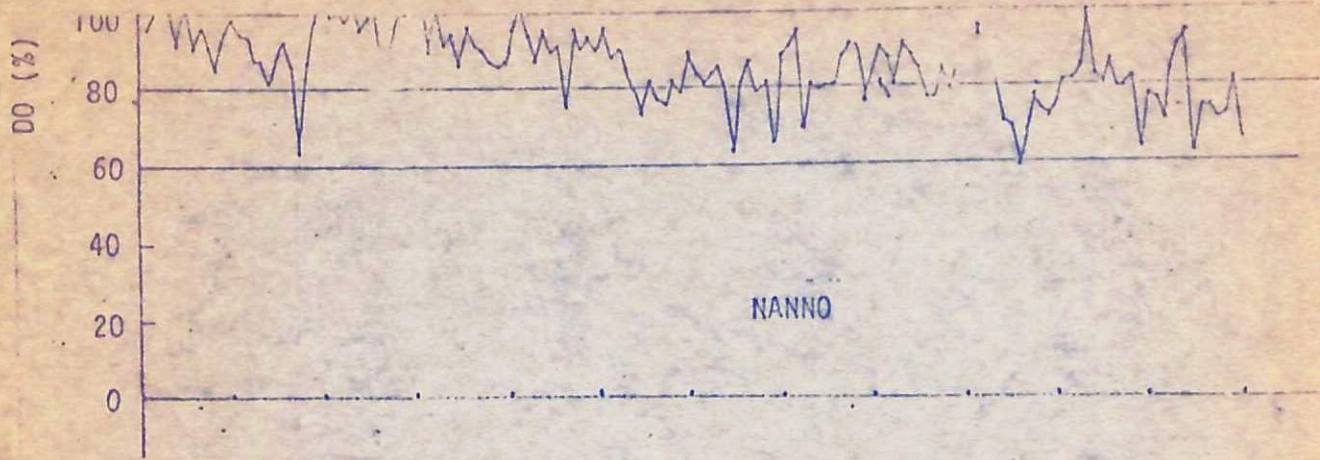


表-3-9 南濃大橋および伊勢大橋地奥の溶存酸素飽和率(現況)

	渇水時	低水時	平水時
南濃大橋地奥	70 (%) (7.6 mg/l)	80 (%) (7.8 mg/l)	86 (%) (7.6 mg/l)
伊勢大橋地奥	60 (%) (6.6 mg/l)	72 (%) (7.0 mg/l)	80 (%) (7.1 mg/l)

()内 溶存酸素濃度

さらに、渇水時、低水時、平水時の水温をそれぞれ 10°C 、 15°C 、 20°C とすれば、溶存酸素飽和濃度はそれぞれ 10.92 、 9.76 、 8.84 (mg/l) となるので、表-3-9に示す溶存酸素飽和率から溶存酸素を求め、南濃大橋および伊勢大橋地奥の差を計算すると、表-3-10のようになる。

表-3-10 南濃大橋—伊勢大橋間溶存酸素量の変化(現況)

	渇水時	低水時	平水時
溶存酸素変化量	1.0 (mg/l)	0.8 (mg/l)	0.5 (mg/l)

表-3-10から明らかのように、渇水、低水、平水時のいずれにおいても、現在の溶存酸素の変化は 1 mg/l 以下で非常に小さい。したがって、式(3-5)の差分式は十分成立するものと考えられる。

式(3-8)によって K_2 を計算するためには、式中の因子を決めてやらねばならないが、 E はすでに表-3-8に示しており、また、 Δt は表-3-10の値を使えばよく、 D_1 および D_2 は表-3-9から求まるので、 ΔD も計算することができる。このように右辺のすべての因子が求められるから、これらを式(3-8)に代入し、 K_2 を計算すると、表-3-11のようになる。

表-3-11 再ばっ気反応係数の推定値(現況)

	渇水時	低水時	平水時
再ばっ気反応係数 K_2 (1/d)	0.26	0.127	0.33

つぎに式(3-6)、または式(3-7)によって K_2 を推定する場合、水深が5ftより深いか、浅いか、ということが問題になる。そこで、現在河床の場合の渇水時の水深をみてみると、図-3-5に示す流速分布において、流速の大きい20ft

より上流では水深が5ft以下、20kmより下流の水域では水深が5ft以上になっている。このため20kmより上流については式(3-5)、下流については式(3-6)を用いて計算してみると、上流部の K_2 として1.3(1/日)、下流部の K_2 として0.22(1/日)が得られた。これらの推定値を表-3-11に示す値と比較して明らかになるように、下流部の K_2 は表-3-70に示す値とほぼ近似している。また、 $K_2=1.3(1/日)$ を示す20kmより上流部で問題になるのは、南濃大橋が28km地点であるので、それまでの区間である。渇水時におけるこの区間の流下時間は約12時間であるのに対して、20kmより下流では、伊勢大橋(6km地点)までが問題になり、この区間の流下時間は約90時間である。したがって、南濃大橋—伊勢大橋間の溶存酸素濃度変化に及ぼす再ばっ気の影響は20kmより下流部で大きく、これに比較して20kmより上流部の再ばっ気は無視できるものと考えられる。このように理由から、式(3-7)から求めた下流部の K_2 が水質の実測値にもとづく推定値(表-3-11)に近似するものと理解される。

以上の検討から、20kmより下流域を対象にして、式(3-7)から推定した K_2 を用いれば、実用上の精度で南濃大橋の水質をもとに伊勢大橋の溶存酸素を推計できるものと考えられる。

つぎに堰建設、浚渫の計画実施後の問題であるが、現状の表-3-6と同様にして、南濃大橋および伊勢大橋地点の最終BODを推定し、さらに両地点間における酸素消費量を計算すると、表-3-12のようになる。

表-3-12. 南濃大橋および伊勢大橋地点の最終BOD
および酸素消費量の推定値(計画実施後)

	渇水時	低水時	平水時
南濃大橋最終BOD(mg/l)	2.5	3.5	2.1
伊勢大橋最終BOD(mg/l)	3.8	0.9	0.6
両地点間の酸素消費量(mg/l)	3.7	2.6	1.5

ppm

フイデアンモニア性窒素の酸化による酸素消費を推定してみると、表-3-7に対応するものとして表-3-13が得られる。

表-3-13 計画実施後のアンモニア性窒素による酸素消費量の推定値

	渇水時	低水時	平水時
南濃大橋アンモニア性窒素濃度(mg/l)	1.7*	0.55*	0.3*
伊勢大橋アンモニア性窒素濃度(mg/l) (計画実施後)	0.17**	0.06**	0.03**
酸素消費量 (mg/l)	6.1	2.0	1.1

注) *は表-3-4より。 **は表-3-5より。

したがって全酸素消費量は表-3-14のようになる。

表-3-14 計画実施後の全酸素消費量の推定値

	渇水時	低水時	平水時
全酸素消費量 (mg/l)	9.8	4.6	2.6

式(3-5)を変形すれば次式が誘導できる。

$$D_2 = \frac{E + (1 - K_2 \Delta t / 2) D_1}{1 + K_2 \Delta t / 2} \quad (3-9)$$

上式において、計画実施後のEは表-3-14、 Δt は表-3-11に示してあり、また D_1 は表-3-9から計算できる。したがって、 K_2 が求まれば、式(3-9)によって計画実施後の伊勢大橋の溶存酸素不足量(D_2)、ひいては溶存酸素量を推定することができる。ここで K_2 は、式(3-7)に計画実施後の流速、水位を与えて計算すれば求められる。こうして求めた K_2 を表-3-15に示す。

表-3-15 計画実施後の K_2

	渇水時	低水時	平水時
再曝気係数 K_2 (1/日)	0.060	0.084	0.11

表-3-11と表-3-15とを比較して明らかのように、計画実施後の K_2 は相当小さくなる。これは式(3-7)に示すように、 K_2 が流速に比例するからである。例えば、計画実施後、20kmより下流部の平均流速は渇水時においてわずか2.3cm/sであり、静水域とみてもよい程度である。

流速の非常に小さい水域では風による水流の乱れが無視できる

くたり、実際には、このような現象による両はっ気も考慮に入れてやらねばならぬ。しかし、ここではあくまでも安全側の推定を行おうという立場から、こうした風の関係による酸素供給は無視することにする。

表-3-15の K_2 を式(3-9)に代入して計算し、伊勢大橋の溶存酸素量を推定した結果を表-3-16に示す。

表-3-16. 計画実施後における伊勢大橋溶存酸素量の推定値

	渇水時	低水時	平水時
溶存酸素量 (mg/l)	(2.3)	(5.3)	(6.0)

表-3-16に示す計画実施後の推定値を表-3-9に示す現況と比較してみると、平水時、低水時には現況より多少低下する。しかし、環境基準B類型に示されている 5.0 mg/l を下回ることはない。現況と比較して低下の最も大きいのは渇水時であるが、それでも 2.3 mg/l を示しており、かつこの数字はすでに述べたように相当の安全率を見込んだものである。

(C) 塩素イオン濃度についての検討

南濃大橋地質には海水の侵入はないが、下流の伊勢大橋地質には潮汐によって海水の侵入がみられる。昭和39~48年にわたって測定された伊勢大橋地質の塩素イオン測定値(水質年表・建設省)の度数分布を求めると、図-3-12のようになる。

図-3-12から明らかのように、現状では $1,000 \text{ (mg/l)}$ 以上の値が測定される確率が39%程度ある。また、南濃大橋地質の平均塩素イオン濃度は 10 mg/l 以下であるが、伊勢大橋において 10 mg/l 以上になる確率は85%である。一方、計画を実施すれば河口堰が建設され、海水の河道内侵入が阻止されるから、堰上流域の塩素イオン濃度は南濃大橋程度になるわけであり、塩素イオン濃度に関しては、計画の実施が非常に大きな影響を与えることになる。

4. 富栄養化についての検討

富栄養化という現象は、元来は湖沼学において認められてきた湖沼生態系の漸進的変化で、生産性の低い貧栄養湖が時とともに生産性の高い富栄養湖へ移行変化する現象である。

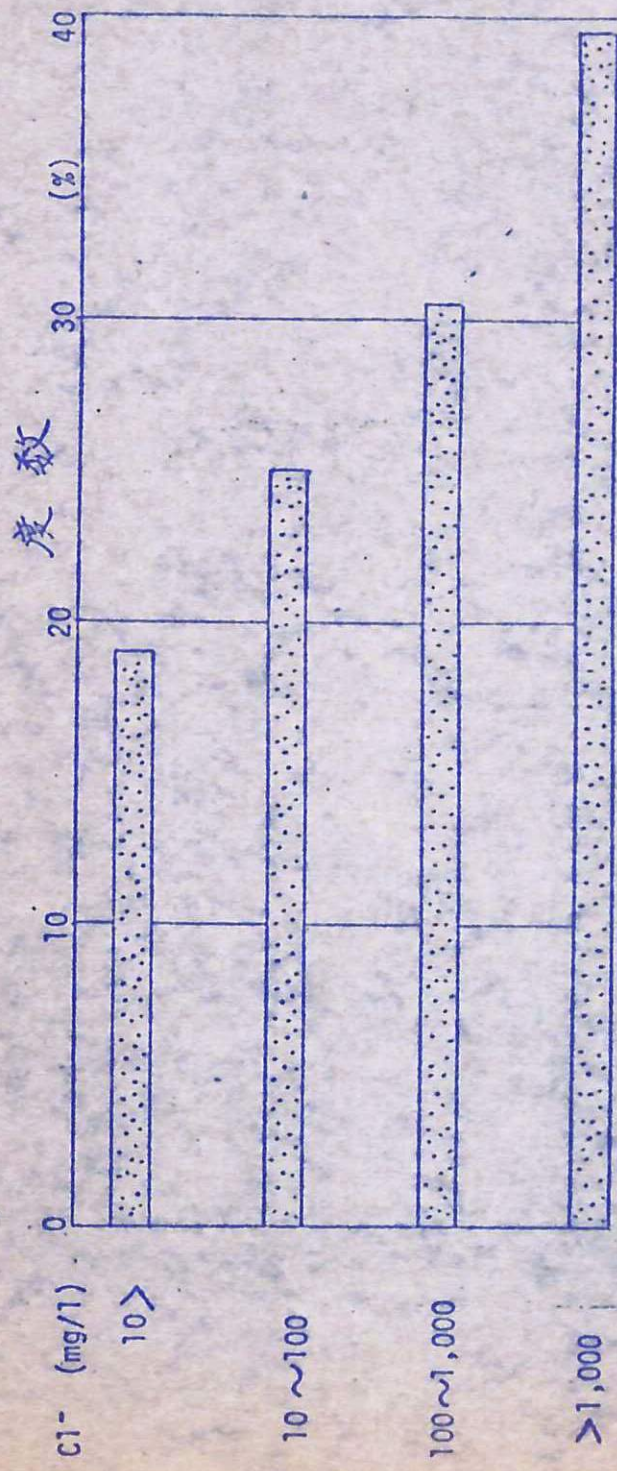


图-3-12

長良川下流域が富栄養化した場合、プランクトンは一種の懸濁物質であるから、強度の上昇、透明度の低下、水色の劣化など、生活環境の快適性を損なうようなトラブルの発生がまず問題になる。さらにプランクトンが大量に発生すれば、それが死滅したとき、河底に沈積することで底質悪化の心配が生じる。また、2.ですでに述べたように、その水域に生息する生物の種類が変化し、こうした変化が水産にどのように影響してくるのか、といったことも問題になる。

富栄養化に伴うプランクトン生産量の増加機構に関しては古くから多くの研究が行われてきているが、貧栄養的水域～中栄養的水域では窒素およびリンが生産の最も強い制限因子になる可能性が高いことが指摘されている。また、貧栄養湖域においてはとくにリンの影響が強いことが注目されている。

坂本¹⁾は日本の調和型湖沼と河川水中の窒素、リンを調査し、表-4-1の結果を得ている。

表-4-1

	窒素 (mg/l)	リン (mg/l)
貧栄養湖	0.02 ~ 0.2	0.002 ~ 0.02
中栄養湖	0.1 ~ 0.7	0.01 ~ 0.03
富栄養湖	1.3 ~ 1.5	0.01 ~ 0.09
河川	0.05 ~ 1.1	0.002 ~ 0.23

