

BEHANDLING AV AVLOPPSVATTEN MED HÖGA ZINKHALTER VID

KOMMUNALA AVLOPPSRENINGSVÄRK

TREATMENT OF WASTE WATERS WITH HIGH ZINC CONCENTRATION

AT MUNICIPAL TREATMENT PLANTS

Doktorsavhandling

av

Bela Kaffehr

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SUMMARY

1.	FÖRORD	1
2	PROBLEMSTÄLLNING	3
2.1	Produktionens intensifiering inom jordbruket	4
2.2	Servicenäringens utveckling i mindre tätorter	5
2.3	Förändringar i dagvattnets beskaffenhet	5
2.4	Vattenvårdens och avloppsvattenbehandlings allmänna inriktning	10
3	OMFATTNING	12
4	BESKRIVNING AV ANLÄGGNINGARNA	15
6	BEHANDLINGSPROCESS OCH BEHANDLINGENS MÅLSÄTTNING	27
7	AKTIVSLAMPROCESSEN	30
7.1	Den biologiska processen och driftparametrar	31
7.1.1	Biologisk belastningsfaktor	31
7.1.2	MCRT - Mean cell retention time	33
7.2	Aktivslamprocessens varianter. Den modifierade högbelastade aktivslamprocessen	34
7.3	Reduktion av lätt nedbrytbara ämnen i avlopps- vatten med hjälp av aktivslamprocess	36
7.4	Aktivslammets ekologi och dess beroende av processens utformning	38

7.5	Bioflockulation och flockstruktur	42
7.6	Separering av biomassan i aktivslamprocessen	49
7.6.1	Sedimenteringsegenskaper	49
7.6.2	Hur kan slammets sedimenteringsegenskaper karaktiseras ?	51
7.6.3	Faktorer som påverkar det aktiva slammets sedimenteringsegenskaper	53
8	SLAMMETS FYSIKALISKA, KEMISKA OCH BIOKEMISKA STRUKTUR	58
8.1.	Mätmetoder för slamaktivitetsbestämning	58
8.2	Slammets biologiska struktur	61
9	ZINKHALT I VATTEN OCH ZINKENS TOXISKA EFFEKTER	63
9.1	Zinkens toxiska effekter	63
9.2	Zinkens toxiska effekter på aktivslamsystemet	65
10	BIOLOGISKA PROCESSEN VID RYAVERKET	74
10.1	Protozoa populationer	74
10.2	Flockbildning och flockarnas sedimenterings- egenskaper	75
10.3	Biooxidation	90
10.4	Driftsmässiga konsekvenser	91
11	STUDIER AV ZINKBELASTNINGENS EFFEKTER PÅ DEN HÖGBELASTADE AKTIVSLAMPROCESSEN UNDER PRECISE- RADE BETINGELSER	98
12	AVLOPPSVATTNETS BIOLOGISKA, KEMISKA OCH FYSIKALISKA BEHANDLING	106

12.1	Simultanfällning	107
12.1.1	Simultanfällning med kalk	109
12.1.2	Simultanfällning med järn	110
12.1.3	Simultanfällning med aluminium	113
12.1.4	Simultanfällningsförsök vid Rya-försöksanläggningen	114
12.1.5	Försöksresultat vid simultanfällning med kalk	119
12.2	Efterfällning	129
12.2.1	Efterfällning vid Rya-försöksanläggningen	137
12.3	Filtrering	144
12.3.1	Filtergångtid	148
12.3.2	Belastningsbarhet	152
12.3.3	Filtrerad vattenmängd och spolförlust	155
12.3.4	Filtrering som kompletterande separationsteknik i samband med biologisk, biologisk-kemisk och kemisk behandling	158
13	FÖRSÖK FÖR PROCESSTABILISERING VID DEN HÖGBELASTADE AKTIVSLAMPROCESSEN	159
13.1	Försedimentering	159
13.2	Försedimenteringsförsök vid Rya-försöksanlägg- ningen	159
13.3	Mekanisk flockkonditionering	165
13.4	Utförda laboratorieskaleförsök med efterflockning	173
14	SAMMANFATTANDE DISKUSSION	176

BIBLIOGRAFI

SUMMARY

The industrialization, or more generally the development of urbanized society has resulted in new claims on environmental policy, especially on water conservation and waste water treatment technology. To meet these claims a new trend in regard to municipal waste water treatment must be developed.

The changes in the characteristics of municipal waste waters as a result of industrial and urbanizational development call for organizational and technical changes. These changes would reduce the industrial contamination of municipal waste waters and improve the control over industrial waste water management. The effects of industrial internal controls are, however, limited for smaller and middle-sized industries.

Tab. 2-4 and Tab. 2-5.

Non-industrial and diffuse sources of contamination are also contributing to changes in the classic concept of the characteristics of municipal waste waters. The most important factors influencing the above mentioned development, are centralization trends within farming, urbanization in the countryside, and changes in characteristics and composition of stormwaters.

Due to intensified agriculture, the use of chemicals, for example fertilizers, is increasing. Also the concentration of cattle breeding will raise new and specific problems of contamination. Tab. 2-1 and Tab. 2-2.

Alternations in the structure of the economy within the non-industrial regions transform certain typical problems of cities to communities with limited economical resources.

A widespread problem is the composition of stormwaters which contaminate waste waters in cities and in the countryside. Tab. 2-4 and Tab. 2-5. Corrosion also plays a part in contaminating waste waters.

This occurrence of industrial and pseudo-industrial impurities in the municipal waste waters is a reality which must be considered when estimating the development of municipal sewage treatment technology.

The method of handling these problems depends on local conditions and on the specific case. The chemical and biological composition of waste waters and their effect on the environment are the main factors to consider when estimating the demand for efficiency and technological development of waste water treatment.

In this thesis the above mentioned problems are described with specific reference to both characteristics of waste waters in the Gothenburg region, and conditions at the Rya sewage treatment plant. Fig. 4-2.

At the Rya-plant the waste water is treated - without primary sedimentation - by a modified high rate activated sludge system (HRAS). In this process the removal effect is somewhat limited. This means, that the secondary effluent contains high concentrations of BOD, phosphorus and suspended solids. But this limited removal effect is less expensive due to the reduced reactor volume and reduced operational costs.

Waste water treated at the Rya-plant is characterized by low and variable buffer capacity and low concentration of organic matters and heavy metals. Tab. 5-2 and Tab. 5-3. Occasionally the content of heavy metals in the sewage and in particular, the concentration of zinc, is extremely high. Fig. 5-1.

The shortage of calcium in the sewage increases the sensitivity of the process to heavy metals' contamination. The biological oxidation of organic matters and the settling properties of the sludge were affected by zinc contamination in the sewage.

The activated sludge process achieves a more or less extensive removal of heavy metals. The heavy metals are accumulated biologically and absorptively in the biomass. The metal-toxic effects are dependent on the chemical structure of the accumulated metals and the contact time between these metals and the microorganisms in the activated sludge.

Thus, the short mean retention time of solids, characteristic of high rate activated sludges, is propitious in the latter circumstances.

Conversely, HRAS is less effective when it comes to coping with the deteriorated flocculation and settling properties of sludge affected by toxic matter. The development of optimal floc structures in settling characteristics of activated sludges is connected with the production of natural, exocellular biopolymers in the biomass. Fig. 10-1. The optimal conditions of the production of biopolymers are more satisfactory in sludges with long mean solid retention times, that is with long aeration time and low sludge loading. Fig. 7-1 and Fig. 7-3.

Under disadvantageous conditions for the production of biopolymers the structure and settling characteristics of the sludge deteriorate. This leads to transient reduced removal efficiency and to disturbances in the treatment of the sludge. The treatment process is influenced by the sludge return. Model experiments under specific conditions confirmed these observations. Zinc added (at doses of 600 $\mu\text{g}/\text{l}$) deteriorated the settling characteristics of sludges adapted to 300 $\mu\text{g}/\text{l}$ zinc. Both the sludge activity and the production of biopolymers decreased distinctly. The sludge activity was restored after the shock doses of zinc. The production of biopolymers was however stabilized at a lower level. Fig. 11-1 and Fig. 11-2.

The high rate activated sludge process is generally completed by further treatment operations such as filtration, usually with or without chemical precipitation. If the filtration, without chemical precipitation, is connected directly to the secondary sedimentation, the stability of the biological process is a primary condition for the efficiency and stability of the filtration.

In HRAS the loss of sludge influences both the run times and the amount of water loss, since the amount of suspended solids in the effluent from sedimentation is increased and the structure and mechanical strength of the flocs to be filtered deteriorate.

In order to eliminate or reduce these disturbances which are often affected by strong contaminations of heavy metals, the amplification of the biological process with chemical treatment has been investigated by the use of

simultaneous respectively post-precipitation.

In order to stabilize the biological process, conventional chemicals such as salts of aluminium, iron and lime have been used. The use of lime in the simultaneous precipitation is motivated in cases where heavy metals have to be removed. The stability of the process was not significantly increased by the addition of aluminium and iron salts. This can be explained by the low and varying degree of hardness and buffer capacity in the primary effluent. Fig. 12-2.

The activated sludge process was extremely sensitive to the changes in the low pH-range, but this could be compensated for by a pH-controlled addition of chemicals. This method can reduce the demand for chemicals and the amount of wasted sludge.

Simultaneous precipitation with lime improved the process stability and the removal of heavy metals. Tab. 12-2.

The biomass in the activated sludge is less sensitive to changes in the alkaline pH-range. At the same time the buffer capacity of the primary effluent increases.

During simultaneous precipitation the sludge volume index improves independent of the chemicals used. This compensates for the increased amount of sludge wasted.

In spite of improved settling characteristics of the sludges, the concentration of residual suspended solids was higher during simultaneous precipitation, especially when alum and lime were added.

The treatment was completed with filtration to improve the removal efficiency.

Although the stability and efficiency of the activated sludge process increased during simultaneous precipitation, especially

when lime was added, it is not a realistic alternative for treating waste water contaminated by heavy metals.

Contrary to simultaneous precipitation, it is possible in the post-precipitation process to recirculate the chemicals used. The recirculation of lime, with or without recalcination is the economical condition of the precipitation.

When lime with a low calcium content was used, high removal efficiency was achieved for impurities such as phosphorus, suspended solids, BOD, COD and heavy metals. Tab. 12-3. Post-precipitation treatment was also completed with filtration.

Further extension of existing biological treatment plants implies, however, considerable costs both capital and operational.

The expected efficiency improvement has to be in relation to the actual costs.

The possibilities of stabilizing the biological processes without adding chemicals have been investigated. Such a stabilization is hardly possible without an improvement in the separation operation.

The effects of primary sedimentation and mechanical floc conditioning have been investigated in relation to stabilization and filtration performance.

The objective of the primary sedimentation was to reduce the amount of heavy metals, especially zinc and copper, occurring in the form of particles in the sewage.

In the investigation of high loaded primary settling unit has been used to achieve a partial separation of inorganic matters bonded to particles, as it is not desirable to further and simultaneous decrease the total amount of organic matters. The particulare organic matters are not of any importance to the high rate activated sludge system, HRAS, and thus it can be accepted, that the organic matters are decreased to some extent.

The results of this investigation shows, that the biological process was less affected by heavy metal contaminants, when primary sedimentation was used. Tab. 13-2.

The structure of flocs changed conspicuously but the settling characteristics of the sludge was satisfying. The improvement was particulary marked concerning residual suspended solids. How these investigations and results can be transformed from a pilot plant to a full scale treatment plant is difficult to estimate. Some of the operational parameters such as the surface loading, sludge wasting rate, and return sludge ratio were kept constant at the pilot plant. Similar experiments could not be carried out in the full scale plant. The mentioned operational parameters are important for the process stability and efficiency, however.

The settling of activated sludges affected by metal-toxic disturbances can also be improved through mechanical sludge conditioning. The hydraulic conditions in the aeration are not optimal for the development of idealistic floc structures concerning the settling characteristics of the sludges.

However, these conditions can be compensated for by applying an after-flocculation unit between the aeration tank and the settling tank. In the after-flocculation tank the conditions

of optimal settling characteristics can be satisfied and consequently, the efficiency of the sedimentation performance can be improved. In other words, the structural impairments of the sludges could be compensated for by mechanical floc conditioning and the effects of metal-toxic contaminants, or deteriorated operational performance of the activated sludge system would be mitigated.

The treatment of sewage of urbanized communities can be disturbed by operational problems, which were only considered due to industrial impurities but in fact these problems were caused by other sources of impurities also.

To eliminate these impurities is an endless task. However, attempts should be made to maintain the stability and efficiency of the process at the treatment plants.

The possibilities of influencing the characteristics of the sewages and fully eliminating the toxic contaminants are normally fairly limited. To be able to master this problem, the treatment process must be adjusted to the real conditions. The treatment process must be considered at the early stage at the design and operation of the treatment plant.

The hydraulic regime of the treatment plant is the key to tackling the problems and it is normally possible to compensate for the process disturbances by relatively simple means.

To satisfy higher demands on removal efficiencies, it may be necessary to use advanced waste water treatment processes such as chemical or physiko-chemical operations. The increased investment and operational costs should be in relation to the improvements in the removal efficiencies and their influence on the recipient in question.

1. FÖRORD

Vid institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik har sedan år 1970 pågått forskning och utveckling i samband med Rya-verkets utbyggnad och vidare utformning.

Det arbete som utförts har i stor utsträckning varit tillämpade försök i olika skalor, från laboratorieskala upp till fullskala, med målsättningen att studera processtekniska- och driftsproblem vid sambehandling av kommunala och industriella avloppsvatten. Arbetet har i stor utsträckning skett i samarbete med Göteborgsregionens Ryaverks AB (GRYAAB) som ställt lokaler och resurser till förfogande.

Vid institutionen för VA-teknik fanns dessutom intresse att samtidigt mer generellt studera främst tungmetallers effekter och reduktion av tungmetaller.

Detta arbete har till stor del finansierats av Styrelsen för Teknisk Utveckling - STU.

Denna rapport avser att ge en samlad bild av problem som uppkommer vid den biologiska behandlingen av kommunala och industriella avloppsvatten.

Inom detta problemområde har studierna koncentrerats på effekter av avloppsvattens zinkförorening. Denna föroreningstyp kan nämligen betraktas som en av de vanligaste föroreningar i det urbaniserade samhället.

Den experimentella delen av arbetet har under min ledning delvis utförts av ing. Östen Andersson, civ.ing. Per Berg, teknolog Leif Frändberg, civ.ing. Karin Holmgren, ing. Gabriella Kaffehr, ing. Fritz Kolbe och ing. Ulf Sandheden.

Tack riktas till professor Gunnar Weijman-Hane, till tekn.lic. Torsten Hedberg och till direktör Sören Hallquist (GRYAAB), till dem som under årens lopp varit verk-samma vid försöksanläggningarna och bidragit till försökens genomförande.

Göteborg i april 1976

Bela Kaffehr

2. PROBLEMSTÄLLNING

Redan på ett tidigt stadium uppmärksammades effekten utsläpp av tunga metaller i vatten och atmosfär. Intresset väcktes i första hand genom de dramatiska effekter, som förorsakades av vissa direkt humantoxiska ämnen som t.ex. kvicksilver och kadium. Dessa ämnen har givit upphov till både akuta och kroniska hälsoskador, även i relativt låga koncentrationer. På grund av dessa ämnens snabba ackumulering inom det ekologiska kretsloppet kunde påverkan observeras relativt tidigt hos människor, som hade kommit i kontakt även med små koncentrationer av dessa metaller.

En annan grupp av toxiska tungmetaller uppmärksammades i samband med den biologiska avloppsvattenbehandlingen, då oväntade störningar uppkom i vissa biologiska processer genom tillfälligt höga koncentrationer av bl.a. krom, nickel och koppar.

Den gemensamma nämnaren för alla dessa ämnen är, att deras förekomst i den mänskliga miljön kan sättas i direkt samband med industrialiseringens framåtskridande.

Vissa andra tungmetallgrupper hamnade i skymundan. De flesta av dessa betraktas nämligen som essentiella ämnen i det ekologiska kretsloppet, deras toxicitet är låg eller obetydlig, deras störande effekter i de biologiska reningsprocesserna är mindre dramatiska och inom vissa gränser svårt igenkännliga.

Denna grupp av tunga metaller kan exemplifieras bland annat av koppar, zink och järn. I motsats till tidigare omtalade toxiska metaller är sambandet mellan dessa ämnens förekomst i den mänskliga och i den industriella miljön mer eller mindre diffust.

För denna senare grupp av tungmetaller är benämningen "urbaniserings-effekter" mera nyanserad än vissa förenklade termer som t.ex. industrialiseringseffekter.

Urbaniseringen resp. urbaniseringstendenserna i samhället medför ett klart behov av omvärderingar inom hela miljövårdsområdet och sålunda även inom vattenvården.

Avloppsvattenbehandlingens principer, terminologi och generella målsättningar, som i Europa fortfarande präglas av den filosofi som grundlades av Imhoff och Liebman, får ingalunda undantagas i detta avseende. Kravet på nyorientering, som ligger i tiden, gäller både den traditionella terminologin som och målsättningarna inom avloppsvattenbehandlingen.

Detta nytänkande kan sålunda sammanfattas förenklat genom att man betraktar praktiskt taget alla avloppsvattenformer som blandade kommunala-industriella avloppsvatten i termens vidare bemärkelse. Skiljelinjerna mellan de konventionellt definierade avloppsvattentyperna suddas därvid mer eller mindre ut.

Allt detta innebär följaktligen djupgående konsekvenser för utvecklingen inom avloppsvattenteknologin.

I detta avseende kan följande problem diskuteras mera detaljerat för att belysa förändringarnas omfattning och konsekvenser.

2.1. Produktionens intensifiering inom jordbruket.

Det moderna intensiva jordbruket kännetecknas genom ökade centraliseringstendenser och omfattande användning av kemikalier. Grund- och dagvattnets beskaffenhet påverkas entydigt genom kemiseringen. Mindre kända är däremot effekterna p.g.a. djuruppfödningens rationalisering. Denna medför bl.a. en starkt koncentrerad produktion av naturgödsel. Centraliseringen innebär därvid inte enbart en koncentrerad produktion av organiska ämnen och närsalter, utan även en koncentrerad produktion av tungmetallhalter på vissa begränsade områden, där den industriella påverkan kan betraktas som försumbar.

2.2. Servicenäringens utveckling i mindre tätorter.

Urbaniseringstendenserna i mindre tätorter kan konstateras i första hand genom näringslivets omstrukturering. Denna omstrukturering ledde till att en typisk form av industrialisering på landsbygden och i mindre tätorter hade utvecklats. Detta har inneburit, att vissa, tidigare typiska storstadsproblem, såsom behandling av blandade kommunala-industriella avlopp och avfall, överförts till områden med begränsad ekonomisk bärkraft. Avloppsvatten från tvättinrättningar, bensinstationer, bilverkstäder, mindre ytbehandlingsindustrier, men även från enskilda hushåll, visar mer eller mindre utpräglade avvikelser i sin beskaffenhet från vad man konventionellt anser om spillvatten eller hushållsavloppsvatten.

2.3 Förändringar i dagvattnets beskaffenhet.

Dagvattnets betydelse för det kommunala avloppsvattnets beskaffenhet blev något som väckte uppmärksamhet på senare tid inom avloppsvattenforskningen. Undersökningar i Sverige, i första hand från storstadsområden, visade att dagvattnets kontaminering med vissa tungmetaller är klart jämförbar med den i blandade kommunala och industriella avloppsvatten.

(Söderlund, Lehtinen (1970, 1971), Söderlund (1970), Lisper (1974), Malmquist, Svensson (1974).

Ärmerkningsvärda i detta avseende är de undersökningar som utfördes av Klein och medarbetare (1974) i New York City år 1972.

Vissa av de erhållna resultaten redovisas i Tab. 2-3, 2-4 och 2-5.

Wedekind och Süssenbach (1972) anger naturgödselns sammansättning.

Dessa resultat framställs i Tab. 2-1.

Tabell 2-1. Naturgödselns sammansättning (Wedekind och Süssenbach 1972).

Manure characteristics.

		Nötkreatur	Svin	Höns
Torrsubstans	kg/m ³	82,3	81,3	191,1
Org.substans	kg/m ³	59,4	61,5	140,8
Kol	kg/m ³	31,2	36,5	72,4
Kväve	kg/m ³	3,7	5,4	14,7
Fosfor	kg/m ³	0,8	1,3	5,2
Koppar	g/m ³	3,3	5,5	21,6
Zink	g/m ³	17,5	42,4	96,2

Loehr (1974) hänvisar i sin omfattande artikel om diffusa föroreningskällor till undersökningar utförda av McCalla (1972) angående tungmetallkoncentrationer i avlopp från uppfödning av nötkreatur. Tab. 2-2.

Tabell 2-2. Tungmetaller i avloppsvatten från uppfödning av nötkreatur. (McCalla 1972).

Heavy metals in sewage from breeding of cattles.

			medelvärde
Koppar	g/m ³	0,6 - 28,0	7,6
Zink	g/m ³	1,0 - 415,0	110,0
Järn	g/m ³	24,0 - 4170,0	765,0
Mangan	g/m ³	0,5 - 146,0	27,0

Av redovisade resultat framgår, att storleksordningen av vissa tungmetallers koncentration i dessa vatten ligger långt högre än värdena i konventionella kommunala avloppsvatten. Jordbrukets mekanisering, ökade bränsleförbrukning, centraliseringen av mindre industriella enheter är vidare bidragande faktorer till den markanta förändringen beträffande avloppsvattnets mängd och beskaffenhet på de traditionellt lågindustrialiserade, men urbaniserade jordbruksområdena.

Tabell 2-3. Tungmetaller i avloppsvatten i New York City år 1972.

Heavy metals in sewage in New York City, 1972.

Tungmetallkoncentrationer i det obehandlade vattnet	Cu	Zn	Ni	Cr	Cd	
µg/l	270	410	111	160	16	
Halten tungmetaller i det obehandlade vattnet	kg/d	1168	1770	510	454	73
Tungmetallkoncentrationer i avloppsvatten från bo- stadsområden. Minimi- resp. maximivärden	µg/l	110 330	130 370	10 150	3 150	1 7

Tabell 2-4. Medelkoncentrationer av tungmetaller i industriella avloppsvatten och i dagvatten ($\mu\text{g/l}$), New York City.

Mean concentrations of heavy metals in industrial sewage and in stormwater ($\mu\text{g/l}$) in New York City.

	Cu	Zn	Ni	Cr	Cd
Slakteri	150	460	70	150	11
Fettsmältning	220	3890	280	210	6
Fiskbearbetning	240	1590	140	230	14
Bageri	150	280	430	330	2
Övriga livsmedelind.	350	1110	110	150	6
Bryggeri	410	470	40	60	5
Läskedryckstillverkn.	2040	2990	220	180	3
Glasstillverkn.	2700	780	110	50	31
Textilfärgn.	370	500	250	820	30
Pälsindustri	7040	1730	740	20140	115
Kemisk industri	160	800	100	280	27
Tvätteri	1700	1750	100	1220	134
Biltvätt	180	920	190	140	18
Dagvatten	460	1600	150	160	25

Tabell 2-5. Den procentuella fördelningen av de viktigaste föroreningskällorna m.a.p. tungmetaller för dem vid reningsverk behandlade avloppsvatten i New York City.

The percentual distribution of the most important impuritie sources concerning heavy metal in raw sewage.

	Cu	Zn	Ni	Cr	Cd
Konsumtionsvatten	20	7	0	0	0
Ytbehandlingsindustri	12	13	62	43	33
Övriga industrier	7	7	3	9	6
Dagvatten	14	31	10	9	12
Kommunala avloppsvatten	47	42	25	28	49
Okända källor	0	0	0	11	0

Ovan redovisade undersökningar utfördes i staden New York och omfattar stadens 12 viktigaste reningsverk. Situationen, som beskrives genom undersökningarna, kan anses vara karakteristiska för en högurbaniserad storstad. Motsvarande studier från landsbygden är praktiskt taget obefintliga. På grund av att orsaker till tungmetallutlösning, såsom atmosfärisk korrosion, utlösning från byggnadsmaterial och hushållsinredningar samt utsläpp från trafik m.m. är knutna i huvudsak till urbaniseringen, kan liknande tendenser förväntas uppkomma även i medelstora och mindre tätorter.

I princip kan effekterna av dagvattnets ökade påverkan på behandlingsanläggningar elimineras genom utbyggandet av renodlade dupli-katsystem. De praktiska möjligheterna till sådana system är dock ofta begränsade. Lösningen är även ur recipientsynpunkt diskutabel. Andra aspekter som behovet av dagvattnets separata behandling, sär-behandlingens tekniska och ekonomiska konsekvenser blev härvid syn-nerligen aktuella.

Dessa oundvikliga frågeställningar gör det således nödvändigt att problem som uppkommer genom dagvattnets innehåll av tungmetaller bör bedömas från fall till fall med hänsyn till avlopp-recipient-system i sin helhet.

2.4. Vattenvårdens och avloppsvattenbehandlings allmänna inriktning.

Ur ovan beskrivna framgår, att urbaniseringen och dess följd effekter i hög grad påverkar uppgifterna och de tekniska möjligheterna inom vattenvårdsektorn, och i synnerhet inom avloppsvattentekniken.

Hörnstenen på detta område har alltid varit och kommer alltid att bli, att föroreningar av industriellt ursprung bör bekämpas vid källan, d.v.s. genom interna reningsåtgärder. Denna princip kan och bör tillämpas i allra högsta grad på tungmetallföroreningar och i synnerhet på de direkt human-toxiska ämnena. Utvecklingen i de urbaniserade samhällena visade emellertid att effekterna av sådana reningsåtgärder blev mer eller mindre begränsade, och att problem vid kommunala reningsverk genom industriella föroreningar i allra flesta fall inte kunde avklaras enbart med hjälp av ingripanden vid ett antal nyckelindustrier.

Avloppsvattenbehandlings riktlinjer och målsättning kan sammanfattas enligt följande:

De krav som bör ställas på behandlingens effektivitet, bör entydigt definieras. Utgångspunkten för bedömningen är i första hand recipientens bibehållna ekologiska status. Detta innebär emellertid inte, att recipienten i varje fall och till varje pris bör skyddas för alla former av påverkan, som ett punktutsläpp i och för sig nödvändigtvis medför. Det ekologiska status quo, som bör upprätthållas, kan tolkas som recipientens kontrollerade biologiska produktion samt skydd mot akuta resp.

långtidseffekter genom miljöfrämmande ämnen.

Grundvillkor för att dessa krav skall kunna uppnås är en kartläggning av det behandlade avloppsvattnets beskaffenhet och dess variationer.

Konsumtionsvattnets beskaffenhet kan därvid bidra med viktig information, i synnerhet om vattnets buffertkapacitet, hårdhet, salthalt m.m.

Av stor betydelse i detta sammanhang är dag- och dräneringsvattnets beskaffenhet, dess andel i den totala avloppsvattnemängden, samt urbaniseringens effekter på de kommunala avloppsvattnens sammansättning. Ledningsnätets utformning och dagvattnets inverkan kan korrigeras inom vissa gränser, urbaniseringseffekterna däremot bör betraktas som variabler vars kontroll kräver planering och åtgärder på längre sikt.

Större avvikelser i avloppsvattnets beskaffenhet kan oftast härledas från industriella utsläpp eller från utsläpp av specifika föroreningar. I dessa fall är det motiverat att vidtaga interna tekniska reningsåtgärder.

Alla dessa bedömningar och åtgärder resulterar i ett utgångsläge, i vilket avloppsvattenreningsverk driftsmässigt skall uppfylla de förut fastställda reningskraven.

I detta avseende bör målsättningen vara att säkra driftens kontinuitet d.v.s. reningsprocessens stabilitet.

Föreliggande arbete har inte ambitionen att omfatta hela problemkomplexet och besvara alla ovan beskrivna frågeställningar, utan ställer dessa som en principiell bakgrund och riktlinje för arbetets uppläggning och för resultatens tolkning.

3. OMFATTNING

Arbetet utfördes huvudsakligen under åren 1972-1974 inom ett forskningsprojekt angående processtudier i samband med Ryaverkets framtida utformning. Dessa studier kan uppdelas enligt följande: Fullskaleundersökningar vid Ryaverket.

