

活性汚泥法による都市下水の処理性に関する研究

—処理水質の評価について—

北海道大学 工学部 寺嶋重雄
 “ “ “ 神山桂一
 “ “ “ 寺町和宏

1. はじめに 活性汚泥法による下水処理において安定で良質な処理水を得る為問題となっているのは流入下水における種々の変動である。本論文は変動の内容を明らかにし、変動と処理水質との関係を実験的に検討したものである。変動因子としてここでは水温、流量、有機物濃度、水質組成をとり上げ、それらの相互関連性を考えながら処理に及ぼす影響について論じ、更に屎尿有機物の処理性という観点から下水処理水のCOD_{Cr}値の評価について述べる。活性汚泥二次処理水の水処理システム内での位置、或いは限界性を明らかにすることは用水化や富栄養化の問題、更に高度処理にとって重要であろう。

2. 流入下水の変動とその影響

2-1 水温 これは時間的な変化よりもむしろ季節的な変動として北海道のような寒冷地における冬期間の水温低下による浄化効率の悪化として存在する。札幌市においては7~8月17℃±3, 12月~4月は9±3℃である。一般に水温が10℃低下することにより有機物除去活性が2分の1になると言われているが、このことは本質的に下水処理の負荷が2倍になることを意味している。その結果処理水質の悪化、バルキング等の問題が生ずる。又水温低下に伴なう問題は水質組成の問題とも関係すると考えられる。つまり水温低下によって各々の水質組成成分の浄化効率に違いがあるのではないかとということで、この点に関して検討する為以下の実験を行なった。ラクトーススキムミルクを主体とした人工下水を用い24時間サイクル fill and draw 方式で負荷を0.4 kgCOD/kgMLSSaとし、水温を20℃及び10℃の2系列について1ヶ月以上馴養したものについて実験を行なった。この人工下水は初期濃度炭水化物として700ppm、蛋白質として80ppmの組成をもつものである。実験結果を図-1、表-1に示す。表より水温が10℃低い場合、炭水化物の除去活性が48%低下するのに対し蛋白質は59%と10%以上の差があった。これより低水温時には下水中の蛋白質系有機物の浄化がより影響を受けるものと思われる。

図-1 低水温における除去特性の違い

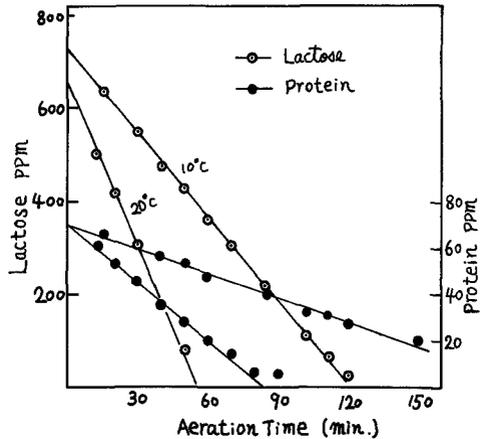


表-1 低水温における活性の低下 mg/hr gss

| 水温℃ | MLSS | 炭水化物 | 蛋白質 |
|----------|------|------|-----|
| 20 | 2045 | 328 | 240 |
| 10 | 2058 | 170 | 9.7 |
| 活性低下の割合% | | 48 | 59 |

2-2. 流量と濃度変動

周知のように家庭下水は終末下水処理場において大きな流量変動となる為正規の処理能を一時的にオーバーし種々のトラブルの原因となっている。特に団地下水処理場においては著しい変動がある。札幌市近郊にある団地下水処理場(処理人口2万3千人、分流式、エアロアクセレーター、曝気槽 668 m³)での通日調査の結果を図-2に示す。流量の変動は最大7倍であるが朝方の最低流量を除けば約2倍である。この処理場によってピーク流量350~380 m³/hrの時は曝気槽の平均滞留時間が極度になり短くなり処理水悪化の大きな原因になっている(後述3-4)。平均流量では4~5時間になる訳であるから、この問題は一部で実施されつつある貯留池(balance Tank)を設けることで解決するものと思われる。濃度変動も最低値を除けば流入下水で最高3倍、最初次級池流出水で2倍であり、処理能に問題となるようなものではないと思われる。従って団地下水処理場における負荷変動の間