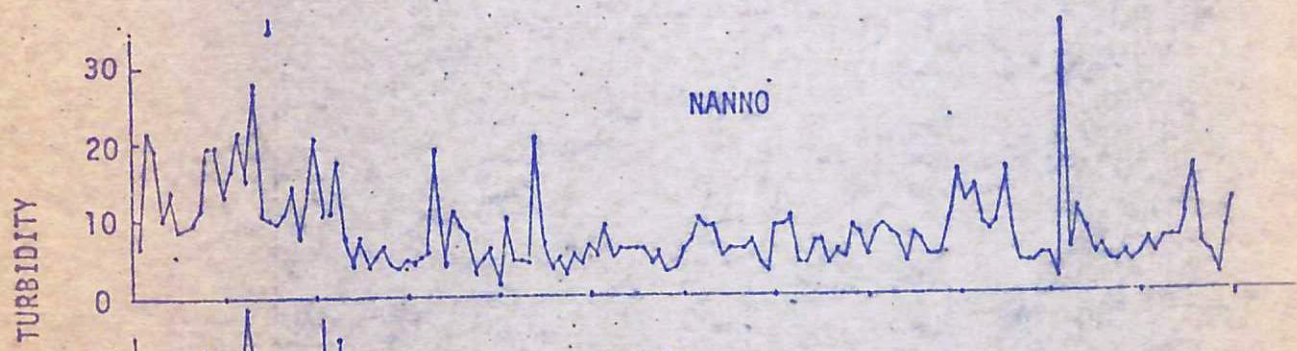
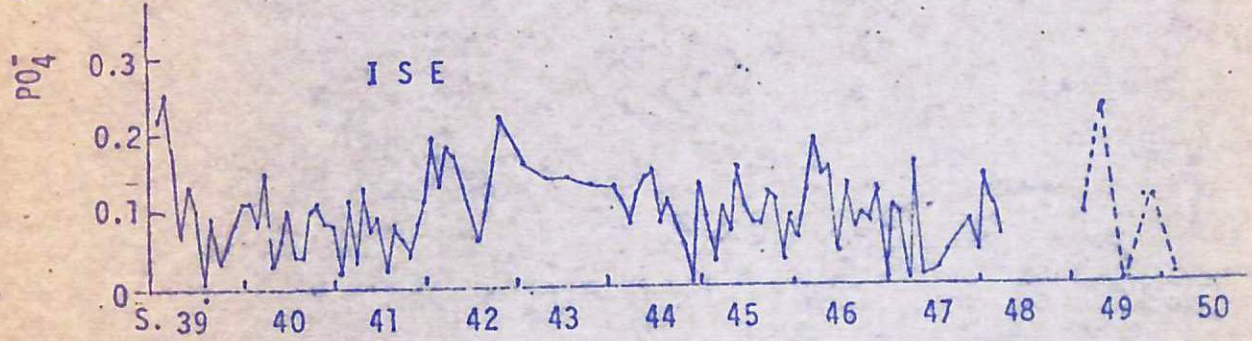
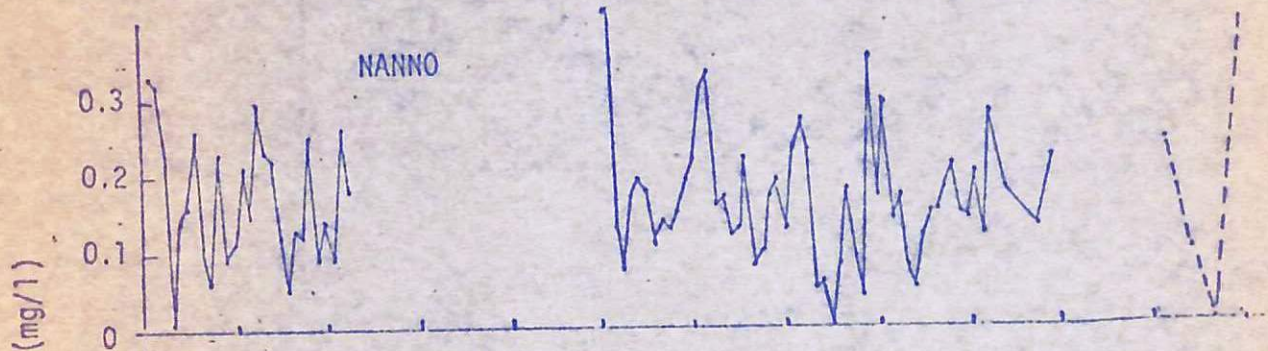
図-4-1は昭和39～50年間の南濃大橋および伊勢大橋地点におけるリン酸の測定結果(水質年表:建設省)を示す。前例と同様にして全測定値の度数分布を求めてみると、図-4-2のようになる。また、図-4-2から渇水、低水、平水時に相当すると考えうる濃度を求めると表-4-2のようになる。

表-4-2

単位 mg/l

	渇水時	低水時	平水時
南濃大橋 PO ₄ (mg/l)	0.3 (0.1)	0.21 (0.07)	0.15 (0.05)
伊勢大橋 PO ₄ (mg/l)	0.18 (0.06)	0.12 (0.04)	0.09 (0.03)

()内は検出値



四-4-1

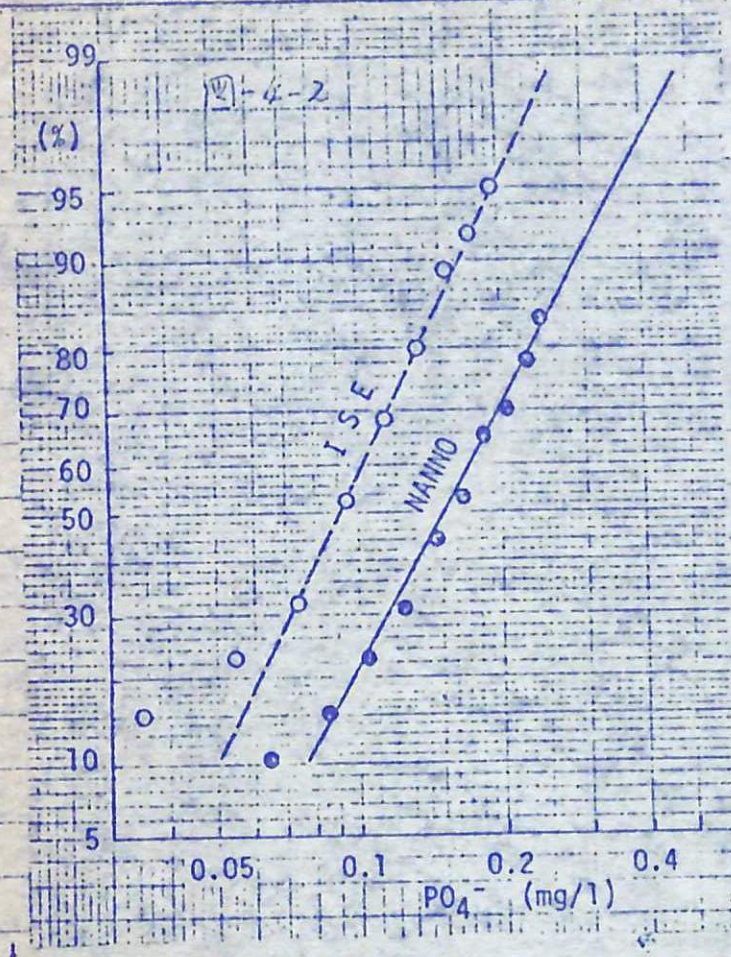


表-4-2に示すような渇水、低水、平水時の推定濃度は、前述したように、水質変化に対して河川流量が支配的である場合には、現実に近い値を示すものである。図-3-4に示したように、BOD値は流量と相当高い逆相関の関係にあるので、BODに関しては、表-3-2に示す渇水、低水、平水時の値は相当高い信頼性をもちくと考えられる。これに対して、窒素やリンは降雨時の自然流出が全体のウェイトを占めているので、降雨があり、流量が増加しても、水域内の濃度は低下せずかえって増加する場合もある。アンモニア性窒素、硝酸性窒素の測定値(図-3-7)、あるいはリン酸イオンの測定値(図-4-1)をみても渇水時に必ずしも濃度は増加していない。

したがって厳密に言えば、アンモニア性窒素に関する表-3-4、リン酸に対する表-4-2のうち渇水および低水時の値は高めに示していることになる。しかしここでは水質汚濁の面で、渇水時が最も危険な状態の代表であるという考えに立っているので、安全側の数値が示している限りにおいては、水質項目相互の関連性にある程度の矛盾があっても構わないことにする。

表-4-2に示す値はリン酸イオン(PO₄³⁻)に対するものであるから、これに

(31/95)を乗じ、リンそのものの濃度に直した値を()内に示してある。こうして得られたリン濃度を表-4-1に示さずして比較してみると、いずれの数値も富栄養湖のレベルに相当している。なお南濃大橋と比較して伊勢太橋の数値が低いのは汽水域でリンが化学反応を起こして沈殿し、水中から除去されたためと考えられる。

藻類潜在生産量を測定するため藻類培養試験を行うことが最近一般化しつつあるが、このような試験では特定藻類を殖した試料水を振とうさせながら、一定照度、一定温度のもとで10~20日間培養する。この試験で、培養期間として20日間がとられていることから明らかのように、藻類は20日以内で最大値にまで増殖するが、多くの場合5~10日前後で最大値に達する。

したがって水温、照度、窒素およびリン濃度が与えられた場合、その条件のもとで藻類が最大になる日数を、安全をみて5日とすると、長良川下流域の流下時間を示す図-3-6から明らかのように、現在河床では、渇水時においても約5日で地床まで流下するが、計画河床では平水時であっても現在河床の渇水時程度の流下時間になり、その他はいずれも5日をはるかに越える。とくに渇水時になると、流下時間は約15日になり、5日の流下時間では17km地床にまで流下するだけであるので、17km地床一帯平定地間の10kmは藻類異常発生の可能性をわづらわすこととなる。

以上は、流下時間のみからみた検討であるが、藻類発生は光合成を支配する照度と密接な関係がある。

図-4-3は植物プランクトンの総生産量、季節別変化⁽¹⁾を示したものである。ここで総生産量はO₂法で測定されている。

図-4-3から明らかのように、植物プランクトンの総生産量は5~9月できわめて大きくなっており、冬季にはいちじるしく減少している。(したがって5~9月という照度の高い時期に渇水が起すのは、そこに危険な条件が与えられることとなる。そこで昭和39~48年間長良川流量が40m³/s(渇水は30m³/s)以下になった日を各年、各月ごとに集計し、グラフで示すと、図-4-4のようになる。

図-4-4において、長良川では11, 12, 1, 2, 3月に渇水の発生する確率が高く、上述した照度の関係からみれば、有利な条件をもっているといえる。しかしながら昭和39, 40年のような渇水年は問題の時期においても40m³/s以下にまで流量が低下することがあり、とくに昭和40年8月で

20日以上にわたって濁水が続いており、問題点として注目しておく必要がある。

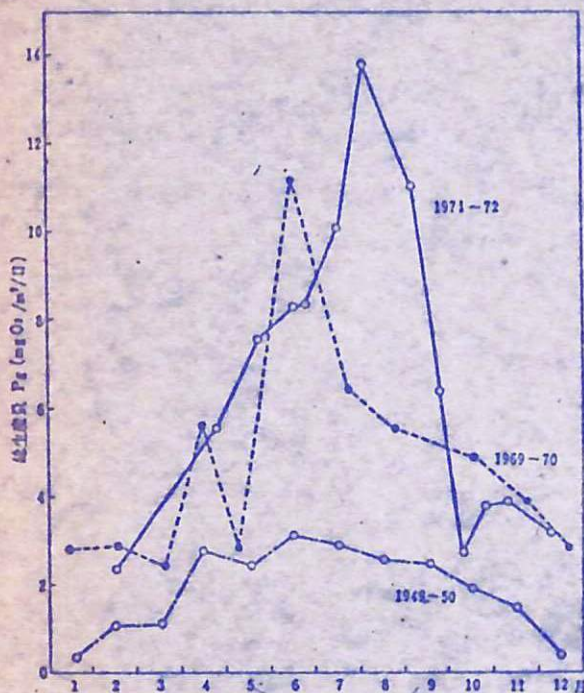


図4-3 調査期における植物プランクトンの総生産量(O₂法で測定した)の変化。
 1949-50...宝月池、
 1969-70...沖野、
 1971-72...IBP-PF 調査
 訪瀬ルーツ
 シングルブ
 (未発表)

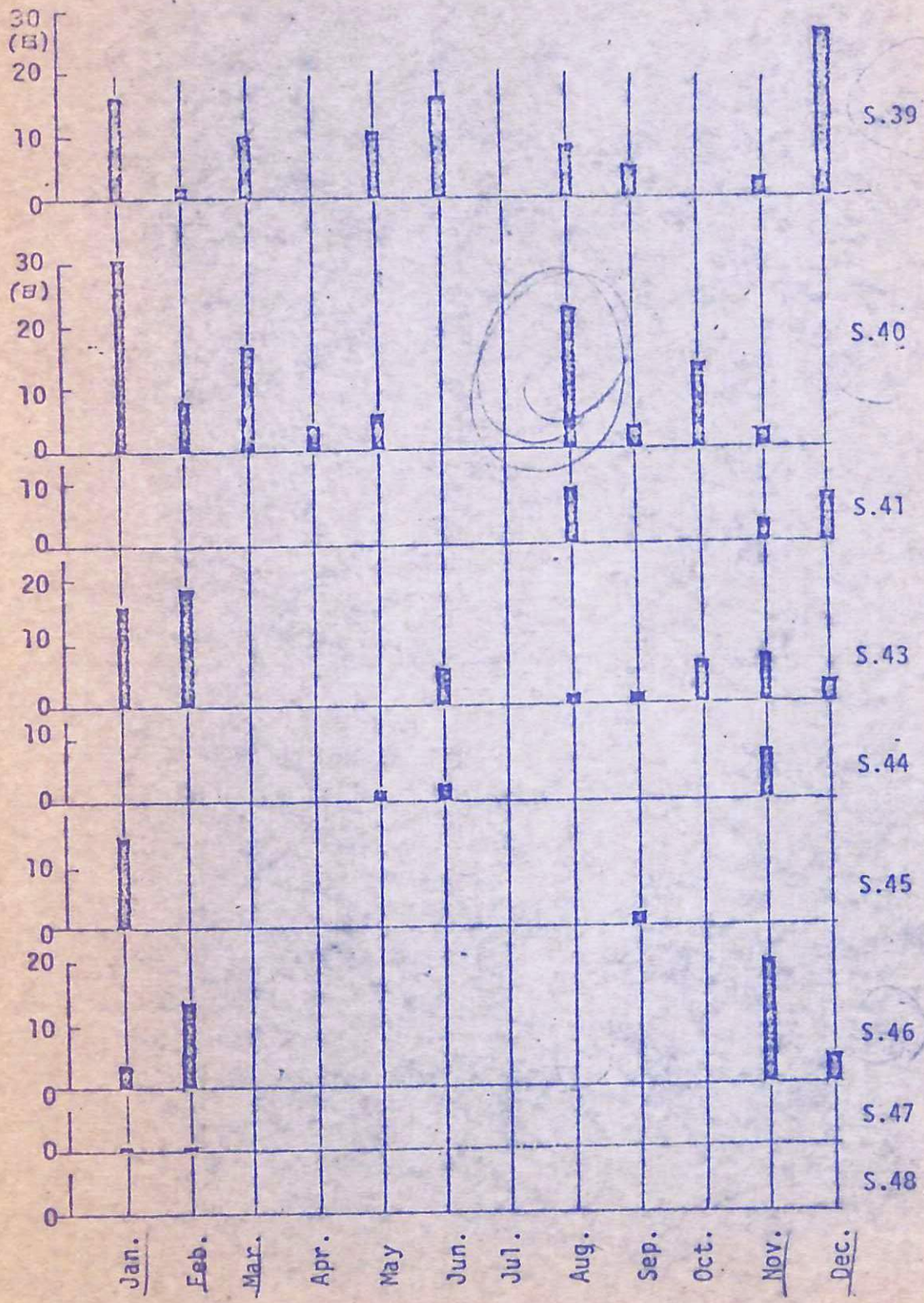
ここではとくに美観に重点を置いて検討したいので、懸濁質の問題に関しては、SS(浮遊物質)より視覚的に計量される濁度を取りあげることにする。

図-4-1の下段には南濃大橋および伊勢大橋地点における昭和39~50年の濁度測定結果(水質年表:建設省)を示してある。前例と同様に度数分布を求め(図-4-5)、濁水、低水、平水時の値を推定すると、表4-3のようになる。

表-4-3. 南濃大橋および伊勢大橋の濁度推定値(現況)

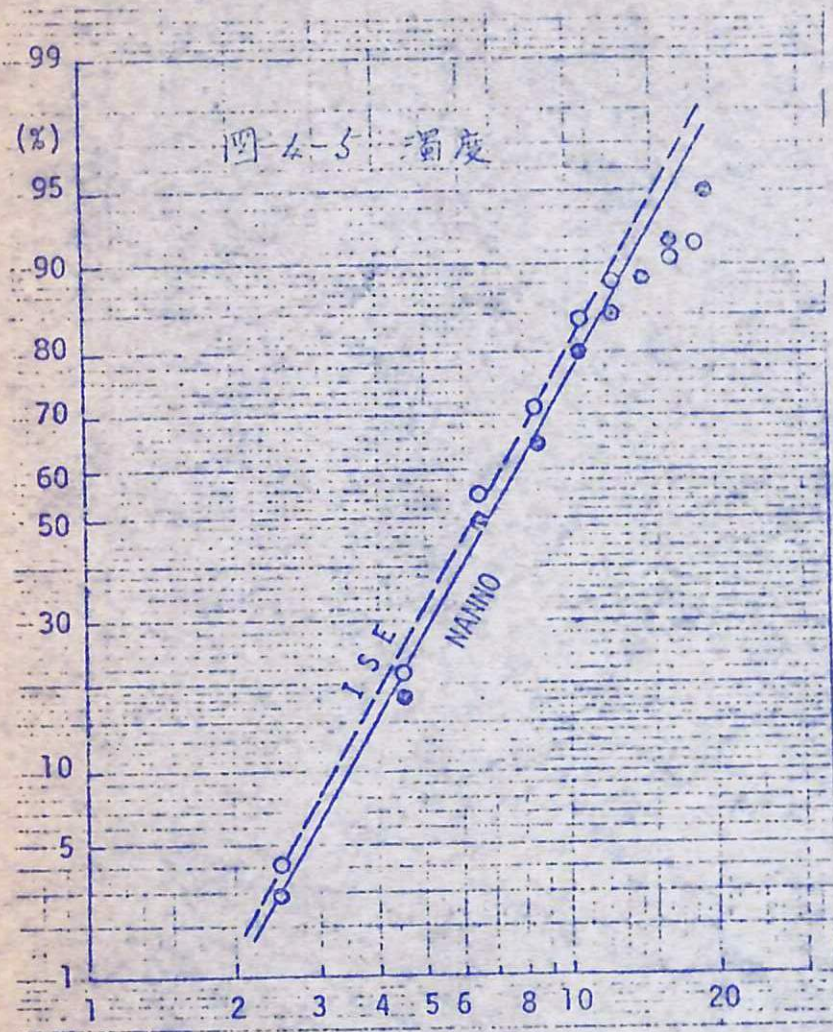
	濁水時	低水時	平水時
南濃大橋濁度	19	10	7
伊勢大橋濁度	17	9	6.5