Försök i pilotskala vid CTH:s försöksanläggning (Rya försöksanläggning).

Försök i laboratorieskala vid modellenläggning.

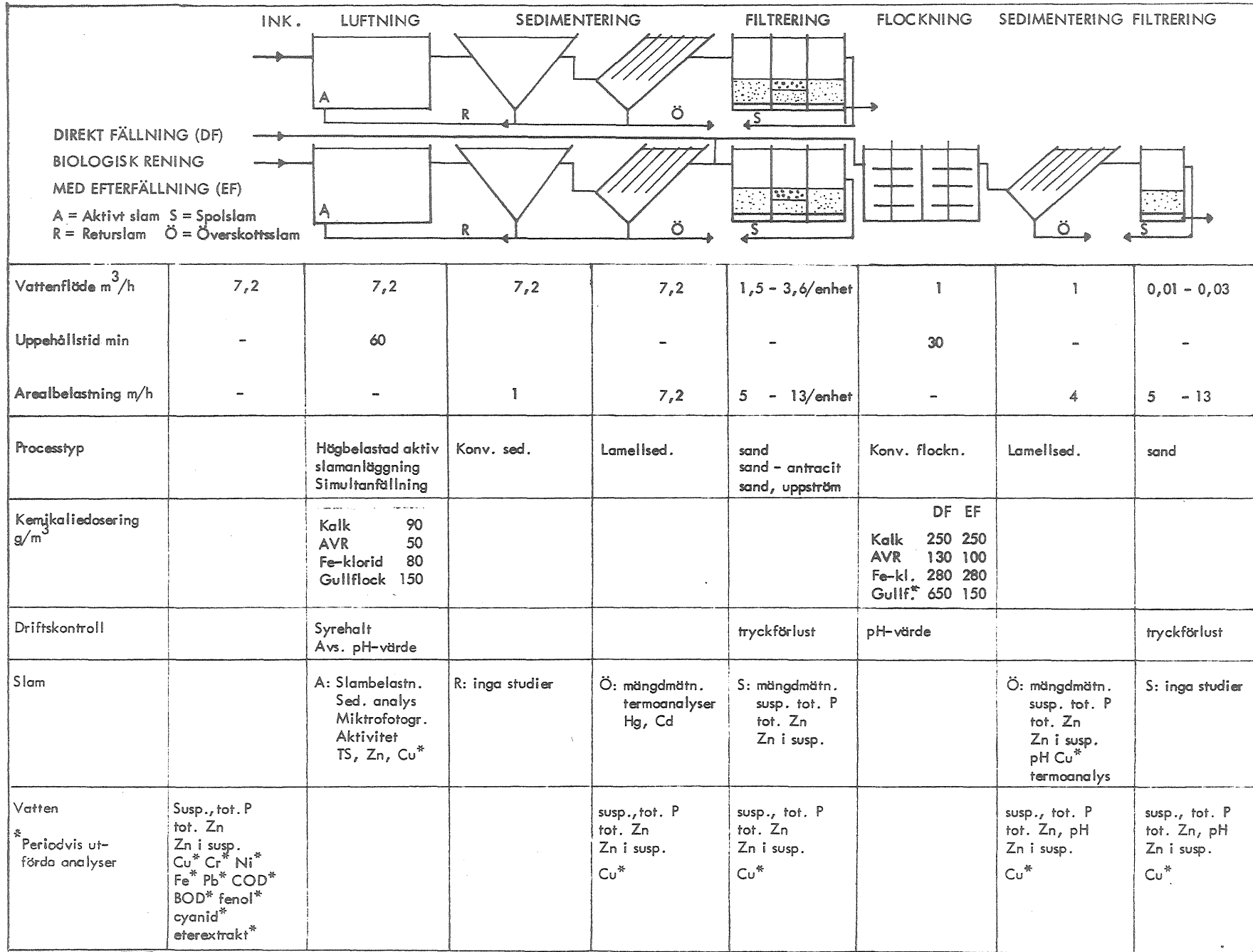
Undersökningarna vid Ryaverket omfattade främst driftsmässiga observationer. Målsättningen därmed var att införskaffa informationer om den befintliga reningsprocessen och om uppkomna problem i samband med driftstörningar samt att kartlägga de viktigaste yttre betingelserna som påverkar reningsprocessernas stabilitet. Med ledning av erhållna resultat projekterades och byggdes CTH:s försöksanläggningar redan i projektets inledande skede.

Dessa anläggningar har anpassats till Ryaverkets nuvarande teknologi. Konstruktionens flexibilitet möjliggjorde emellertid att alternativa processvarianter kunde åstadkommas vid anläggningarna genom kombinerad av biologiska, kemiska och fysikaliska delprocesser och operationer.

Försöksprogrammets schema och försöksanläggningens principskiss framställs i Fig. 3.1.

I detta arbete har de biologiska behandlingsmetoderna intagit en central ställning. Dessa metoder - dels ensamma, dels i kombination med kemiska, fysikaliska operationer - bör betraktas som dominerande i den närmaste framtiden inom det kommunala avloppsvattenbehandlingsområdet.

SCHEMA ÖVER VERKSAMHETEN VID FÖRSÖKSANLÄGGNINGEN VID RYA-VERKET



* Se kap. 10.4.

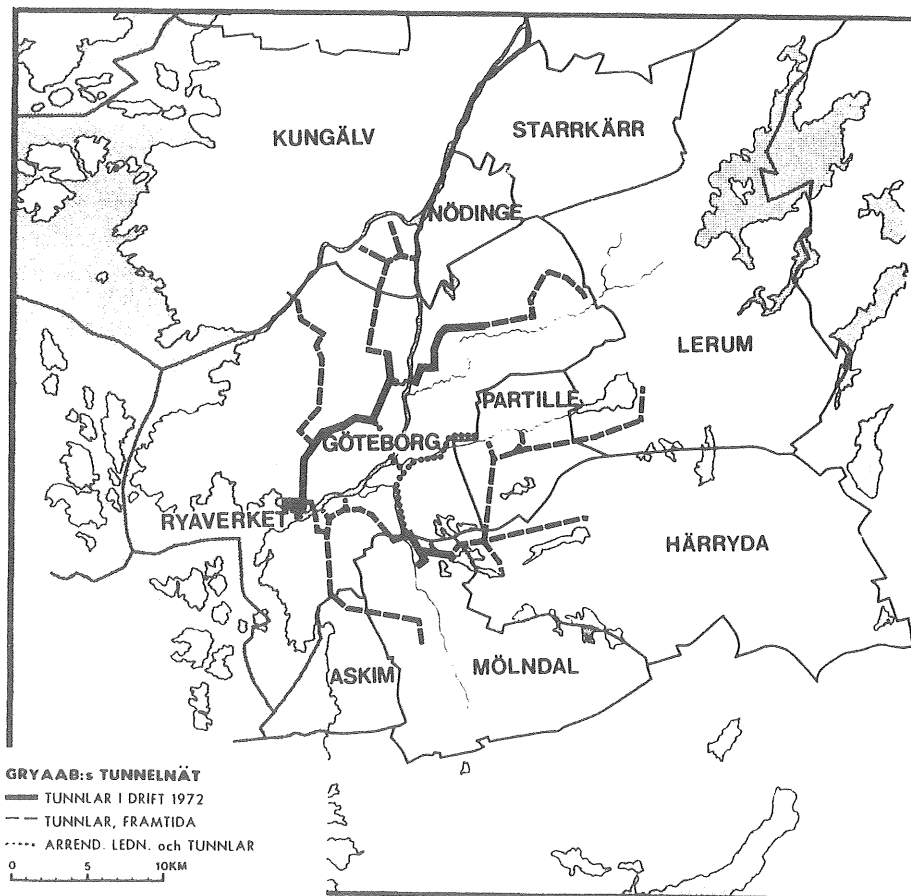
Figur 3-1. Schema över verksamheten vid försöksanläggningen.
Schematic presentation of the activity at the pilot plant.

Undersökningarna vid Ryaverket och vid försöksanläggningen behäftades nödvändigtvis med vissa begränsningar genom icke kontrollerbara variabler, då i första hand variationer i avloppsvattnets beskaffenhet och synergistiska effekter av olika föroreningar. För att erhållna resultat och slutsatser kunna verifieras utfördes vissa studier i laboratorieskala i en modellanläggning under preciserade betingelser.

4. BESKRIVNING AV ANLÄGGNINGARNA.

Ryaverkets fullskaleanläggning.

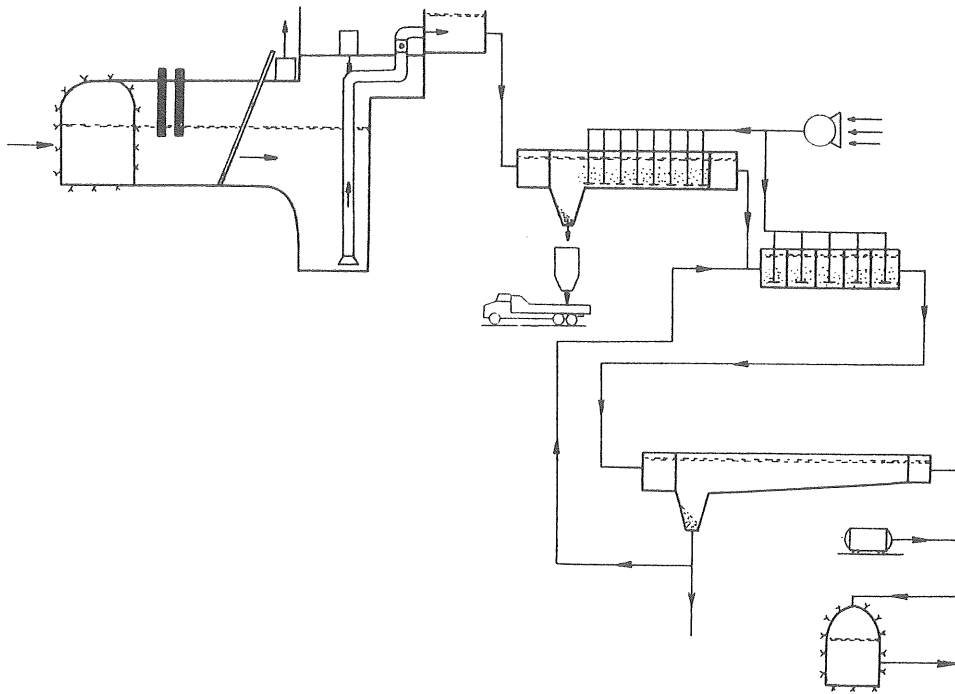
Ryaverkets vattenvårdsanläggningar togs i drift vid årsskiftet 1971/72. Reningsverket som byggdes och hålles i drift av Göteborgsregionens Ryaverksaktiebolag, GRYAAB, betjänar f.n. efter en successivt fortgående anslutning Göteborgsregionen, närmare Ale, Göteborg, Kungälv, Lerum, Mölndal och Partille kommuner.



Figur 4.1. Skiss över upptagningsområdet.

Sewage system in the region of Gothenburg.

Reningsverket i sin nuvarande utformning är avsett som högbelastad aktivt slam-anläggning. Anläggningarna har dimensionerats för år 1983, då den behandlade vattermängden skulle uppgå till $6,0 \text{ m}^3/\text{sek}$. Slambelastningen i den biologiska processen har beräknats till $100 \text{ kg BS}/100 \text{ kg slam}$ och dygn och luftningstiden har beräknats till 45 min.



Figur 4-2. Skiss över Ryaverkets anläggningar.

The treatment plant of the region - Rya plant.

En mera detaljerad beskrivning av Ryaverkets utbyggnad, dimensionering samt verkets tekniska data anges i Vatten 28. (1972) 204-291.

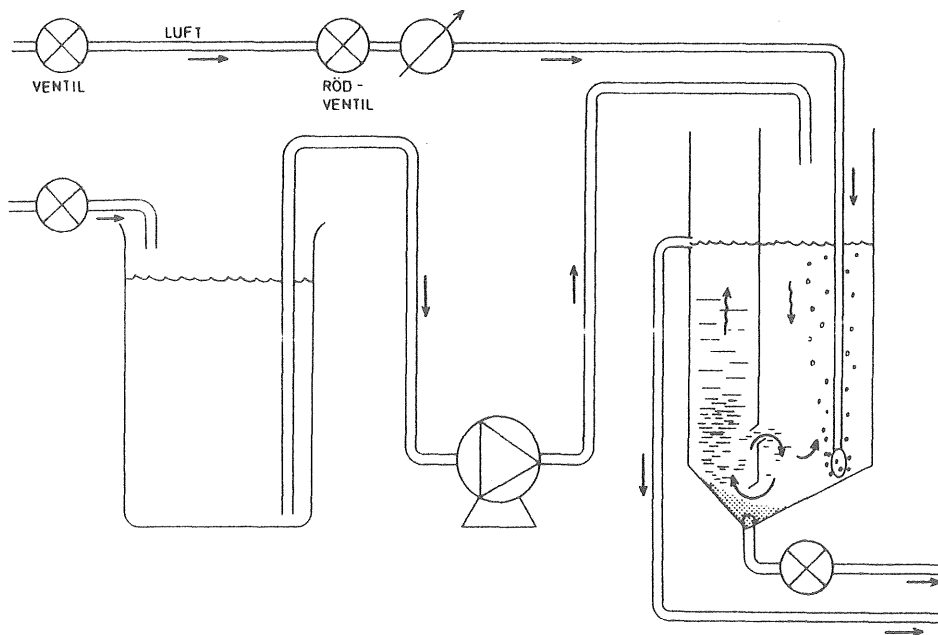
Försöksanläggningar.

CTH:s försöksanläggningar består av två parallella system för behandling av avloppsvatten enligt aktivslammetoden. För separation av det aktiva slammet finns två typer av sedimenteringsenheter, en sedimenteringskon och en lamellsedimenteringsenhet. För filtrering av avloppsvatten finns filterenheter kopplade efter sedimenteringen - 3 stycken till vardera systemet - i vilka olika filtermaterial samtidigt kan studeras.

Avloppsvatten till försöksanläggningen uttas i Ryaverkets svallschakt, före gallren och pumpas därefter till försöksstationen. Den ena av de två parallella systemen användes genomgående som referensanläggning dock med undantag av försök med försedimentering.

Modellanläggning.

Laboratorieskaleförsök utfördes i en modellanläggning under preciserade betingelser. Principskiss framställdes i Figur 4-3.



Figur 4-3. Modellanläggningen.

Pilotplant.

Anläggningen utformades som en förvrängd modell för högbelastade aktivslamsystem, typ MODELLTEST (Pat.s.).

Modellen konstruerades enligt modellagarna med avseende på processens hydraulik och den omfattade luftning, slamcirkulation och sedimentering, sammanbyggda i en enda enhet.

Vid försöken utnyttjades anläggningen emellertid enbart i syfte att modellera de viktigaste processparametrarna, vilka är av primär betydelse för aktivslammets biologi, såsom luftnings- och uppehållstid och slammets biologiska belastning.

5. AVLOPPSVATTNETS BESKAFFENHET.

För utformningen av avloppsvattenbehandlingen och följdaktligen för inriktningen av processtudierna är avloppsvattnets sammansättning av avgörande betydelse.

De första uppgifterna om avloppsvattnets beskaffenhet kunde erhållas från den avloppsvatteninventering som utfördes året 1970. (Avloppsvatteninventering 1970 Göteborgs Stads Vatten och Avloppswerk).

Trots vissa betänkligheter gällande dåvarande analysmetoder, den relativt korta provtagningsperioden och provtagningens omfattning, var det möjligt att få en allmän uppfattning om avloppsvattnets sammansättning, fördelning och karaktär. Det kunde fastställas, att vissa industriella utsläpp kunde leda till processtekniska svårigheter på grund av höga tungmetallhalter. Inventeringen visade dock, att en klar skiljelinje inte får dragas mellan industrialiserade områden och bostadsområden med avseende på avloppsvattnets tungmetallföreningar. Det kunde vidare fastställas att avloppsvattnet innehåller relativt låga föroreningskoncentrationer och att det bland tungmetallerna var zink som var dominerande. Med ledning av flödesmätningar och kemiska analyser kunde uppskattningsvis följande föroreningskoncentrationer för några viktiga komponenter fastställas:

BS ₇	mg/l	143
Total kväve	mg/l	20,0
Total fosfor	mg/l	4,3
Zink	µg/l	160
Bly	µg/l	40
Nickel	µg/l	33
Koppar	µg/l	27

Under tiden 8/11 - 7/12 1972 och senare 3/1 - 26/1 utfördes regelbundna analyser av dygnsprov, i första hand med avseende på industriella föroreningar. Erhållna resultat framställs i Tab. 5-1.

Tabell 5-1. Avloppsvattnets sammansättning, medelvärden och spridning.

Waste water characteristics, mean values and standard deviations.

		Medelvärde	Spridning
COD	mg/l	398,9	549,7
Total fosfor	mg/l	6,32	6,62
Tensider	mg/l	0,44	0,09
(anjon akt.)			
Fenoler	µg/l	22,5	21,3
Total cyan	µg/l	15,3	24,6
Zink	µg/l	1307	2015
Koppar	µg/l	154	128
Bly	µg/l	28	35
Järn	mg/l	6,31	2,70

Av erhållna resultat framgår att prognoserna i den ovan citerade avloppsvatteninventeringen inte visar tillräcklig överensstämmelse med det avloppsvatten, som behandlas vid Ryaverket. Avvikelserna är synnerligen påtagliga med avseende på avloppsvattnets industriella föroreningar.

Avloppsvattnets zinkhalt kan för närvarande bedömas ha större betydelse på reningsprocessen än halten av andra tungmetaller vad gäller föroreningar av industriell typ, då zinkbelastningen är hög och dessutom ojämnt fördelad.

Undersökningarna har därför koncentrerats på det behandlade avloppsvattnets zinkföroreningar, eftersom ett brett analysprogram inte

kunde upprätthållas inom projektets ekonomiska ramar. Vissa konventionella parametrar av obehandlade och behandlade avloppsvatten uppföljs emellertid kontinuerligt vid Ryaverket. Dessa undersökningar utförs dels som veckoprov dels som tidsförskjutna dygnsprov. Analyserna av dessa prov utförs vid VA-verkets laboratorium vid Lackarebäck.

Resultat för år 1973 och 1974 redovisas i Tab. 5-2 och Tab. 5-3. Som jämförelse redovisas undersökningsresultat beträffande avloppsvattnets sammansättning i Malmö, Tab, 5-4.

Av resultaten framgår, att det vid Ryaverket behandlade avloppsvattnets föroreningsgrad var relativt låg med avseende på organiska ämnen mätt som kemisk syreförbrukning d.v.s. COD. Värdena på avloppsvattnets biokemiska syreförbrukning, d.v.s. BS_7 , bör betraktas med reservation för vissa metodologiska och process- tekniska ofullkomligheter. Även avloppsvattnets innehåll av kväve, fosfor, kalcium, magnesium, vätekarbonat och klorid var lågt. Dessa föroreningar betraktas konventionellt som naturliga komponenter i kommunala avloppsvatten.

Även andra föroreningar, som bedömes vara av industriellt ursprung, förekommer endast i måttliga koncentrationer. Koncentrationen av zink däremot har visat sig tidvis vara mycket hög, vilket föranlett en undersökning av avloppsvattnets zinkförorening med ökad provtagningens frekvens. Erhållna resultat angående avloppsvattnets zinkkoncentration och dess frekvensfördelning framställs i Fig. 5-1.

Det vid Ryaverket behandlade avloppsvattnet kan således karakteriseras av ovan angivna medelvärden för vissa ur behandlingssynpunkt viktiga parametrar. Med hänsyn till processens utformning bör läggas märke till först och främst den låga föroreningsgraden av

i kommunala avloppsvatten ingående komponenter, såsom organiska ämnen, fosfor och kväveföreningar, vidare den låga halten av hårdhetshöjande ämnen, som kalcium, magnesium och vätekarbonat samt den höga och varierande zinkbelastningen, som visar en markant dominans bland de s.k. industriella föreningarna.

Här bör också påpekas vilken roll tillförseln av dagvatten spelar, både för avloppsvattnets beskaffenhet, för dess variationer och för reningsverkets hydrauliska belastning.

Tab. 5-2 Avloppsvattnets sammansättning år 1973.
Waste water characteristics at Rya plant (1973).

		Medelvärde	Max.värde	Min.värde
Ledningsförmåga	µS/cm	559	1040	340
pH-värde		7,1	7,7	6,8
Torrsubstans	mg/l	554	925	398
Glödningsrest	mg/l	278	551	185
Glödningsförlust	mg/l	277	423	201
Biokemisk Syreförbr. (7)	mgO ₂ /l	160	241	65
Kemisk Syreförbr.	mgO ₂ /l	244	502	80
Kalcium	mg/l	27	34	19
Magnesium	mg/l	5,6	8,0	3,2
Natrium	mg/l	64	174	35
Kalium	mg/l	12	21	9
Vätekarbonat	mg/l	130	163	77
Klorid	mg/l	80	288	54
Sulfat	mg/l	41	71	13
Ammoniumkväve	mgN/l	14,1	23,2	2,3
Organiskt kväve	mgN/l	12,4	23,9	9,8
Nitritkväve	mgN/l	0,06	1,80	0,01
Nitratkväve	mgN/l	0,10	0,22	0,01
Fosfatfosfor	mgP/l	2,8	5,2	0,4
Totalfosfor	mgP/l	5,5	8,3	3,2
Totalfosfor (Filtr.)	mgP/l	2,5	4,6	0,7
Kadium	µg/l	1,7	1,7	1,7
Nickel	µg/l	33	48	26
Krom	µg/l	37	46	24

Tab. 5-3 Avloppsvattnets sammansättning år 1974.

Waste water characteristics at Rya plant (1974).

		Medelvärde	Max.värde	Min.värde
Ledningsförmåga	$\mu\text{S/cm}$	631	920	470
pH-värde		7,2	7,6	6,8
Torrsubstans	mg/l	569	728	338
Glödningsrest	mg/l	300	421	195
Glödningsförlust	mg/l	274	399	137
Biokemisk Syreförbr. (7 d)	mgO_2/l	124	303	10
Kemisk Syreförbr.	mgO_2/l	314	590	105
Kalcium	mg/l	30	89	19
Magnesium	mg/l	7,0	12,0	4,0
Natrium	mg/l	72	131	46
Kalium	mg/l	11	15	8
Vätekarbonat	mg/l	130	175	85
Klorid	mg/l	94	187	60
Sulfat	mg/l	45	59	29
Ammoniumkväve	mgN/l	13,6	21,6	7,2
Organiskt kväve	mgN/l	12,56	24,68	3,93
Nitritkväve	mgN/l	0,01	0,15	0,01
Nitratkväve	mgN/l	0,01	0,94	0,01
Fosfatfosfor	mgP/l	3,1	5,3	0,4
Totalfosfor	mgP/l	5,5	15,0	1,8
Totalfosfor (Filtr.)	mgP/l	3,0	5,0	1,0
Bly	$\mu\text{g/l}$	61	155	27
Kadium	$\mu\text{g/l}$	1,8	6,0	0,7
Koppar	$\mu\text{g/l}$	69	140	38
Krom	$\mu\text{g/l}$	37	89	5
Zink	$\mu\text{g/l}$	440	1220	160
Nickel	$\mu\text{g/l}$	42	100	9
Kvicksilver	$\mu\text{g/l}$	0,5	0,9	0,2

Tab. 5-4 Avloppsvattnets sammansättning vid det kommunala reningsverket i Sjölanda (Malmö)
(Andersson, Hilmer och Särner, 1973)

Waste water characteristics at Sjölanda treatment plant in Malmö (1973).

pH		7,45
Torrsubstans	mg/l	2050
Susp.ämnen	mg/l	260
Biokemisk syreförbr.	mgO ₂ /l	215
Kemisk syreförbr.	mgO ₂ /l	660
Totalfosfor	mgP/l	8,9
Totalfosfor (Filtr.)	mgP/l	5,2
Fosfatfosfor	mgP/l	3,6
Totalkväve	mgN/l	28,0
Ammoniakkväve	mgN/l	17,0
Vätekarbonat	mg HCO ₃ /l	385
Klorid	mg Cl/l	500
Kalcium	mg Ca/l	120
Magnesium	mg Mg/l	24
Koppar	µg Cu/l	330
Krom	µg Cr/l	90
Nickel	µg Ni/l	120
Zink	µg Zn/l	800
Kvicksilver	µg Hg/l	1,2

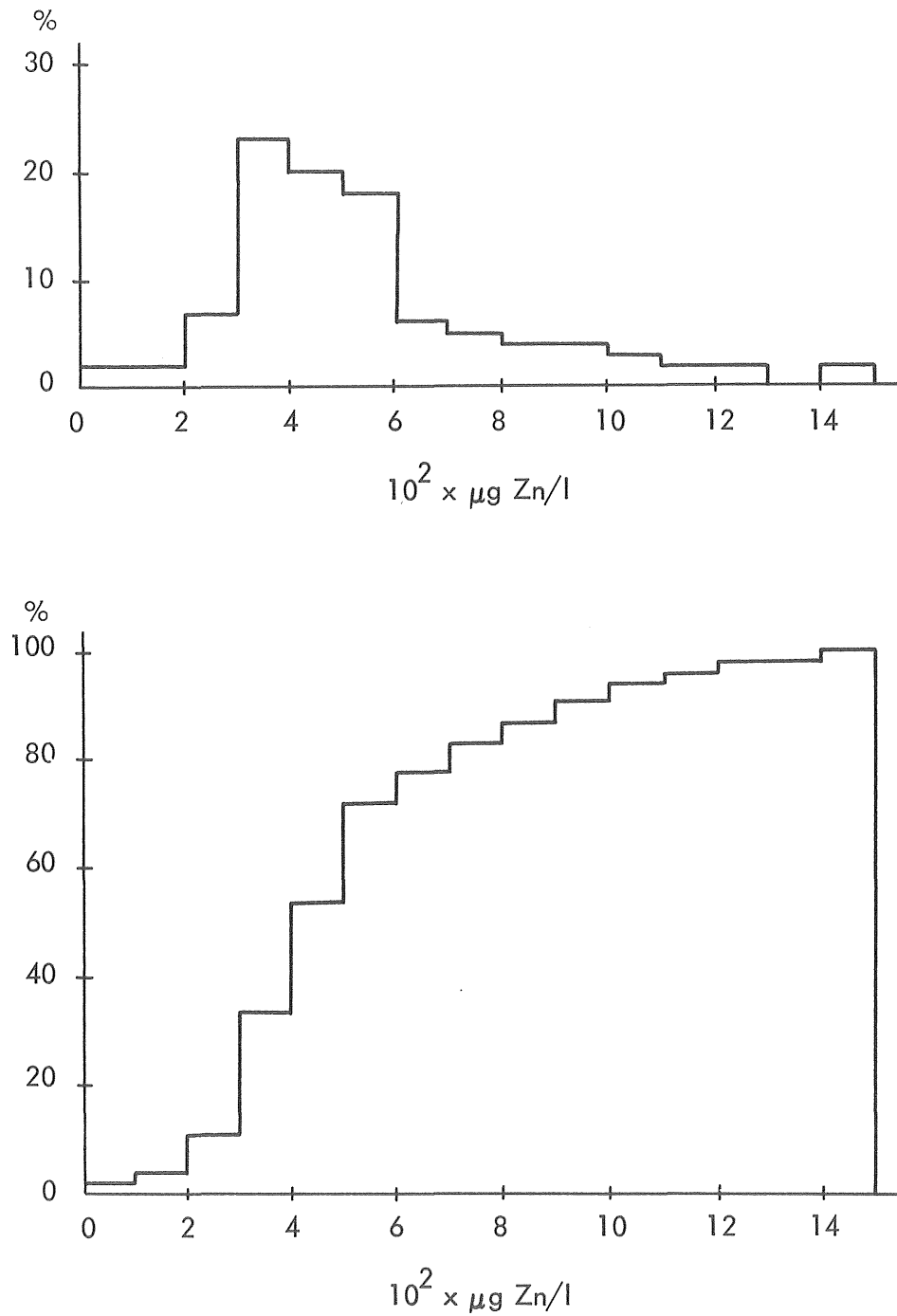


Fig. 5-1 Frekvensdiagram resp. fördelningsdiagram för zinkkoncentration i det obehandlade avloppsvattnet vid Rya-verket år 1973.