題は流量変動を無くすることでほとんど解決するものと考えられる。

2-3. 水質組成の変動と処理性

水質組成の変動は大きく分けて2種類に分けられる。

一つは下水中に含まれる有機物の種類及びその量の変動であり、他は0.45μmのフィルターで分別されるこの溶解性有機物と浮遊性有機物の量比である。更に浮遊性有機物は最初沈殿池で除去されるような沈降性有機物とそれ以外の曝気槽に流入する難沈降性微細有機物(コロイド性有機物)とに分けられる。下水の有機物組成に関しては古く Leo, Walter¹⁾の研究があり、全有機物の75%を同定している。その中で比較的多いものは脂肪酸、炭水化物、蛋白質、脂肪エステル、有機酸等であった。又台田中西²⁾等は溶解性純物質を用いてBOD試験を行ない分解過程の長いものほど除去速度定数は小さいこと、TODに対するBOD₅も物質によって異なっていることを示し、更に全BOD₅に対する浮遊性有機物に由来するBOD₅が50%以上占めることから浮遊性有機物の重要性を示唆している。しかしながら浮遊性有機物の除去機構については浮遊性有機物が活性汚泥微生物との分離が困難な為、有効な研究は非常に少ない。筆者らは超音波破碎を行なった難沈降性有機物を用いてその除去機構について基礎的な検討を行なって、満足しうる実験手法と結果の一部を報告した³⁾(一部後述)。

流入下水の水質組成の時間的変動として筆者らは主に炭水化物、蛋白質、浮遊性有機物と溶解性有機物を重クロム酸COD_{Cr}として測定した。又全有機物における粒径分布を6サンプルについて求めた。サンプルは図-2の試験と同じものであり採水はコミュニターの後で行ないφ1mmの篩でこしたものを100とした。これによる全有機物の減少は5~10%程度であった。炭水化物と蛋白質の時間的変動を図-3に示す。朝蛋白質が増加するのは主に尿由来の着色を伴う有機物によるものであろう。全有機物に対する炭水化物と蛋白質の占める割合は、蛋白質の測定が溶解性部分のみであるので測定値の約2倍を全蛋白質と見つもり、COD当量をいずれも1とすれば合せ25~30%となりLeo, Walter の結果と一致する。炭水化物の測定はフェニール硫酸法、蛋白質はフォーリン法によった。

粒径分布はメンブランフィルターとJIS規格の篩を用い1000μ以下を6段階に分けた。代表的な時刻、3点を図-4に示す。全有機物に対する溶解性有機物の占める割合は、流入下水で最低24%、最高35.2%で平均31%であった。最初沈殿池流出水においては最低29.5%最大49%、平均39%であった。Stokesの沈降法則より浮遊性有機物の比重を1.02とすれば径250μで沈降速