表-4-3から明らかのように、両地点でほとんど相違がない。ここで滞留がある下流域で藻類の多量発生があれば、それが濁度に影響し、南濃大橋に比較して伊勢大橋の方が高くなるはずである。しかし現状では相違がないわけであるから、逆に下流域での藻類の多量発生はない



四-4-4

と発言できよう。このことは流下時間に関する前述の検討結果とも一致し、



濁水時においても5日以上の流下時間にはならないことに原因があるものと考えらる。

一方、堰建設・浚渫の計画が実施されれば、前述したように、流下時間がいちじるしく延長されることは避けられぬ。また、濁水年には照度の高くなる時期に流量がいちじるしく低下する恐れがある。このような状態が発生する確率は図-4-4に示す程度であるが、この程度の確率と被害発生がどのように結びつくか、ということは一つの課題である。

5. 径流変化についての検討

ここで述べたように、長良川下流域の底質変化においては、腐敗性有機物を含ぶ汚泥の堆積が最も問題となる。とくに堰建設、浚渫の計画

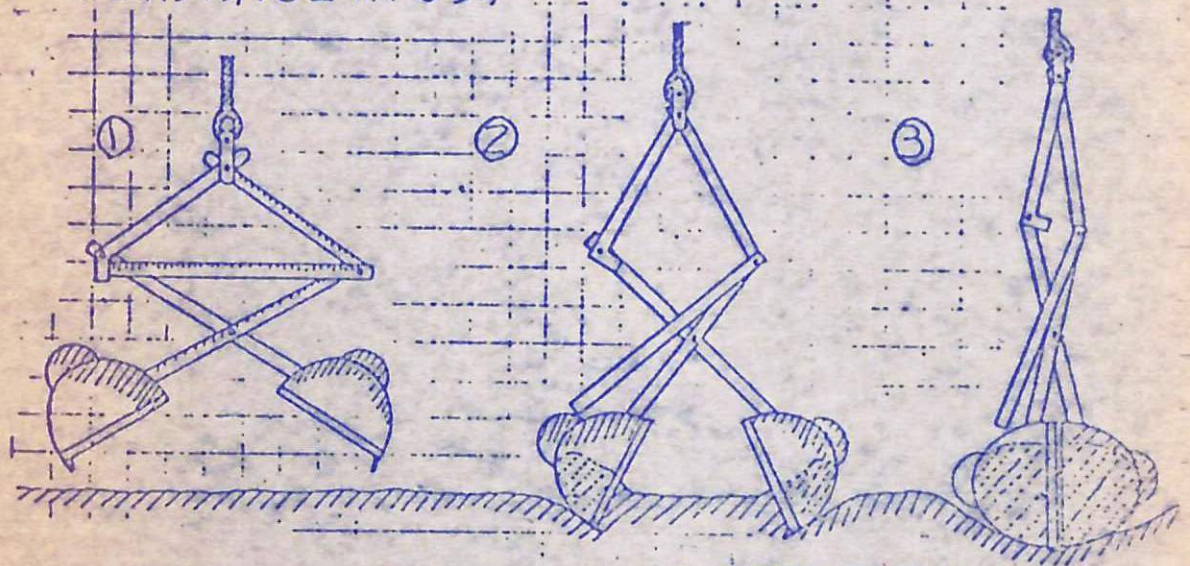
が実施されれば、現況に比較して下流域の流速はいちじるしく減少してゐるので、腐敗性有機物が堆積しやすい条件が作りおこることが心配される。

昭和51年8月13日原告側被告側関係者立ち合いのもとに現場検証をした際には、境川および逆川が長良川に合流する36km地点で、多量の腐敗性有機物の局所的堆積が認められた。

(a) 調査方法および調査結果

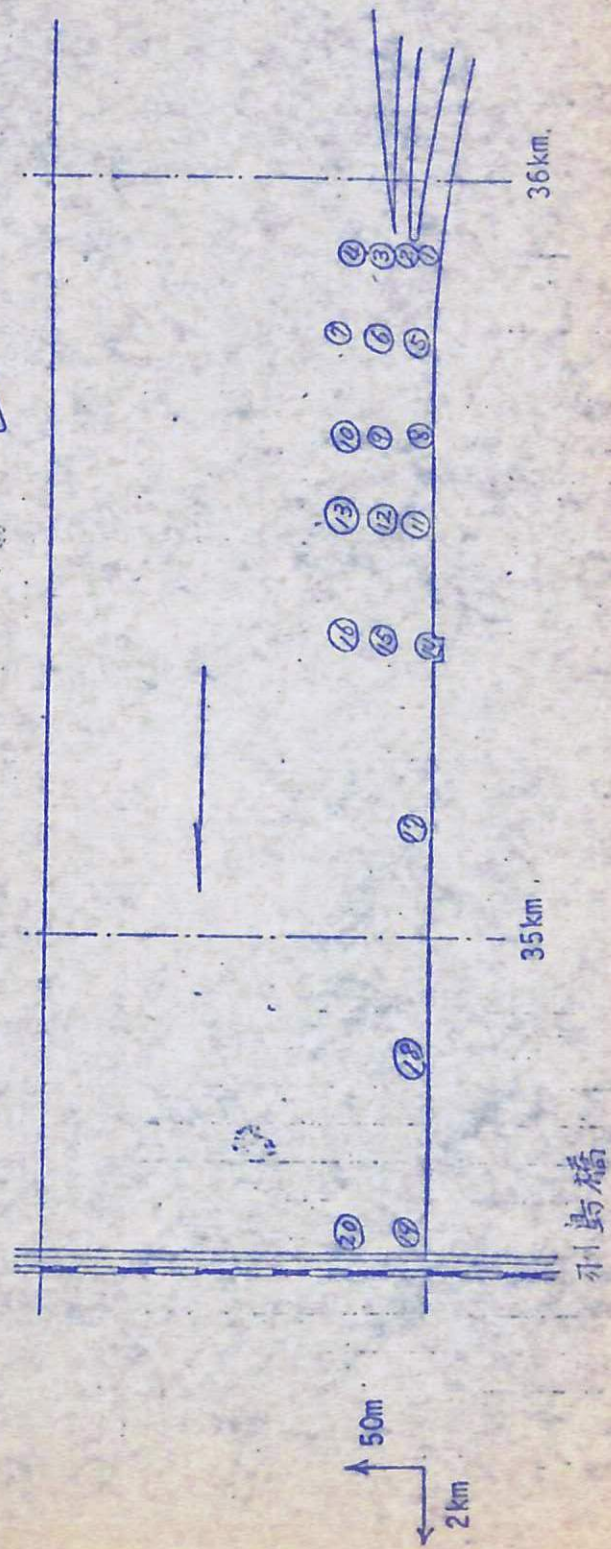
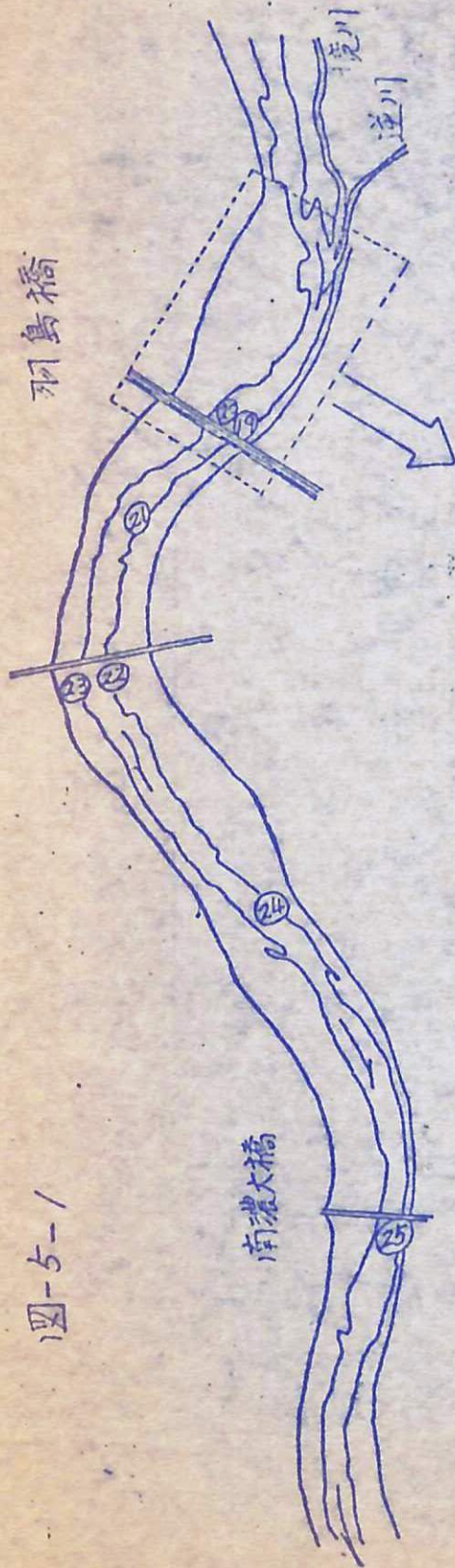
図-5-1に示すように、36km地点より下流南濃大橋(約28km)を対象として25の測定を選び、11月4日に採泥および採水を行った。なお、採泥には、図-5-2に示す港研式採泥器を用い、また、水質試料として表層水をバケツにて採取した。

図5-2 港研式採泥器(K-S式)



採取した底泥は実験室に持ち帰り、すべての試料について強熱減量を測定した。また、とくに強熱減量の大きい試料についてはさらに酸素消費量および沈降速度の測定を行った。

ここで強熱減量の測定は環境庁水質管理課編の「底質調査法とその解説」にしたがって行ない、同一試料につき2回試験を行った。2回行った試験の平均値を示すと表-5-1のようになる。



四-5-1

表-5-1. 強熱減量測定結果

(昭和51年11月4日)

測 定	底質の強熱減量 (%)	水質試験の有無	測 定	底質の強熱減量 (%)	水質試験の有無
1	0.43	○	14	2.53	○
2	1.82	X	15	0.45	X
3	0.50	X	16	0.55	X
4	0.40	○	17	—	○
5	0.63	X	18	—	○
6	1.52	X	19	2.04	○
7	0.37	X	20	—	○
8	1.17	○	21	0.41	○
9	1.39	X	22	—	○
10	1.40	○	23	—	○
11	0.41	X	24	0.59	X
12	0.46	X	25	0.53	X
13	0.39	X			

↓P53号紙

測定①, ⑥, ⑭, ⑲で採取した底質試料については、JIS K-0102の16の方法により酸素消費量を測定し、さらに沈降塔(高さ2m, 直径20cm)の中で沈降させ、その速度を測定した。

上記JIS法による酸素消費量の測定では、底泥が水と十分に接触しているものと考えられるから、測定値は底泥による酸素消費の最大量とみてさしつかえない。

図-5-3, 4, 5, 6は酸素消費量の測定結果であり、縦軸は試料水の溶存酸素濃度、横軸は経過時間である。

沈降速度の測定においては、最初に、上記の沈降筒の上端近くまで水を満し、そこに底泥を入れ、強く攪拌してできるだけ均等に浮遊させる。それから攪拌を止め、浮遊物質が自然に沈降する状態にして、所定の時間間隔で図-5-7に示す下部の採水口から採水する。この際、採水によって沈降筒内の水位が低下するから、採水の度ごとに水位(H)を測定しておく。採水した試料については浮遊物質濃度(C₀(mg/l))を測定する。