Frequency and distribution diagram of the zink concentration in sewage at the Rya treatment plant, 1973.

6. BEHANDLINGSPROCESS OCH BEHANDLINGENS MÅLSÄTTNING.

Avloppsvattenbehandlingen måste generellt betraktas som en industriell produktionsverksamhet och det är underordnat samma principiella regler som andra industriella verksamheter.

Råvara, produkt och teknologi utgör ett komplex, inom vilket produktionens målsättning och råvarornas beskaffenhet är de primära och oberoende variabler och teknologin d.v.s. behandlingsprocessen, bör betraktas som funktion av de primära variablerna. Inom avloppsvattenbehandlingen var och är målsättningen att tillverka en produkt, som föroreningsmässigt tillfredsställer i förhand bestämda kvalitetskrav. I detta sammanhang tillämpas ofta termer som avloppsvattenrening, reningsverk och renat avloppsvatten. Dessa termer är emellertid vilseledande eller kontraversionella. Enligt uttryckens vidare innebörd borde de tolkas som återställandet av konsumtionsvattnets ursprungliga beskaffenhet. Detta kan dock uppnås endast i vissa fall vid s.k. långtgående avloppsvattenbehandling.

Dessa till synes akademiska frågeställningar angående definitions- och nomenklaturproblem får emellertid ökad betydelse genom de senaste tendenserna inom vattenvårdens utveckling.

Slammängderna som producerats vid framställningen av mer eller mindre renat avloppsvatten betraktades som icke önskvärd biprodukt, och slamhanteringen, i synnerhet slamdeponeringen behandlades ofta på ett diffust och nonchalant sätt i projekteringsskedet. Under en period, när kraven på behandlingens effektivitet konsekvent ökade, och de biologiska reningsmetoderna kombinerades i allt större omfattning med kemiska och kemisk-fysikaliska operationer, blev det uppenbart, att bedömningarna av slamproduktionen inom avloppsvattenbehandlingen borde omvärderas.

Slamproduktionens kvantitativa och kvalitativa förändringar medförde således, att slammet inom avloppsvattenbehandlingen process-tekniskt jämfördes med det renade vattnet. Kostnaderna för slamhanteringen utgör i dagens läge uppskattningsvis 40-50% av de totala driftskostnaderna. Slamhanteringen, slammets deponering och marknadsföring bör således inkluderas i hela planeringen, projekteringen, byggnaden och driftproceduren.

Tillämpningen av ovan sammanfattade principer för studierna vid Ryaverket har emellertid varit mer komplicerad.

Bland de uppkomna problemen kan omnämnas i första hand följande:

Brist på slutgiltigt beslut gällande recipient och utsläppets lokalisering.

Brist på definitiva krav angående verkets reningseffekt.

Brist på tillräckliga förhandsinformationer om förändringar av avloppsvattnets beskaffenhet och mängd under den successiva anslutningen.

Under rådande förhållanden valdes det nu gällande kravet angående reningsverkets reningsgrad som utgångspunkt för processtudierna.

Detta reningskrav innebär minst 70%-ig minskning av avloppsvattnets halt av organiska ämnen, d.v.s. 70%-ig BS_7 -reduktion. Den vid Ryaverket tillämpade högbelastade aktivslamprocessen, även kallad för delbiologisk rening, kan i och för sig tillgodose ovan formulerade krav på reningseffekt. Vid det praktiska utförandet medför dock denna målsättning stora svårigheter betingade dels av avloppsvattnets beskaffenhet, dels av själva reningsprocessens biologiska mekanism. Bestämmelserna angående avloppsvattenbehandlingsrensningseffekter gällande tungmetaller, och i synnerhet zink är nämligen, om sådana överhuvud taget existerar, mycket diffusa.

I "Bedömningsgrunder för svenska ytvatten" (1969) anges praktiskt taget inga riktvärden gällande vattendrag, som användes för vattenförsörjning. För fiskevatten anges riktvärdena 100-500 $\mu\text{g Zn/l}$, dock med anmärkningen "har tillbörlig hänsyn tagits till" Water Quality Criteria". Senare rekommenderar riktvärdet 10 $\mu\text{g /l}$.

Det finns mer omfattande bestämmelser om tillåten zinkkoncentration i avloppsvatten som behandlas vid kommunala reningsverk.

Enligt "Treatment of mixed domestic sewage and industrial waste waters in Germany" (1966) är gränsvärdena för aktivslamanläggning 1000-3000 $\mu\text{g Zn/l}$. "Richtlinien über die Beschaffenheit abzuleitender Abwässer" (Eidg.Amt für Gewässerschutz 1966.) anger gränskoncentrationen av zink för både recipient och biologisk behandling till 2000 $\mu\text{g Zn/l}$.

Bakgrunden till den oklara situationen är att zinkens human-toxicitet vid de ifrågakommande koncentrationerna är praktiskt taget obefintlig. För recipientens ekologi är däremot toxiciteten entydigt bevisad, då antagonistiska och synergistiska effekter gör sig gällande.

Med hänsyn till ovan nämnda fakta inriktades studierna till att klarlägga zinkbelastningens negativa effekter på den biologiska reningsprocessen. Syftet var därvid, att upprätthålla i första hand reningsprocessens konventionella funktioner samt att om möjligt reducera zinkmängden, som stötvis skulle belasta recipienten.

7. AKTIVSLAMPROCESSEN.

Bland de biologiska processerna, som utvecklats inom avloppsvattentekniken, tillämpas i praktiken i första hand aeroba behandlingsmetoder, såsom biodammar, biobäddar och aktivslamanläggningar.

Användningsområdet för biodammar och biobäddar har emellertid begränsats till avloppsvattenbehandling i mindre och medelstora samhällen och inom vissa industrier. Aktivslamprocessen användes däremot inom flera områden, och det är den dominerande reningsmetoden för storstäders och hela regioners avloppssystem, vidare användes det i ökande omfattning även för industriella avloppsvatten.

Ett stort antal processvarianter har utvecklats sedan Arden och Locket i England redovisade sitt arbete "Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters" år 1914.

Den ursprungliga processen, d.v.s. den konventionella aktivslamprocessen utan returslamåterföring, är praktiskt taget obefintlig inom den moderna avloppshanteringen. Processens grundprinciper kan dock fortfarande betraktas som gemensam nämnare för de olika processvarianterna.

Avloppsvattnets organiska föroreningar, lösta och kolloidala, oxideras biologiskt i kontinuerliga reaktorer under aeroba förhållanden. Biooxidationens reaktionsprodukter och den frigjorda energin tillvaratas av avloppsvattnets heterogena bakteriepopulationer för uppbyggnad av den aktiva biomassan. Biomassan, bestående i huvudsak av levande celler, är ursprungligen av kolloid karaktär. Genom destabilisering d.v.s. bioflockulation kan biomassan koncentreras. Koncentratet dels återföres till processen som returslam, dels vidarebehandlas som överskottsslam och således avlägsnas ur processen.

Aktivslamprocessen karakteriseras enligt ovanstående av tre grundfunktioner: biooxidation, bioflockulation och koncentrerings. Biooxidation och bioflockulation är parallella processer i tid och rum, och lokaliseras till luftningsenheten. Koncentreringsenheten försiggår däremot separat i sedimenteringsenheten. Den sammanbindande länken bland funktionsgrupperna är vanligtvis returslammet genom slamåterföringen. Störningar i en eller flera grundfunktioner föres således vidare genom slamåterföringen och påverkar hela processen. För att kunna beskriva zinkkoncentrationens toxiska effekter på reningsprocessens mekanism och därmed också på dess effektivitet bör därför först sambandet mellan processens viktigaste parametrar och zinkkoncentrationen studeras.

7.1 Den biologiska processen och driftparametrar.

Aktivslamprocessens två viktigaste biologiska funktioner, biooxidation och bioflockulation, karakteriseras främst av de biokinetiska belastningsparametrarna, vilka betraktas som rationella, d.v.s. härledda från biologiska grundlagar i motsats till tidigare använda empiriska samband. Förhållandet mellan de rationella processparametrarna är dels att relationerna mellan dem kan anges i Monod-ekvationens biologiska termer, dels att de generellt kan tillämpas vid vitt skilda biologiska behandlingsmetoder inom avloppstekniken.

7.1.1. Biologisk belastningsfaktor.

Den nomenklatur, som användes inom facklitteraturen, är ej enhetlig. Ofta framkommer termer som "food to microorganism ratio", specifik substratförbrukning, substratförbrukningshastighet m.m.

Definitionsmässigt kan den biologiska belastningsfaktorn U , angivas:

$$U = \frac{(\Delta F / \Delta t)}{X_T} T \quad \text{Ekv. 7-1}$$

eller i ord, förhållandet mellan massan förbrukat substrat och massan mikroorganismer under ett definierat tidsintervall, t .

Dimensionen (t) anges därvid som (h^{-1}) eller (d^{-1}).

F	Massan substrat	(kg)
X	Massan mikroorganismer	(kg)
t	Tid	(h) eller (d)

Den biologiska belastningsfaktorn kan beskrivas med biokinetiska termer enligt följande:

$$\mu = Y U - k_d \quad \text{Ekv. 7-2}$$

Mikroorganismernas maximala nettotillväxthastighet, μ , kan beskrivas med hjälp av van Uden's ekvation:

$$\mu = \frac{Y k S}{K_s + S} - k_d \quad \text{Ekv. 7-3}$$

Y	Tillväxtkoefficient, d.v.s. massans mikroorganismer/massan förbrukat substrat	(h^{-1})
k	Maximal substratsförbrukningshastighet	(h^{-1})
S	Substratkonzentration	(kg/m^3)
K_s	Substratkonzentration då $\mu = k/2$	(kg/m^3)
k_d	Mikroorganismernas destruktionshastighet	(h^{-1})

Denna ekvation är en utveckling av Monod-ekvationen för rena kulterer och består av termer från Michaelis-Menton's enzymkinetiska modell.

Substratkonzentrationen avser ämnen, som begränsar tillväxthastigheten i det biologiska systemet. Dessa är vanligtvis organiskt kol (eller kväve) och angives som COD, d.v.s. kemisk syreförbrukning. Dock får detta endast betraktas som en tumregel och ej generellt.

De i van Uden:s ekvation definierade termerna är med konventionella biokemiska metoder mätbara storheter, vilka definitions- mässigt är knutna till biooxidationens funktion.

7.1.2. MCRT - Mean cell retention time.

Även för denna parameter, som påverkar både biooxidations- och bioflockulationsfunktionen hos aktivslamprocessen är nomenklaturen tämligen förvirrad. Termer såsom slamålder och biomassans uppehållstid användes ofta i sammanhanget.

MCRT θ_c , kan processmässigt definieras genom följande samband:

$$\theta_c = \frac{X_t}{(\Delta X/\Delta t)_T} \quad \text{Ekv. 7-4.}$$

där X_t är den totala aktiva biomassan i hela systemet och $(\Delta X/\Delta t)_T$ är den totala mängden biomassa, som borttages ur systemet under ett definierat tidsintervall. Termen $(\Delta X/\Delta t)_T$ inkluderar således överskottsslammet och suspenderat biologiskt material, som inte har kunnat separeras i eftersedimenteringen.

Uttryckt i biokinetiska termer är MCRT:

$$\theta_c^{-1} = \frac{Y k S}{K_s + S} = \mu \quad \text{Ekv. 7-6}$$

MCRT, d.v.s. biomassans medeluppehållstid, är omvänt proportionellt mot mikroorganismernas netto tillväxthastighet, μ .

Sambandet mellan den biologiska belastningsfaktorn, U , och biomassans medeluppehållstid, θ_c , kan således härledas ur det biokinetiska sambandet:

$$\frac{\lambda}{\theta_c} = Y U - k_d \quad \text{Ekv. 7-6}$$

Förutsättningen för att ovan härledda biokinetiska samband skulle gälla för den aktuella aktivslamprocessen var emellertid, att systemet var totalblandat under ett fortvarighetstillstånd, d.v.s. under "steady state" förhållanden.

Processens hydrauliska förhållanden och belastningens tids- mässiga fördelning kan medföra modifieringar av grundekvationerna.

Utvecklingen från de första biokinetiska studierna av heterogena bakteriekulturer till process-simulering och dataprogramering vid projektering och drift av aktivslamprocesser var därvid så pass omfattande, att den ej kan behandlas i detta arbete. De viktigaste publikationerna redovisas emellertid i bibliografin. Monod (1949, 1950), Garrett och Sawyer (1951), Heukelekian, Orford och Manganeli (1951), Herbert, Elsworth och Telling (1956), Stewart (1964), Gram (1956), Weston och Eckenfelder (1955), Stack och Conway (1959), Agardy, Cole och Pearson (1963), Pearson (1968), Eckhoff och Jenkins (1967), Hazeltine (1962), van Uden (1967, 1969), Wuhrmann (1964, 1964), McKinney (1962), Murphy och Timpany (1967), Jenkins och Garrison (1968), Benedek och Horvath (1967), Farkas (1968), Downing och Knowles (1967), Servizi och Bogan (1963), Garrett (1958), Tench och Morton (1962), Tischler och Eckenfelder (1968), Eckenfelder och O'Connor, (1961), Eckenfelder (1966, 1974), McKinney och Ooten (1969), McKinney och O'Brien (1968), McKinney (1956, 1962), Reynolds och Yang (1966), Lawrance (1971, 1972), Lawrance och McCarty (1969, 1970), Burkhead och Wood (1969), Washington, Rao, Hetling och Martin (1965), Busch (1958), Hartmann (1960, 1968), Hartmann och Wilderer (1969, 1971, 1972), Wilderer (1969), Boes och Hartmann (1973), Boes (1970), Bisogni och Lawrance (1971), Lawrance och Milnes (1971), Middleton och Lawrance (1972), Grady (1971), Bryant, Wilcox och Andrews (1971), Stensel och Shell (1972), McCarty (1969, 1972), Walker (1971), Sherrard och Schroeder (1972), Weddle och Jenkins (1971), Tharabaj och Gaudy (1971), Silveston (1972), Nambu (1971) Chiu, Fan, Kao och Ericksson (1972), Ericksson och Fan (1968), Blok (1974), Adams och Eckenfelder (1970, 1975), Grady och Roper (1974), Sykes (1973), Gaudy och Srinivasarag-haven (1974), Schroeder (1974), Young (1974), Ott och Bogan (1971), Moser, Moser och Wolfbauer (1972), Moser (1974), Milnes och Lawrance (1971), Hartmann, Wilderer och Müller (1973), Wilderer och Hartmann (1970), Wilderer, Dietzel och Hartmann (1975), Braun (1966), Singrün (1974), Grady och Williams (1975), Grady, Harlow och Riesing (1972), Chiu, Erickson, Fan och Kao (1972).

7.2 Aktivslamprocessens varianter. Den modifierade högbelastade aktivslamprocess.

Aktivslamprocessens viktigaste variationer och driftparametrar framställs i Tab. 7-1.

Tabell 7-1. Aktivslamprocessens viktigaste varianter och driftsparametrar.

(Waste water Engineering 1972.)

Design parameters for activated sludge processes.

Processvariant	Parameter					
	MCRT (d)	U $\frac{\text{lb BOD}}{\text{lb BOD} \cdot \text{d}}$	Volym.belastn. $\frac{\text{lb BOD}}{1000 \text{ cuft}}$	MLSS (mg/l)	V/Q (h)	Qr/Q
Conventional	5 - 15	0,2 - 0,4	20 - 40	1500 - 3000	4 - 8	0,25 - 0,50
Complete-mix	5 - 15	0,2 - 0,6	50 - 120	3000 - 6000	3 - 5	0,25 - 1,00
Step aeration	5 - 15	0,2 - 0,4	40 - 60	2000 - 3500	3 - 5	0,25 - 0,75
Modified aeration	0,2 - 0,5	1,5 - 5,0	75 - 150	200 - 500	1,5 - 3	0,05 - 0,15
Contact aeration contact unit	5 - 15	0,2 - 0,15	60 - 75	1000 - 3000	0,5 - 1,0	0,25 - 1,00
Stabilization unit				4000 - 10000	3 - 6	
Extended aeration	20 - 30	0,05 - 0,15	10 - 25	3000 - 6000	18 - 36	0,75 - 1,50
Kraus process	5 - 15	0,3 - 0,8	40 - 100	2000 - 3000	4 - 8	0,5 - 1,0
High-rate aeration	5 - 10	0,4 - 1,5	100 - 1000	4000 - 10000	0,5 - 2,0	1,0 - 5,0
Pure oxygen system	8 - 20	0,25 - 1,0	100 - 250	6000 - 8000	1 - 3	0,25 - 0,50

Den studerade aktivslamprocessen vid Ryaverket tillhör enligt ovan angivna klassindelningen högbelastade aktivslamsystem, d.v.s.

HRAS (High-rate aeration system).

Driftsmässigt innebär det en kompromiss, att den nedsatta renings-effekten kompenseras genom kort luftningstid med motsvarande reducerade byggnadskostnader. Tillämpningsområdet för högbelastade aktivslamsystem är därför oftast biologisk avloppsvattenbehandling, där det kombineras med kemiska resp. fysikalisk-kemiska operationer, såsom kemisk efterfällning, filtrering m.m. Användningen av biologisk behandlingsmetod enbart är begränsad genom recipientens känslighet för lätt nedbrytbara organiska ämnen i första hand.

7.3. Reduktion av lätt nedbrytbara ämnen i avloppsvattnet med hjälp av aktivslamprocess.

Syftet med utvecklingen av det s.k. biologiska reningsteget inom avloppsvattenbehandlingen var att reducera mängden av lätt nedbrytbara organiska ämnen och därigenom skydda recipientens ekologiska system.

Med enbart mekanisk avloppsvattenbehandling kunde nämligen halterna av lösta, syreförtärande ämnen inte reduceras. Följden av detta blev allvarliga rubbningar i recipientens syrebalans. Termen biologisk syreförbrukning utvecklades således i första hand i recipientsammanhang. Målsättningen var därvid att kunna bestämma eller beräkna avloppsvattnets långtidseffekter i form av bruttosyrebehovet på den närmast totala biologiska nedbrytningen i recipienten. Analytiskt uppnåddes målsättningen genom bestämningsmetoder för BS_5 och BS_7 . Dessa mätvärden har legat till grund för långtidseffekternas bedömning.

Termen biologisk syreförbrukning (BS resp. BOD) började även användas

vid biologiska behandlingsmetoder av avloppsvatten. Processernas procentuella reningsgrad t.ex. anges oftast i termer som BS_5 - och BS_7 -reduktion.

Begreppet biologisk syreförbrukning får därvid ett förändrat innehåll. Inom den biologiska processtekniken blir BS -värdet ett uttryck för substratkoncentrationen, som oftast, men inte alltid, är processens begränsade komponent.

Genom denna tolkning blir BS -värdet beroende dels av vattnets övriga beståndsdelar, dels av processens grundparametrar.

Avloppsvattnets kemiska beskaffenhet påverkar i första hand det kemiska analysförfarandet, som användes för bestämning av biologisk syreförbrukning, genom toxiska effekter och/eller mineralisk obalans, Verstraete, Voets och Vanlooche (1974).

Störande effekter gör sig gällande i synnerhet vid den traditionella Winkler-Metoden, den s.k. "utspädningsmetoden".

Denna statistiska metod är synnerligen känslig mot toxiska föroreningar, vilket medför att erhållna BS -värden i avloppsvattenprov, som innehåller toxiska ämnen, ofta inte kan utvärderas, även om halterna av dessa ämnen är kända, något som inte ofta är fallet. Vid själva den spädning, som metoden baseras på, förändras vattnets sammansättning dels med avseende på toxiska komponenter, dels med avseende på biogena ämnen, såsom när-salter, essentiella metalljoner m.m.

Genom att använda kinetiska mätmetoder, som t.ex. respirometriska analysförfaranden, kan dessa störande effekter elimineras. Utom avloppsvattnets beskaffenhet får även aktivslamprocessens driftparametrar en ökad betydelse.

Beroende på storleken på den biologiska belastningen och längden på luftningstiden bör hänsyn tagas till partikulär BS -halt.

Partikulära organiska föroreningar deltagar vanligtvis inte, eller

bara i mycket liten omfattning, i biooxidationsprocesserna. Deras eliminering inom aktivslamprocessen sker i huvudsak genom adsorption eller omfattande bioflockulation. I synnerhet gäller detta vid aktivslamprocesser med extremt korta luftningstider och vid låga värden på MCRT, som i Ryaverket och försöksanläggningen.

Det ligger nära till hands att använda den kemiska syreförbrukningen, d.v.s. COD-värdet, vid avloppsvattnets bedömning för och efter behandling.

Denna parameter är helt oberoende av avloppsvattnets toxiska föroreningar och den är närmast proportionell mot den verkliga biologiska syreförbrukningen. En nackdel är emellertid, att COD-värdet inte innehåller informationer om de biologiska nedbrytningsprocesserna, och vidare att vattnets inerta organiska föroreningar inkluderas i resultatet av analysmetoden.

Vissa respirometriska mätmetoder, den s.k. platå- eller korttids-BS-bestämningen, UV-spektrofotometriska bestämningen av vattnets TOC-halt och dess sammansättning ger emellertid tekniska möjligheter för djupare bedömning, även processtekniska.

7.4. Aktivslammets ekologi och dess beroende av processens utformning.

De biologiska processerna inklusive aktivslamprocessen betraktas i huvudsak som en komplettering till den mekaniska avloppsbehandlingen. Det vid det första behandlingsteget mekaniskt behandlade vattnet består således av lösta organiska och oorganiska ämnen, och utgör substrat för vattnets mikroorganismer. Härvid kan vattnets inerta partikulära föroreningar betraktas som ej deltagande i processen.

Mikroorganismerna i det mekaniskt behandlade avloppsvattnet utgörs i första hand av bakterier av olika slag. Fördelningen av bakterie-

arterna i avloppsvattnet är av stor betydelse för både biooxidation och bioflockulation och den beror främst på vattnets ursprung, substrathalt, beskaffenhet och inte minst toxiska föroreningar.

Under aeroba förhållanden ökar antalet bakterier kraftigt vid biooxidationen. Processen kan beskrivas kvantitativt med hjälp av ovan nämnda biokinetiska parametrar, som Y , k , och k_d , vilka kan sammanfattas i processparametern MCRT, d.v.s. θ_c och i termen nettotillväxthastighet, μ . Avloppsvattnets substratinnehåll omvandlas genom biooxidation till mer eller mindre aktiv, levande biomassa, d.v.s. till en anhopning av bakterieceller av skilda biologiska aktivitetsgrader.

Anhopningen är därvid själva bioflockulationsprocessens inledande skede. Det bör understrykas att bioflockulationen är ett resultat av olika, i tid och rum parallella processer, såsom fysikaliska, fysikaliskt-kemiska och mikrobiologiska processer. Vid aktivslam-anläggningar, under normal drift, är de mikrobiologiska processerna dominerande.

Bioflockulationens omfattning och bioflockarnas struktur är i första hand beroende av produktionen av exocellulära gelartade ämnen, vilka produceras av bakterieceller och strukturmässigt i huvudsak består av polysackarider. Funktionellt kan de betraktas som polyelektrolyter eller hjälpkoagulanter. Enligt Busch och Stumm (1968), Pavoni (1972), Tenney (1973) m.m. är produktionen av dessa extracellulära ämnen optimal under cellernas endogena utvecklingsskede.

Biomassans fysiologiska tillstånd är i sin tur beroende på processens MCRT-värde och påverkas i stort av miljöfaktorer som pH-värde, halt av toxiska metaller, m.m.

Det aktiva slammet, sett som ekosystem, domineras av bakterier, men det omfattar även högre mikroorganismer, då i första hand protozoer. Mängden protozoer beror på de aktuella driftsförhållandena och påverkar

i hög grad processens reningseffekt. "Predator-prey" förhållandet i aktivt slam d.v.s. förhållandet mellan slammets organismer med olika placering i näringskedjan, studerades och beskrevs av Canale (1969), Brown (1965), Bungay (1968), Barker (1943), Pillai och Subramanyan (1942,1944), Reid (1966), Sydenham (1971), Curds (1971, 1971, 1973, 1973, 1974) och Curds och Cockburn (1970, 1970), m.m. Curds m.fl. undersökte inte enbart protozoa-populationernas förekomst och levnadsvillkor utan analyserade även protozoernas biodynamik och biokinetik.

Med hjälp av biodynamiska ekvationer kunde klara samband fastställas mellan aktivslammets heterogena populationer, processens hydrauliska och biokinetiska parametrar och uppnådda reningsresultat.

Bland protozoerna är ciliaterna av primär betydelse. Dessa kan på grund av sina olika levnadsvillkor delas in i tre huvudgrupper, nämligen frisimmande, fastsittande och krypande ciliater. De frisimmande ciliaterna, vars vanligaste representanter är Holotrichs arter, livnär sig i huvudsak på dispergerade fria bakterier. Dessa organismer knytes inte till bakterieflockar och anrikas vanligen inte i det aktiva slammet.

De fastsittande och krypande ciliaterna, representerade i första hand genom Vorticella och Aspidisca arter, är däremot huvudsakligen bundna till bakterieflockar, d.v.s. till det aktiva slammet. De frisimmande ciliaterna följer således avloppsvattenflödet, de fastsittande och krypande arterna följer under största delen av sin livscykel slamflödet. Gemensamt för dessa organismer är att deras näring uteslutande utgöres av dispergerade bakterier.

I alla tre ovannämnda grupperna av ciliater finns arter som livnär sig på bakteriätande ciliater.

På grund av att den partikulära föroreningen i det biologiskt behandlade avloppsvattnet (grumlighet, suspenderade ämnen, biologisk

syreförbrukning o.d. vid normal drift består av levande eller döda bakterier i dispergerad form, kan processens reningseffekt kvalitativt följas genom aktivslammets protozoa-fauna.

Curds och Cockburn (1970, 1970). Experimentella studier utförda av Curd, Cockburn och Vandyke (1968) har visat att en aktivslamanläggning, där slammets inte innehåller ciliater, producerar utsläpp med hög grumlighet, rikt på dispergerade bakterier. Efter anrikning av ciliater förbättrades utsläppets kvalitet signifikant med avseende på grumlighet, biologisk syreförbrukning och antalet bakterier. Bland de driftparametrar, som påverkar slammets biodynamik, är den hydrauliska uppehållstiden, d.v.s. luftningstiden, av stor betydelse.

I totalblandade aktivslamsystem kan en kritisk, eller med andra ord en minimal luftningstid angivas, vilken inte får underskridas, om slammets ekologiska jämvikt skall upprätthållas.

Luftningstiden i högbelastade aktivslamanläggningar är vanligtvis kortare än den kritiska uppehållstiden för ciliater. Detta innebär, att i högbelastade anläggningar vid full belastning är villkoret för ciliattillväxt ej tillgodosett. Följden blir ökad grumlighet, ökad biologisk syreförbrukning och ökat bakterietal i det behandlade vattnet.

Den hydrauliska uppehållstiden är emellertid en processparameter av projekterings- och dimensioneringskaraktär.

Dygns- och veckovariationerna i vattnets mängd och sammansättning samt oregelbundna chockbelastningar kan däremot vanligen inte betraktas som experimentellt definierade variabler. Dock påverkar de starkt slammets biodynamik och biokinetik.

För att optimala förutsättningar skall kunna uppnås är det önskvärt, att genom tekniska åtgärder minska variationerna i den hydrauliska belastningen, eftersom möjligheterna att påverka

variationerna i avloppsvattnets beskaffenhet är ringa.

Driftsmässigt kan dock organiska chockbelastningar effektivt motverkas, genom att man håller överskottsslamavtappningen konstant. Slambelastningen, en av de viktiga konventionella driftparametrarna, kan emellertid inte tolkas rationellt i detta fall. Slamhalten i luftningen följer nämligen med en viss fördröjning förändringarna i avloppsvattnets substrathalt, d.v.s. avloppsvattnets koncentration av organiskt kol.

Datorsimulering med användning av biokinetiska grundekvationer för de viktigaste mikroorganismerna och pilotskaleförsök visade tillräcklig överensstämmelse och kunde konfirmera de teoretiskt ställda teserna om aktivslammets populationsdynamik. Curds (1971, 1971).