図-2 流入下水の流量とCODの変動

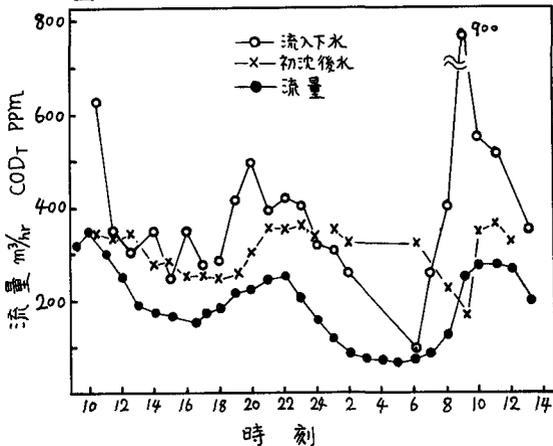


図-3 流入下水の炭水化物と蛋白質の変動

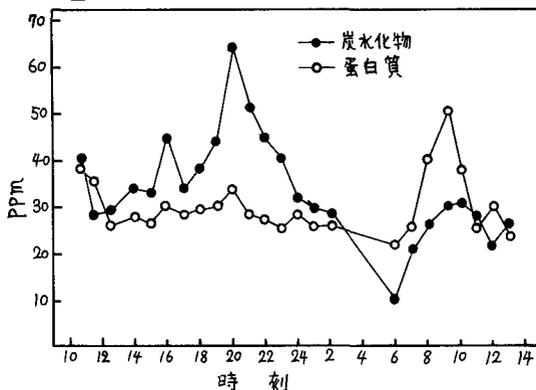
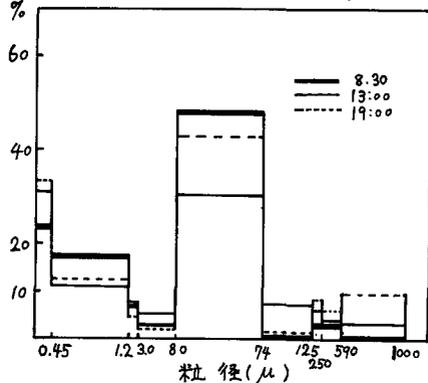


図-4 流入下水有機物の粒径分布



度は約2m/hrとなるので、難沈降性の有機物を0.45μから125μ程度まですれば全有機物中50~60%が難沈降性有機物となる。このように予想以上に溶解性有機物の割合は少なく浮遊性有機物の割合が多い。しかも難沈降性の有機物が多いことを考えると、その除去機構を明らかにすることが非常に重要となってくる。一方溶解性有機物の除去速度は主にその物質の分子量及び構造により支配されているものと考えられている。筆者らによる純物質を用い、Batch馴養された活性汚泥による除去速度を比較してみると表-2のようになる。

表-2 物質の種類と除去速度の違い

| 物質の種類 | 分子量 | 比除去速度 mg/hr gss |
|--------|------------------------------|--------------------|
| カゼイン | 高分子蛋白質 75,000 ~350,000 | 30 |
| ペプトン | 低分子蛋白質 500~5,000 | 150 |
| ラクトース | 二糖類 | 320 |
| グルタミン酸 | アミノ酸 | 147 |
| グルコース | 単糖類 | 1300 |

水温はいつも20°C、負荷0.4kg COD/kg MLSS・日のものである。高分子量の蛋白質は非常に除去速度が遅く分子量とほぼ逆相関がある。従って下水中の有機物の粒径分布をゲルコロマトグラフ等で求めることによりその処理性を把握することが出来ると考える。次に浮遊性有機物の除去パターンを図-5に示す。この実験に用いた浮遊性有機物は厨房残飯から得られる濃度の高い下水の超音波破碎により得られたものでほとんど難沈降性の有機物である³⁾。図より溶解性有機物の除去が終っても浮遊性有機物の除去は終わっていない。その時の浮遊性有機物の除去速度は非常に遅くCODで20~30ppm/hr程度である。結局流入下水中の水質組成の割合を考えると最も浄化し難い有機物は難沈降性の有機物であり、浮遊性有機物が活性汚泥処理において容易に吸着又は包括除去されるという専断的なとりえ方は間違っていると考える。以上の観点から水質組成を考えた活性汚泥法における有機物除去過程を模式化すると図-6のようになる。図中A及びBの破線で示すところで生物反応が中止せられたとすれば、Aにおいては難沈降性有機物と難分解性の有機物が残存し、Bにおいては難沈降性有機物が浄化されずに残ることになる。最終的な処理水としては沈降分離されない活性汚泥の微細フロックが上積みされたものとして放流されることになる。先の団地下水処理場において破線Aで示される浄化段階にあると思われる正午の処理水として、曝気槽の混合液を静置沈降させた上澄水を用いて先に行なったと同様な粒径分布と水質の関係をみた。同時にその曝気槽混合液をメスシリンダーにとり1時間さらに曝気を行った後、静置沈降させて得られた上澄水についても同様の分析を行ない比較した。結果を図-7に示す。1時間曝気を継続することにより明らかに処理水質が良くなっている。0.45μ以下で10ppm以上減少したことから破線Aで示される浄化段階にあったものと考えられる。又0.45μ以上についての1時間曝気後の大きな減少は、活性汚泥としての微細フロックが凝集分離されたのではなく、難沈降性有機物の除去による