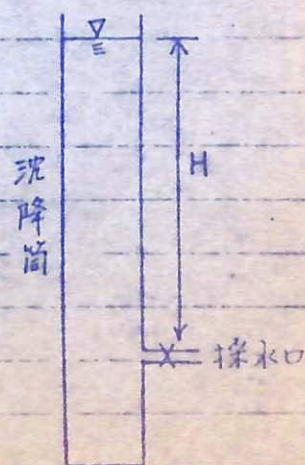
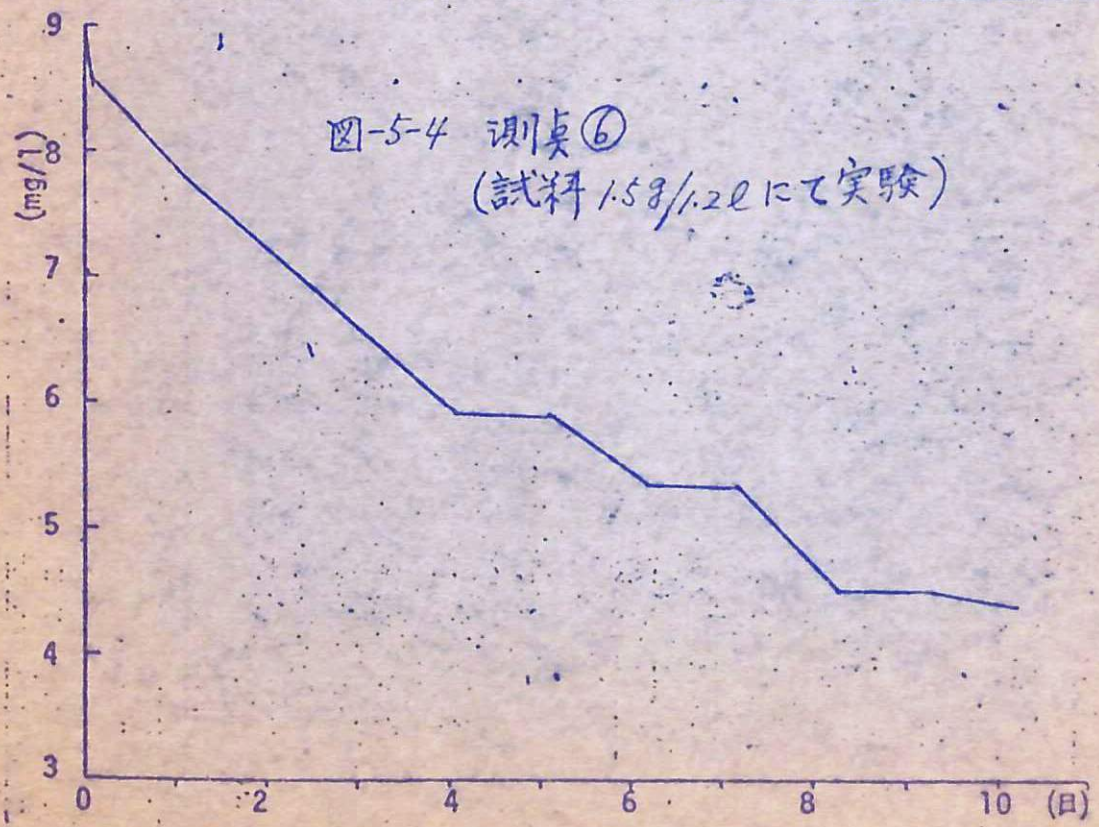
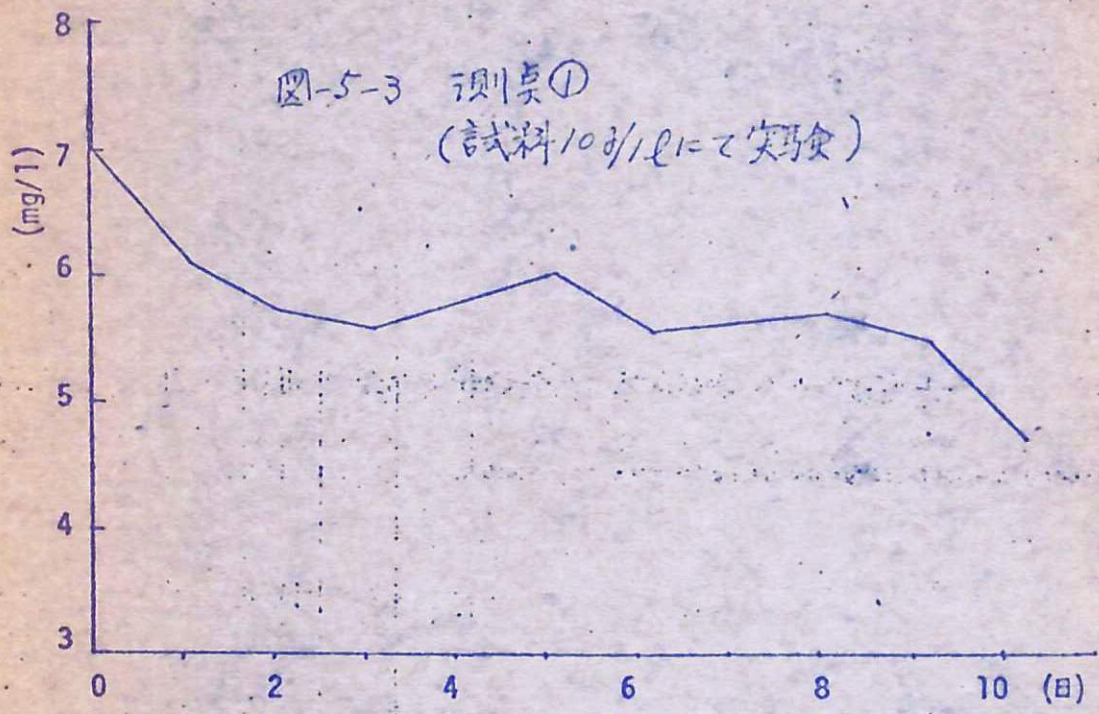
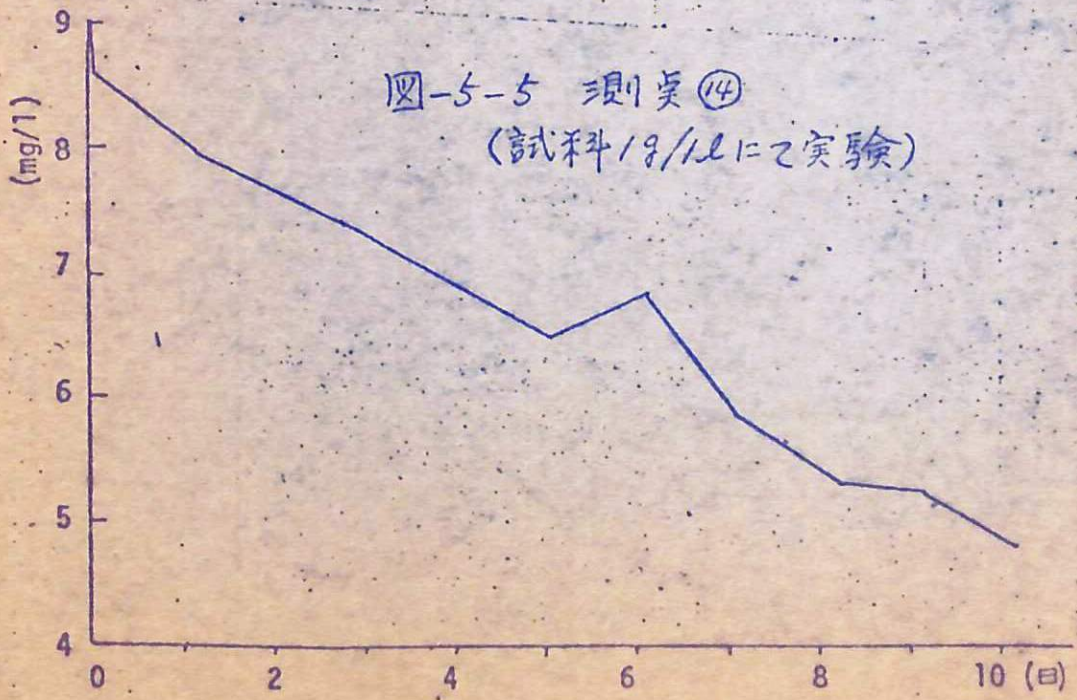
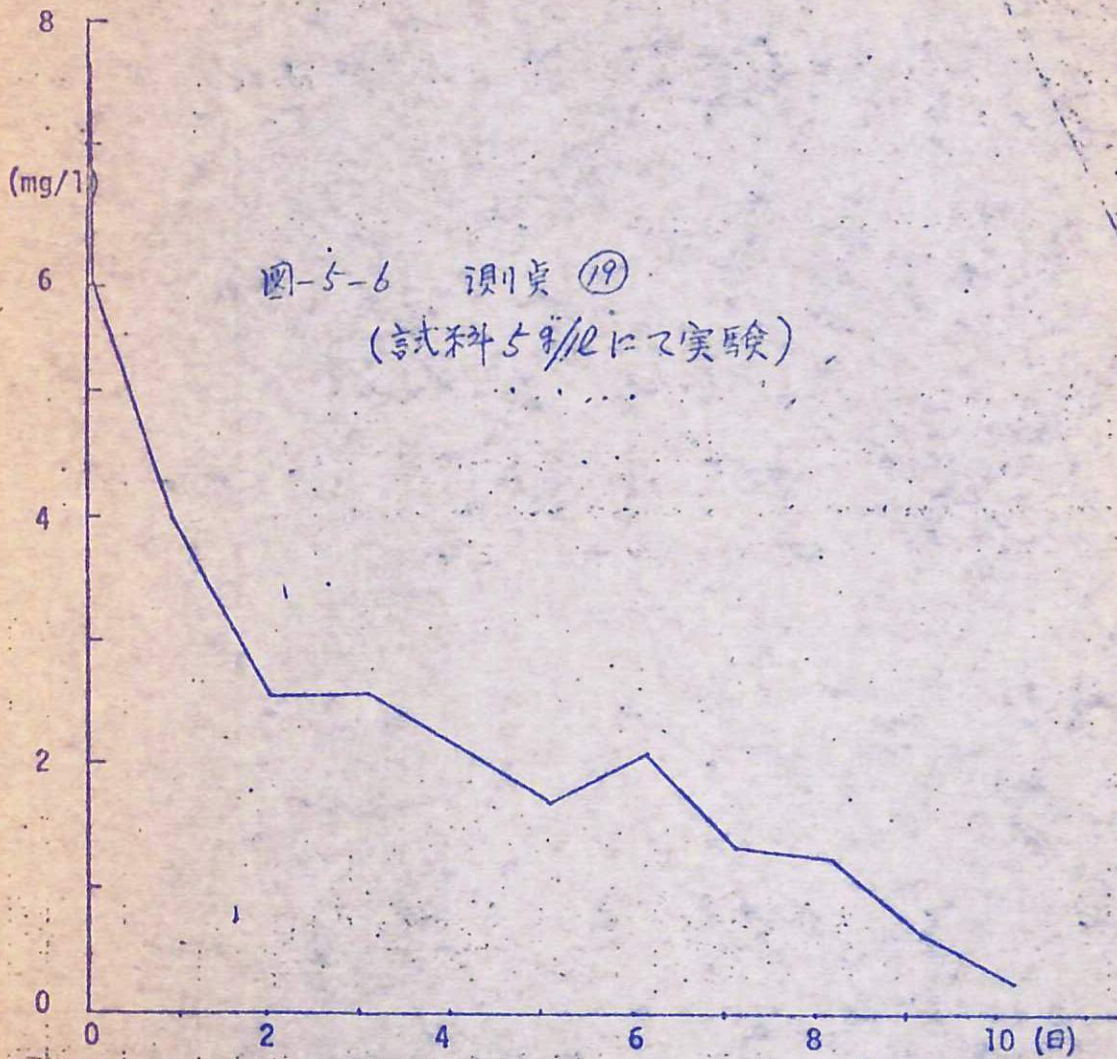


図-5-7





なお、最初に沈降筒に満した水量(V)および加えた底泥の乾燥重量(W)を測定し、底泥が完全に浮遊した状態の浮遊物質濃度、 C_0 (mg/l) と(%) によって求める。

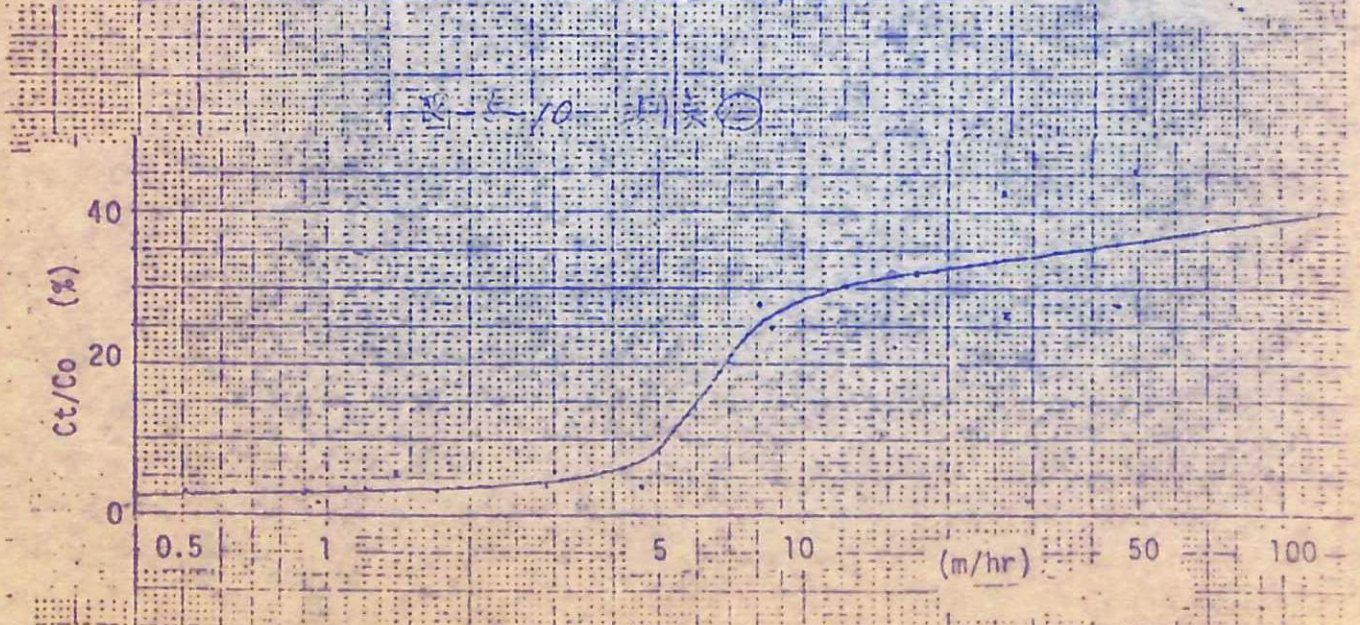
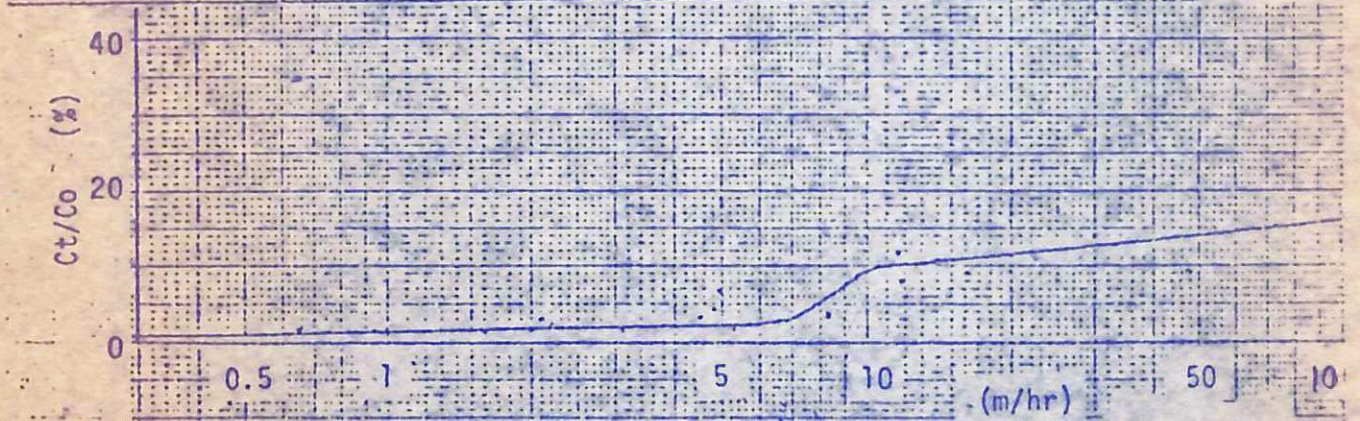
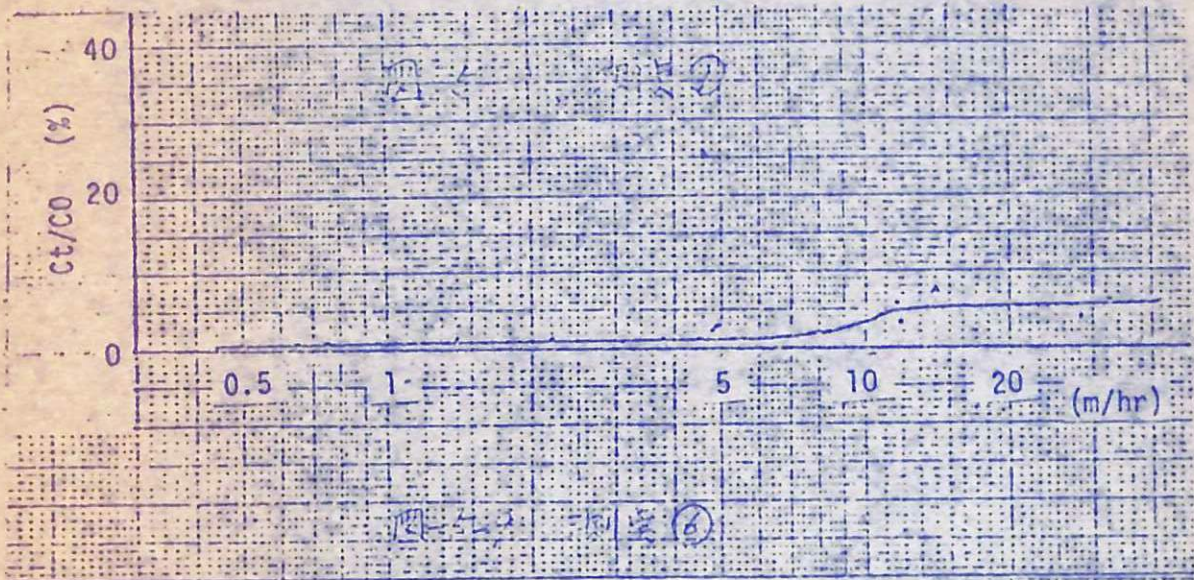
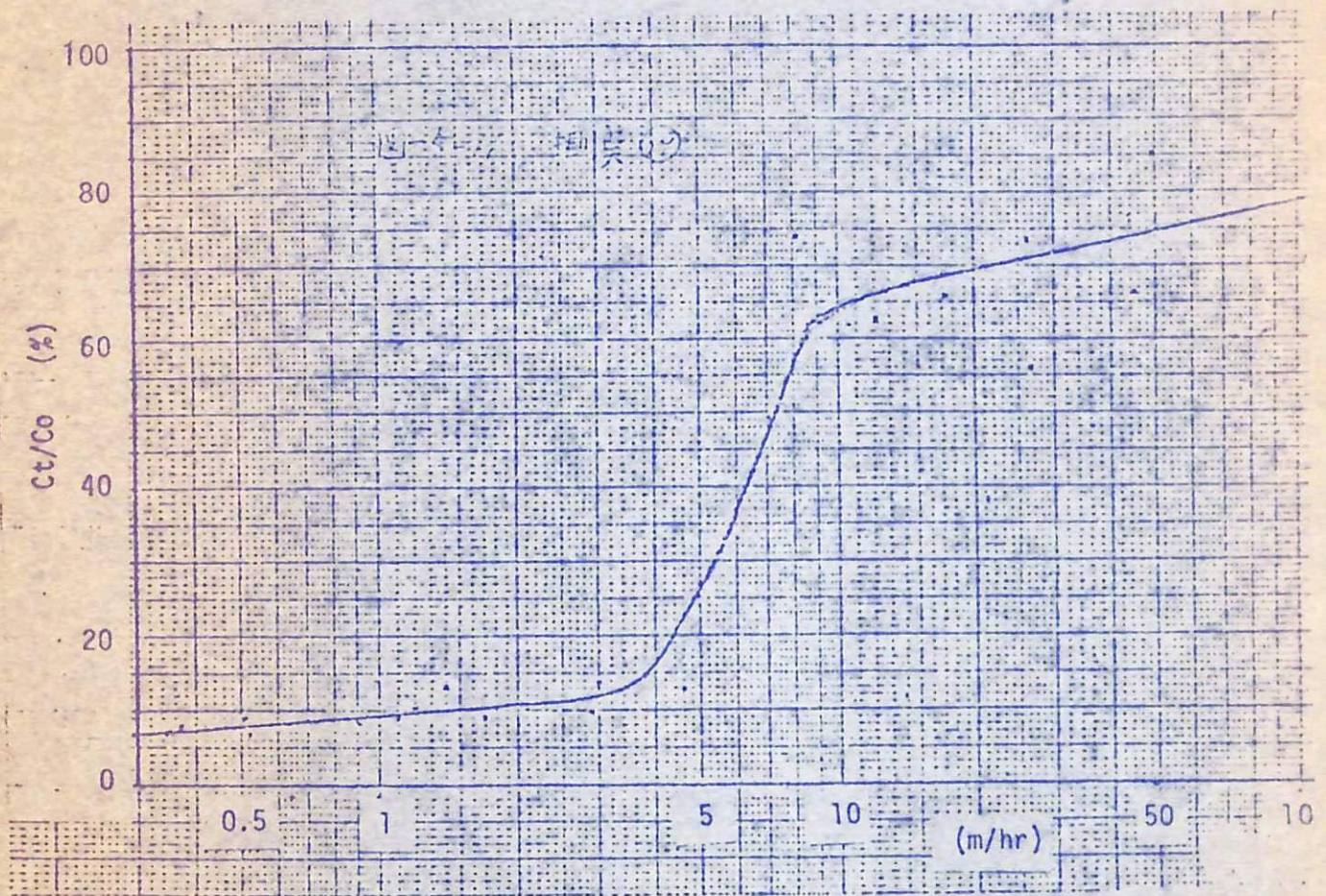