7.5. Bioflockulation och flockstruktur.

Bioflockulationen kan enligt ovanstående betraktas som en följdreaktion av den fortskridande biooxidationen. Antalet levande och döda celler d.v.s. biomassan, ökar, och genom cellernas sammanslagning bildas flockar av vitt skilda storlekar. Flockarnas struktur är avgörande för separeringen och således för reningseffekten och biomassans koncentreringsgrad. Det senare är av betydelse dels för slamhantering, dels för returslammets funktion i behandlingsprocessen. Bioflockarna deltar emellertid fortfarande i biooxidationen och bidrar i viss omfattning fysikaliskt-kemiskt till en förbättrad reningseffekt, bl.a. genom adsorption, genom ytkemiska effekter, genom infångning av inerta partiklar m.m.

Alla dessa effekter är bundna till bioflockarnas yta. Bioflockarnas yttre struktur är därför av stor betydelse för slammets aktivitet. Sladka och Zahradka (1971), Finstein och Heukelekian (1967), Hartmann (1960, 1967), Hartmann och Laubenberger (1968), Morand (1964), Mueller Morand och Boyle (1967), m.m.

Bioflockbildningen i ett givet system kan dock inte betraktas statistiskt, utan den representerar en dynamisk jämvikt, då flockuppbyggnad och flocksönderslagning pågår kontinuerligt och samtidigt.

Flockstorleken - med motsvarande aktivitetsgrad och specifik yta - varierar vanligen mellan 20 - 4 500 μ , beroende i första hand av systemets biokinetiska och hydrauliska parametrar. Aktivitetsgraden och flockarnas specifika yta ökar generellt sett med ökande slamkoncentration tills ett maximivärde uppnås. Tabarasan och Sekoulov (1970).

Bioflockarnas storlek och aktivitet visar enligt ovanstående ett klart samband. Den dynamiska jämvikten mellan flockuppbyggnad och flocksönderslagning är i ett givet system beroende av bioflockarnas hållfasthet.

Bioflockulationen och flockarnas hållfasthet har varit det som väckt störst intresse vid studierna av aktivslamprocesser, i synnerhet vid studier beträffande separationstekniska metoder inom drifts- och projekteringsområdena.

På grund av det traditionella kolloidkemiska betraktelsesättet kunde dock flockulationsprocesserna av bakteriella dispersioner inte entydigt förklaras. Bakterier i dispergerad form har en negativ nettoladdning inom det pH-område, pH 5-9, som är av intresse. Suspensionens stabilitet är dock ej elektrostatiskt betingad i första hand. En reduktion av ytpotentialen utgör ej förutsättning eller villkor för suspensionens stabilitet. Även vid den isoelektriska punkten, d.v.s. vid pH 2 - 3, kan stabila suspensioner existera. Det ligger då nära till hands, att det kan finnas cellproducerade ämnen, som i första hand reglerar destabiliseringen d.v.s. bioflockulationen eller m.a.o. autoflockulationen.

Intensivt forskningsarbete har givit som resultat, att dessa biologiska destabiliseringsfaktorer åtminstone delvis kunnat identifieras.

I detta sammanhang bör främst Busch, Stumm (1968), Bisogni och Lawrance (1971), Dean (1969), Pavoni, Tenney och Echelberger (1972), Tenney och Verhoff (1973) samt Forster (1968, 1971), Wilkinson (1958), Macrae och Wilkinson (1958), Stacey och Barker (1960), Gaudy och Wolfe (1962), Tenney och Stumm (1965), Crabtree, Boyle, McKay och Rohlich (1966), Friedman och Dugan (1968), Friedman, Dugan, Pfister och Remson (1968, 1969), Reid och Assenzo (1960), Forster och Choudhoy (1972), Bungay (1968), Bungay och Büngay (1968), Characlis (1973, 1973) omnämnas.

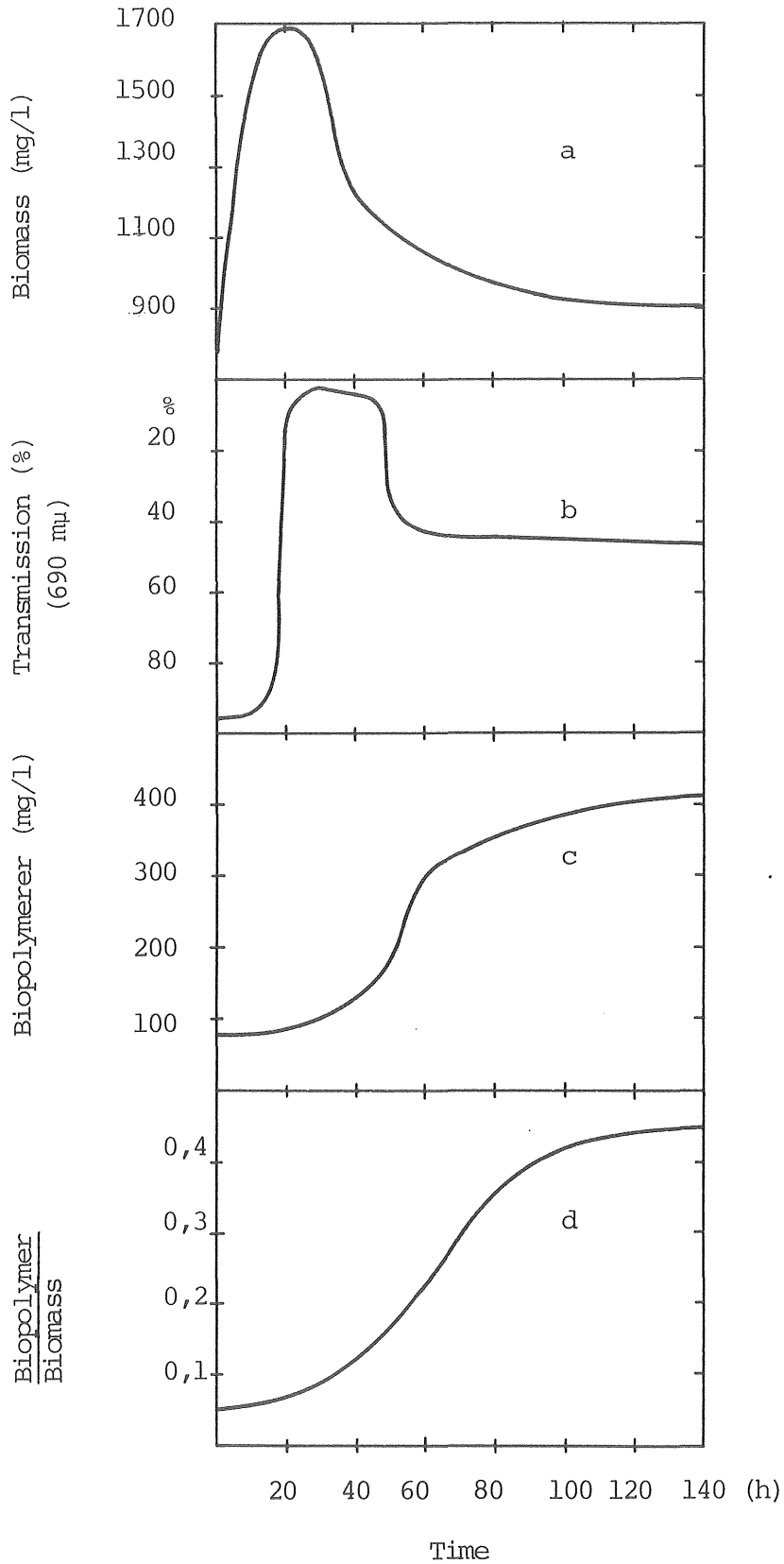
De första undersökningarna om naturliga polymerer, producerade i homogena och heterogena bakteriekulturer utfördes av McKinney och Horwood (1952, 1952) samt av Heukelekian (1956, 1956).

Naturliga polymera ämnen kunde isoleras från cellmembranens utsida som extracellulära produkter, med hög molekylvikt.

De utgjorde 5-10% av den aktiva biomassan, beroende på populationens fysiologiska tillstånd. Produktionen av dessa extracellulära polymer, som utgör huvudparten av cellens slanhinna, når sitt maximum i den stationära, endogena, tillväxtperioden.

Fig. 7-1.

Analyser med avseende på polymerernas sammansättning (enligt ovan redovisade litteratur) visade att stora variationer förekom. Bland de viktigaste komponenterna var polysackarider, proteiner, RNA och DNA, var polysackaridfraktionen genomgående den dominerande. Detta överensstämmer väl med Forster's undersökningar om slamvolymindex (SVI). Enligt dessa undersökningar finns ett klart samband mellan slamindex och slampartiklarnas isoelektriska punkt å ena sidan,



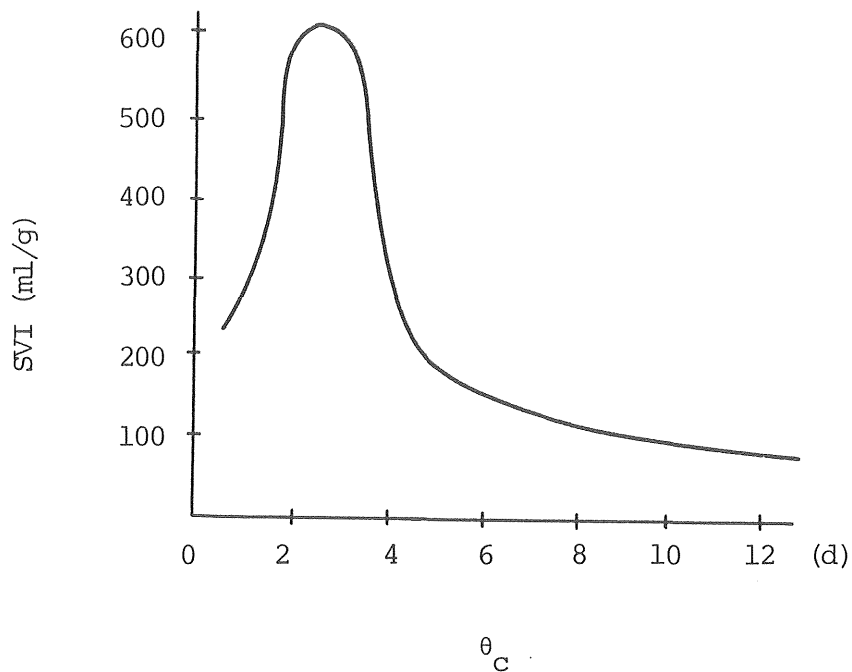
Figur 7-1. Samband mellan biomassans fysilogiska tillstånd (a) och flockning (b). Ackumulering av exocellulära polymerer (c,d).

(Pavoni, Tenney och Echelberger 1972.)

Relationship between bacterial growth phase (a) and flocculation (b). Accumulation of exocellular polymer (c and d).

och slammets kolhydrathalt å andra sidan.

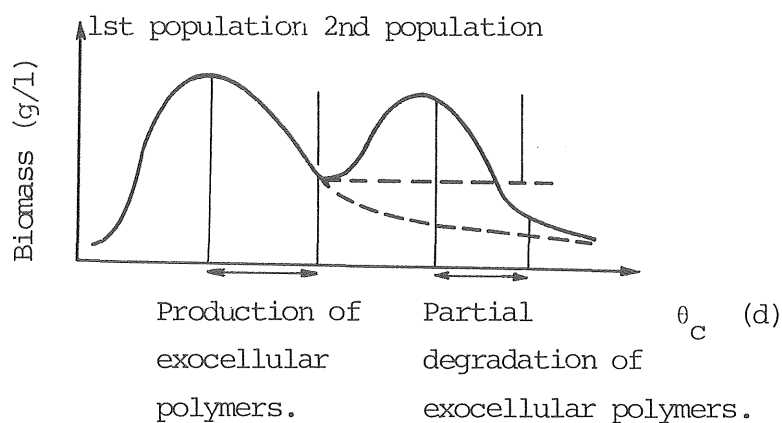
Bisogni och Lawrance (1971) påvisade liknande samband mellan MCRT och SVI d.v.s. slamvolymindex. Vid ökande MCRT präglas slammets biomassa mer och mer av den endogena utvecklingsfasen.



Figur 7-2. Samband mellan MCRT (θ_c) och slamvolymindex.
(Bisogni, Lawrance 1971).

Relationships between biological solids retention time and settling characteristics of activated sludge.

Vid extremt höga MCRT-värden börjar emellertid en partiell nedbrytning av de extracellulära polymererna. Slammets sedimenteringsegenskaper försämras, samtidigt som avvattningsegenskaperna förbättras. Obayashi och Gaudy (1973).



Figur 7-3. Slammets biomassa som funktion av MCRT.
(Obayashi, Gaudy 1973.)

Hypothetical biomass course as a function of the sludge retention time.

Aktivslammets biopolymerer kan extraheras från biomassan.

Vattenlösning av genom extraktion utvunna extracellulära ämnen kunde med framgång användas för att destabilisera suspensioner med negativ laddade partiklar (SiO_2 , dispergerad kultur av *A.aerogenes*). Elektromikroskopiska undersökningar visade, att destabiliseringsmekanismen överensstämde kvantitativt och kvalitativt med flockningsförsök då syntetiska polyelektrolyter användes. Busch och Stumm (1968).

Biopolymerer, som extraherades från aktivslam vid Ryaförsöksanläggningen, undersöktes vad beträffar förmågan att fungera som hjälpkoagulant vid vattenrening, och det visade sig kunna jämföras med den konventionellt använda aktiverade kieselsyran. Mindre klarlagt är hur olika miljöfaktorer påverkar produktionen av extracellulära polymerer i det aktiva slamm.

Substratkoncentrationen påverkar sannolikt i hög grad biopolymerbildningen. Minimifaktorn för aktivslamprocessen är i de allra flesta fall den organiska kolhalten. ($C/N > 5$). Vid fall av när-saltbrist, såsom vid extremt låg fosfor - eller kvävetillförsel, påverkas biopolymerbildningen i regel negativt. Enligt andra undersökningar har förhållandet mellan fosfat-fosfor och kväve större betydelse.

Avloppsvattnet och följdaktligen även aktivslammet består i regel av heterogena bakteriepopulationer. Bland slammets mikroorganismer betraktas emellertid Zoogloeaarterna som de som i första hand deltar i bioflockulationsprocessen.

Litteraturen av Zoogloearnas roll i aktivslamprocessen är mycket omfattande. På grund av att dessa mikroorganismer kännetecknas av utpräglad kolonibildning med geleartad karaktär, låg det nära till hands att studera dem intensivt med avseende på biopolymerproduktion. Ur undersökningar, som utfördes av Cabtree och medarbetare (1966), framgår att ackumuleringen av poly- β -hydroxismörsyra, d.v.s. PHB, visar ett klart samband med flockbildningen i homogena kulturer. Odlades Zoogloea ramigera i substrat med när-saltbegränsning kunde PHB-ackumulering och således flockning inte observeras. Efter att kolhydrater tillsattes substratet, stimulerades PHB-ackumuleringen och flockbildningen påbörjades. Glykos, kolhydrater och vissa peptider kan således betraktas som prekursor för den i cellerna ackumulerade poly- β -hydroxismörsyran.

Ämnen som har förmågan att blockera kolhydraternas oxidativa fosforylering förhindrade både PHB-ackumulering och flockbildning i Zoogloea kulturen. Både minskning och ökning av substratets pH-värde medförde en liknande enzymatisk blockering i kulturen. PHB-s endogena dissimilation resulterade i deflockulation.

Ovan redovisade undersökningar utfördes enbart i homogena bakteriekulturer och en generalisering får inte göras. De visar emellertid bra överensstämmelse med erhållna resultat vid både försöks- och fullskaleanläggningar.

7.6. Separering av biomassan i aktivslamprocessen.

Biomassans separering utgör aktivslamprocessens avslutande skede. Denna enhetsprocess bör resultera i hela avloppsvattenbehandlings slutprodukter, nämligen i behandlat eller renat avloppsvatten, som förs till recipienten eller till vidare behandling med i huvudsak fysikaliska, kemiska eller fysikaliskt-kemiska operationer, samt överskottsslam som blir föremål för slamhantering av olika slag inklusive deponering.

Separeringen fyller emellertid två funktioner. Utom de sistnämnda återföres nämligen en del av biomassan till den biologiska processen i form av returslam.

Separationsprocessen bör på grund av sin dubbelfunktion betraktas som huvudproblem vid hela det biologiska behandlingsförfarandet. Det anses, att de flesta störningarna i processen uppkommer till följd av brister i separationsteget.

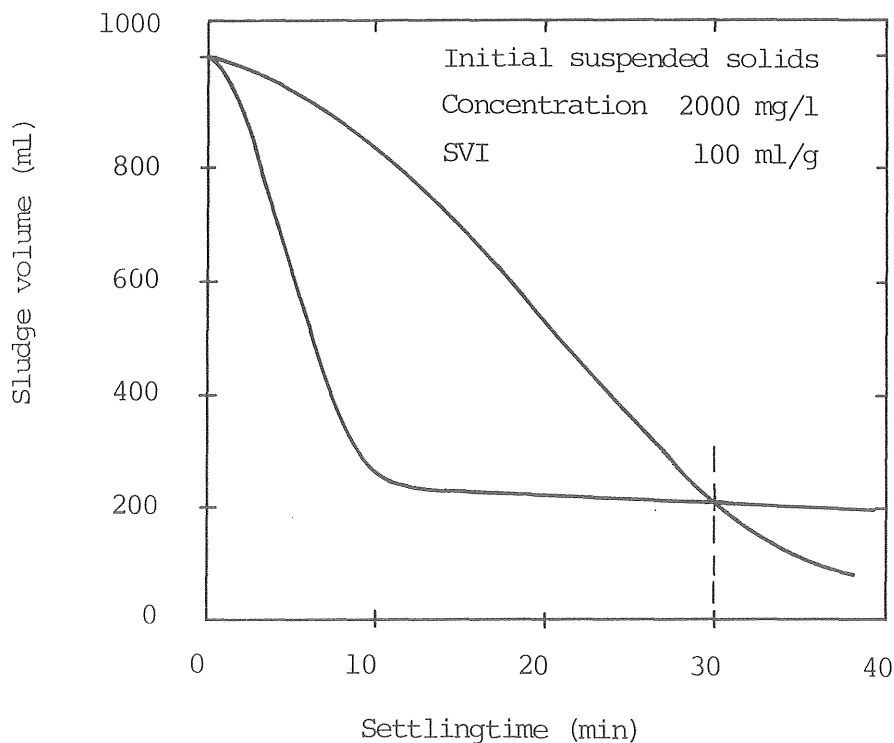
Vid separationsprocessen kan därför det aktiva slammet karakteriseras genom sina sedimenterings- och avvattningssegenskaper samt sin biologiska och kemiska beskaffenhet.

7.6.1. Sedimenteringsegenskaper.

Slammets sedimenteringsegenskaper anges konventionellt genom slamvolymindex, SVI. Denna slamparameter lanserades av Mohlman år 1934.

Definitionsmässigt är SVI volymen av 1 g aktivslam efter 30 min. sedimentering, (ml/g).

Slammets sedimenteringsegenskaper kan dock ej definieras enbart med hjälp av slamindex. Två olika aktivslam, som har samma slamkoncentration och samma slamvolym efter 30 minuters sedimentering, och följaktligen identiskt slamindex, kan innehålla helt olika sedimenteringsegenskaper, Dick (1969), så som visas i Fig. 7-4.



Figur 7-4. Sedimenteringskurvor för slam med identiska slamindex (SVI) och slamkoncentration. (Dick, Veselind 1969).

Sludges with grossly different settling characteristics and identical SVI. values.

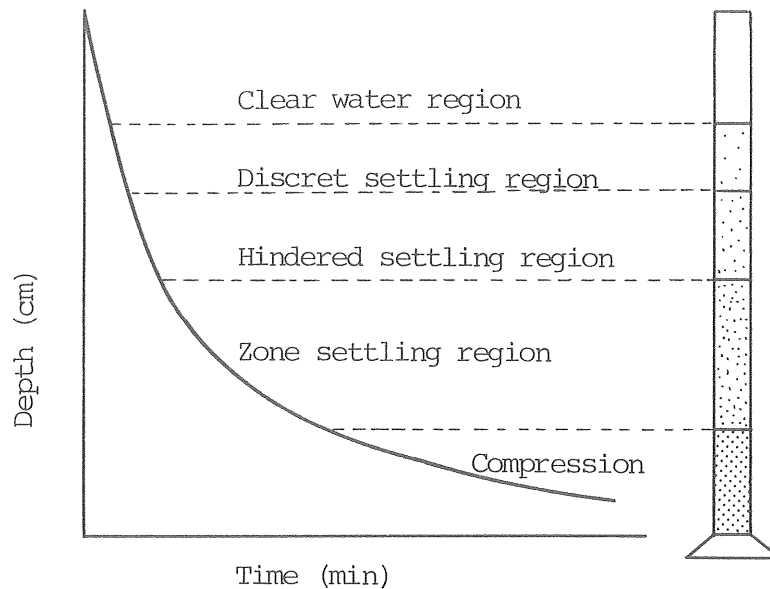
7.6.2. Hur kan slammets sedimenteringsegenskaper karakteriseras ?

Sedimenteringsstudier utföres vanligen i laboratorieskaleförsök. Talmadge och Fitch (1955). Genom att låta det aktiva slammet sedimentera i standardiserade kolonner kan sedimenteringshastigheten för de viktigaste sedimenteringsfaserna kvantitativt bestämmas. Det bör emellertid understrykas, att dessa sedimenteringsanalyser måste tolkas med stor försiktighet i synnerhet vid uppskalning och dimensionering av fullskaleanläggningar, eftersom försökens utförande och sedimenteringskolonnens dimensioner bland andra faktorer påverkar kraftigt de resultat, som kan erhållas. Trots sina brister är sedimenteringsanalysen en användbar metod för att karakterisera slammets sedimenteringsparametrar.

Sedimenteringsprocessen kan uppdelas i fyra grundtyper, såsom sedimentering av diskreta partiklar, hindrad sedimentering, zonsedimentering och kompressionsedimentering. Sedimenteringen av diskreta partiklar, samt zonsedimentering betraktas vanligen som viktigast när det gäller aktivslamprocessens projektering och dimensionering.

Området för de diskreta partiklarnas sedimentering är i första hand avgörande för driftens stabilitet och anläggningarnas renings-effekt, i synnerhet vid driftstörningar av olika slag. För att få bedömningsunderlag i detta avseende är det nödvändigt att den konventionella sedimenteringsanalysen kompletteras med fraktionerad eller integrerad bestämning av halten partikulärt material i dekantatet efter utförd sedimentering.

Den typiska sedimenteringskurvan visas i Fig. 7-5.



Figur 7-5. Principiell illustration av aktivslammets sedimentering.

Schematic of settling regions for activated sludge.

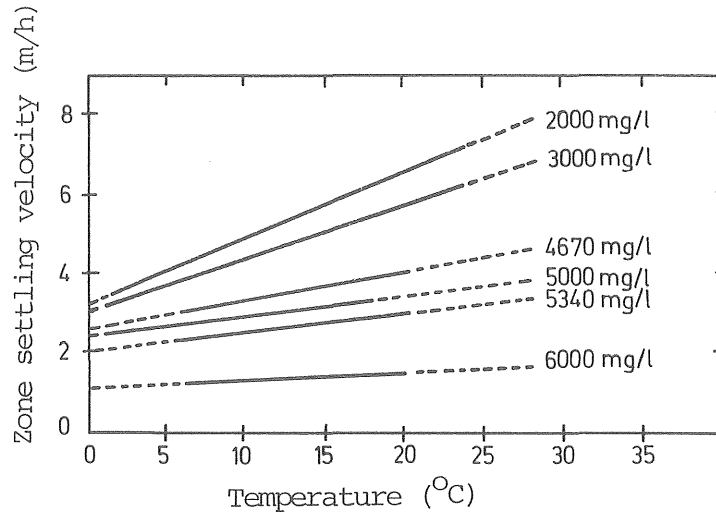
För slammets bedömning och således för separationsenhetens dimensionering är i första hand zonsedimenterings- och kompressionsedimenteringshastigheten av betydelse. Enligt det traditionella betraktelsesättet anses, att värdet av zonsedimenteringshastigheten är utslagsgivande vid processens dimensionering. Enligt undersökningar av Dick (1970) bör dock kompressionsedimenteringens hastighet som uttrycker sedimenteringens masstransportfunktion jämföras med zonsedimenteringens hastighet. Tillämpningen av traditionella dimensioneringsparametrar som hydraulisk belastning, slamindex, uppehållstid m.m. utgår ifrån, att returslamkoncentrationen är identisk med slamkoncentrationen efter 30 minuters sedimentering. Returslamkoncentrationen är emellertid en funktion av andra parametrar, som temperatur, slamkoncentration i luftningen, värdet på MCRT i processen.

Samtidigt påverkas även själva den biologiska processen genom returslamåterföringen. Masstransporten genom slamåterföringen och således även koncentreringskoefficienten vid sedimenteringens kompressionsfas får ej försummas vid sedimenteringens dimensionering.

Vilken av sedimenteringens huvudfunktioner som blir utslagsgivande vid dimensioneringen bör avgöras genom analys av sedimenteringens masstransport. Dick och Young (1972).

7.6.3. Faktorer som påverkar det aktiva slammets sedimenteringsegenskaper.

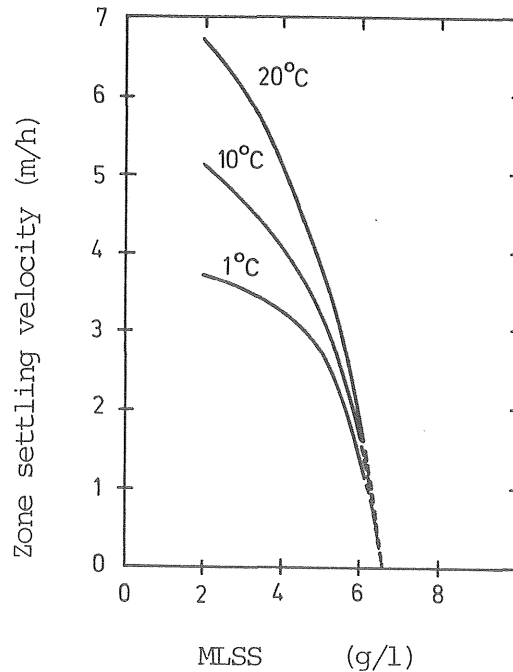
Temperaturens inverkan på aktivslammets sedimentering och på slamindex studerades redan på ett tidigt stadium. Rudolfs och Laci (1934). Dessa effekter är delvis betingade av rent fysikaliska parametrar, såsom förändrad viskositet, densitet m.m., allt enligt Stoke's lag. Tesarik's (1967) analys av temperatur - sedimenteringshastighet - viskositet sambandet resulterade i ett, från Stoke's lag avvikande samband. Dessa studier utfördes emellertid inom vattenreningsprocessen varvid vissa grundläggande antaganden ej kan överföras till aktivslammets sedimentering. Reed och Murphy (1969) studerade det aktiva slammets sedimenteringsegenskaper vid låga temperaturer. Temperaturområdet täckte dock praktiskt taget alla tänkbara temperaturvariationer, som en aktivslamanläggning i fullskala kan utsättas för. Enligt dessa studier kan ett klart samband observeras mellan zonsedimenteringshastighet, temperatur och slamkoncentration.



Figur 7-6. Samband mellan zonsedimenteringshastighet och temperatur vid olika slamkoncentrationer. (Reed, Murphy 1969).

Zone settling velocity versus temperature for various MLSS concentrations.

Sambandet mellan slammets initialkoncentration och zonsedimenteringshastighet kan angivas vid givna temperaturer.



Figur 7-7. Samband mellan zonsedimenteringshastighet och initial slamkoncentration vid olika temperaturer. (Reed, Murphy 1969).

Zone settling velocity versus initial MLSS concentration at various temperatures.

Ur diagrammet framgår att temperaturens effekt på sedimenteringshastigheten minskar med ökande slamkoncentration. Genom extrapolering kan det gränsvärde på slamkoncentration fås där temperaturen ej påverkar sedimenteringshastigheten. Den här slamkoncentrationen kan anses vara gränsvärdet för zonsedimenteringen. Vid högre koncentrationer förekommer nämligen ingen zonsedimentering, utan endast kompressionsedimentering.