図-5 浮遊性有機物の除去

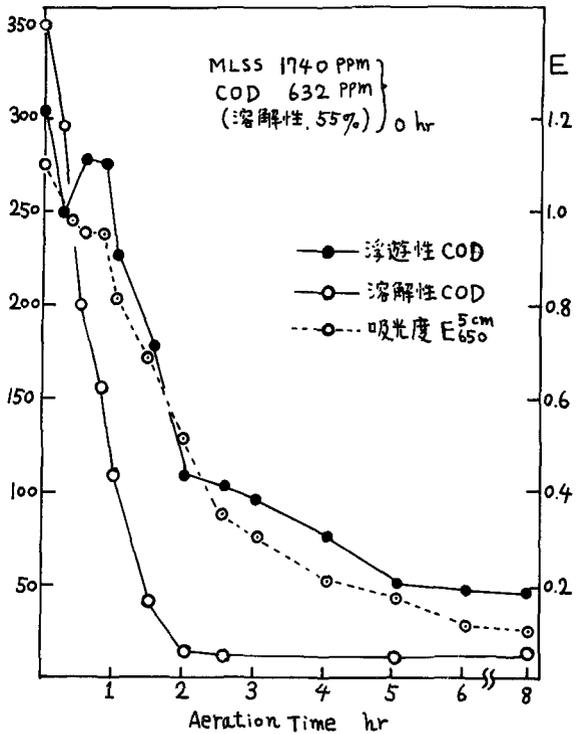
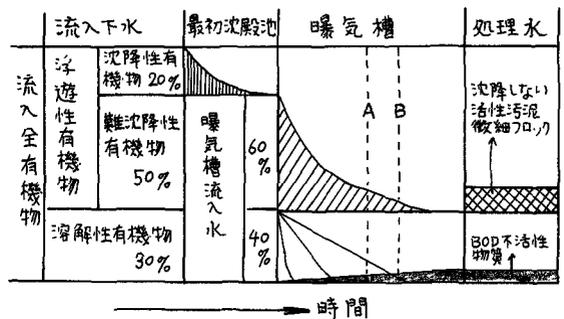


図-6



り1時間さらに曝気を行った後、静置沈降させて得られた上澄水についても同様の分析を行ない比較した。結果を図-7に示す。1時間曝気を継続することにより明らかに処理水質が良くなっている。0.45μ以下で10ppm以上減少したことから破線Aで示される浄化段階にあったものと考えられる。又0.45μ以上についての1時間曝気後の大きな減少は、活性汚泥としての微細フロックが凝集分離されたのではなく、難沈降性有機物の除去による

ものである。このことは1時間曝気前の呼吸速度が、 $40:O_2\text{mg/hr}\cdot\text{gss}$ 、1時間曝気後で $16.5\text{ }O_2\text{mg/hr}\cdot\text{gss}$ であったことから検証される。更に曝気前の上澄水に明らかな下水性の白濁が見られたことから推察される。尚曝気槽混合液のMLSSは3200PPMであった。1時間曝気後の処理水の粒径分布から解るように良好に浄化された処理水は 0.45μ 以下の溶解性有機物量と 74μ 以下の全有機物量の間にはほとんど差が無いことがわかる。従ってある活性汚泥処理プラントから出る処理水質を評価する際に単に処理水全体の有機物量を測定したり、溶解性有機物を測定したりするだけでは不十分で(何も認識出来ないのではなから)、その処理水がどの浄化段階にあるかという点から検討しなければならぬと考える。