図-5-8~11はこのような実験を行なった結果であり、縦軸は C_t/C_0 、横軸は攪拌を停止してから採水を行なうまでの時間(t)と水位(H)から計算した沈降速度である。



なお、測実①、⑥、⑭の実験では、 (C_t/C_0) の値が5~40%以下についてのみ結果が得られているが、これは砂のように沈降速度の早いものが試料組成の大部分を占めているため、こぼれが実験開始直後、急速に沈降してしまつたためである。

水質試験は表-5-1に示す○印の測実について行ない、表-5-2の結果を得た。なお、水質分析法は以下のとおりである。

水温-----検定棒状水温計によって測定した。

透視度-----現場において、JIS.K.0102.6の透視度計より測定した。

水色-----日本色研色明帖によつた。

PH-----現場において、ワルポール比色計を用いて測定した。

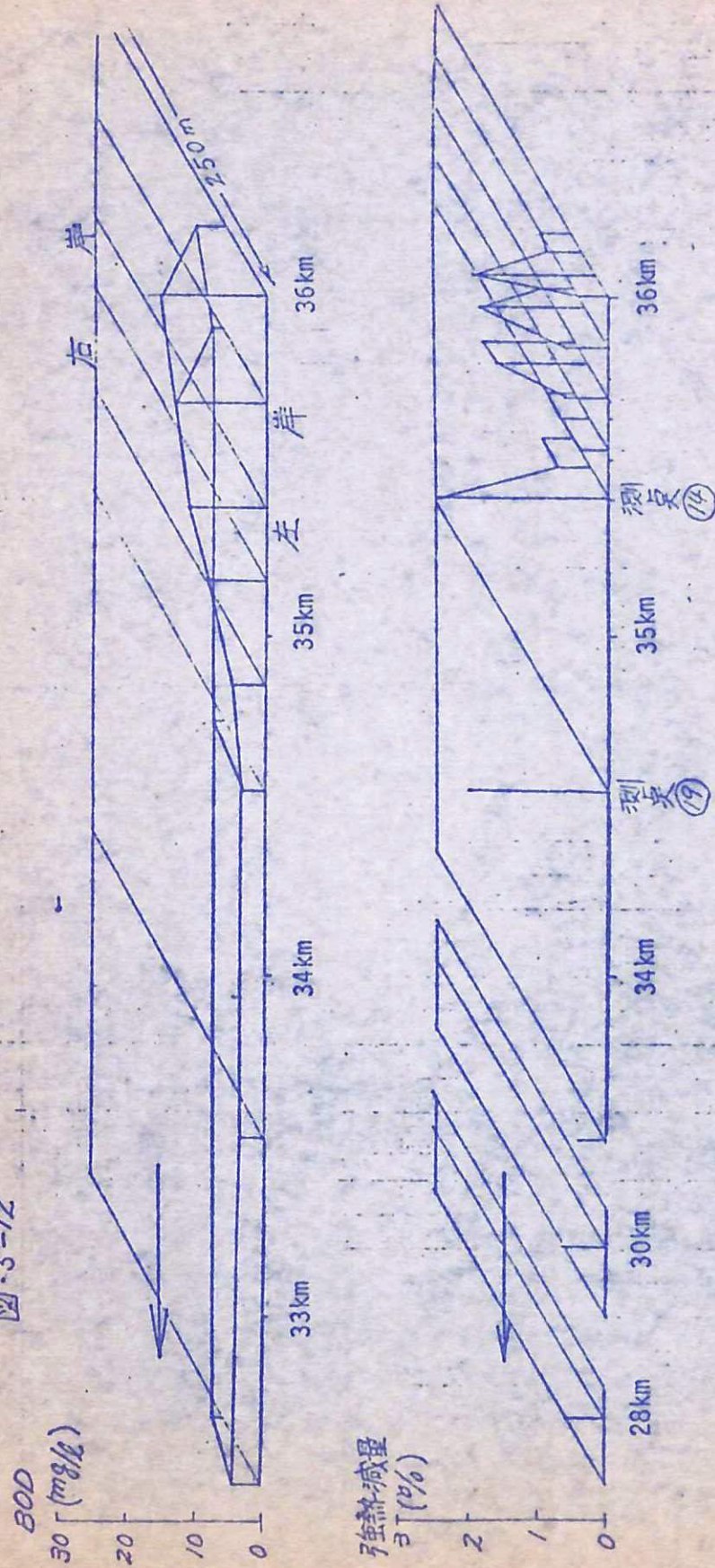
DO-----JIS.K.0102の24.3の方法で測定した。

表 5-2 水質分析結果

測定項目	調查地點		1		4		8		10		14		17		18		19		20		21		22		23		
	天	候	晴	晴	晴	晴	晴	晴	晴	晴	晴	晴	晴	晴	晴	晴	晴	晴	晴	晴	晴	晴	晴	晴	晴	晴	
採取時刻 (時:分)			14:05	14:15	14:30	14:25	14:35	14:45	15:05	15:05	15:05	15:15	15:20	15:30	15:35	15:35	15:35	15:35	15:35	15:35	15:35	15:35	15:35	15:35	15:35	15:35	15:35
全水深 (m)			1.0	1.0	1.0	1.2	1.0	0.8	0.8	0.8	1.0	0.8	0.9	1.0	1.0	1.0	1.5	1.0	1.0	1.0	0.9	1.0	1.0	1.0	1.0	3.0	
採取水深 (m)			表底	表下	表下	表下	表下	表下	表下	表下	表下	表下	表下	表下	表下	表下	表下	表下	表下	表下	表下	表下	表下	表下	表下	表下	
水温 (C)			20.7	18.7	21.4	14.6	20.6	19.3	19.4	16.8	14.8	16.8	16.9	16.9	16.5	14.8	16.8	14.8	14.8	16.9	16.9	16.9	16.5	16.5	14.8	14.8	
色			d.r.b.	s.y.g.	d.r.b.	d.b.g.	d.r.b.	d.r.b.	y.b.	l.	d.g.	l.	l.	l.	l.	l.	l.	l.	l.	l.	l.	l.	l.	l.	l.	d.g.	
透視深度 (cm)			25.0	30.0	21.5	30.0	30.0	30.0	28.0	30.0	30.0	30.0	30.0	30.0	30.0	30.0	30.0	30.0	30.0	30.0	30.0	30.0	30.0	30.0	30.0	30.0	
pH			6.9	7.0	6.9	7.0	7.0	6.9	6.9	6.9	7.0	6.9	7.0	7.0	6.9	7.0	6.9	7.0	7.0	7.0	7.0	7.0	7.0	7.0	6.9	6.9	
D O (ppm)			2.5	4.7	2.1	10.0	2.6	3.3	5.2	5.2	8.2	8.2	7.3	7.3	7.5	9.9	7.2	9.9	14	5.2	5.1	5.1	4.9	4.9	13	13	
BOD (ppm)			15.8	4.2	13.8	1.5	12.0	8.2	5.0	5.0	10.3	10.3	15.6	15.6	5.1	5.0	5.0	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	
COD (ppm)			23.5	6.9	17.8	1.8	19.3	15.6	5.1	5.1	19.3	15.6	15.6	15.6	5.1	5.0	5.0	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	2.3	
S S (ppm)			20	10	20	2	15	13	16	16	15	13	13	11	12	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	

(r.b. = reddish brown d.r.b. = dark reddish brown s.y.g. = strong yellowish green)
 (d.b.g. = dull blue green l. = leaf d.g. = deep green y.b. = yellowish brown)

图 5-12



COD----- JIS. K. 0102の13の100°Cにおける過マンガン酸カリウムによる酸素消費量を測定した。

BOD----- JIS. K. 0102の16の方法で測定した。

SS----- JIS. K. 0102. 10. 2. 1のガラス濾過法で測定した。

(b) 調査結果についての検討

表-5-1に示す底質の強熱減量および表-5-2に示す水質分析結果のうちのBODの水域内分布を3次元的にプロットすると図-5-12のようになる。

図-5-12において、上の図がBOD、下の図が強熱減量である。また図の右側が上流、左側が下流となり、さらに手前が左岸、向う側が右岸になる。したがってBODについてみると、境川、逆川が流入する36km地奥においては左岸のBODがむとも高くっており、流下につれて、また右岸寄りになるにつれてBOD値は低下している。

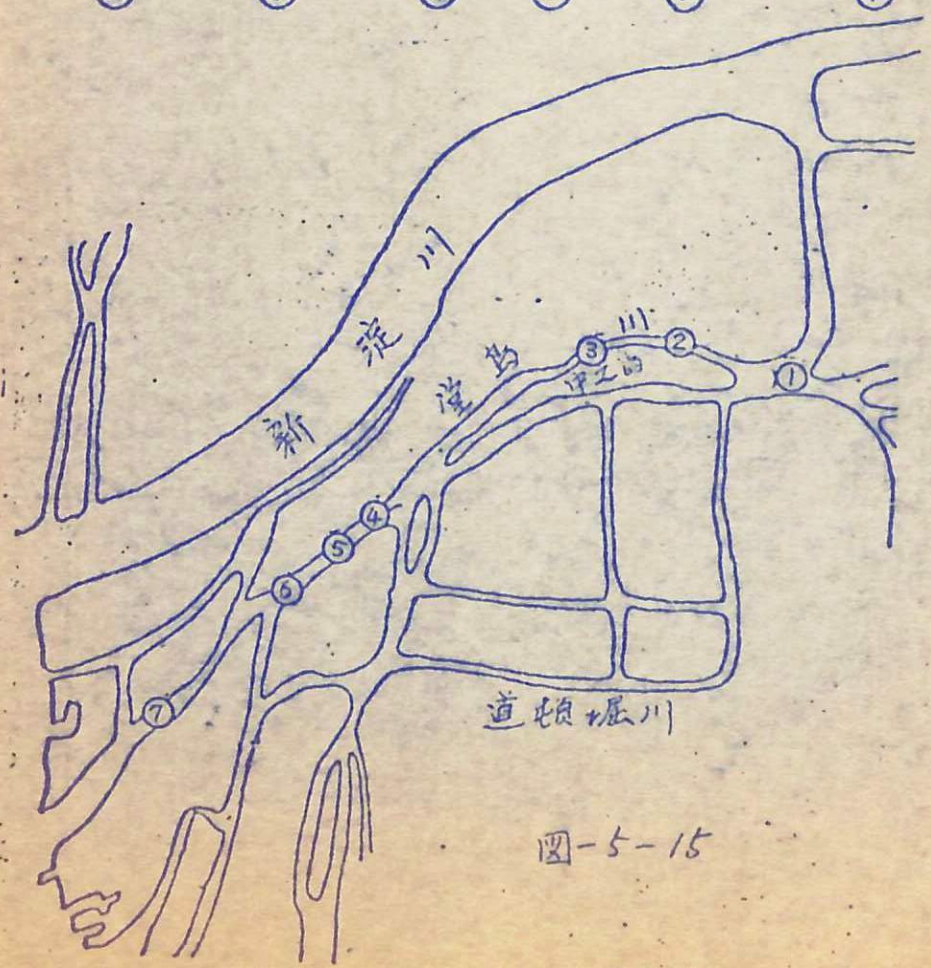
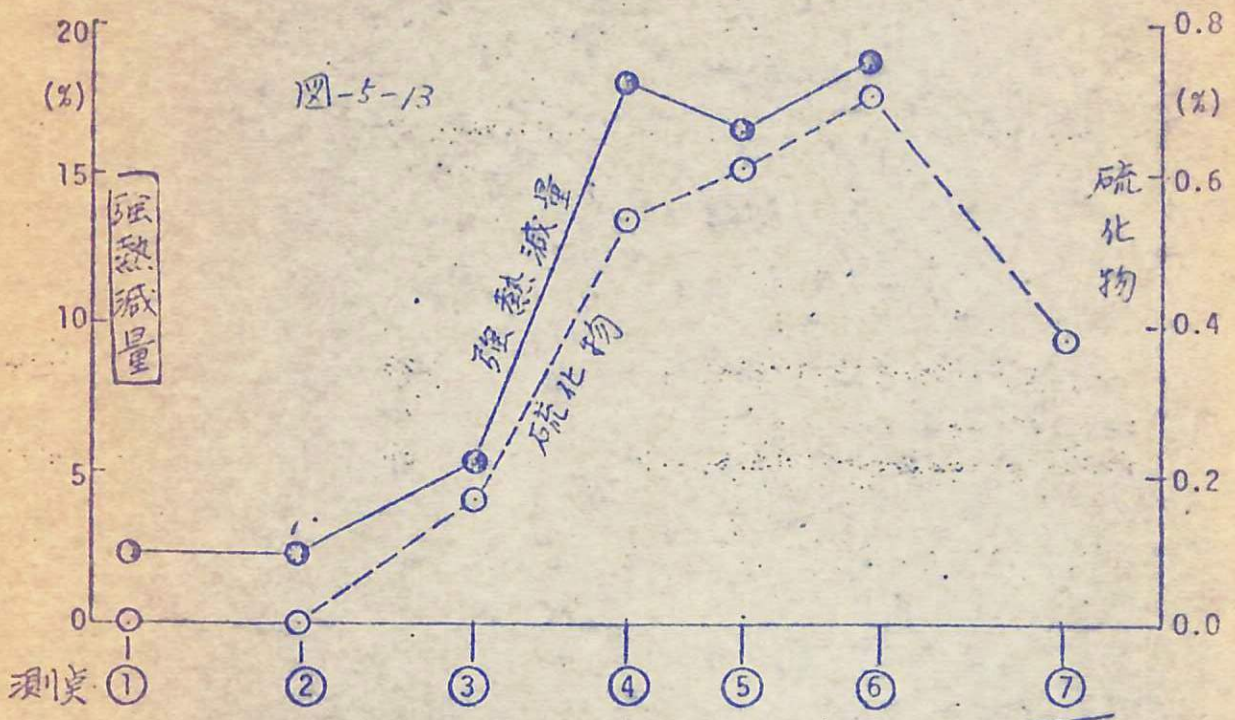
強熱減量の場合、測点⑭および⑰の値を除けば、BODの場合と同様の傾向が認められ、流入地直下流付近の値が高い。測定結果中最高の値を示した測点⑭は桑原場水枝場の取入口であり、堤防が凹字形にくぼんでいる。このため沈降可能物質が沈殿堆積しやすい場所である。測点⑰は羽島橋直下の左岸で、淀みかできているところである。

調査に際しては、現場にくわしい漁業者に船頭を依頼し、平常、ヘビの堆積している場所を選んで採泥したが、36km地奥から南濃大橋までの間において、36km地奥付近および測点⑭、⑰を除けば、腐敗性有機物を含む汚泥の顕著な堆積はなかった。