Slammets sedimenteringsegenskaper påverkas, vid sidan av de i huvudsak fysikaliskt-kemiska temperatureffekterna, även av processens biologiska parametrar, som kan definieras genom biomassans medeluppehållstid, d.v.s. genom MCRT. Dessa parametrar är ej oberoende av temperaturvariationerna. Sambandet för reaktionskonstantens temperaturberoende i biologiska processer anges vanligen genom Arrhenius-ekvationen.

$$k_T = k_r \theta^{T - T_r} \quad \text{Ekv. 7-7}$$

där

k_T	Reaktionskonstant vid T C ^o
k_r	Reaktionskonstant vid 20 C ^o
θ	Temperatur-koefficient
T	Temperatur T C ^o
T_r	Temperatur 20 C ^o

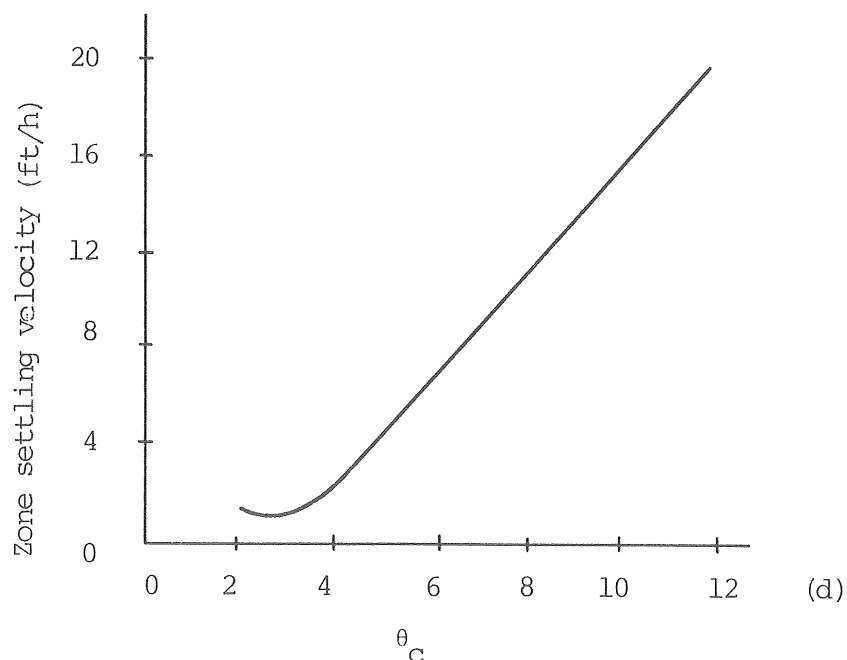
Värdet av θ är i sin tur beroende av den biologiska processen.

För aktivslamprocessen anger Eckenfelder (1966) värdet θ till 1,0 - 1,3.

Aktivslamprocessens temperaturberoende behandlades nyligen av Muck och Grady (1974), Novak (1974), Friedman och Schroeder (1972) och då i synnerhet variationerna av tillväxthastigheten μ , tillväxtkoefficienten Y , och temperaturkoefficienten θ .

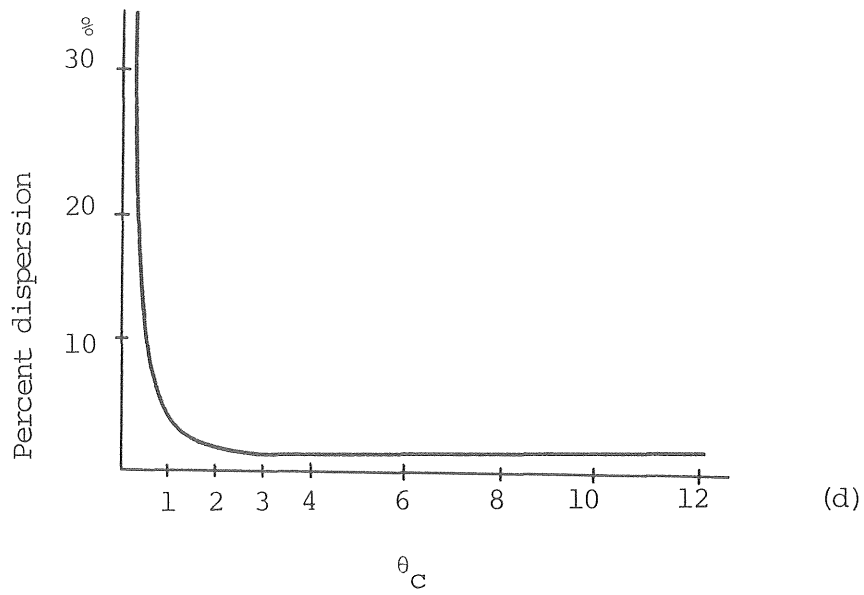
Sedimenteringsegenskaperna påverkas samtidigt även direkt av dessa biokinetiska parametrar. Själva den mekanismen är inte entydigt klarlagd än, trots omfattande och intensiva studier. Heukelekian och Ingols (1940), Heukelekian och Weisburg (1956), Ford och Eckenfelder (1967), Boyle, Crabtree, Iaccarino, Lightfoot och Rohlich (1968), m.m.

I fig. 7-8 och i Fig. 7-9 redovisas sambandet mellan MCRT och zonsedimenteringshastighet resp. mellan MCRT och andelen dispergerat partikulärt material i supernatant.



Figur 7-8. Samband mellan zonsedimenteringshastighet och MCRT. (Bisogni, Lawrance 1971).

Zone settling velocity as a function of MCRT.



Figur 7-9. Samband mellan andelen dispergerat slam (%) och MCRT.
(Bisogni, Lawrance 1971).

Percentage dispersed solids as a function of MCRT.

8. SLAMMETS FYSIKALISKA, KEMISKA OCH BIOKEMISKA STRUKTUR.

Aktivslammets bedömning ur separationsteknisk synvinkel sker slutligen på grund av dess struktur. Slammets strukturella egenskaper bör dock betraktas som ett resultat av effekter av vitt skilda slag och omfattar följaktligen rent morfologiska, fysikaliska, biologiska och biokemiska aspekter.

Vid bedömningen av slammets biokemiska struktur ligger den biokemiska aktiviteten till grund.

8.1. Mätmetoder för slamaktivitetsbestämning.

Slamaktiviteten är definitionsmässigt direkt knuten till slammets primära funktion, till biooxidationen.

Trots att slamaktiviteten är av funktionell betydelse för hela processen, lyckades man inte att definiera och utforma internationella standarder på detta område.

Undersökningsmetoderna, som står till förfogande, kan uppdelas i två grupper, enzymatiska- och syreupptagningsmetoder.

Slamaktivitetens enzymatiska mätmetoder angriper problemet på ett processmässigt fundamentalt sätt genom att definiera slamaktiviteten som biomassans oxidationsförmåga. Genom detta förfarande öppnas nya vägar även för biomassans kvantitativa bestämning och för studier av miljöeffekter, som påverkar den biologiska aktiviteten.

Bland utarbetade mätmetoder fick bestämningen av dehydrogenaseaktiviteten, enligt trifenylyltetrazoliumkloridmetoden, förkortat TTC-metoden, den största spridningen.

Den av Bucksteeg och Thiele år 1959 publicerade analysförfarandet använder trifenylyltetrazoliumklorids biologiska reduktion till fotometriskt mätbar trifenylylformosan som mått på slammets akti-

vitet. Metoden är standardiserad i "Deutsche Einheitsverfahren zur Wasseruntersuchung", och dess tillämpningsområde främst har studerats av Ford, Yang och Eckenfelder (1966), Jones och Prasad (1969), Lenhard (1965) samt av Lenhard, Nourse och Schwartz (1965).

Metoden användes i stor omfattning både för slamaktivitetsbestämning och för toxicitetsundersökning.

Även andra individuella enzymer samt intermediära metaboliter blev studerade för att man skulle kunna karakterisera slammets biologiska aktivitet och bestämma den aktiva biomassan. Kotze (1967), Genetelli (1967), Ramanathan, Gaudy och Cook (1968), Stelzer (1972).

Alla dessa mätmetoder är dock knutna till enzymer eller biokemiska processer. Detta innebär i sin tur att mätvärdenas variation i heterogena substrat och heterogena populationer nödvändigtvis är stor.

Användningen av ATP-koncentrationen, d.v.s. koncentrationen av adenosintrifosfat, för att karakterisera havsvattnets biomassa lanserades år 1966 av Holm-Hansen och Booth. Dessa organiska föreningar står för energiackumulation och energitransport i de levande cellerna. Fosforyleringsprocessen kan således kvantifiera den biologiska aktiviteten och användes som mått på den aktiva biomassan. Patterson (1969), Patterson, Brezonik och Putnam (1969, 1970), vidare Weddle och Jenkins (1969), studerade närmare problemet. Själva bestämningen av ATP, som utarbetades av Patterson (1970) använder den foto-kemiska luciferin-luciferas reaktionen. Analysmässigt är mätmetoden mer komplicerad och den kräver en mer avancerad mätteknik än TTC-metoden. Fördelen är emellertid, att resultatet är oberoende av slammets individuella organismer, och

att den ger en helhetsbild av slammets biooxidationsprocesser, samt att den gör det möjligt för hela processen att regleras med hjälp av sin primära funktion.

Mätmetoder, som baseras på syreupptagningshastighetens bestämning utgår ifrån att biooxidationens nettohastighet är den driftparameter som återspeglar det verkliga driftsläget, beskriver processen dynamiskt, är mätbar med relativt enkla instrumenteringar och det är som mest lämpad för processreglering.

Metoden, som utvecklades parallellt med utvecklingen av elektrokemiska och respirometriska syrebestämningsmetoder, gör det möjligt att samtidigt kunna bestämma aktivslamprocessens biokinetiska parametrar, toxiska effekter, slammets adaptering och desadaptering till toxiska eller annan skadlig påverkan.

Mätmetoden kan således betraktas som överlägsen ovan beskrivna enzymatiska förfaranden.

Nackdelen är dock att alla mätvärden bör relateras till slammets aktiva biomassa. Det aktiva slammet består emellertid av förutom den aktiva biomassan även av oorganiska och organiska inerta ämnen, d.v.s. av ämnen som inte deltar i aktivslamprocessen.

För att kunna överbrygga metodens definitionsmissiga problem användes vanligen slammets halt av organiska material, d.v.s. slammets glödningsförlust, som mått på biomassan, vid bestämningen av slamaktivitet. Detta förutsätter emellertid att mängden organiska inerta ämnen i slammet är försumbar. Antagandet är dock ofta orealistiskt. Andra författare använder därför bl.a. slammets kvävehalt och halt av nukleinsyror som basvärde och mått på slammets aktiva biomassa. I dagens läge kan dock en standardiserad värderingsmetod ej utformas.

8.2. Slammets biologiska struktur.

Slammets biologiska struktur bestäms i första hand av den tidigare diskuterade bioflockulationen samt mikroorganismernas populationsfördelning.

Utom rent fysikaliska effekter, som processens hydraulik, luftningens utformning, turbulens m.m., kan närsaltbalansen betraktas som den viktigaste faktorn i sammanhanget. Substratets huvudbeståndsdelar, organiskt kol, organisk och oorganisk fosfor och kväve, samt vissa essentiella spårämnen, som vitaminer, metaller m.m, kan sammansättningsmässigt tillfredsställa optimala livsvillkor för slammets olika organismer, varvid tillväxten begränsas genom en eller flera s.k. minimifaktorer, d.v.s. vissa essentiella näringsämnen. Minimifaktorn är vanligen den organiska kolhalten i kommunala avloppsvatten. Näringsbalansen kan dock rubbas även genom stora överskott av vissa andra näringsämnen. I synnerhet gäller detta för organiska och oorganiska spårämnen.

Slammets mikroorganismer anpassar sig i stor omfattning till miljön, oftast genom selektion, vid vilken slammets artsammansättning i huvudsak utgör anpassningen. Sker anpassningen genom kontinuerliga jämviktsförskjutningar kallas processen vanligen för adaptering eller acklimatisering. Denna definition utesluter dock inte enzymatisk adaptering av individuella mikroorganismer. Förändringar i slammets biologiska struktur medför i praktiken emellertid förändringar även i slammets fysikaliska och fysikaliskt-kemiska struktur, vilka i sin tur påverkar slammets sederteringssegenskaper och biooxidativa aktivitet.

Försök att kvantifiera dessa samband har inte lett till exakta och entydiga tolkningar. Morand (1964), Finstein och Heukelekian (1967), Hartmann (1960), Hartmann och Laubenberger (1968), Mueller, Morand och Boyle (1967), Laubenberger (1970), Boyle, Crabtree,

Jaccavino och Lightfoot (1968), Cyrus och Sladka (1967), Sladka och Zahradka (1971), Mueller, Voelkel och Boyle (1966), Laubenberg och Hartmann (1971).

Pipes systematiserade slamtyper med svag sedimenteringsförmåga år 1969. I detta arbete beskrives kvalitativt de vanligaste aktivslamtyperna med avvikande biologisk och fysikalisk struktur, vilka vållade processtekniska problem vid sedimentering och separation.

9. ZINKHALT I VATTEN OCH ZINKENS TOXISKA EFFEKTER.

Vid bedömning av vatten innehållande zink i större eller mindre koncentrationer, är det svårt att ställa upp generellt gällande regler. Zinkens toxiska effekter bör studeras ihop med aktuellt vattens ekosystem. Frågeställningar bör ställas separat för olika vattentyper, som dricksvatten, ytvatten och avloppsvatten samt för olika användningsområden och för olika behandlingsprocesser.

9.1. Zinkens toxiska effekter.

Zinkförekomsten i ytvatten, dagvatten och kommunala, industriella avloppsvatten diskuterades redan i detta arbetes inledning under allmänna frågeställningar. Frågan om zinkens toxicitet är emellertid svår att besvara.

Zink i organisk och oorganisk form anses ju faktiskt essentiell för både djur och växtlighet.

Människans zinkupptag via livsmedel och dricksvatten anses variera mellan 10 - 15 mg/d. Browning (1961). Skadliga fysiologiska effekter är ej observerade, till och med vid så höga koncentrationer som 23,8 - 40,8 mg/l i dricksvatten. Anderson, Reinhard och Hammel (1934), Bartow och Weigle (1932), Hinman (1938).

Uppställda gränsvärden för zinkhalt i dricksvattnet grundades ofta på zinkens organoleptiska effekter i dricksvattnet, som smak, grumlighet vid uppvärmning m.m. Gränsvärdet enligt "The US. Public Health Service Drinking Water Standards" (1962) har således sänkts från 15 mg/l till 5 mg/l. Samma gränsvärde anges även i WHO "International and European Standards". (1961).

Djurförsök med extremt höga zinkhalter, på råttor, katter och höns har visat dessa djurs starka tolerans mot zink, toxiska effekter uppträdde bara vid så höga zinkmängder som 5000 - 10000 mg Zn

per kg föda eller vatten. Anderson, Reinhard och Hammel (1934), Browning (1961), Rothstein (1953). Toxiska effekter hos zink är däremot klart visade för fisk och andra organismer ingående i vattnets ekosystem. Effekterna är dock starkt beroende av vattnets allmänna beskaffenhet, i synnerhet dess kalciumhalt.

Gränsvärdet för zink påverkan på organismer i vattnets ekosystem kan angivas till 0,1 - 1,0 mg Zn/l.

En viktig faktor i detta avseende är dock vattnets hårdhet.

Enligt Jones (1938) är zinkens toxicitetsgränsvärde 0,3 mg Zn/l i vatten med kalciumkoncentration 1 mg Ca/l, men över 2,0 mg Zn/l i vatten med kalciumkoncentration överskridande 50 mg Ca/l.

Sambandet mellan zinkens toxicitet och vattnets hårdhet har konfirmerats av andra undersökare, som Cairns och Scheier (1957, 1958, 1958), Brown, Shaw och Shurben (1974) m.m.

Om det här gäller fysiologiskt betingad antagonism eller rentut kemisk utfällning av vattnets zinkinnehåll, kan ifrågasättas, men med stor sannolikhet är bägge mekanismerna verksamma. Offhaus (1968), Lloyd (1960). Zinkens toxiska effekter på fisk visar stora variationer beroende på fiskarter, fiskarnas fysiologiska kondition och levnadssätt, vattnets ekologiska karaktär m.m., då även adaptering och fördröjda effekter kan observeras. Afleck (1952), Goodman (1951). Synergistiska effekter mellan zink och koppar redovisas i Doudoroff's arbete (1952, 1953) och av Lloyd (1961).

I rapport från "The Water Pollution Research Board of England" år 1959 kunde de av Doudoroff angivna resultat inte entydigt verifieras, i synnerhet inte för vatten med hög hårdhetsgrad. Toxiska effekterna ökar vid relativ syrebrist och vid högre vattentemperatur. Cairns och Scheier (1957), Lloyd (1960, 1961).

Samma tendenser publiceras även för andra, lägre stående organismer i vattnets ekosystem.

En utpräglad ackumulering av zink förekommer hos ostron, musslor och skaldjur beroende på deras placering i näringskedjan. Ackumuleringsfaktorn kan bli så hög som 100 000. Gong, Shipman och Cohn (1951), Lackey (1959), Waldichuk (1961), Thomas (1956), Boroughs, Chipman och Rice (1957), Chipman, Rice T.R. och Rice T.J. (1958), Huggett, Bender och Slone (1973)m.m.

9.2. Zinkens toxiska effekter på aktivslamsystemet.

De mest omfattande undersökningarna om tungmetallernas, särskilt zinkens effekter på aktivslamsystem redovisas av Barth, Ettinger, Salotto och McDermott (1965). Detta arbete beskriver dock enbart effekter som kännetecknas av försämrad total reningsgeffekt samt störningar i röt-kammarnas funktion, vilket ger en förenklad bild av problemet och begränsar problematiken till det praktiska planet. Vissa slutsatser bör emellertid beaktas även vid studier gällande processens mekanism.

Ur utförda undersökningarna framgår, att en markant ackumulering av tungmetaller förekommer vid aktivslamprocessen, vilket resulterar i ökade metallhalter i det biologiska slammet. Undersökningarna visar vidare, att slammets adaptering till låga metaldoser praktiskt inte innebär någon adaptering till diskontinuerligt höga belastningar. Det visas också att bindning och deras form är av betydelse för adapteringsprocessen.

Zinkhaltens toxiska effekter på avloppsvattnets mikroorganismer entydigt framgår av den rapport som utarbetats av "Federation of Sewage and Industrial Wastes, Research Committee, Subcommittee on Toxicity of Industrial Wastes" år 1956.

Enligt rapporten påverkar zink klart analysresultat vid BS-bestämningen vid så låga koncentrationer som 0,1 mg Zn/l.

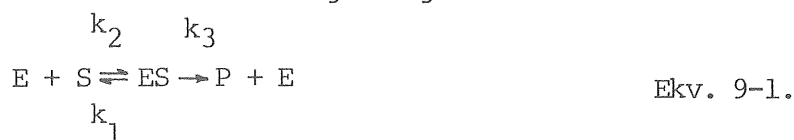
Zinkens och även andra tungmetallers tillika med allmänna industriella föroreningars inverkan på den biologiska syreförbrukningen leder till betänkligheter vid utvärderingen av analysresultaten och därmed också vid följande processtekniska bedömningar.

Analysresultaten bör ändå betraktas som indikation av djupgående biologiska processer vilka äger rum i aktivslamsystemet, närmare bestämt i den biologiska jämvikten mellan slammets biomassa och det tillförda substratet.

Den teoretiska bakgrunden till de toxiska effekterna på slammet har blivit föremål för intensiva undersökningar under de senaste årtiondena. Liebman och Offhaus (1966), Offhaus (1968), Liebman (1968), Poon (1971), Patterson, Brezonik och Putnam (1969), Brezonik och Patterson (1971), Hartmann (1967) samt Hartmann och Laubenberger (1968) bör främst omnämnas inom detta område.

De primära toxiska effekterna tolkas i dessa arbeten i huvudsak som enzymatiskt betingade och betraktas således som enzymkinetiska hämningsreaktioner. Biokemiska reaktioner av detta slag kan i sin tur karakteriseras kvantitativt med hjälp av Michaelis-Menton's teori och grundekvationer.

Enligt Michaelis-Menton teorin ökar reaktionshastigheten för en enzymstyrd reaktion med ökad substratkoncentration tills den uppnår sitt maximivärde. Denna substratkoncentration innebär, att varje enzymmolekyl är bunden av en substratmolekyl, varigenom antalet enzym-substratkomplexmolekyler är optimal. Bruttoreaktionen kan formuleras enligt följande:



där k_1 , k_2 och k_3 är reaktionskonstanter i denna dynamiska reaktion. E, S, ES och P anger koncentrationerna av enzym-, substrat-, enzym-substrat-komplex- och produktmolekylerna.

Reaktionskonstanterna kan sammanfattas i Michealis konstant K_m

$$\text{där } K_m = \frac{k_1 + k_3}{k_2} \quad \text{Ekv. 9-2.}$$

Michaelis konstant anger substratskoncentrationen då den enzymstyrda reaktionshastigheten är lika med $\frac{V_{\max}}{2}$, där V_{\max} är reaktionens maximala hastighet.

En enzymstörd reaktion kan entydigt definieras av reaktionsparametrarna K_m och V_{\max} .

Michaelis-Menton's lag gäller inte endast enskilda reaktioner utan även bruttoreaktioner i ett rätt invecklat reaktionskomplex.

På liknande sätt är teorin giltig, inte enbart för isolerade celler eller homogena kulturer i homogena substrat, utan även för aktivslamflockarna i sin helhet, d.v.s. för heterogena kulturer i heterogena substrat. Braun (1966).

Ekvationens grundparametrar kan bestämmas med hjälp av respirometriska mätmetoder som Warburg, Sapromatmetoder m.m.

Michaelis-Menton's ekvation i ursprunglig form är emellertid mindre lämpad för experimentell bestämning av värdet på K_m och V_{\max} för aktivslam-substratsystemet.

Enligt Lineweaver-Durk-linearisering kan skrivas:

$$\frac{1}{V} = \frac{K_m + (S)}{V_{\max} (S)} \quad \text{resp.} \quad \frac{K_m}{V_{\max}} \frac{1}{S} + \frac{1}{V} \quad \text{Ekv. 9-3.}$$

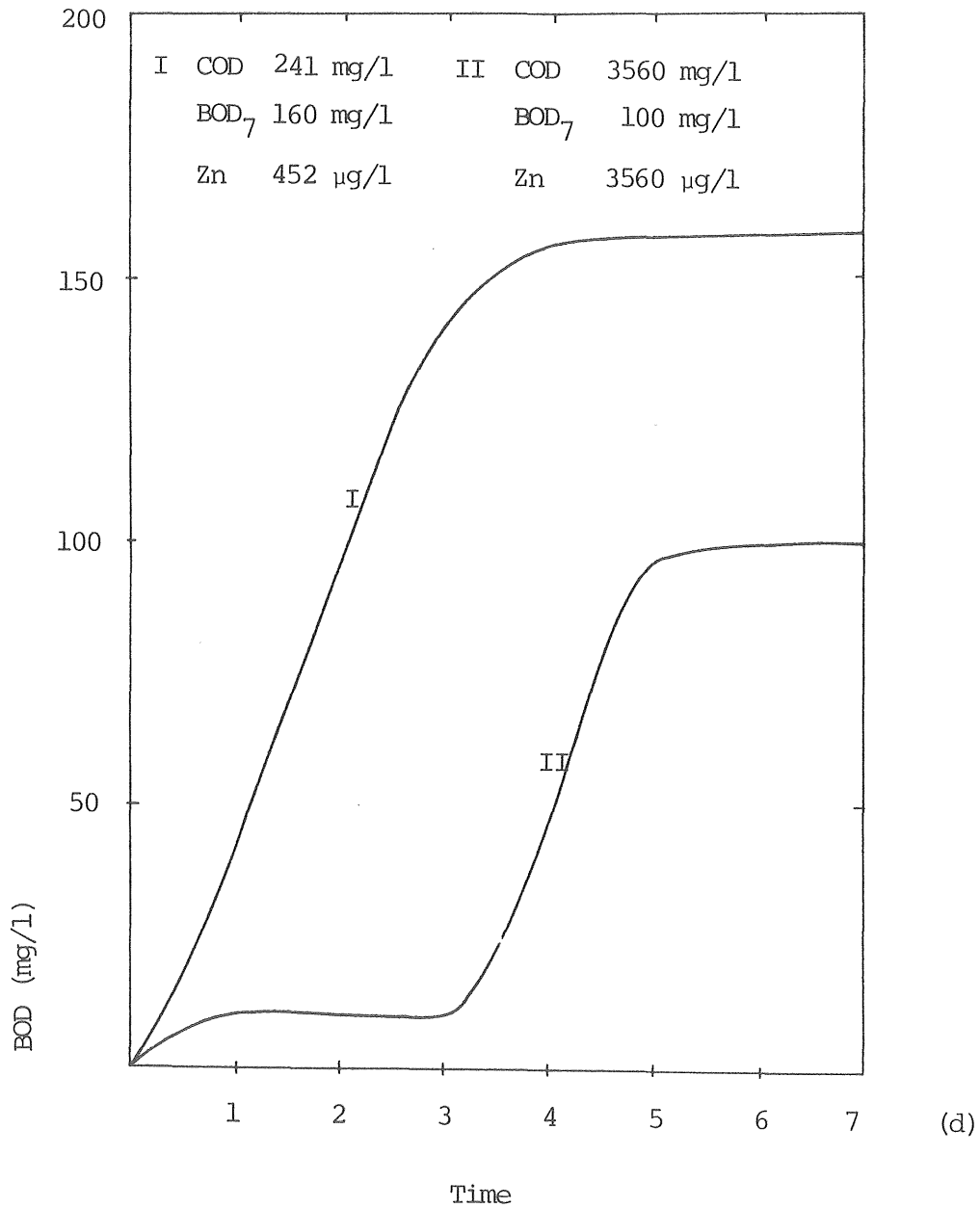
där V är den experimentellt uppmätta reaktionshastigheten.

Ur ekvationens graf kan K_m och V_{\max} bestämmas.

Värdet på Y-axeln är $\frac{1}{V_{\max}}$ och $\text{tg}\alpha = \frac{K_m}{V_{\max}}$

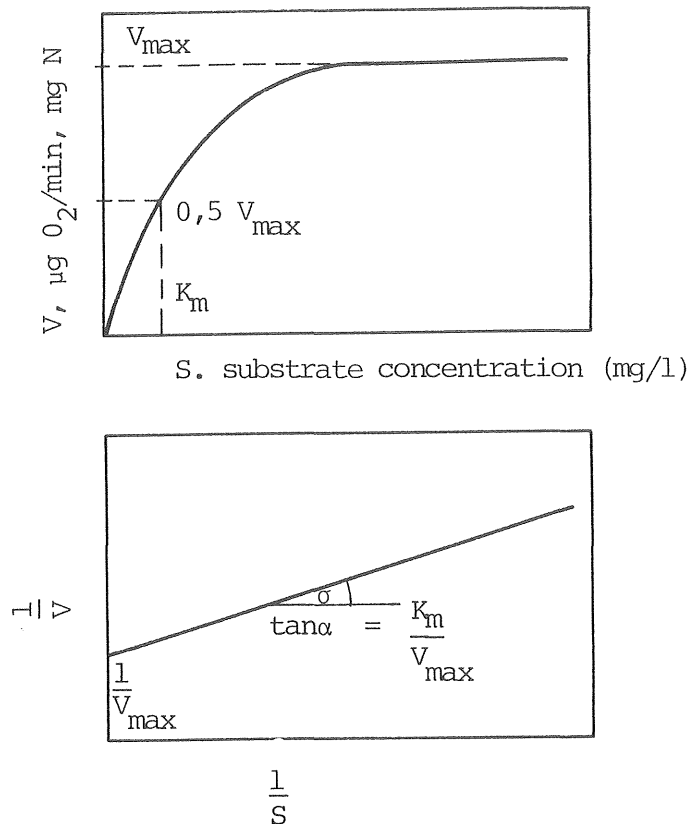
Zinkhalten påverkar därvid både protozoer och bakterier. I egna undersökningar har markanta hämningseffekter kunnat observeras vid höga zinkkoncentrationer.