3. 尿尿負荷率からみた家庭下水の処理性について

図-2に示したように流入下水の全有機物濃度は朝9時前後が最も高く、これは団地住人の生活パターン及び着色、臭気、UV吸収スペクトル(省略)等を考えると尿尿由来であることは明らかである。従って尿尿の生物分解性を検討することは重要であり、バッチ室内実験の結果を先に報告した⁴⁾。ここでは流入下水の時間的な処理性についてバッチ及び連続実験プラントによる検討を併せて述べる。

3-1. 家庭下水における尿尿負荷率について

図-2に示す通日試験の結果より1人1日当りの CO_D 量を算出すると約75gとなる BOD_5 を約60%とすると BOD_{45g} /日・人となる。これは梅場、堂々等⁵⁾の結果44g/日・人とよく一致する。又彼等によれば75%が雑用水で、尿尿負荷量が25%であるという。尿尿含有率は朝7~10時に最も多いと思われるので7~10時における全有機物負荷量に対して尿尿負荷率を求めてみると次のようになる。ここで朝7~10時における尿尿の流入率を1日の3分の2とした。

$$\text{朝7-10時における平均尿尿含有率} = \frac{75 \times 0.25 \times 0.67 \times 100}{\text{朝7-10時の全有機物量 } 23g/\text{日}\cdot\text{人}} = 55\%$$

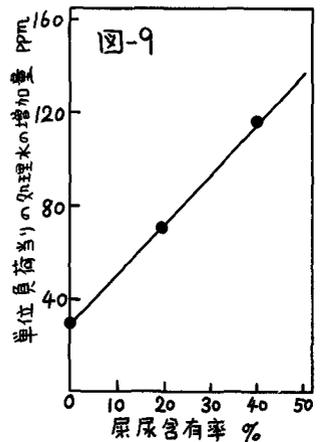
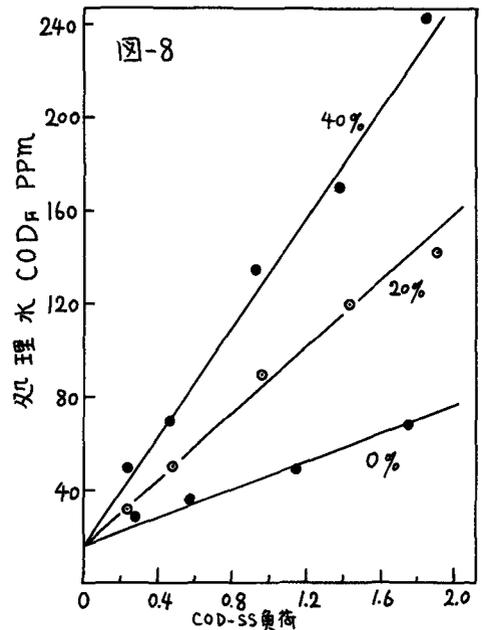
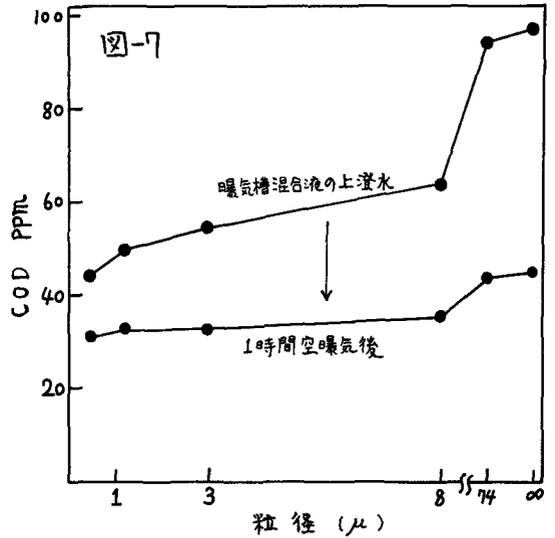
同じく尿尿の流入率を2分の1とすれば41%となる。