表-5-1の強熱減量測定結果と比較するため、図-5-13に大阪市内河川の底質調査結果¹⁾、図-5-14に東京湾の底質調査結果²⁾を示す。

大阪市内河川の測定結果、図-5-13において、横軸の測点番号は図-5-15に示す採泥地奥に相当する。すなわち測点①は中之島上流端付近、測点②、③は堂島川、測点④～⑦は安治川に選定してある。図-5-13の縦軸は強熱減量および硫化物(H_2S とて)を示しているが、堂島川の底質は他に比較して良好であり、強熱減量は3～5%程度である。一方、安治川は当時水質の汚濁ははげしかったが、底質の強熱減量は15～18%にも達しており、硫化物も多く、腐敗性汚泥特有の黒色を呈していた。

図-5-14の東京湾底質の強熱減量をみると、江戸川地先および湾口部の値が相対的に低く、2.8～6.4%程度となっている。これに対して湾中央部で



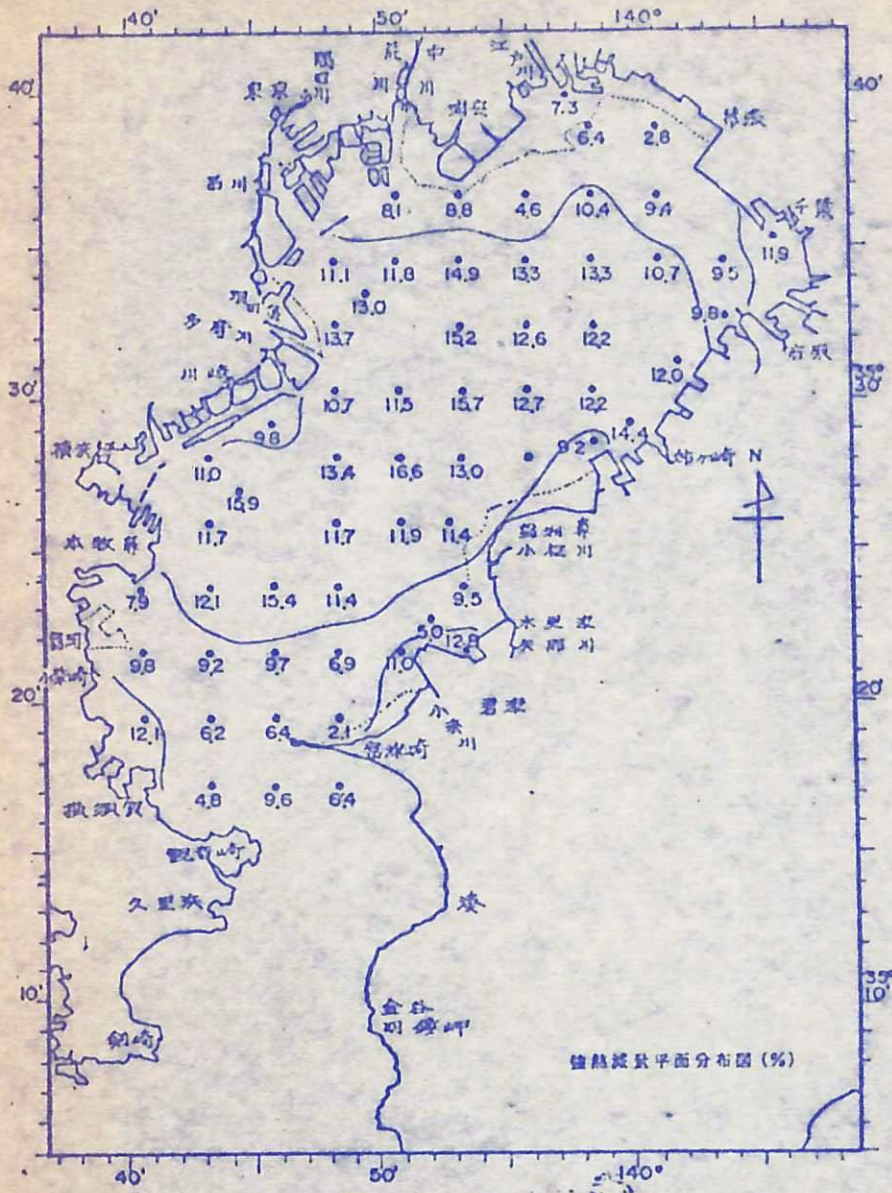


図-5-14

15~16%以上の値が測定されている。

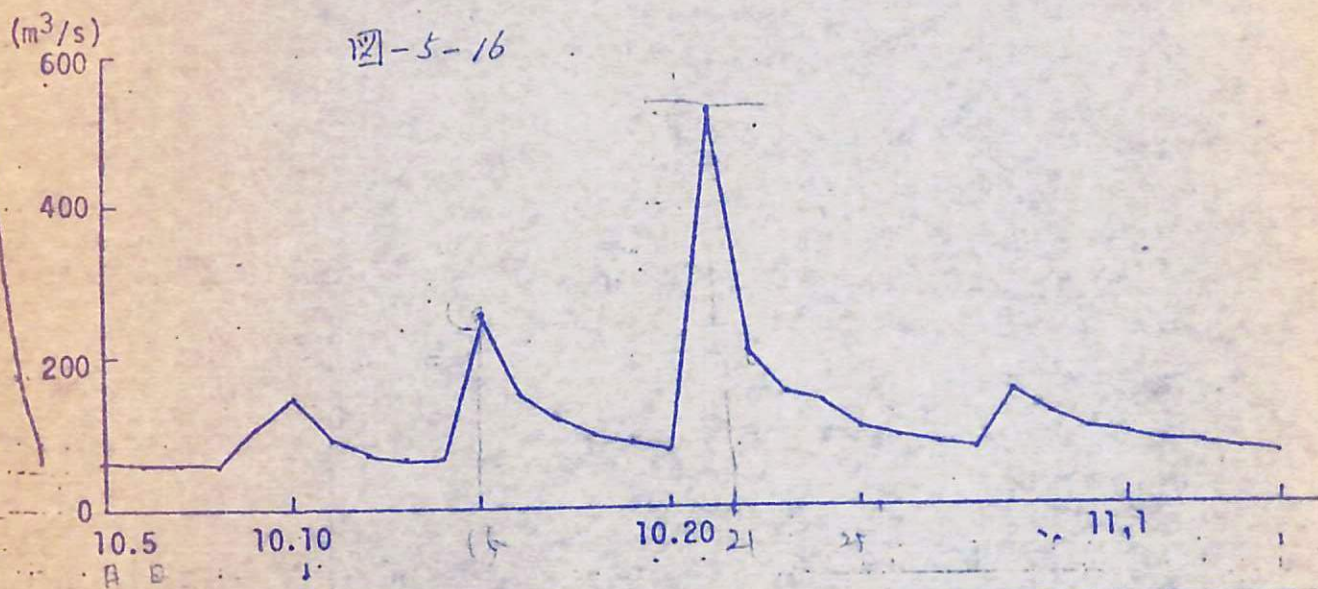
これらの調査結果と比較して明らかのように、表-5-1に示す0.5~0.6%程度の強熱減量はほとんど腐敗性有機物を含まない、清浄な底質であることを示している。事実、これらの試料の大部分は砂であった。

表-5-1に示す測定値のうちの高いものは、汚濁度の高い支川の流入先付近および局所的に淀みのできるところでスポット的に現れている。しかしこれらの値が高いといっても2%程度であり、安治川や東京湾の例に比較すれば、有機性汚濁の程度はやはり低いものである。

船頭を依頼した漁業者の話によると、今年調査して強熱減量が高かった

地質でも、普通より教段良好な状態であり、またこれらの地質以外の教地質でも時期によっては多量の汚泥の堆積があるとのことであった。さらに、調査時の底質が良好であった理由として、本調査前に相当の出水があったことをあげていた。

図-5-16は建設省木曾川上流工事事務所から提供された、本調査前の10月5日から調査時の11月4日における長良川豊俣流量である。この資料によれば、10月15日に $258.3 \text{ m}^3/\text{s}$ 、10月21日に $529.3 \text{ m}^3/\text{s}$ 、ついで22日 $209.2 \text{ m}^3/\text{s}$ といっ



たように、 $200 \text{ m}^3/\text{s}$ 以上の流量が3回観測されている。調査日は10月15日の出水から教之水は20日後、10月22日の出水から教之水は14日後ということになるが、前述のように調査結果が底質のいちじろしい有機性汚濁を裏付けするものであることから、この程度の出水があれば現状河床の場合、底質が清浄に復することは事実として認めることができる。

つぎに腐敗性有機物が堆積することにより、底質に有機性汚濁が生じる主な原因としては、前述したように①発生源から、懸濁性の腐敗性有機物が直接放流される、②水域で多量の好気性細菌が増殖し、それが懸濁物を形成する。③水域で多量のプランクトンが増殖し、それが懸濁物となることが考えられる。

まず③のプランクトンの関係であるが、4.の検討から明らかになるように、現状では問題になるほどの量までプランクトンが増殖していないので、現況解析では無視することができる。つぎに、①であるが、表-5-2の水質調査結果が示すように、BOD、CODが高いときでも浮遊物質濃度(SS)は 20 mg/l 程度であり、この程度のSS濃度と、多量の腐敗性有機物が局所的に堆積すると

いうこととを直接、結びつけることは困難と考へられる。

そこで測定⑧の試料を顕微鏡で観測したところ、意外なことが明らかになった。すなわち、写真5-1は測定⑧の顕微鏡写真であるが、試料中には多量のスフェロテイルス(Sphaerotilus, ミズワタ)の存在が確認された。

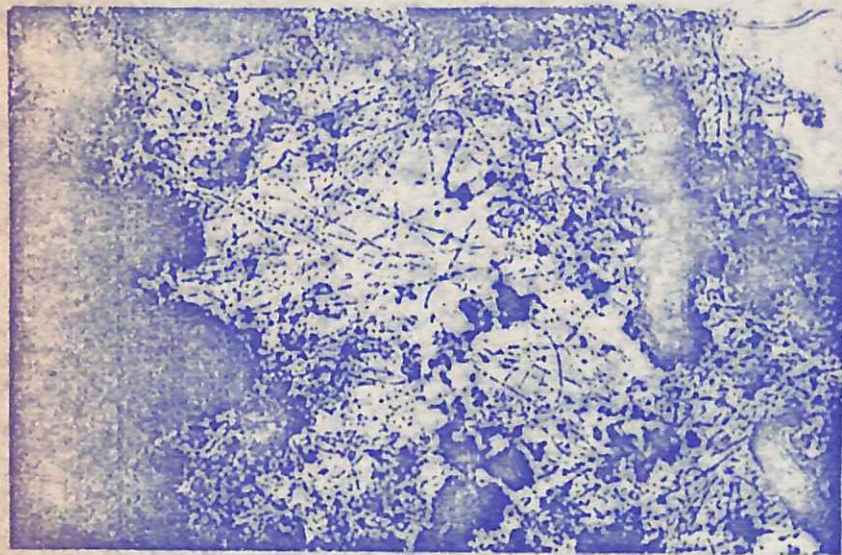


写真5-1 測定⑧試料の顕微鏡写真(165倍拡大)
(黒い塊は汚泥、多数の糸状のものがスフェロテイルス)

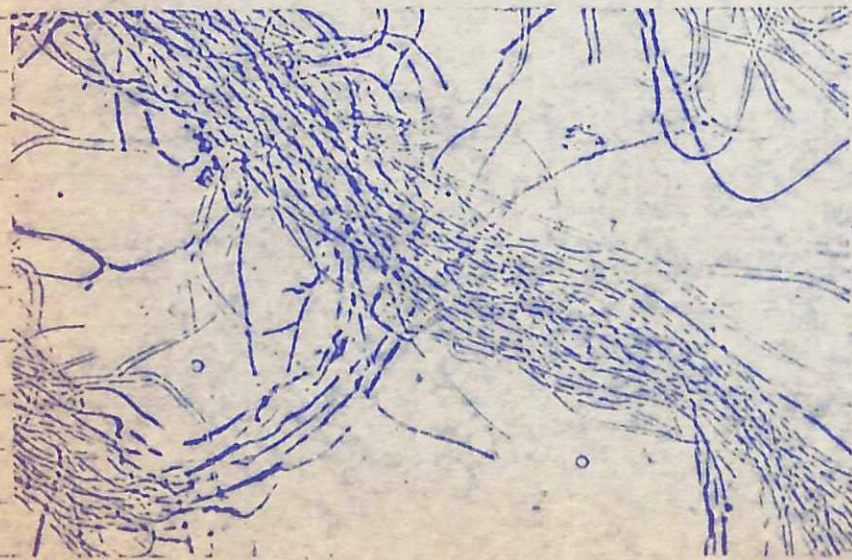


写真5-1' スフェロテイルスのみの拡大写真(165倍)

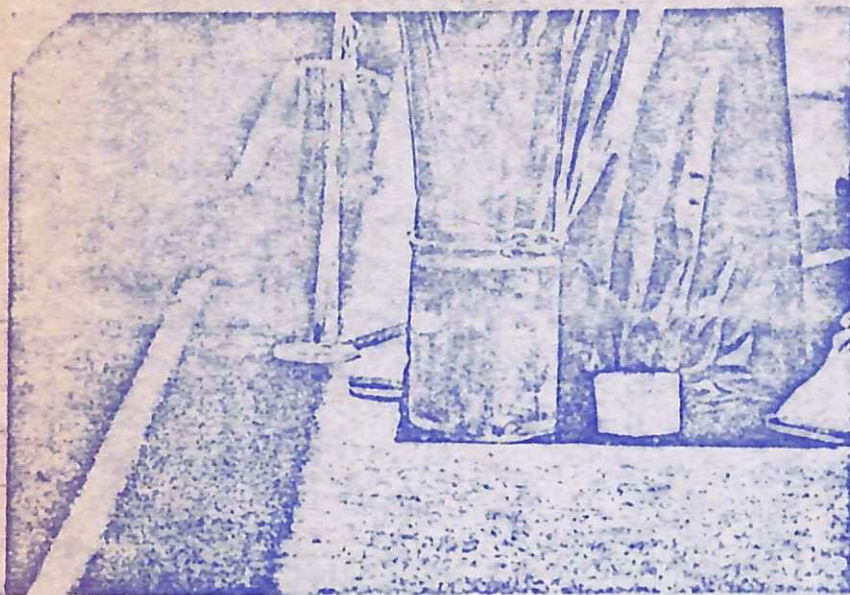


写真-5-2 ビーカーに採取した浮遊ミズワタ

ミズワタの形

実は36km地奥で調査を行なっているとき、逆川から多量の綿状のもの(写真5-2)が流入してきており、その実体を確かめるためその採取も行なっていたが、実験室で調べたところ、これはスフェロテイルスの集団であることが明らかになった。

写真5-2に示すように、逆川からは平均して長さ30cm程度の綿状のかたまりになったスフェロテイルスが流入していたが、試料がんに採取すると、急速に沈殿していった。

津田松南著「汚水生物学」¹³⁾にスフェロテイルスについての記述があるので、それをそのまま以下に引用する。

汚れた川の川底の石や、岸の護岸や、あるいは杭などを羊毛のかたまりのような観をしたものが、一面に被っていることがよくあるが、このかたまりはスフェロテイルス(ミズワタ)であることが多い。このかたまりはさらに糸状物の集りによって形成されている。その糸状物自体が、実はスフェロテイルス菌のコロニーなのである。これを顕微鏡下で見ると、6~10μの幅をもった粘液質の鞘のなかには、長さ4~6μ、幅2~3μの細胞が入っているのを認めることができる。

コロニーのかたまりの色は、一般に糊のような乳白色である。栄養のよきときには、とくにそのような色をしている。なかに水酸化鉄などがたまっている場合があるが、そのときは褐色あるいは灰色にみえる。

川底や川岸にできたコロニーの塊が流れて大きくなると水流の力でちぎら

水ていくが、そのうちに、水中の石や沈木にひっかかると、そこで菌が増殖する。この類は、川でも、かなり流速のある場所にもみられ、流速のおそい場所や止水にはみられない。一般に、都市下水のほか、醸造、酪農、炭粉加工、紙漉、あるいは精糖などのような有機化学工業の廃水の放出される川には大量に発生する。ただし、この場合、水中に溶存酸素が全然なければ、発生しない(他の菌が発生)。かなりの酸素が存在するときのみスフェロテイルスが発生する。