Ett exempel framgår ur Fig. 9-1.



Figur 9-1. BS₇ analyser I . Kommunalt avloppsvatten.
II. Starkt förorenat kommunalt avloppsvatten med hög zinkhalt.

BOD₇ analyses I . Domestic waste water.
II. Strength domestic waste water with high concentration of zinc.



FIGUR 9-2. Michaelis - Menten (a) och Lineweaver-Burk (b) framställning av samband mellan substratkonzentration och biooxidationens reaktionshastighet. (Hartmann, Laubenberger 1968.)

Michaelis - Menten (a) and Lineweaver-Burk (b) plot of velocity and substratkonzentration.

Med hjälp av ovan beskrivna grafiska metod kan toxiska hämnings-effekter experimentellt bestämmas.

Hämning av enzymreaktioner kan indelas i tre huvudgrupper, nämligen kompetitiv hämning, icke-kompetitiv hämning och substrat hämning.

Kompetitiv hämning.

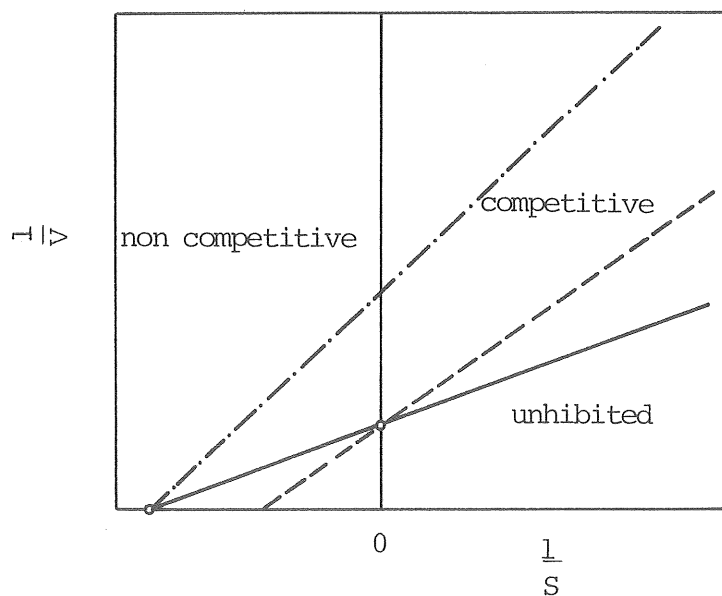
Kompetitiv hämning förekommer i enzymreaktioner, där den hämmande (toxiska) komponenten eller komponenterna konkurrerar affinitetsmässigt, d.v.s. både enzym-substrat och enzym-hämningskomponent kan bilda komplexmolekyler. Hämningseffekten kan därvid

upphävas genom ökad substratskoncentration. Detta innebär för de reaktionskinetiska grundparametrarna att K_m ökar, samtidigt som V_{max} blir oförändrat.

Icke-kompetitiv hämning.

Denna form av hämmad enzymreaktion är den vanliga för avloppsvattnets biologi och den är typisk för toxiska, i synnerhet metalltoxiska effekter. I detta fall påverkas K_m inte, minskar däremot V_{max} .

Den icke-kompetitiva hämningen förorsakas av komplexbildning mellan enzym, substrat och inhibitor. Enligt Hartmann och Laubenberger (1968) är emellertid de metalltoxiska effekterna i de allra flesta fall ej enzymkinetiskt renodlade, utan de ovan redovisade formerna av hämning existerar parallellt och oberoende av varandra. Möjligheten till substrat-inhibitorreaktion får ej heller uteslutas.



FIGUR 9-3 Framställning av kompetitiv resp. icke kompetitiv hämning enligt Lineweaver-Burk metod. (Hartmann, Laubernberger 1968.)

Evaluation of competitive and noncompetitive inhibitors with the method after Lineweaver-Burk.

Substrat hämning.

Vid substrathämning konkurrerar substratmolekylerna sinsemellan och kan inaktivera enzymmolekylen. Reaktionshastigheten uppnår i detta fall inte det teoretiska maximi-värdet, V_{\max} och K_m blir i regel oförändrat. Denna form av enzymatisk hämning förekommer ofta hos mikroorganismer som icke är adapterade till det aktuella substratet. Så är fallet oftast då den biologiska nedbrytningen av tensider ger upphov till störningar i det biologiska systemet. Hämningen upphör emellertid här efter en viss acklimatiseringsperiod.

Studierna av zinkens toxiska effekter på aktivslamsystemen baserades främst på bruttobiooxidationen, d.v.s. på respirometriska BS-kinetiska undersökningar. Offhaus (1968), Liebmann och Offhaus (1966), Hartmann (1967), Hartmann och Laubenberger (1968), Poon (1971) m.m.

Erhållna resultat och tolkningar kan kort sammanfattas enligt följande:

Zinkjoner har en klar inhibitoreffekt på det aktiva slammets biooxidation. Denna hämningseffekt är i hög grad beroende på vattnets innehåll av olika ämnen, då främst dess kalciumhalt. Hämningseffekten är störst för icke adapterade aktivslam. Hämningseffekterna minskas tydligt vid ökande substratkoncentrationer. Metalltoxiciteten, så även zinktoxiciteten minskar med framåtskridande mineralisering, d.v.s. med ökad slamålder. Zinkens enzymhämmande effekter kan inte karakteriseras varken som renodlad kompetitiv eller renodlad icke-kompetitiv hämning. Dessa iakttagelser står i överensstämmelse med försöksresultat erhållna vid studier av påverkan av toxiska metaller och anjoner på det aktiva slammets cellulära ATP-system. Brezonik och Patterson (1971).

Slammets ATP-system, d.v.s. cellernas adenosintrifosfatmetabolism står i klart samband med biooxidationens aktivitet genom de oxidativa fosforlyteringsreaktionerna. Patterson, Brezonik och Putnam (1970), Forrest (1965), D'Eustachio och Lewin (1967), Chiu, Kao, Erikson och Fan (1973).

Alla toxiska effekter begränsades i huvudsak enbart till slammets biooxidationsfunktion. Emellertid påverkas även slammets bioflockulationsfunktion och följaktligen hela separationsprocessen av metalltoxiska effekter.

Bioflockulationen vid aktivslamprocessen, d.v.s. uppbyggnaden av sedimenterbara flockar ur den aktiva biomassan, bildade genom biooxidationsreaktioner, är i huvudsak beroende av cellernas exocellulära polymer. Dessa ämnen som i första hand utgörs av polysackarider, bildar flockarnas yttre slemhinna, vilken håller samman själva bioflocken, minskar antalet fria bakterier och förbättrar slammets sedimenteringsegenskaper. Enligt Cabtree's (1966) tidigare citerade undersökningar är polymerproduktionen proportionell mot cellernas PHB-, d.v.s. poly- β -hydroxi-smörtsyre-akkumulation. Denna i sin tur påverkas markant av toxiska effekter, miljöförändringar, pH-ändringar m.m. Även om den exakta mekanismen inte kan betraktas som klarlagd, står ovanstående i bra överensstämmelse med experimentella resultat. Lamb och Tollefson (1973).

Ciliater och då i första hand faststittande sådana betraktas som viktiga faktorer för bioflockningen i den aktivslamprocessen. Dessa encelliga organismer är dock i hög grad känsliga för yttre miljöeffekter. Metalljonernas effekt på deras antal och artrikedom framgår ur Sudo's undersökningar (1973).

I detta sammanhang kan vissa spårämnenas antagonistiska effekter

vara av betydelse. Wood och Tchobanoglous (1974).

Vid sidan av avloppsvattnets huvudkomponenter, såsom organiskt kol, fosfor och kväveföreningar m.m. spelar vissa spårämnen en viktig roll. Dessa vanligen oorganiska ämnen är nödvändiga både för biooxidationen och för bioflockulationen. Koncentrationerna är relativt små, men behovet är beroende dels på avloppsvattnets beskaffenhet, dels på processens biokinetiska parametrar, då särskilt på tillväxt-koefficienten, Y .

Överdoserings av ett eller flera spårämnen kan medföra en relativt brist av andra näringsämnen på grund av antagonistiska effekter. Denna brist kan ge upphov till strukturella förändringar i slammet och försämrade sedimenteringsegenskaper. Fenomenet beskrivs ofta som svampinfektion, "spherotilus-slam", m.m. Brist av essentiella näringsämnen åstadkommer en selektiv förändring i slammets heterogena population, därigenom att organismer med lägre näringsbehov eller större resorptionsförmåga tar överhand. Upptagningen av näringsämnen ökas därvid genom ökad specifik yta, d.v.s. förhållandet mellan cellmembran och cellvolym.

Brist på näringsämnen och spårämnen kan förstärka de negativa effekter, som orsakats av toxiska ämnen. Genom antagonistiska mekanismer kan vissa metalltoxiska ämnen själva ge upphov till en relativ bristsituation på essentiella spårämnen. Resultatet är i båda fall en försämrad struktur hos slammet och försämrade sedimenteringsegenskaper.

10. BIOLOGISKA PROCESSEN VID RYAVERKET.

Observationerna av aktivslamprocessen utförda vid Ryaverket och dess försöksanläggningar har legat till grund för studierna av zinkens toxiska effekter.

Dessa studier var dock behäftade med vissa ofullkomligheter. På grund av avloppsvattnets varierande beskaffenhet var det således ej möjligt att separera toxisk och övrig påverkan på slammet från varandra. Trots den därigenom uppkomna osäkerheten koncentrerades vår uppmärksamhet på avloppsvattnets kontinuerliga zinkförorening och då i synnerhet effekterna av stötvis förekommande chockbelastningar av höga zinkkoncentrationer. Andra toxiska ämnen av industriellt ursprung visade sig vara av underordnad betydelse.

10.1 Protozoa populationer.

Observationerna av protozoer i det aktiva slammet är vanligen av kvalitativ typ. En representativ provtagning som skulle uppfylla kraven för en kvantitativ analys är närmast orealistisk. Bedömningen utgår således enbart från observation av olika protozoaarter. En sådan bedömning har angivits av Curds. (1968, 1970). Protozoerna och bland dem ciliaterna - både frisimmande och fastsittande - spelar en stor roll dels för bioflockulationen, dels genom att de reducerar antalet dispergerade bakterier och så förbättrar processens reningseffekt.

Det aktiva slammet vid Ryaverket är relativt fattigt på ciliater, dess antal dessutom minskar markant då avloppsvattnets zinkkoncentration överstiger sitt basvärde, vilket värde slam-

met är adapterat till. Detta gäller särskilt de fastsittande arterna.

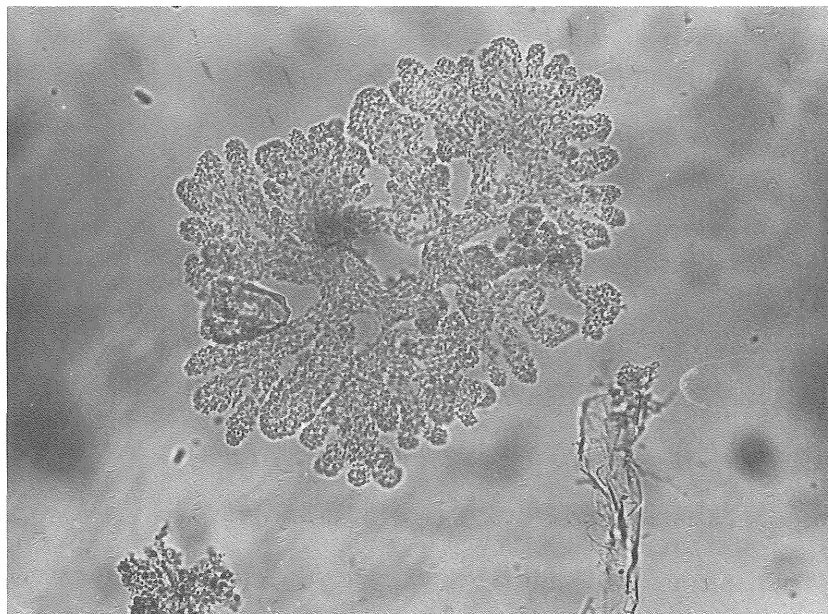
Vid sidan av kvantitativa förändringar kunde även kvalitativa förändringar observeras i det aktiva slammets ciliater. Om detta skall betraktas som resultat av selektion eller mutation kan ej avgöras med ledning av våra undersökningar. Vid vissa tillfällen kunde kraftigt svullna exemplar av frisimmande ciliater observeras, vilket emellertid inte kunde sättas i direkt samband med metalloxiska effekter, utan snarare pekade på en rubbad näringsbalans. Fenomenet kunde även senare observeras vid försök i modellanläggning.

I de fortsatta försöken minskade betydelsen av observerade förändringar i protozoofaunan. I den mån den hydrauliska belastningen uppnått det dimensionerade värdet och därvid överskridit det kritiska belastningsvärdet för ciliater, blev förekomsten av fastsittande ciliater så pass sällsynt, att någon bedömning av de representerade arterna inte var möjlig.

10.2. Flockbildning och flockarnas sedimenteringsegenskaper.

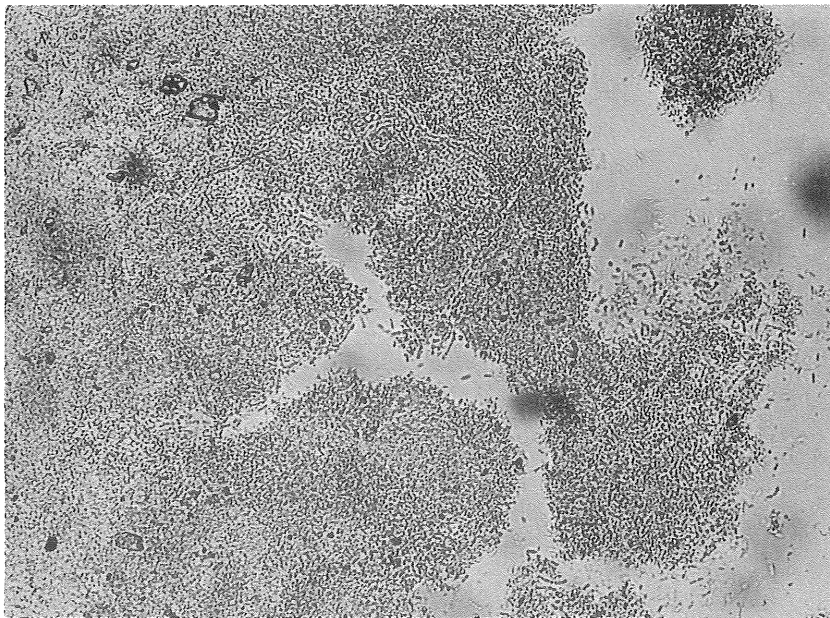
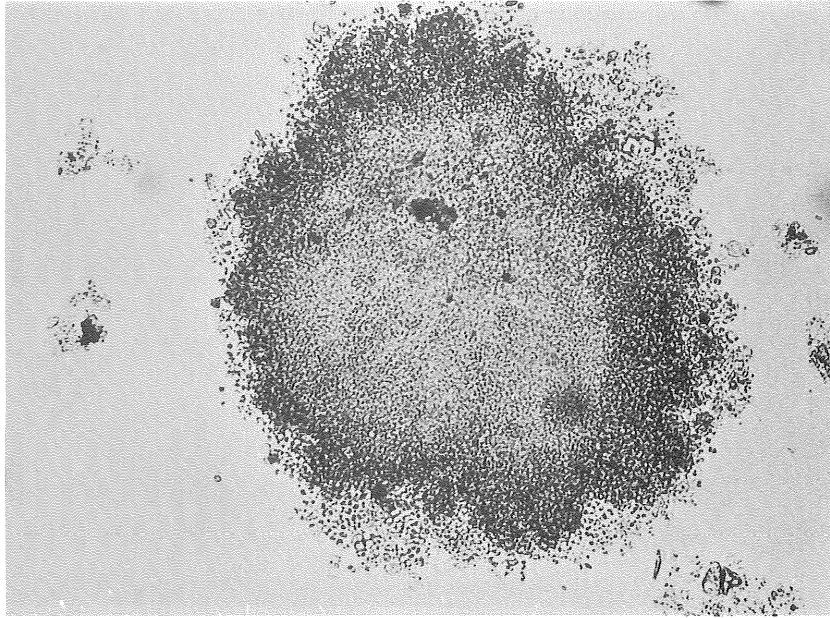
Trots att protozoerna definitivt spelar en funktionell roll för själva flockningen får de betraktas enbart som indikatorer, i synnerhet när det gäller högbelastade aktivslamprocesser. Observationer av bioflockarnas struktur kan däremot ge kontinuerlig snabbinformation av slammets uppbyggnad, egenskaper och eventuell miljöbetingad påverkan.

Härvid kunde följande grundtyper av bioflockar fastställas: Aktivslamflockar med välutvecklad slemhinna. Flockens storlek kunde betraktas som optimal med avseende både på biologisk aktivitet och på sedimenteringsegenskaper. Flockarna innehöll oftast större kolonier av zoogloea-typ, Fig. 10-1 (a).



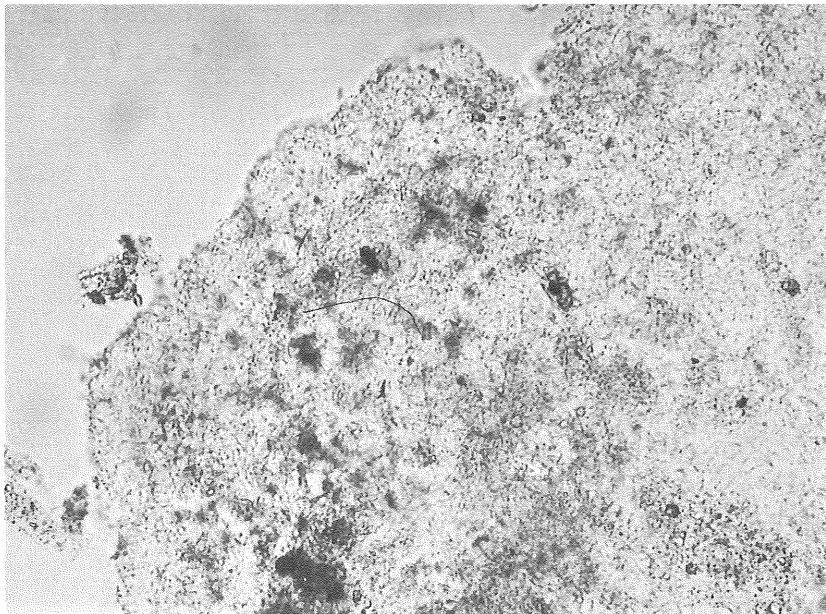
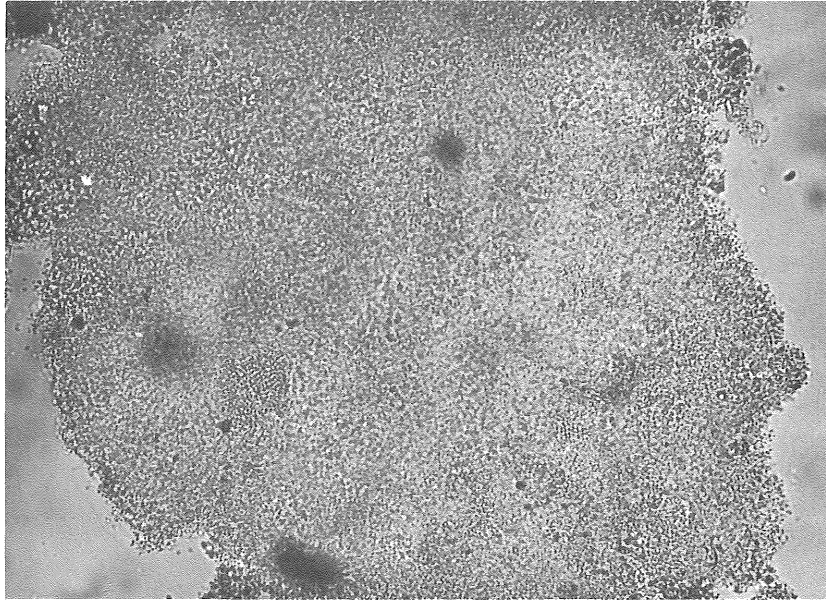
Figur 10.1. Aktivslamtyper. a) Aktivslamfloccar av Zoogloea typ.

Types of activated sludge. a) Zoogloeaal flocs.



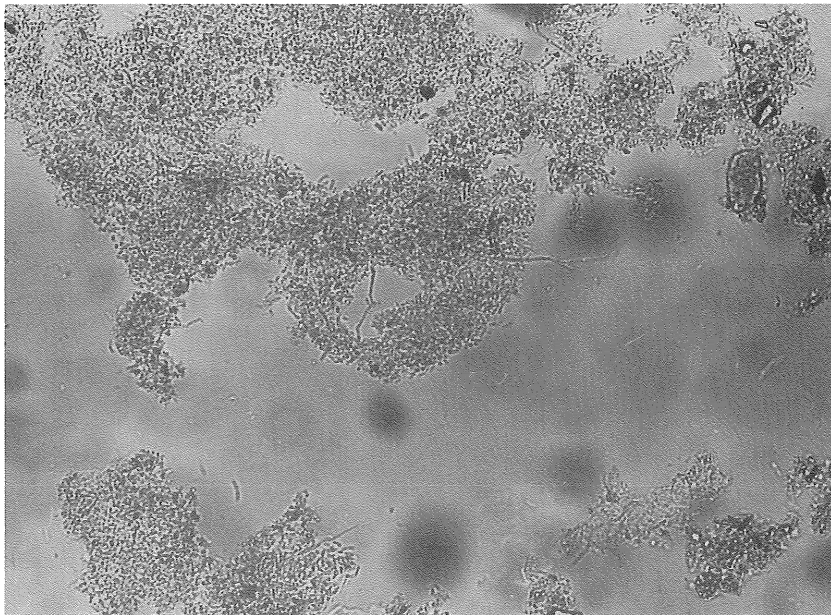
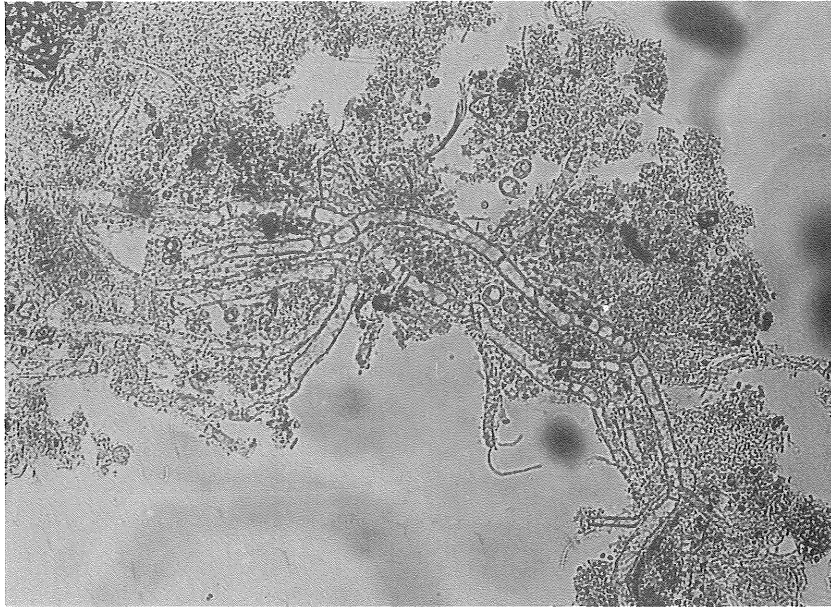
Figur 10.1. Aktivslamtyper. b) Flockerosion.

Types of activated sludge. b) Floc erosion.



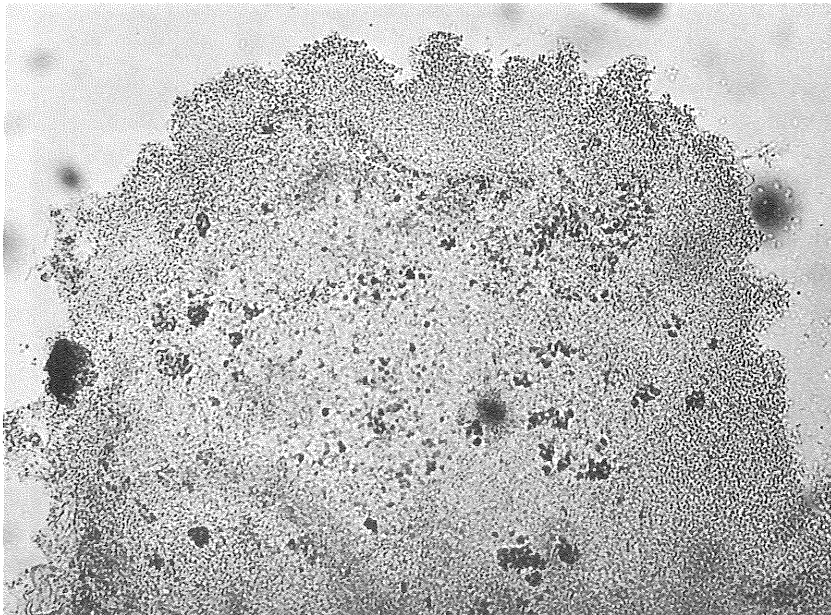
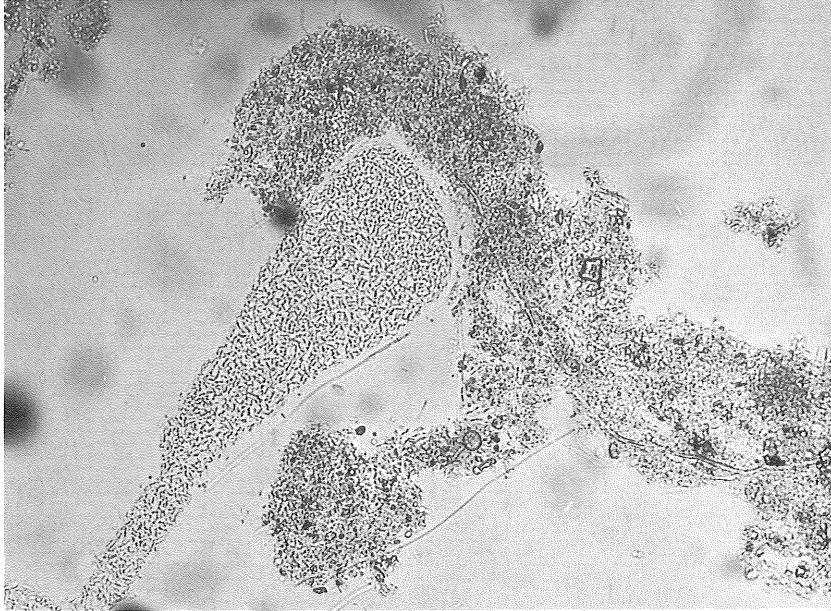
Figur 10.1. Aktivslamtyper. c) Makroflockar.

Types of activated sludge. c) Macro flocs.



Figur 10.1. Aktivslamtyper. d) Aktivslamflockar vid hög zinkhalt i avloppsvattnet.

Types of activated sludge. d) Activated sludge flocs with high concentration of zinc.



Figur 10.1. Aktivslamtyper. e) Aktivslamflockar efter försedimentering.

Types of activated sludge. e) Activated sludge flocs after primary settling.

Makroflockar visas i Fig. 10-1 (b). Flockarna hade vanligen goda sedimenteringsegenskaper, den biologiska aktiviteten var däremot tydligt nedsatt. Orsaken till detta var att flockensaktiva yta var relativt liten i förhållande till den totala biomassan, vidare att anaeroba förhållanden kunde uppträda i flockens inre delar. Det senare kan medföra försämringar i flockens sedimenteringsegenskaper på grund av anaeroba gasbildningsfenomen. Aktivslamflockar med låga biopolymerhalter kännetecknas av reducerad hållfasthet. Detta kan ofta resultera i erosion av flockytan. Fig. 10-1. (c).