3-2. 朝と夜の流入下水の処理性の違いについて

先に報告した結果の一部を図-8、-9に示す。図-8は尿尿含有率を0%、20%、40%と変えそれぞれ初期下水濃度を変えた負荷変動実験の結果であり図-9は図-8より処理水の単位負荷当りの変化量と尿尿含有率との関係を示したものである。それ等の結果から処理水質は次式によって求められる。

$$C_E = C_{E_0} + \frac{C_0}{S_0} (ab + y_0) \quad \text{--- (1)}$$

C_E : 処理水質 PPM, C_{E_0} : 細胞の分解、代謝排物などとして溶出されて存



在するBOD不活性な物質で図-8の切片, PPM, C₀; 流入下水濃度又は初期基質濃度 PPM, S; 活性汚泥濃度 PPM, a; 尿管含有率, b; 図-9の直線の傾き γ ; 図-9の切片 PPM

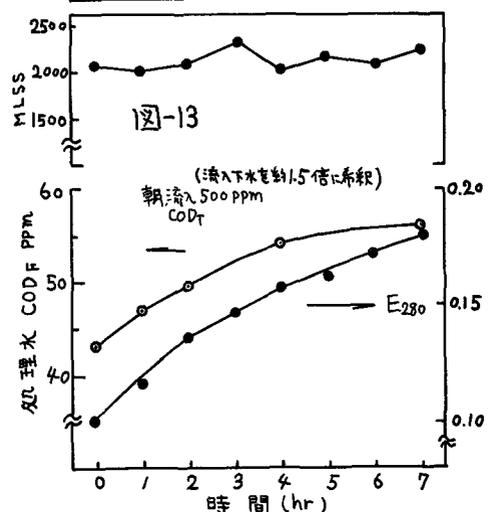
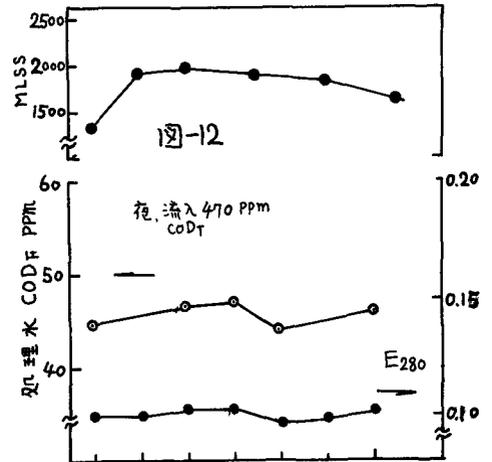
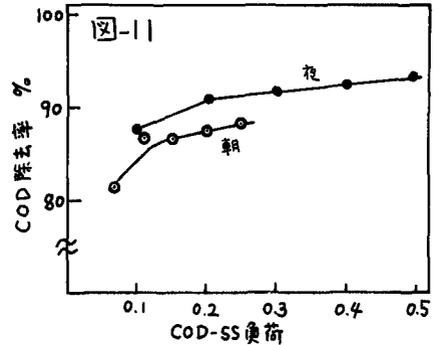
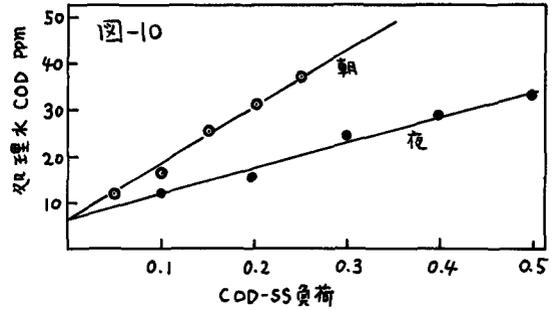
朝と夜の流入下水の処理性の違いについて検討する為、朝8時と夜8時20分の流入下水を用いて負荷変動実験を行なった。活性汚泥は処理場曝気槽からのもので、濃縮させた汚泥を2Lのメスシリンダーに一定量入れ、それに段階的に下水を加え水道水で一定量にした後曝気を開始した。負荷の低いものから順に1.5, 2, 2.5, 3, 4時間後の処理水のCOD_Fを測定した。負荷と処理水の間係を図-10に除去率との関係を図-11に示した。図-10より直線の傾きから単位負荷当りの処理水質の変化量を求めると朝では120 PPM 夜は54 PPMとなる。この値を図-9においてみると朝8時の下水は尿管含有率が42%, 夜8時20分の下水は約10%となる。先の朝の尿管負荷率とくらべて妥当なものと考えられる。