したがって、たとえば酸素の少ない下水溝ではスフェロテイルスがみられないが、この下水溝が、きれいな川に注ぐ地帯には、局所的にスフェロテイルスが発生する。例として、京都の市街を流れる疏水の水がきれいなのでスフェロテイルスがみられない。この疏水に、いくつかの下水管がそそいでいるが、下水管内の汚水は濃すぎ、かつ酸素が不足で、ここにもスフェロテイルスは発生していない。しかしこの両者の混るところに局所的にスフェロテイルスが発生する。ちょうど下水濃度が濃すぎずかつ溶存酸素が存在するという条件が満たされるのである。もっとも、さらにうすめられまうと、またスフェロテイルスは消えてしまう。

さて、コロニーからちぎれた塊は水に流されるが、流されたスフェロテイルスは、川の淀みにくるとそこで沈殿し、死滅し、腐敗する。いわゆる二次汚染をおこす。ヨーロッパのライン河やドナウ河のように、大きい川が汚染した場合、そしてその途中に堰止湖のある場合、流れてきたスフェロテイルスが堰止湖に沈殿して、底に腐泥を形成し、かつ H_2S を発生する。こういうとき、堰止湖の水産的条件はきわめて悪いものとなる。

そこで次に、このスフェロテイルスはいかなる物質を栄養とするのであろうか。Wuhrmann (1949)によると、スフェロテイルスは、アミノ酸およびその分解産物である NH_3 および硝酸塩窒素と炭水化物とを利用していう。スフェロテイルスの窒素源としてアミノ酸は不可欠である。しかしそれは非常にうすい溶液として始めて有効で、濃すぎるとはいけない。したがって、たとえば、スフェロテイルスを培養するとき、トリプトファン、システイン、メチオニンというようにアミノ酸を $0.2 \sim 0.5 \text{ mg/l}$ 以上の濃度に入れた場合には、増殖は著しく抑えられる。一方、未処理の都市下水に溶存するアミノ酸は $3 \sim 5 \text{ mg/l}$ ほどのほめており、かつ個々のアミノ酸はおそらく 0.5 mg/l 程度は存在しているであろう。これはスフェロテイルスの発生のためには濃すぎるのである。したがって、家庭下水には、もつうそのままではスフェロテイルスが発生しない。ほのままの下水がきれいな川の水によって20倍くらいうすめられたような場合には、スフェロテイルスがよく発育する。また、下水溝のような濃い汚水が、他の水によってうすめられることなしに流れる場合、ある距離を流れる間に他の

バクテリアによってアミノ酸が消費され、その濃度が適当に下ったあたりから、はじめてスフェロテイルスが発生したということになるのである。

なお、スフェロテイルスの必要とする炭素は蛋白質、ペプトン、アミノ酸、グルコース、マンニト、とくに単糖類のような化合物より摂取し、澱粉やデキストリンからは摂取できないという。

最後に、この汚水菌の増殖を防止はどうか。それには、

1) スフェロテイルスの栄養となる物質をあらかじめ分解してしまうため、生物学的処理をする。

2) 化学薬品によって汚水菌を撲滅する。

の2つが考えられる。1)は川に汚水を放流するまでに汚水処理を行なうということである。2)の薬品としては、塩素添加が第一に考えられることであるが、この方法は、スフェロテイルスの発生を、ほんのわずかの距離の間おさえないという場合ならば、推奨できる。たとえば、汚水を小さい溝を通じて、川に放出するような場合、その川にできるまでの短い距離の間をおさえないというような場合にはよい。しかし、長い距離にわたって、発生を防止するには役立たない。

以上の説明から明らかになるように、スフェロテイルスは一種の好気性細菌であり、水質および水流が所要の条件になったとき、川底や川岸に大量発生し、さらにそれが水流の力でちぎられ、下流へ移送されて沈殿堆積する。したがって、長良川下流域で問題になっている腐敗性有機物の局所的な大量堆積は、前記②の原因によるものと考えられる。

この実をさらに確認するため昭和52年1月8日、再度現地へ行き、境川および逆川を長良川との合流点から上流へさかのぼってみた。写真5-3〜5-7はそのとき撮影したものであるが、岐阜市、羽島市内の境川、逆川でスフェロテイルスが相当広範囲にわたって発生していることが明らかになった。写真5-3において、ヌルヌルした感じの茶褐色付着物が流水の中の石の表面等にみられるが、これがミスワタである。写真5-4、5は河床一面にミスワタが繁殖している。写真5-6は枯水に「あし」が水中にたまったところに発生したミスワタであり、典型的な綿状の集団をついている。この「あし」を手で握って軽く振ると、大部分のミスワタははく離し、流れていった。後述するように、スフェロテイルスの発生は水温と密接な関係にある。1月8日、スフェロテイルスの発生している場所の水温は13℃であり、適温とはいえない。したがって高水温期には、これ以上の大量発生があるものと推測される。

写真5-3 境川(岐阜市細田)



写真5-4 境川(岐阜市神清寺)

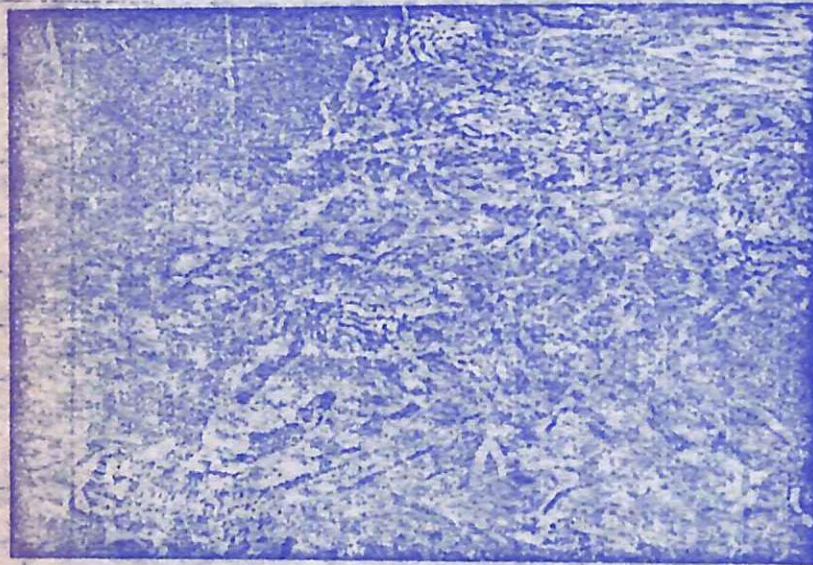


写真5-5 逆川(名鉄竹鼻駅裏)

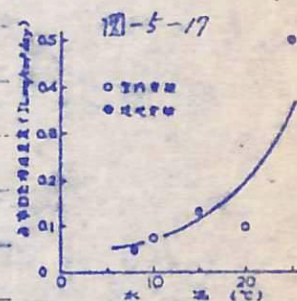




写真 5-6 境川(柳津町)

芦立⁽¹⁾は石狩川支川子朱別川に発生したミスワタを採取して培養実験を行ないその増殖速度と水温との関係につき、図-5-17の結果を得ている。

この結果によれば、水温 10°C 付近から、水温の上昇に伴い増殖速度は急激に増大していることがわかる。したがって、ミスワタの問題は高水温期にとくに重要であり、付着量が増加するばかりでなく、河床からはく離し、浮遊状態で流送されるミスワタ量も増加する。



今度の調査では、浮遊ミスワタ量を測定する時間的余裕はなかったが、昭和41年夏季、石狩川本流(伊納橋-深川橋間)で調査した結果によれば、 200l の河水を24時間放置したとき、約 20ml の水わたが沈殿していた。これをppm単位で表わせれば、 100ppm に相当する。なお、このときの河水のBODは $4\sim7\text{mg/l}$ であった。また、江戸川においては、昭和41~43年当時、流下してくるミスワタの数が計測されており、 1l の河水中で最大 4g という結果がえられている。⁽¹⁾なお、この調査期間における河水のBODは $1\sim6\text{mg/l}$ であった。

11月4日の調査時の逆川(測候①)のBODは 45.8mg/l となっており、上記の例のBOD値に比較して2倍以上の値となっており、この点に注目しても、境川、逆川水中に存在する浮遊ミスワタの数は、上記の測定結果より大きかったものと推定される。いずれにしても大形の浮遊ミスワタのかたまりの相当数が、実際は境川、逆川から長官川本川へ流入していた。

このように水分の多い、すなわち比重が水に近い大形の物体の多数が水流によって移送される状態は、秋季、多数の落葉が散在しているところに風が吹いたときの状態によく似ている。すなわち、地面に落ちた枯葉は風が吹いたとき、風の吹く方向に移送されるが、風によって何処までも移送されるのではなくて、それらの多くは吹き溜りに集められる。この吹き溜りが水の淀みに相当するわけである。

浮遊物質の沈殿除去を目的とする、汚水処理の沈殿池の場合には、池内において、全体の流水を緩かにして、浮遊物を均等に沈殿させるようにする。これに比較して上記の沈殿堆積機構は異なっており、河川の平均流速は大であるにもかかわらず、流水の周辺部にできる淀みに浮遊物が巻き込まれ、そこに集中して沈殿するようになる。したがって現状でも、大量の腐敗性有機物が局所的に堆積し、美観をいぢるしく損ねているばかりでなく、底息性のボウ、フナ、コイ等に異臭をもたらす原因になっている。

「芦立ら⁽¹⁴⁾」はミズワタの増殖に関する実験に加えて、その分解実験も行っている。この実験では、牛久保川河床の石に付着したミズワタを採取し、清浄な河川水と混合した後、 20°C のもとで静置および攪拌させながら、強熱減量の変化を測定している。その結果によると、攪拌した場合、2日程度までに急速な分解がみられ、当初量の半分程度になるが、それ以後はほとんど分解がみられない。一方、静置の場合には、最初から分解速度は遅く、2日後で、当初量の20%程度が分解されるにすぎない。

上記の実験結果から推定すれば、淀みに堆積したミズワタはなかなか分解されず、相当量のものが長期間残存するものと考えられる。

つぎに、ミズワタを主体とする腐敗性堆積物の酸素消費については、測点①、⑥、⑭、⑰に対して図-5-3~6の結果が得られている。これらの測定結果では実験に供した底泥の量が一定になっていないので、直接比較することはできない。そこで1gの底泥が、1、5、10日間に消費する酸素量を図の結果から計算して求めると、表-5-3のようになる。

表-5-3には参考として、各測点の強熱減量(表-5-1)および図-5-8~11の沈降分析結果から読みとった沈降速度 0.3cm/s (10.8m/h)以下の成分が全体に占める割合(%)を記入してある。

表-5-3

測 点	最初の1日当 酸素消費量 (mg/g/d)	最初の5日間 酸素消費量 (mg/g/5d)	最初の10日間 酸素消費量 (mg/g/10d)	強熱減量 (%)	沈降速度 0.3cm/s以下 の割合(%)
1	1.8	2.1	3.3	0.43	5
6	8.4	24	34	1.52	10
14	8.3	23	39	2.53	30
19	8.2	11	14	2.04	65

測点①は強熱減量が小さいことから明らかのように、ミズワタ等、腐敗性有機物の含有量が少いため、酸素消費量も全体的に小さい。測点⑥および⑭はほぼ同じ傾向を示し、酸素消費量は最高水準にある。これと比較のため隅田川の底泥について同様の試験を行って得られた、5日間の酸素消費量を表-5-4に示しているが、測点⑥、⑭に局所的に堆積している底泥の酸素消費量はこれらの高水準のものと同程度であることが注目される。

表-5-4

	底泥による5日間の酸素消費量(mg/g/5d)		
	上層泥	中層泥	下層泥
志茂橋 (新河岸川)	21.5	9.93	1.12
常盤線鉄橋	33.6	5.48	0.70
吾妻橋	10.6	2.65	0.72
兩國橋	1.17	0.97	0.74
永代橋	16.6	18.4	0.32

註

表-5-3に示す測点⑭の酸素消費量は、強熱減量値がほぼ同じであるにもかかわらず、測点⑥、⑭よりいちじるしく減少している。これは測点⑥、⑭が上流側に位置し、そこに比較的新鮮な腐敗性有機物が堆積しているのに対して、下流にある測点⑭ではある程度分解の進んだ腐敗性有機物が堆積しているためと考えられる。このような傾向は隅田川の調査結果、表-5-4にも認められ、長期間堆積している下層の泥ほど、また、下流地帯の泥ほど、酸素消費量が小さくなっている。なお、表-5-2の水質調査結果をみると、測点①、⑧、⑭、

⑭では溶存酸素が2.1~3.3mg/lといちじるしく低下しており、強熱減量2%程度、あるいは5日間の酸素消費量が20mg/g程度の汚泥が多量に堆積すれば、局所的ではあるが、溶存酸素に大きく影響していることがわかる。

表-5-3において、沈降速度0.3cm/s以下の成分割合と強熱減量とを対応させてみると、測莫⑭の場合を除き、両者は比例関係にあることがわかる。すなわち、強熱減量が高ければ、それに応じて沈降速度0.3cm/s以下の成分割合が増加している。図-5-8~11から明らかのように、沈降速度0.3cm/s以下の成分は、細砂のような沈降速度の大きい成分を除いた残りの成分の大部分を占めている。また、沈降速度の大きい細砂は強熱減量がほとんど0と考えられるので、理論的にもこのような比例関係が成立するものと考えられる。ただし、測莫⑭は他に比較してより分解の進んだ腐敗性有機物を含んでいるので、多少傾向は異なるが、それでも細砂を除いた残りの成分の多くは0.3cm/s以下の沈降速度を示すものであるので、腐敗性有機物として問題になるのはやはり沈降速度0.3cm/s以下の成分と考えられる。

境川、逆川から流入したときの浮遊ミズワタはかたまりそっくり、大形であるため、採取すると、採水びんの内で直ちに沈殿する。しかし河床に堆積し、分解がはじまると、そのかたまりは解体され、結局、沈降速度が0.3cm/s以下のものに細分化されるものと考えられる。したがって浮遊ミズワタの堆積によって形成された底泥においては、0.3cm/s以下の沈降速度をもつ成分が腐敗性有機物として問題になる。

前述したように、長良川下流域においては現在でも隅田川の底泥程度の酸素消費を示す汚泥が局所的に多量堆積し、美観上および水産上の問題を発生させている。とくに堆積が淀みに集中を起していることが本水域の特徴として指摘される。ここで、先に例として引いた汚水処理の沈殿池を考慮してみると、淀みを無くすれば、沈殿が起るとしても、それは河道内で均等に起り、局所的に集中した堆積はみられまいであろう。

現在河床および計画河床において、湯水量、低水量ならびに平水量のとき各地実における流速はすでに図-3-5に示している。この図によれば、現在河床の場合、20~40kmの範囲においてはほぼ20cm/s以上の流速が保たれている。そしてこのような状態においては局所的堆積が問題になる。一方、計画河床の場合には30kmより下流で急激に流速が低下し、低水量では5cm/s以下になる。この程度の流速では上述した均等の沈殿が起るものと考えられる。このとき、流下方向のどの程度の範囲に、どの程度の厚さで汚泥が堆積するか、ということと定量的に予測するためには、改めて調査

する必要があるが、定性的には現在の局所的堆積を広範囲に及ぼすことによる
から、堆積範囲が広くなるだけ、堆積厚は薄くなり、少なくとも美観上の障害は
解消するものと考えられる。また、局所的多量の堆積が起れば、堆積物の
分解は嫌気性になり易く、異臭源になる分解産物がつくられる可能性が高
くなる。しかし、薄く堆積すれば、好気性分解に必要な量の酸素が供給できる
ので、好气的に分解が進み、嫌気性の場合のような障害が生じなくなる可能性も
考えられる。さらに現実の問題としては、計画の実施によって、水位変化が
起るのは、図-1-1に示すように40kmより下流になるが、図-3-5の流速推
定値からみると、30kmから40kmの間は、計画の実施によってむしろ流速は
大になり、汚泥堆積の危険性は緩和される。したがって汚泥堆積の関
係から、計画の実施による水流状態の変化が問題になるのは30kmより下流の
水域であり、それより上流は現状と変化しないと考えるのが妥当であろう。

さらに、汚泥堆積の問題に関連する汚濁源としてもっとも重要なのは境川およ
び逆川である。ところでこの川の支川から流入したミズワタの堆積は、今度の調査
では須賀(19)(34.5km)より下流では認められなかった。もっとも本調査は、その
前にお水があり、堆積の少ない時期に相当しているので、その実は考慮しておかぬ
はならないが、堆積の多い時期でもミズワタは支川から流入して30km地実に至る
約6kmの間の淀みにその大部分が沈殿堆積するものとみて大きな間違はないか
らう。また、もし30km地実より下流へミズワタが移送された場合、計画実
施後においては、前述したように均等に河床へ沈殿し、局所的堆積は生じな
いであろう。