På grund av toxiska effekter, t.ex. i fall då tungmetaller eller andra industriella föroreningar påverkade de biologiska processerna reducerades slamets biopolymerhalt markant. Detta resulterade i en flockstruktur, som dominerades av flockfragment och mikroflockar. Flockarnas aktiva yta var relativt stor och rik på trådaktiga formationer och avgreningar. Sedimenteringsegenskaperna försämrades tydligt och restflockhalten i dekantatet var hög.

Flockarnas biologiska aktivitet var inte nödvändigtvis nedsatt. Aktiviteten var snarast beroende av den typ av inverkan, vilken givit upphov till strukturförändringen. Flocktypen framställs i Fig. 10-1 (d).

Vid försöken med försedimentering påverkades tydligt aktivslamets flockstruktur. Flockarna kunde karakteriseras genom ökad specifik yta och genom att slemhinnabildning oftast ej kunde observeras. Flockerosion var dock inte vanlig i denna flockstruktur. Vidare kunde flockarnas medelstorlek betraktas som ett tecken på bibehållen hållfasthet. Flockarna visade hög biologisk aktivitet och goda sedimenteringsegenskaper. Dekantatets restflockhalt var genomgående lägre än hos andra, ovanbeskrivna flockstrukturer. Flocktypen framställs i Fig. 10-1(e).

Dessa flocktyper förekommer naturligtvis inte i renodlade kulturer vid aktivslammets mikroskopiska undersökning. Observationerna av de i slamprovet dominerande slamstrukturerna kan dock ge värdefulla informationer om slammets biologiska och strukturella förhållanden.

Bioflockarnas struktur kan alltså karakterisera dels slammets sedimenteringsegenskaper, dels själva aktivslamprocessen och dess störningar.

Dessa kvalitativa värderingar kan dock med vissa begränsningar överföras till kvantitativa bedömningar med hjälp av sedimenteringsanalys. Vanligtvis användes då slamvolymindex som primär slamparameter, vilket emellertid är en förenkling av sedimenteringsprocessen till en statisk process. Denna bör betraktas teoretiskt och även praktiskt som dynamisk.

Själva sedimenteringsanalysförfarandet är behäftat med samma felkällor som bestämningen av slamvolymindex, d.v.s. det är t.ex. beroende av slammets koncentration i samma mån som slamindexet. Analysvärdet kan dock kompletteras dels genom att bestämma rests lamhalten i dekantatet, dels genom att utföra sedimenteringsanalyser av ett och samma aktivslamprov vid skilda koncentrationer.

I redovisade undersökningar utföres enbart sedimenteringsanalys, utan hänsyntagande till slamkoncentration och denna kompletterades under kortare perioder med bestämning av rests flockhalten i dekantatet som suspenderat material.

Med ledning av grafiskt bestämda värden av zonsedimenteringshastighet kan vid konstant hydraulisk belastning även den teoretiskt nödvändiga sedimenteringsytan anges.

Ett allmängiltigt och statistiskt värderbart samband mellan avloppsvattnets zinkhalt och sedimenteringshastigheten kunde

i dessa undersökningar ej kvantifieras. Inom det upplagda provtagningssystemet, som omfattade fyra dygnsprov per vecka, gjorde sig fördröjningseffekterna gällande. Vissa tendenser kunde emellertid entydigt konstateras. Med ökad zinkhalt i avloppsvattnet försämrades slammets sedimenteringsegenskaper med en viss tidsmässig förskjutning. Försämringen resulterade i minskad zonsedimenteringshastighet och behovet av ökad sedimenteringsyta. Fördröjningseffekten varierade med slammets biologiska tillstånd, zinkbelastningens varaktighet m.m.

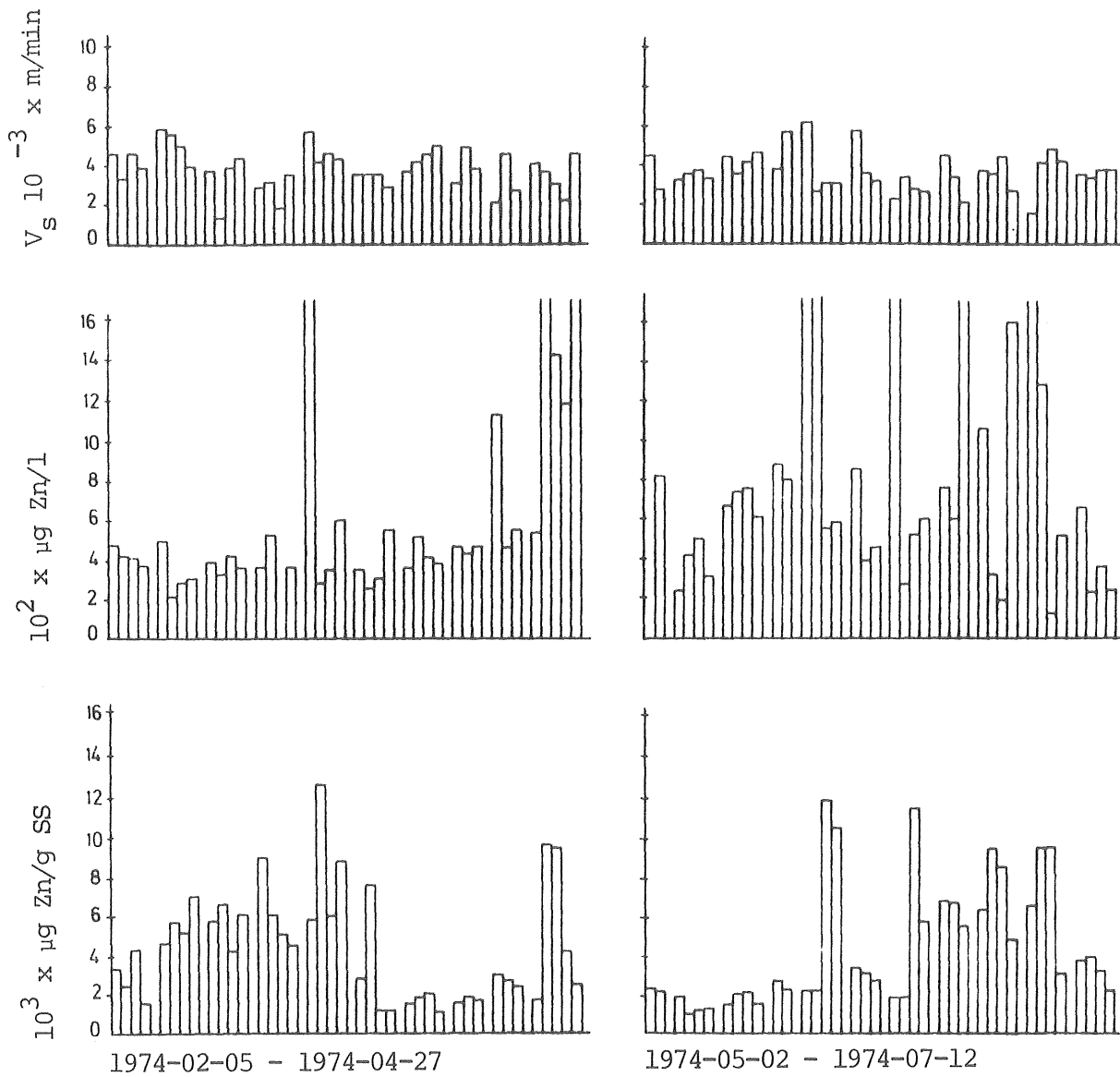
Sambandet mellan avloppsvattnets zinkhalt, slammets zinkhalt och zonsedimenteringshastighet under perioden 1974-02-05 - 07-12 framställs i Fig. 10-2.

Med ledning av erhållna resultat kunde följande arbetshypotes uppställas:

Avloppsvattnets aktuella zinkkoncentration påverkar ej omedelbart det aktiva slammets biologiska tillstånd. De observerade toxiska effekterna är bara en följd av en mer eller mindre intensiv zinkackumulering i biomassan.

För denna zinkackumulering är i första hand den aktuella zinkkoncentrationen avgörande, men även andra, främst biologiska faktorer, såsom slammets aktivitet, näringsämnesreserv m.m. medverkar i förloppet.

Den toxiska effekten är således proportionell dels mot slammets zinkhalt, dels mot kontakttiden mellan slammets mikroorganismer och zinkhalten, d.v.s. mot slammets medeluppehållstid. MCRT. Utförda toxicitetsanalyser med TTC-metod och med syreupptagningsmetod visade inga, eller endast måttliga påverkan vid zinkkoncentrationer upp till 10 mg Zn/l. Zinkkoncentrationer över 600 µg Zn/l resulterade däremot i allvarliga processtörningar både vid Ryaverket och vid försöksanläggningarna.



Figur 10-2. Slammets zonsedimenteringshastighet och avloppsvattnets resp. slammets zinkhalt. (1974-02-05 - 1974-04-27 och 1974-05-02 - 1974-07-12).

The zone settling velocity of the sludge and the zinc concentration in the sewage and in the sludge.

Arbetshypotesen kunde understödjas även vad beträffar kontakttidens roll. Vid processtörningar, d.v.s. när bioslammets sedimenteringsegenskaper starkt försämrades på grund av höga zinkkoncentrationer, kunde en klar förbättring uppnås genom ökad avtappning av överskottsslam. Detta innebar samtidigt en minskning av slammets medeluppehållstid, och en minskning av zinkkoncentrationen i hela aktivslamsystemet.

Den försämrade zonsedimenteringshastigheten var emellertid bara ett uttryck för de strukturella förändringarna hos slammet. Denna parameter ger en upplysning om hur bra slammet kan koncentreras vid sedimenteringen.

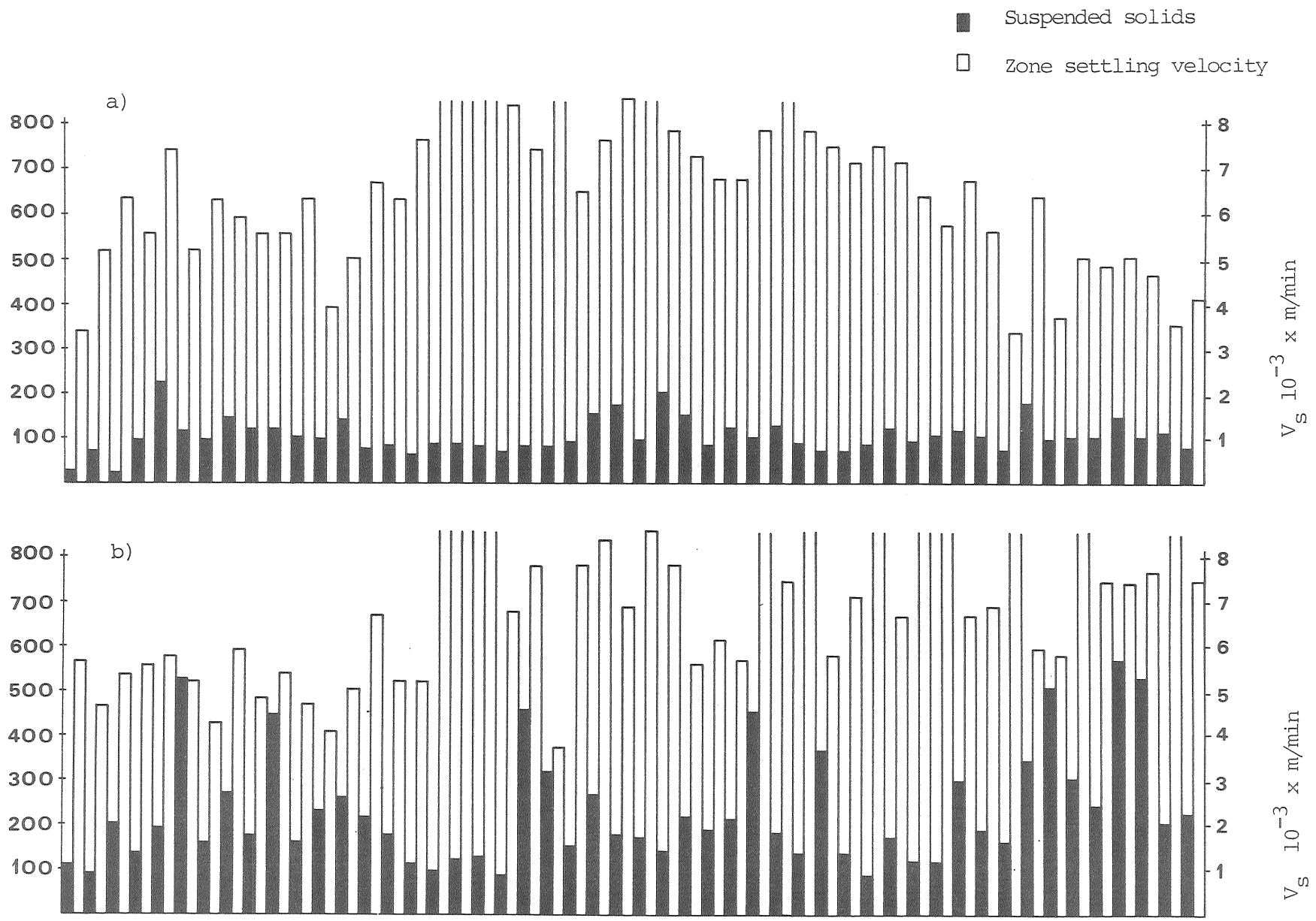
Sedimenteringens separationseffekt påverkas bara indirekt av zonsedimenteringshastighetens minskning. Det aktiva slammet kan bedömas med avseende på sina separationsegenskaper på grund av resterande flockhalten i dekantatet.

Vid slamflykt, d.v.s. då slammets sedimenteringsegenskaper är så pass försämrade, att en betydande andel av biomassan ej sedimenterar utan lämnar systemet, kan zonsedimenteringshastigheten t.o.m. öka på grund av den starkt reducerade slamkoncentrationen.

Vid bedömning av det aktiva slammet är det därför nödvändigt att taga hänsyn till sedimenteringens båda funktioner i processen. I Fig. 10-3 framställes resultatet av slamundersökningar under perioden 1974-10-21 - 1975-02-23.

Undersökningarna utfördes dels vid Ryaverket, dels vid försöksanläggningen. Beskaffenheten av det behandlade avloppsvattnet var identisk i de båda parallella försöksserierna. På grund av att processen modifierades i försöksanläggningen avvek försöksresultaten för i första hand restflockhalten.

Detta pekar på betydelsen av flockstrukturen och dess förändringar.



Figur 10-3. Slammets zonsedimenterings hastighet och restflockhalt i dekantat vid försöksanläggningen (a) och vid Ryaverket (b). 1974-10-21 - 1975-02-23.

The zone settling velocity of the sludge and the residual floc concentration in effluent from sedimentation in the pilot plant (a) and in the Rya treatment plant (b).

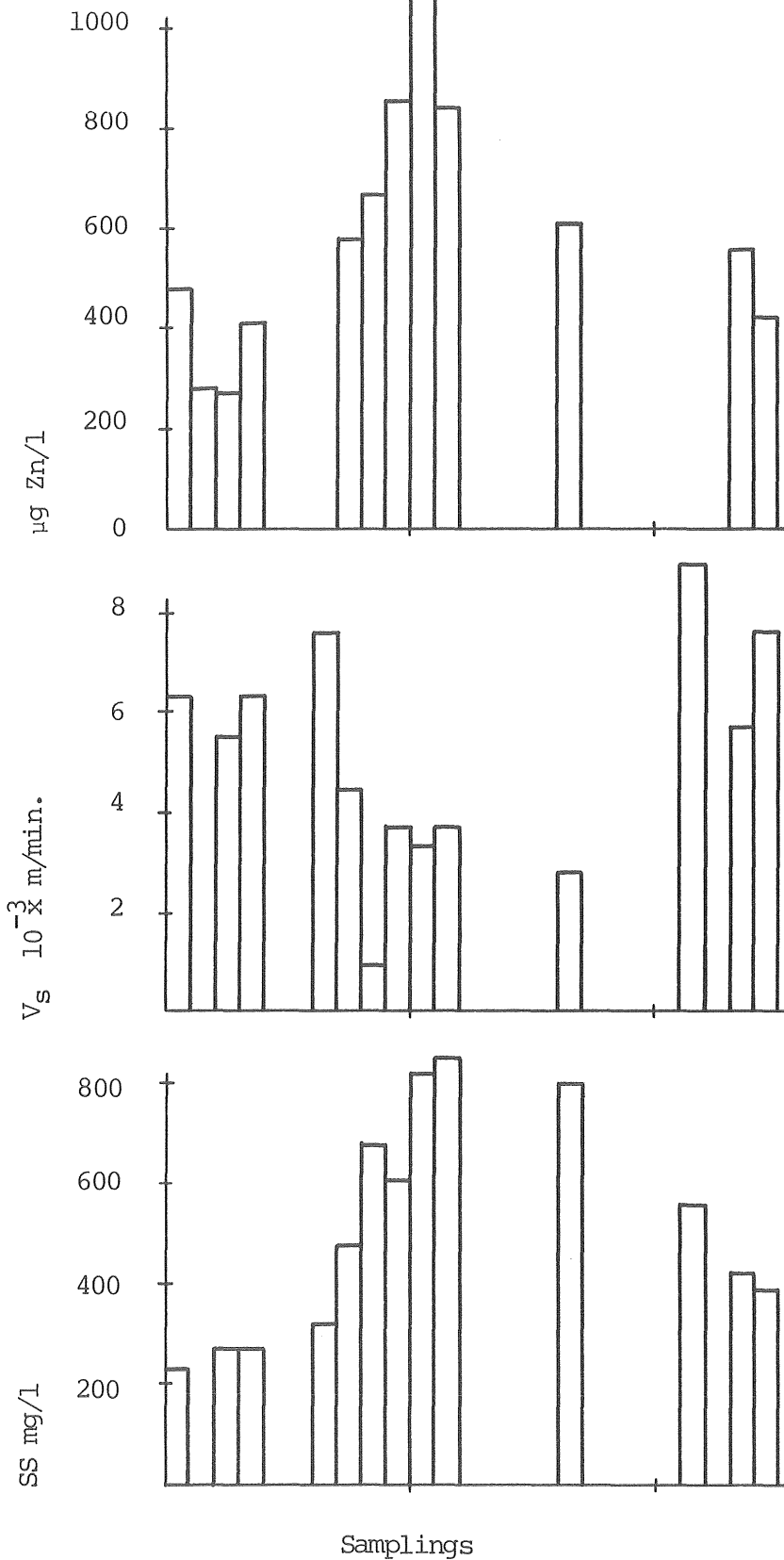
Avloppsvattnets zinkhalt, i synnerhet stötvisa chockhöjningar, påverkade slammets båda sedimenteringsfunktioner. Försämringen av sedimenteringsegenskaperna var dock dominerande bland zinkbelastningens negativa effekter. Vid vissa tillfällen kunde dock störningar både i koncentrerings och separering observeras samtidigt.

Resultatet av slamundersökningar vid hög zinkbelastning redovias i Fig. 10-4.

Slamstrukturen vid dessa tillfällen kunde enligt den av Pipes (1969) praktiserade indelningen karakteriseras som överbeluftat slam (overaerated sludge), som dispers slamtillväxt (dispersed growth), som slamdeflockulation (sludge deflockulation) eller som s.k. "knappnålsflockning" (pinpoint flock). Alla dessa flockmissbildningar bör orsaksmässigt betraktas som komplexa fenomen, orsakade av miljöeffekter såsom temperaturförändringar, pH-förändringar, toxiska ämnen m.m., vilka förorsakar försämringar i slamstrukturen genom att flockarnas hållfasthet reduceras.

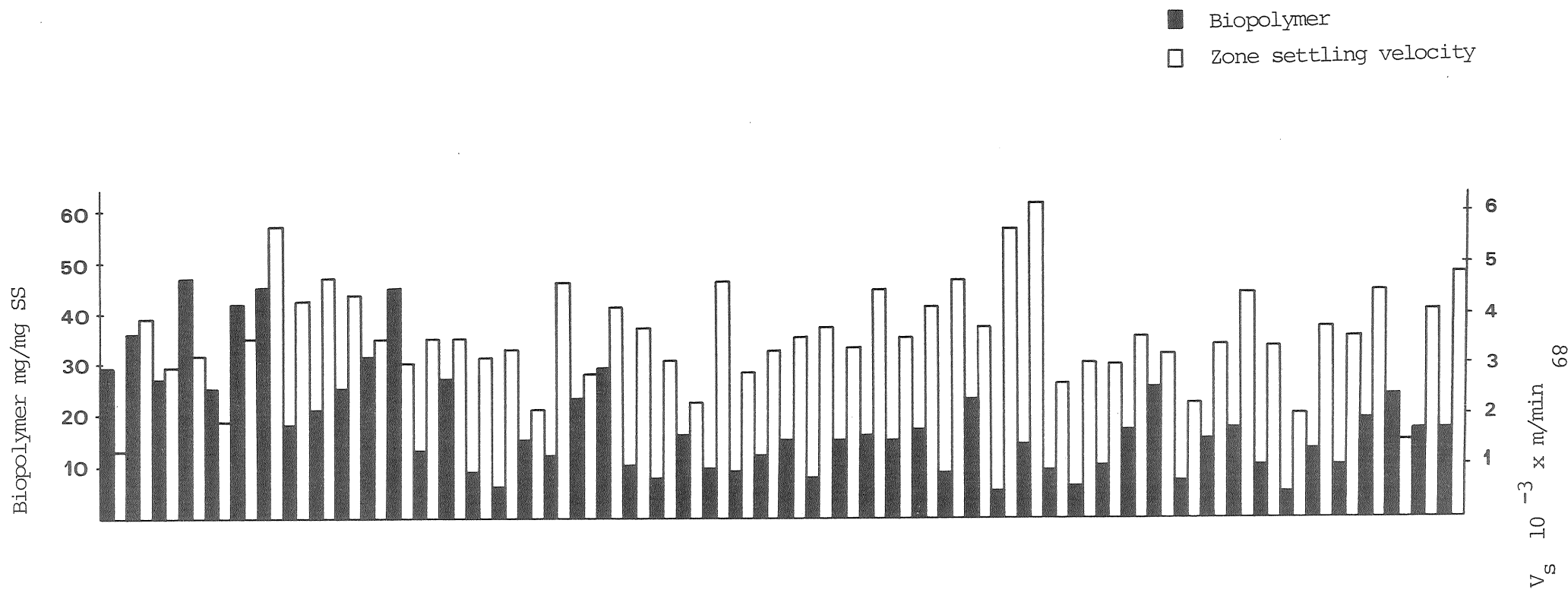
Eftersom aktivslamflockarnas hållfasthet i huvudsak är en funktion av exocellulära biopolymerernas mängd och sammansättning har det legat nära till hands att undersöka sambandet mellan slamstrukturen och biopolymerkoncentrationen. Resultatet av utförda undersökningar framställs i Fig. 10-5.

Med ledning av redovisade försöksresultat kunde en statistisk korrelation mellan slammets exocellulära biopolymerhalt och flockarnas zonsedimenteringshastighet ej fastställas. Båda de undersökta parametrarna var nämligen så pass beroende av svårkontrollerbara försöksvillkor, att de bearbetade stickproverna under de rådande driftsförhållandena inte kunde be-



Figur 10-4. Slammets zonsedimenteringshastighet och restflockhalt i dekantat vid hög zinkbelastning. 1975-03-11 - 1975-04-04.

The zone settling velocity of sludge and the residual floc concentration in effluent from sedimentation at a high zinconcentration.



Figur 10-5 Slammets biopolymerhalt och zinksedimenteringshastighet.

The biopolymer concentration of the sludge and the zone settling velocity.

traktas som representativa.

Tendensen, att låga biopolymerhalt i det aktiva slammet åtföljes av försämrade sedimenteringsegenskaper, kunde emellertid fastställas.

Som en del av försöksprogrammet utfördes regelbundet en mikroskopisk undersökning av slammet både vid Ryaverket och försöksanläggningen.

Av dessa undersökningar framgår, att slam, som har visat försämrade sedimenteringsegenskaper och låga halter av biopolymerer dominerades av slamflockar med en karakteristisk struktur. I synnerhet kännetecknas slamprover med hög zinkhalt av denna struktur. Fig. 10-1.

Slamflockar av ovan nämnda typ saknade vanligen den slemhinna som brukar omge flockarna. Förekomsten av zoogloeakolonier var praktiskt taget obefintlig. Flockytan utgjordes av starkt dispergerad biomassa och den var ofta omgiven av fritt simmande bakterier. Andelen större, välutbildade flockar var låg och var oftast bunden till fibermaterial. Flockar av mindre storlek dominerade slambilden. Förekomsten av svampar och andra spherotilusbildande organismer och nematoder var vanligare än i "friska" slamprover.

10.3. Biooxidation.

De metalloxiska effekterna på aktivslamprocessen, och så även zinkens inverkan hör till ett problemkomplex som studerats mest intensivt i samband med industriella avloppsvattens biologiska behandling. Som framgår ur ovan redovisade studier, kunde tungmetallernas toxiska effekter entydigt visas vara av enzymkinetisk art. Man kunde vänta, att biologiska och enzymki-

netiska studier av slammet skulle ge en klar bild av sambandet mellan aktivslamprocessens störningar och aktuella tungmetallhalter i det behandlade avloppsvattnet. Med erhållet undersökningsmaterial som grund kan emellertid ett sådant kvantifierat samband ej fastställas. I vissa enstaka fall kunde slammets nedsatta biologiska aktivitet entydigt härledas från chockartad zinkbelastning eller annan toxisk påverkan, men en generellt tillämpbar kvantitativ värdering kunde dock ej göras med hjälp av de användbara mätmetoderna. En sådan värdering förutsätter nämligen en analys av hela processens biokinetik. Under tiden redovisade undersökningar utfördes stod dock de tekniska resurserna för så omfattande studier ej till förfogande.

10.4. Driftsmässiga konsekvenser.

Sammanfattningsvis kunde konstateras, att aktivslamprocessen vid Ryaverket periodvis påverkades starkt av avloppsvattnets zinkkoncentrationer, vilket gav upphov till störningar både i biooxidationen och bioflockulationen. Bioflockulationens störningar var dock dominerande och deras effekter utslagsgivande för hela reningsprocessen.

En ackumulering av zink i det aktiva slammet är det första som kan observeras. Denna ackumulering får till följd en förändring av slammets struktur, beroende på biomassans kontaktid med ackumulerad zink. Strukturförändringen medför en försämring av slammets sedimenteringsegenskaper i form av bildning av mikroflockar, vilka följer med det behandlade avloppsvattnet i stället för att sedimentera. Detta resulterar i en omedelbar försämring av processens reningseffekt.

Ovan beskrivna negativa effekter påverkar dels reningens stabilitet, dels retur- och överskottsslammets beskaffenhet och

volym.

Reningsprocessens minskade stabilitet kan observeras både genom förändring av det behandlade avloppsvattnets konventionella föroreningsparametrar, som halten suspenderade ämnen och fosfor och på ökningen av zinkkoncentrationen. Uppmärksamhet bör därvid i första hand ägnas åt de konventionella föroreningsparametrarna. Tidvis höga utgående zinkhalter kan nämligen tolereras i de allra flesta fall, såvida de ej påverkar de ovannämnda parametrarna.

Den minskade stabiliteten kan exemplifieras med erhållna försöksresultat vid Ryaverkets försöksanläggning. Försöket utfördes under perioden 1973-05-21 - 1973-12-14. Reningseffekterna med avseende på suspenderade ämnen, totalfosfor och zink anges i Tab. 10-1. och i Fig. 10-6, 10-7 och 10-8.

Medelvärden är av underordnad betydelse i detta sammanhang.

Stabilitetsförhållanden uttryckes främst genom analysvärdenas spridning, i synnerhet genom frekvensfördelningen.

En renodlad statistisk utvärdering av frekvensfördelningen går dock inte att genomföra. Koncentrationernas klassindelning har gjorts dels med hänsyn till de undersökta komponenterna, dels med hänsyn till avloppsvattnets karaktär efter olika enhetsoperationer.

Vid processens bedömning är vissa koncentrationsområden av synnerligen stor betydelse, vilket medför, att intervallindelningen inte är jämn. Vid framställning av diagram kan emellertid inte hänsyn tagas till den ojämna indelningen.