3-3. 完全混合型連続流実験による検討

実験装置は完全混合型、100%返送の上昇流沈殿池を有するもので、朝8時30分と夜7時の流入下水を径1mmの篩でこしたものを50Lのタンクに溜めそれを40 ml/minで連続注入した。平均滞留時間は5時間で、活性汚泥は実プラントの曝気槽のものをその都度用いた。下水の注入を始めてから1時間毎に混合液をサンプリングし遠心分離後上澄水を0.45μmメンブランフィルタで濾過した。8:30の下水についての実験結果を図-12に朝8:30のものを図-13に示す。3-2の結果より予想されたように朝の下水処理水は徐々に悪化し7時間後もなお増加しているが夜の下水処理水質にはほとんど変化が見られない。以上の結果より家庭下水の活性汚泥法による処理水質は有機物負荷と尿管含有率(難分解性の有機物含有率と考えても良い)によって決まることがわかる。他の時刻の流入下水についてもバッチ実験の結果から夜7-8時の下水とくらべてその処理性において大きな違いは無いことを確認した。次にこれらの知見をもとに実プラントの処理水質の検討と同時に、上記の同じ実験装置を用いて最初沈殿池流出水を平均滞留時間一定(5時間)になるように定量注入した場合の処理水質とを比較した。

4. 実プラントの負荷変動と処理水質

実プラントの調査は9/19~20, 実験装置によるものは4/19~20に行なわれたもので約1週間の馴化期間を有した後のデータである。処理水質はいずれも混合液の遠心分離上澄水を0.45μmで濾過したものである。図-14に各処理水質を示す。図-15は



最初次殿池流出水のCOD_Tと負荷変動の大きさを負荷速度で表わしたものである。負荷速度は以下のように定義するものとする。

$$\text{負荷速度} = \frac{\text{初次流出水のCOD}_T \times \text{流量 } \text{m}^3/\text{hr}}{\text{MLSS濃度} \times \text{曝気槽容積 } \text{m}^3} (\text{hr}^{-1})$$

なお、曝気槽流入下水量は流入下水量の1時間後の値をそのまま用いた。この団地下水処理場において、ピーク流量では最初次殿地の平均滞留時間が30分程度となり、負荷速度は流入下水濃度のピークが9時なので10~11時が最大となる。前日のピーク流量がそれほどでなかった為12時前後の処理水は後日のような極度の悪化はみられなかったものと思われる。これらのことから負荷速度が0.04程度までは処理能が耐えられるが0.04~0.05以上になると著しい処理水質の悪化をきたすものと考えられる。図-15に示すように流量一定の実験装置においては負荷速度の変化は非常に小さく安定な処理水となっている。しかしながら正午から午後にかけて幾分悪くなっているのは前章で述べたように屎尿有機物の影響が出たものと考えられる。このように家庭下水の活性汚泥処理を理想的に行なった場合の溶解性有機物としての処理水質の変動は、主に屎尿含有率に因るものであろう。2-2でも述べたが図-2から明らかのように流量変動を制御することにより曝気槽での負荷変動は極めて小さいものになることは、合流式下水道での雨天時ピーク流量も含めて今後の下水処理計画に留意されるべきことではないか。