いずれにしても、計画の実施による水流状態の変化が36km地実まで及ぶ
のであれば、ミズワタの堆積状態の変化も大きいと考えられるが、堆積に関してもっとも
重要な意味をもつ36km地実から約6km下流までの水流状態がいちじるしく
変化しないということであれば、計画の実施後においてもミズワタの堆積状態は
現状とほぼ同様と推定される。

一方、出水時、すなわち $200\text{m}^3/\text{s}$ 以上の流量になれば、現状では局所的な堆積汚泥
も掃流されて、底質は清浄に復することが確認された。X 上述したように、30kmより
上流の水流状態が現状河床の場合とほとんど相違がないことを考えれば、計画河
床の場合においても、30kmより上流については同様の掃流効果が期待できる。
したがって問題は、計画河床の場合の30kmより下流において、出水時の掃流が
どのように行われるか、ということである。また、このときに問題になる堆積物

は大形のミズワタでなく、堆積後、分解が川は解体されて沈降速度 0.3 cm/s 以下になった小粒子によって構成されている。したがって、計画実施後、水流状態が大きく変化する 30 km より下流においても、出水時にこれらの堆積物が現在河床の場合と同等に確実に掃流されるか、どうかといった点については水理学的に十分な検討を行うことが必要である。

6. 総合鑑定

水質汚濁の評価、あるいは予測を行なう際には、まず対象とする汚濁原因物質を明確にしておくことが必要である。水質汚濁の一般論において最初に問題になる原因物質は、生物の生命を直接、脅かす毒性物質であるが、これらの物質の排出は、水質汚濁防止法できびしく規制されており、もし仮りに水域の水流通態の変化によって、毒性物質による汚濁が新たに問題になったとしても、その対応は発生源の責任として考えられるべきものである。したがって、本鑑定においては、毒性物質に関する問題はすべて除外した。

本鑑定において、最重要を置いた汚濁原因物質は腐敗性有機物である。腐敗性有機物は有機性工場廃水に加えて生活排水中に多量に含まれて排出され、長良川ではもつとも排出量の多い汚濁原因物質である。長良川に限らず腐敗性有機物による水質汚濁はもつとも普遍的な汚濁であり、このため公害対策基本法にもとづく生活環境に係る河川環境基準においては、腐敗性有機物による汚濁の指標となるBODが重要な水質項目として取り上げられている。

水域において腐敗性有機物の濃度が高くなると、溶存酸素(DO)の低下や浮遊物質(SS)の増加、あるいは底質の悪化といった障害が起きる。上記環境基準では、BODに加えてPH、DO、SSおよび大腸菌群が規制項目となっているが、これらのうちここでとくに重要な項目はDO、SSであり、腐敗性有機物との関連で検討しておく必要がある。さらに本鑑定においては、生活環境に係る環境基準に含まれない水質項目であっても、堰建設、浚渫によっていちじるしく変化しそうなものがあれば、それも対象項目として取りあげておかなければならない。

適量の腐敗性有機物は水域の生態系を正常に機能させるために不可欠のものであるから、水域に対する影響をみる場合、腐敗性有機物はシアン等の毒性物質と本質的に異なった性格をもつ汚濁原因物質として理解しておく必要がある。

腐敗性有機物による水質汚濁は、生態系内の量的不均衡によって発生するものであり、つぎの三形態がとくに重要である。①酸素の過剰消費によって溶存酸素が欠乏し、水域が嫌気性に移行するため、悪臭の発生や黒虫がみられるようになる。魚貝類は生息不可能になる。②藻類が多量発生して、濁度が上昇し、また水色も変化し、美観が劣化する。

③ 懸濁性、あるいは浮遊性の腐敗性有機物の沈殿、堆積により、底質の有機性汚濁が進み、底部が嫌気性の状態になり、底生生物の生息を不可能にするとともに、底泥の嫌気性分解によって硫化水素やメタンガスが多量発生し、水域の快適性を損ねる。

(1) 酸素消費の問題

南濃大橋(約28km)および伊勢大橋(約6km)の2地実における過去の水質調査結果(水質年表:建設省)を中心に検討を行った。この2地実を含む水域は現在、生活環境に係る環境基準の河川B類型が当てはめられている。この場合のBODIに関する基準値は3mg/lであるが、現況および計画実施の推定値を比較して示せば、表-3-3のようになり、計画実施後の方が多少低くなる。しかし、推定誤差を考慮すれば、むしろ両者で相違がないとみる方が妥当であろう。

溶存酸素量の変化については、南濃大橋地実の水流状態が計画実施後においてもあまり変化しないことから、本地実の溶存酸素量は計画実施後も変化しないとみて、伊勢大橋地実の溶存酸素量の推定計算を行った。表-3-16の結果を得た。

この推定計算において、腐敗性有機物の分解による酸素消費は最終BODの低下によるものとし、これとは全く別にアンモニア性窒素の低下による酸素消費を考慮し、両者を加算することにより全酸素消費量を求めた。また、酸素供給に関しては、現況の酸素供給量を実用上の精度で予測可能と考えられるO'Connor-Dobbins式を利用して推定計算を行った。計画実施後の浚渫区内では流速が小さくなり、静水域に近い状態になるものと考えられ、このようなときには風によって発生した水流の乱水による酸素供給も重要な意味をもち得る。さらに藻類によって生産される酸素も現況に比較して多くなるものと考えられるが、ここでは安全側の推定を行う目的からいすも無視することにした。

このように計画実施後の伊勢大橋溶存酸素量の推定計算は酸素消費および酸素供給に関して相当の安全率を見込んだものになっているが、平水時、低水時においては、現況より多少低下する程度である。ただし、低下するといっても環境基準値より悪化することはない。また、低下のもっとも大きいのは渇水時であり、このときの推定値は2.3mg/lとなっている。したがって、渇水時においても水域が嫌気性になり、いわゆる死の川と稱される最悪の事態が発生する

ことはないが、魚類の生息条件からみれば問題が出てくるかも知れない。しかしながらここでいう濁水時とは年間で水質の悪化する10日間を意味するものであるから、魚類に対する影響を議論する際には、溶存酸素が 2.3 mg/l になるということだけでなく、そのような水質になるのが年間で10日間に限定されることを念頭においておく必要がある。

上記の推定計算で一つ問題が残るのは、底質による酸素消費である。事実、11月4日に行なった現地水質調査の結果(表-5-2)をみてもミズツタを主体とする腐敗性有機物の堆積が多い境川、逆川の流入奥付近では局部的に溶存酸素の低下が認められた。しかしこれはあくまでも局部的現象であり、河川横断面内の平均値からみれば無視できる程度のものと考えられる。さらに堆積した腐敗性有機物が出水時に掃流されることなく、年々蓄積していくのであれば、底質による溶存酸素の消費も無視できなくなるであろうが、そうであれば、相当の安全率を見込んだ上記の推定計算で十分と考えられる。

(2) 藻類発生の問題

腐敗性有機物の分解によって産出さる、あるいは発生源から直接排出さる窒素、リンは藻類の栄養となるものであるが、腐敗性有機物の場合と同様、その量が過大になれば、藻類が大量に発生し、それによって障害が起る。このような現象は富栄養化の問題として理解されている。

富栄養化にからむ水質汚濁は湖沼、内湾といった停滞水域で最近とくに問題になってきている。例えば、霞ヶ浦はその典型的な例である。

富栄養化に関する議論で、まず問題になるのはリンの濃度である。表-4-2に示すように、南濃大橋および伊勢大橋の全リンは $0.03 \sim 0.1 \text{ mg/l}$ の範囲にあり、表-4-1に示す分類に対応させると、富栄養湖のレベルに相当する。このため、長良川下流域の水は水質的には藻類多量発生の危険性を帯びている。

ある量のリンが与えられた場合、どの程度の藻類が繁殖するかということと予測する方法は現在確立されておらず、国際的にも活発な研究調査活動があるとはいえ、未だ開発の段階である。このように予測が困難なのは、藻類の繁殖に関連する要素が多様であることに一つの原因がある。

しかしもっとも支配的な要素は、照度と滞留時間であり、照度が十分に高く、滞留時間の長い水質においては、そこに与えられたリン濃度に対して

最大の数の藻類が繁殖する。しかし、この濃度が高くとも、照度が低かったり、滞留時間が短ければ、その濃度に対する最大レベルまで藻類が増殖することはない。

計画の実施によって水流状態が変化する区間を含む36km地奥より下流の堰予定地奥までの水域についてみると、36km地奥の河川水が堰予定地奥まで流下するのに要する時間は、現況では洪水時においても5日程度である。しかし計画が実施されると、洪水時の流下時間が5日程度にまで延長される。したがって洪水年に当って、照度の高い夏季に、流量がいちじるしく低下することがあれば、一時的に相当量の藻類が発生することが心配される。ただし、本水域と例えれば霞ヶ浦などの湖沼と大きく相違するものは、本水域においてこのような危険な状態が発生したとしても、それは一時的なものであり、出水があれば、短時間で解消されることである。霞ヶ浦の滞留時間は約180日⁽⁶⁾と推定されており、このような巨大な水体がいったん汚濁してしまえば、その状態を解消させるため水を入れ換えようとしても、それは短期間でできるものではないから、結局、汚濁の状態が何時までも続き、かつ、累積的に汚濁が進行することになる。

長良川下流水域で、一時的ではあるが、藻類の異常繁殖があった場合の問題として、浮遊物質濃度や濁度の上昇、透明度の低下が考えられる。しかし洪水時の条件のもとで、どの程度の数の藻類が繁殖するのか、定量的に予測できないので、上記のような水質変化があるといっても、変化の程度を明言することはできない。

(3) 底質の問題

11月4日の調査から、36km地奥より下流の底質悪化には、境川および逆川から流入してくるミズワタが支配的に影響しているものと考えられる。このミズワタは岐阜市および羽島市の下水道未整備地区から排出された有機性汚水により、境川および逆川の流程で自然に生産されたものである。

境川、逆川から長良川に流入してくるミズワタは大型で、沈殿し易く、流水の淀みに多量堆積している。

11月4日の調査時前に $200\text{m}^3/\text{s}$ 以上の出水が数回あったため、ミズワタを主体とする汚泥の局所的堆積は羽島大橋(約34.5km)より下流では確認できなかった。したがって、この程度の出水があれば、堆積した汚泥は

掃流され、河道外へ排出されるものと考えられる。さらに大形のミズウタは沈殿し易いこと、また、11月4日の調査で36kmから羽島大橋に限る、相当量の汚泥が局所的に堆積していたことから、境川および逆川から流入したミズウタの大部分は、浸透予定の水域(約30kmより下流)に至るまでに沈殿してしまうものと考えられる。

ここで30kmより上流域の水流状態は計画実施後も現況とあまり変わらないから、この水域の底質は計画実施後においてもほぼ現況と同程度であるものと予測される。

流水の定みに堆積したミズウタは分解の過程で細分化され、沈降速度が 1 cm/s 以下の小粒子になり、これが出水のとき流送されるものと考えられる。前述したように、現在の河床では石籠かに $200\text{ m}^3/\text{s}$ 程度の出水で堆積汚泥は掃流されていたが、計画河床においてもとくに30kmより下流において現況同様の掃流が確実に期待できるか、どうか、といった点については水理学的に十分な根拠を明らかにしておく必要があったと思う。

掃流が計画河床においても十分期待できるものであれば、むしろ計画河床の方が河川水が円滑に流水、局所的な汚泥の堆積を無くするのに役立つことも考えられる。

(4) その他

計画が実施された場合、当然のことながら、水質変化のもっとも大きいのは塩素イオン濃度であり、堰予定地より上流はすべて淡水化される。

以上、水流状態の変化に伴う水質・底質の変化につき検討を行ってきた。ここで水流状態に大きく影響するのは堰建設および浸透であり、プラケット工の影響は、これらに比較して無視できる程度のものである。また、毎秒 22.5 m^3 の取水も堰直上流部で行われるので、堰上流部の水流状態への影響は、ほとんど問題にならない。

堰建設および浸透により水流状態が変化した場合についての検討の要約として、堰予定地上流域の水質は、流量がいちじるしく減少する時期以外では現況とほとんど相違しないものと考えられる。(また底質は、流量の如何にかかわらず、現況とほぼ同等と予測される。)

腐敗性有機物による汚濁とのかんらん毒の問題になるのは、溶存酸素の低下および藻類発生である。溶存酸素に関しては、濁水時の年間10日程度、現況より相当溶存酸素は低くなるという推計結果を得た。しかしこの推

定計算では相当高い安全率が見込まれているので、渇水時の推定値^{2.3 mg/l}は十分に安全復りの数字であることから水域は常に好気性に保たれるものと考えられる。ただし、もし実際に溶存酸素がこの程度の水準にまで低下すると魚貝類の生息に支障をきたすおそれが出てくる。しかしながら藻類生産との関連でみると、藻類多量生産も渇水時に問題になるものであるから、藻類が大量発生すれば、富栄養化に起因する障害が出てくるおそれはあるが、酸素生産が活発になり、それが溶存酸素低下を緩和する方向に働く。したがって、渇水時に、酸素低下が問題になるのは、藻類の多量発生は問題にならないことになり、また、逆に藻類の多量発生が問題になれば、酸素低下は問題にならないはずである。

このような関連性を考慮すると、計画実施後において変化の起る可能性の高いのは、酸素低下よりも藻類の多量発生の方だと考えられる。なお、このような予測は出水時において腐敗性有機物の堆積が十分に掃流され、堆積の累年的進行がないことを前提にしたものである。

一方、堰下流部の問題については、とくに触れなかったが、堰を越えて下流へ送り水する水は伊勢大橋地奥の水と同様の質的特性をもつものと考えられるから、上述のうち高温期に渇水が起った場合の藻類異常発生が問題になる。しかしこの問題を除けば、とくに重大な現況との相違は見出せない。なお、堰下流部の海水は溶存酸素濃度が高く、堰越流水はじき速にこの海水と混合するから、堰上流部で問題になる溶存酸素の低下が堰下流部において大規模に発生することはないものと考えられる。

最後に、今度実際に36km付近および境川、逆川を調査してみて、これらの水域の汚濁は現状でも放置できない状態にあると痛感した。前述したように、本事件で問題になる堰建設や浚渫はこれらの水域の汚濁と直接の関係はないが、長良川下流域の水質保全のためには、最大の汚濁源になっている境川、逆川の汚濁防止が不可欠の要件になるものと考えられる。

参考文献

- 1) Fair, G.M. and Greyer, J.C. "Water Supply and Waste - Water Disposal, John Wiley & Sons, Inc., N.Y., P. 500 (1956).

2) 岩井, 合田, 南部, 松永 "汚濁河川における汚染度分布の解析"
水道協会雑誌, 第304号, P. 29, (昭35).

3) Phelps, E. B. "Stream Sanitation", Wiley, N.Y., P. 69, (1944).

4) "水理公式集", 土木学会, P. 261. (昭46).

5) 萩原 "水質の話", 全国簡易水道協議会, P. 126. (昭48).

6) D'Conner, D. J., Dobbins, W. E., "The Mechanics of Reaeration in
Natural Streams", Proc. A.S.C.E. Vol. 82, SAB, P. 119, (1956).

7) 例えば, "日本水産学会編" 水産学シリーズ7: 水圏の富栄養化と水産増養殖 恒星
社厚生閣, (1973).

8) SAKAMOTO M. "Primary Production by Phytoplankton Community in
Some Japanese Lakes and its Dependence on Lake Depth", Arch.
Hydrobiol., 62, 1-28, (1966).

9) 須藤, 他 "都市下水の二次処理水が示す藻類生産の潜在能力" 下水道協会雑誌,
Vol. 12, No. 133, P. 34, (1975).

10) 7)のP. 17

11) 第三次大阪市内水流および水域汚染に関する実態調査報告書, 京大工学
工学教室, P. 18~24, (昭33).

12) 昭和47年度水質汚濁共同調査報告書, 一都三県公害防止小協議会,
P. 86, (昭48).

13) 津田 "汚水生物学" 北隆館, P. 15~18, (1964).

14) 芦立, 川井, 卯須 "汚濁河川における河床付着「みずむし」の評価について(3)",
第31回土木学会年次学術講演会概要集, P. 557, (1976).

15) 水質汚濁に関する研究集報(Ⅲ), 北海道立衛生研究所, P. 12, (昭. 43).

16) 上野 "江戸川原水中の *Sphaerotilus* とその障害", 水道研究, 第50号, P. 1,
(1968).

17) 東京都公害研究所年報, 第2巻, P. 143, (1971).

18) 霞ヶ浦湖北流域下水道の調査研究, 茨城県, P. 57, (昭. 50).