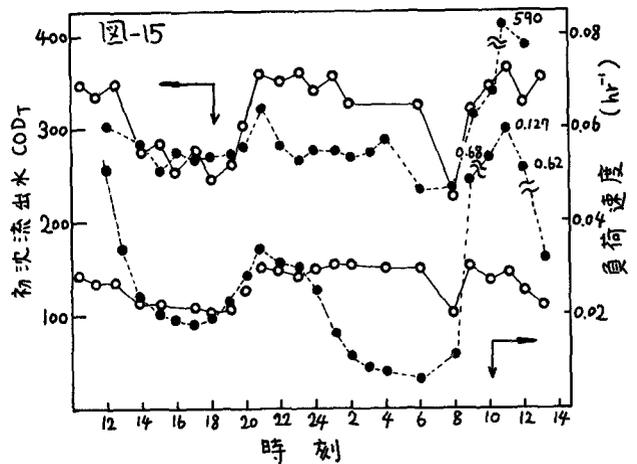
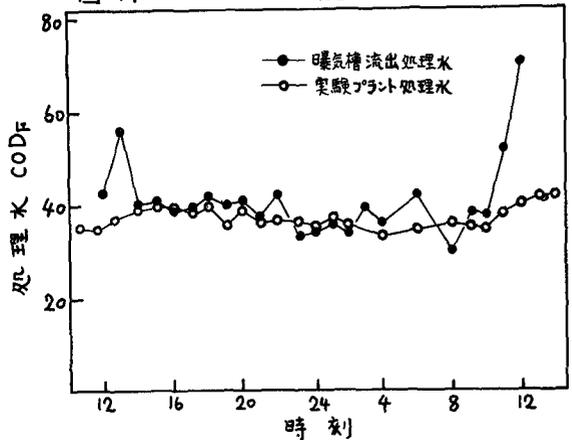
5. おわりに

活性汚泥法による下水処理において、その処理水質を測定することが処理装置の維持管理にとって重要であることは言を待たない。ところが現在のほとんどの下水処理場において測定せられているのは活性汚泥フロックを含んだままの全体のBODであり、筆者らの測定によれば処理水の溶解性部分のBODはCOD_{Cr}に対しせいぜい10~20%であるからそれはまさに微生物の内生呼吸量を測定しているようなものである。そのような値が維持管理と密接に結びつくとは思えない(汚過の装置も無い処理場がある)。本論文で明らかにしたように処理水質は流入下水の質的なものによるのか、有機物負荷によるものか或は負荷変動によるものかということ consideringして評価されなければならないのではないかと。そうすることによってはじめて種々の流入パターンを持つ各処理場の処理水質を同等に評価することが出来るものとする。今後の研究課題として浮遊性有機物の処理過程における時間的粒径分布の違いや、呼吸速度の変化等から更にその除去機構を明らかにしたいと考える。

参考文献

- 1) 台田, 中西; 水協誌 354号 P29
- 2) Leo Walter: W. & S.W. (1962) R-293
- 3) 寺嶋, 寺嶋, 加藤: 浮遊性有機物の除去に関する一考察, 昭49年度土木学会講演論文集
- 4) 寺嶋, 神山, 寺嶋: 屎尿含有率からみた家庭下水の処理性, 昭49年度下水道研究発表会講演集 P174
- 5) 梅場, 堂々, 昭49年度下水道研究発表会講演集 P55

図-14 処理水の時間変動



12:00~12:00まで1日当りの負荷は; 実験プラント 0.627 (MLSS 2600~2800)
(COD_T-SS) 実験プラント 0.618 (MLSS 2200~2500)