Processens labilitet framträdde klart i första hand genom frekvensfördelningen av koncentrationerna av suspenderade ämnen i det sedimenterade vattnet. De suspenderade ämnen består i

huvudsak av organiskt material och de är fördelade koncent-
trationsmässigt inom ett brett område. Något särskilt ofta
framträdande värde i frekvensfördelningen kan inte obser-
veras.

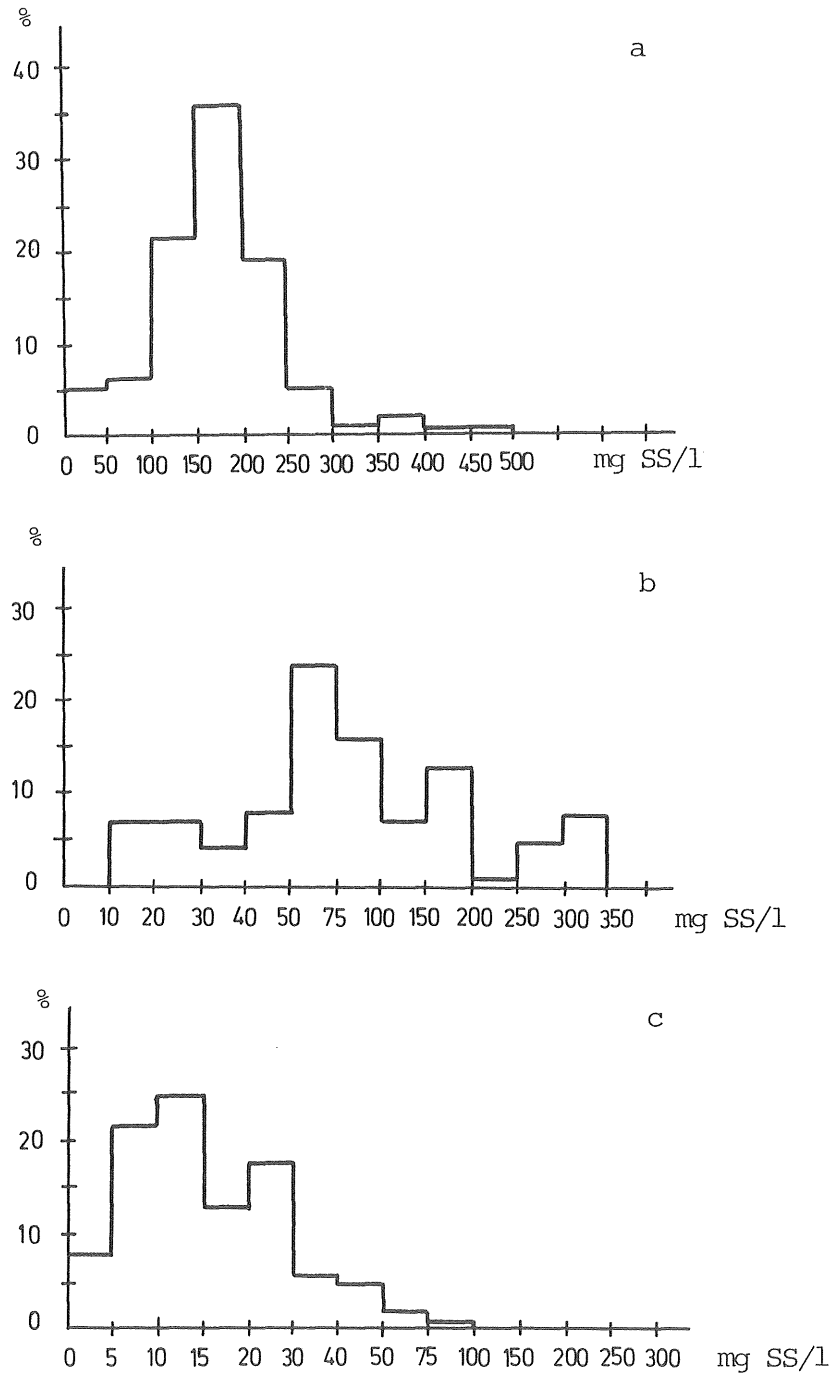
Periodens processtörningar kan avläsas i frekvensen för höjda
koncentrationer av suspenderade ämnen, d.v.s. koncentrationer
över 150 mg SS/l. En liknande bedömning kan göras även av fre-
kvensfördelningen av halterna av fosfor och zink i det sedimen-
terade vattnet.

I detta arbete har inga försök gjorts att studera zinkens
effekter vid slamhanteringen. I tidigare publicerade under-
sökningar har man studerat metalltoxiska effekter, praktiskt
taget uteslutande, vid anaerob behandling av slammet. Ett
modellförsök av slamhanteringen motsvarande Ryaverkets drift,
d.v.s. med slamförtjockning, centrifugering, torkning och för-
bränning, skulle överskrida projektets tekniska och ekonomiska
ramar.

Tabell 10-1. Reningseffekt med avseende på suspenderade ämnen,
total fosfor och zink vid försöksanläggningen.
1973-05-21 - 1973-12-14.

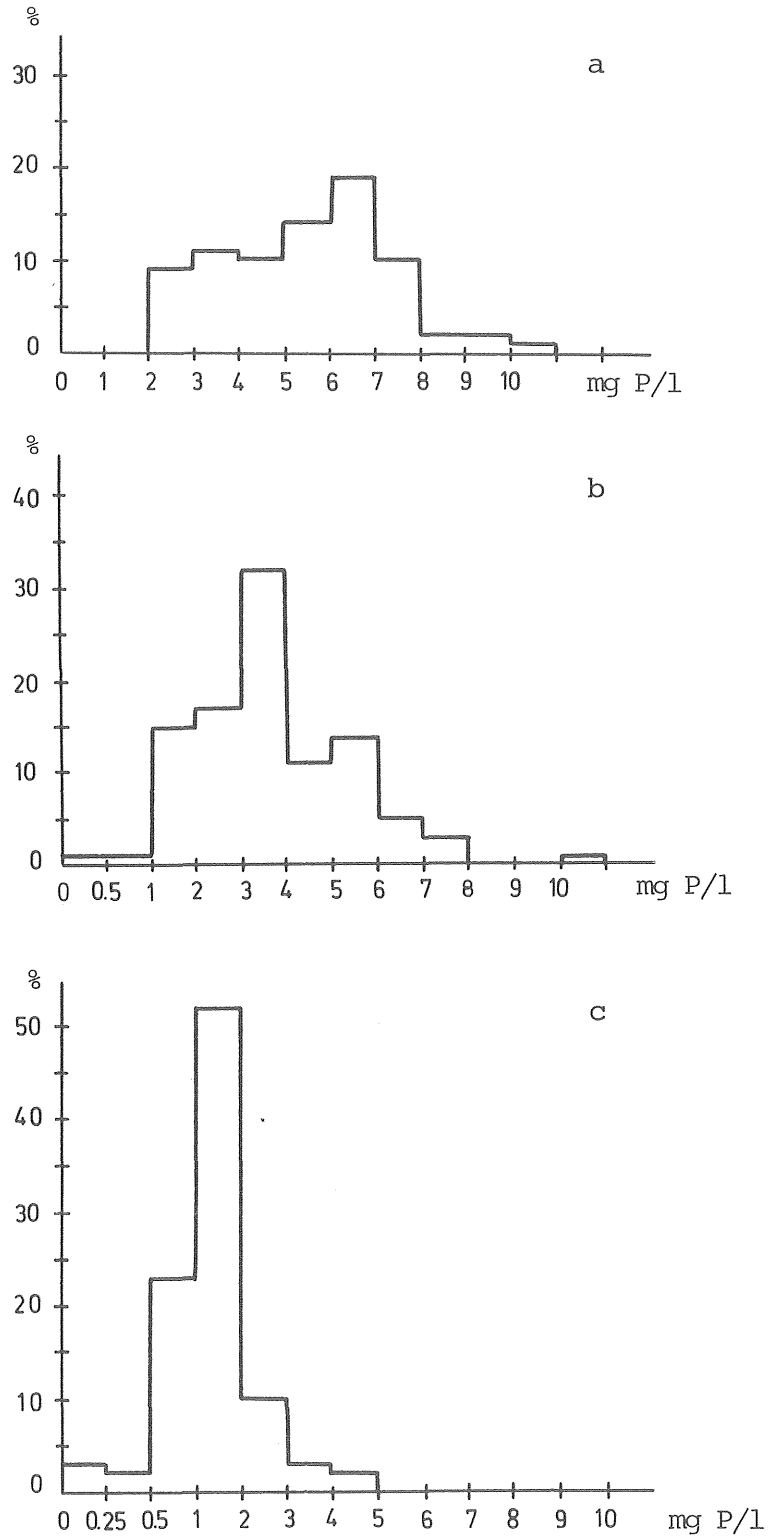
The removal efficiency concerning suspended solids,
total phosphorus and zinc in the pilot plant.

Obehandlat avloppsvatten		Medelvärde	Spridning
Suspenderade ämnen	ms ss/l	184	79
Total fosfor	mg P/l	5,60	1,90
Zink	µg Zn/l	524	321
Biologiskt behandlat avloppsvatten efter sedimentering.			
Suspenderade ämnen	mg ss/l	102	86
Total fosfor	mg P/l	3,72	1,93
Zink	µg Zn/l	445	561
Biologiskt behandlat avloppsvatten efter filtrering			
Suspenderade ämnen	mg ss/l	17	11
Total fosfor	mg P/l	1,41	0,82
Zink	µg Zn/l	252	708



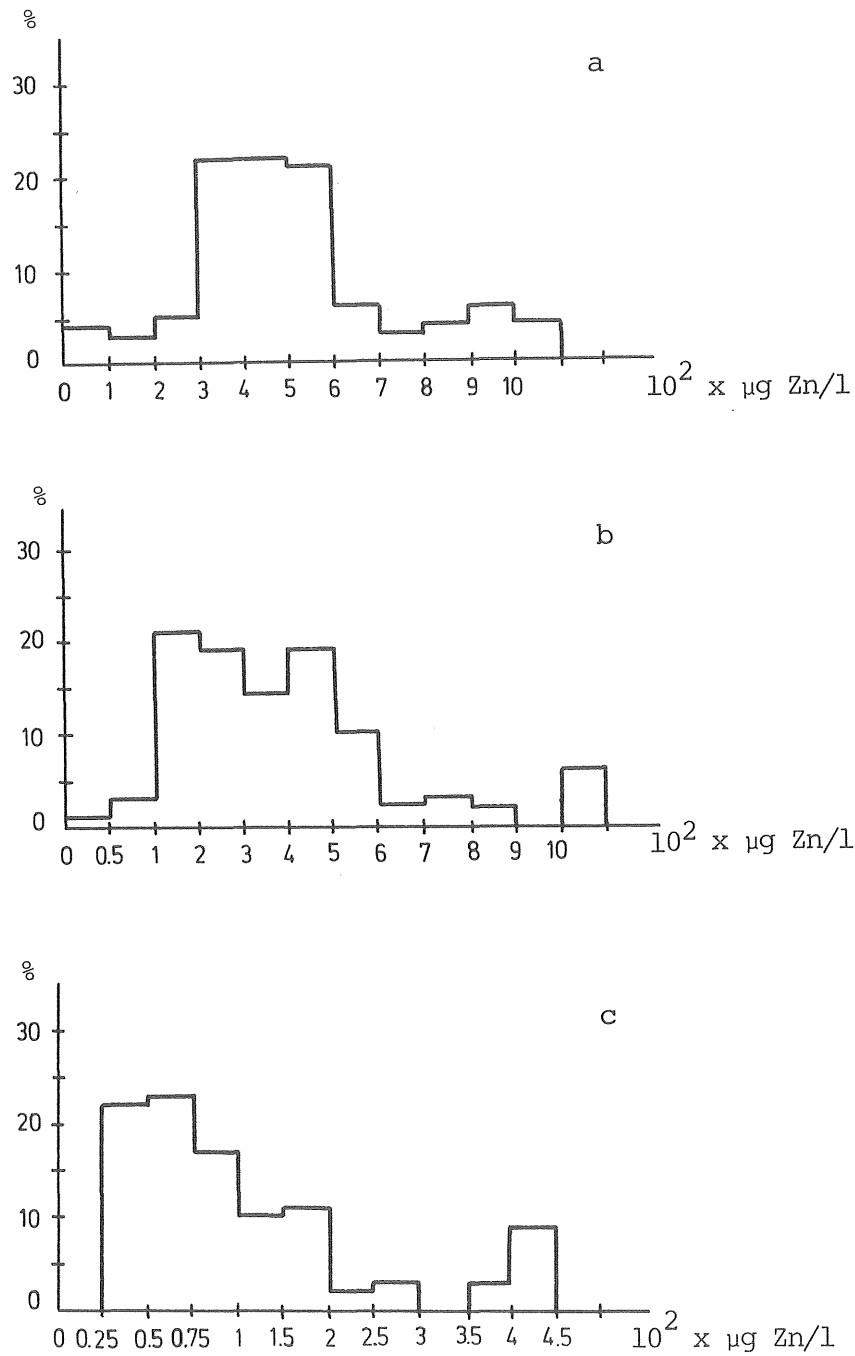
Figur 10-6. Frekvensdiagram (%) för suspenderade ämnen (mg/l) vid försöksanläggningen. a) Obehandlat avloppsvatten. b) Biologiskt behandlat avloppsvatten efter sedimentering. c) Biologiskt behandlat avloppsvatten efter filtrering.

Frequency diagram (%) concerning suspended solids (mg/l) in the pilot plant. a) Raw sewage. b) Secondary effluent. c) Secondary effluent after filtration.



Figur 10-7. Frekvensdiagram (%) för total fosfor (mg/l). a) Obehandlat avloppsvatten. b) Biologiskt behandlat avloppsvatten efter sedimentering. c) Biologiskt behandlat avloppsvatten efter filtrering.

Frequency diagram (%) concerning total phosphorus.
 a) Raw sewage. b) Secondary effluent.
 c) Secondary effluent after filtration.



Figur 10-8. Frekvensdiagram (%) för zink ($\mu\text{g/l}$). a) Obehandlat avloppsvatten. b) Biologiskt behandlat avloppsvatten efter sedimentering. c) Biologiskt behandlat avloppsvatten efter filtrering.

Frequency diagram (%) concerning zinc ($\mu\text{g/l}$).
 a) Raw sewage. b) Secondary effluent. c) Secondary effluent after filtration.

11. STUDIER AV ZINKBELASTNINGENS EFFEKTER PÅ DEN HÖGBELASTADE AKTIVSLAMPROCESSEN UNDER PRECISERADE BETINGELSER.

Effekterna av avloppsvattnets zinkkoncentration, i synnerhet effekterna av chockbelastning studerades dels under Ryaverkets driftsförhållanden, dels vid Ryaförsöksanläggningen. Vid försöksanläggningen kunde vissa väsentliga parametrar, såsom hydraulisk belastning, returslam- och överskottsslamflöde hållas konstanta eller anpassas till försökens målsättning. Processens viktigaste variabel, nämligen avloppsvattnets sammansättning, kunde emellertid inte påverkas under försöksperioden.

Zinkens negativa effekter i form av processtörningar vid extremt höga zinkbelastningar kunde tydligt observeras dock ej betraktas som specifika. Andra tungmetaller som t.ex. nickel samt ej definierade toxiska föreningar förorsakade vid vissa tillfällen likartade processtörningar som zink. Avloppsvattnets allmänna beskaffenhet är alltså något som bör beaktas.

För att kunna studera zinkens roll i den högbelastade aktivslamprocessen utfördes försök i modellskala med ledning av erhållna resultat vid Ryaverkets drift och den försöksanläggningen. Vid dessa försök användes den modellenläggningen, som redovisas under 4.3.

Nu kunde förutom den hydrauliska belastningen även avloppsvattnets beskaffenhet hållas konstant eller regleras för att passa undersökningarnas syfte.

Systemets BS-belastning var således konstant. Slambelastningen varierade med den aktuella aktivslamkoncentrationen och motsvarade med en viss spridning Ryaverkets projekterade slambelastning, d.v.s. 1 kg BS/1 kg slam, dygn. Spridningen kring

detta riktvärde var emellertid stor på grund av variationer i systemets slamkoncentration.

Vid undersökningen användes två typer av syntetiskt avloppsvatten. Sammansättningen framställs i Tab. 11-1.

Tabell 11-1. Syntetiska avloppsvatten för modellförsök.
Synthetic sewage used at laboratory tests.

I.		
Glukos	240,0	mg/l
Jästextrakt	60,0	mg/l
$\text{NH}_4 \text{Cl}$	90,0	mg/l
$\text{Mg SO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$	25,0	mg/l
$(\text{NH}_4)_2 \text{Fe}(\text{SO}_4)_2 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$	1,4	mg/l
$\text{MnCl}_2 \cdot 4 \text{H}_2\text{O}$	1,2	mg/l
$\text{CaCl}_2 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$	1,5	mg/l
KH_2PO_4	290,0	mg/l
$\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$	800,0	mg/l
II.		
Pepton	222,2	mg/l
$\text{NH}_4 \text{Cl}$	194,4	mg/l
$\text{MgSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O}$	62,5	mg/l
KH_2PO_4	22,2	mg/l
$\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$	22,7	mg/l
$\text{FeCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$	578,5	$\mu\text{g/l}$

Det syntetiska avloppsvattnet av typ I. användes bara i försökets inledande skede. Det visade en klar tendens till spherotilusbildning då energikällan utgjordes av i huvudsak glukos.

Huvudförsöket startades med avloppsvatten av typ II, dock med tillsats av zink i en baskoncentration av 300 µg Zn/l. Som ympmaterial användes aktivt slam från Ryaverket.

Försöket följdes dels genom kvalitativa biologiska observationer av slammets mikrobiologiska sammansättning och dess flockstruktur, dels genom undersökningar av slamkoncentration, slamvolymindex, slamaktivitet (TTC-metod) och slammets halt av exocellulära biopolymerer, d.v.s. dess polyelektrolythalt. Försöksprogrammet inkluderade även sedimenteringsanalyser och bestämningen av slammets zonsedimenteringshastighet vid olika zinkbelastningar. Sistnämnda kunde dock ej genomföras på grund av det aktiva slammets flockstruktur och starka efterflockningstendens. Slammet fick stabilisera med avseende på både slamaktivitet och polyelektrolythalt vid en baskoncentration av 300 µg Zn/l i inkommande vatten.

Chockbelastningen simulerades genom dosering av 600 µg Zn/l, vilket hade till effekt en stark nedsättning i slamaktivitet och polyelektrolythalt. Försöket fick dock avbrytas, ty två timmar efter zinkdoseringen blev slamflykten så omfattande, att slammet försvann praktiskt taget fullkomligt ur modellanläggningen. Efter några dygn regenerade slammet och slamaktiviteten uppnådde åter sitt normala värde. Slammets polyelektrolythalt stabiliserades dock vid en betydligt lägre nivå. Slamstrukturen visade entydigt en zinkpåverkan.

Aktivslamsystemets belastades då genom doseringen av 1000 µg Zn/l. Efter denna chockdosering försämrades slamstrukturen tydligt med slamflykt som följd. Första chockdoseringens förödande effekter

kunde emellertid ej observeras. Slamaktiviteten minskade markant, men återhämtning skedde inom några dygn i det närmaste till utgångsvärdet. Slammets strukturella förändringar var dock långvariga, polyelektrolythalten stabiliserades vid en ännu lägre nivå än tidigare.

Försöket fortsattes då utan zinkdosering, d.v.s. med basvärde motsvarande vattnets naturliga zinkkoncentration, i snitt 40-50 $\mu\text{g Zn/l}$. Förändringar i slamstrukturen kunde efter 14 dygn inte observeras och försöket avbröts.

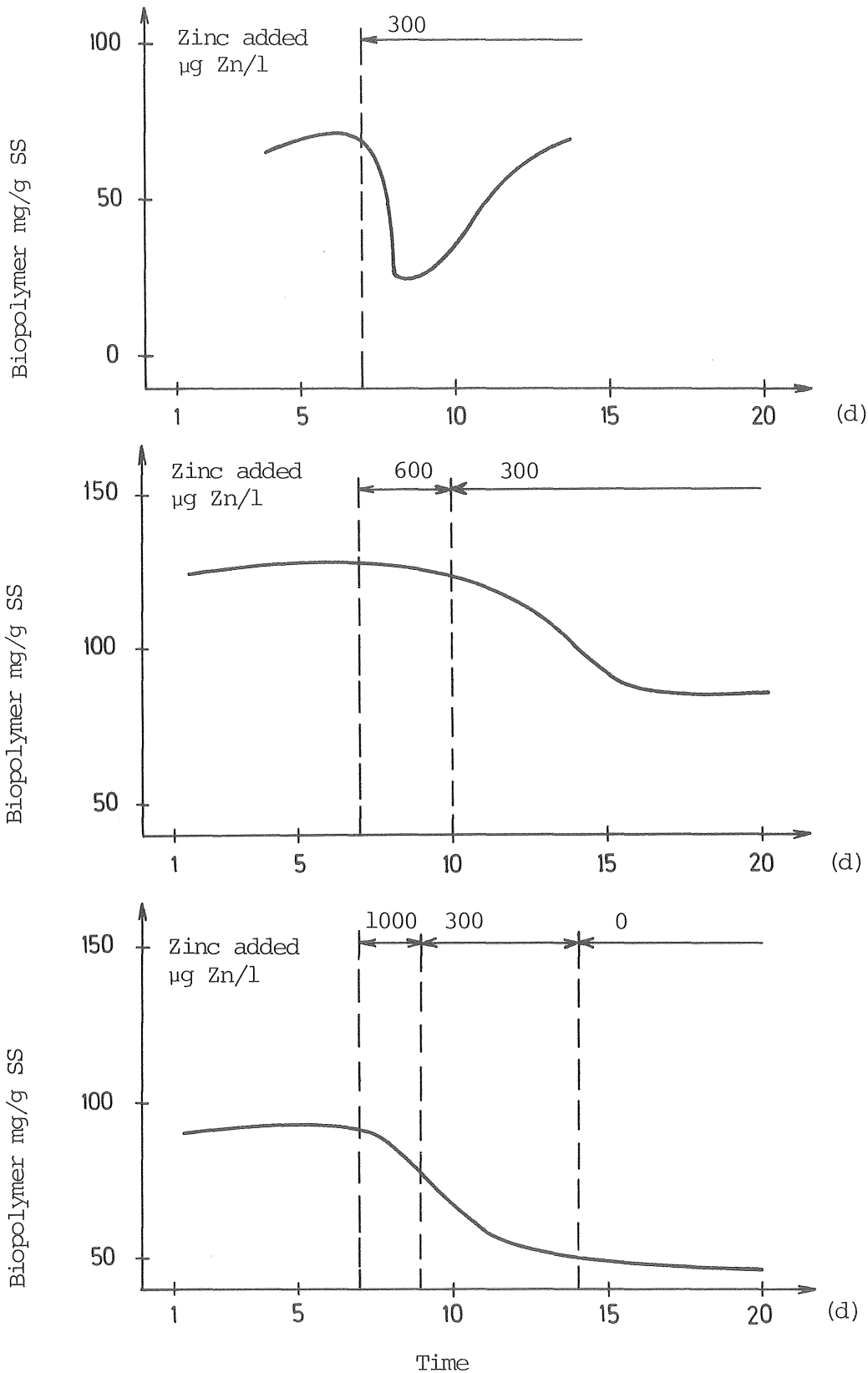
Försöksresultat framställs i Fig. 11-1 och i Fig. 11-2.

Ovan redovisade försök visade vidare ett tydligt samband mellan slamaktivitet och slammets polyelektrolythalt. Med ökande slamaktivitet minskade slammets polyelektrolythalt med en viss tidsförskjutning under hela försöksperioden.

Detta samband framställs i Fig. 11-3.

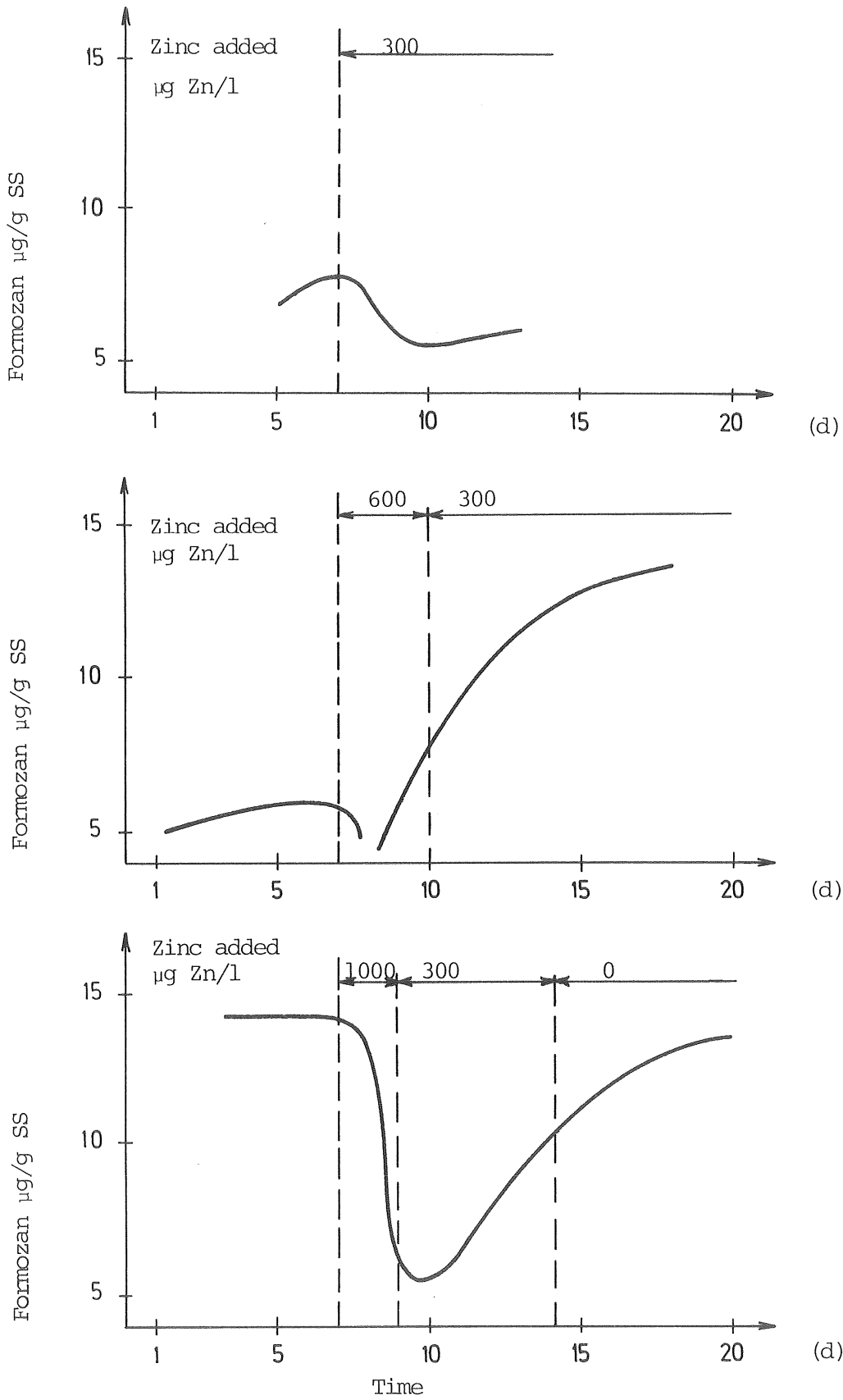
Fenomenet kunde inte förklaras experimentellt men står i god överenskommelse med hypoteser om sambandet mellan bakteriepopulationernas fysiologiska tillstånd och deras självflockulation.

Genom de redovisade undersökningarna i modellenläggningen kunde en reproduktion av de vid Ryaverkets observerade processstörningarna ske. De var emellertid ej fullkomligt relevanta beträffande zinkinnehållets kemiska form. Vid försöket doserades nämligen zink som zinksulfat, d.v.s. i jon form. Avloppsvattnets zinkinnehåll är emellertid till form fördelat mellan jonform, komplexform och partikelform. Den här fördelningen spelar sannolikt en stor roll för upptagandet och torde påverka zinkens ackumulering och dess toxicitet.



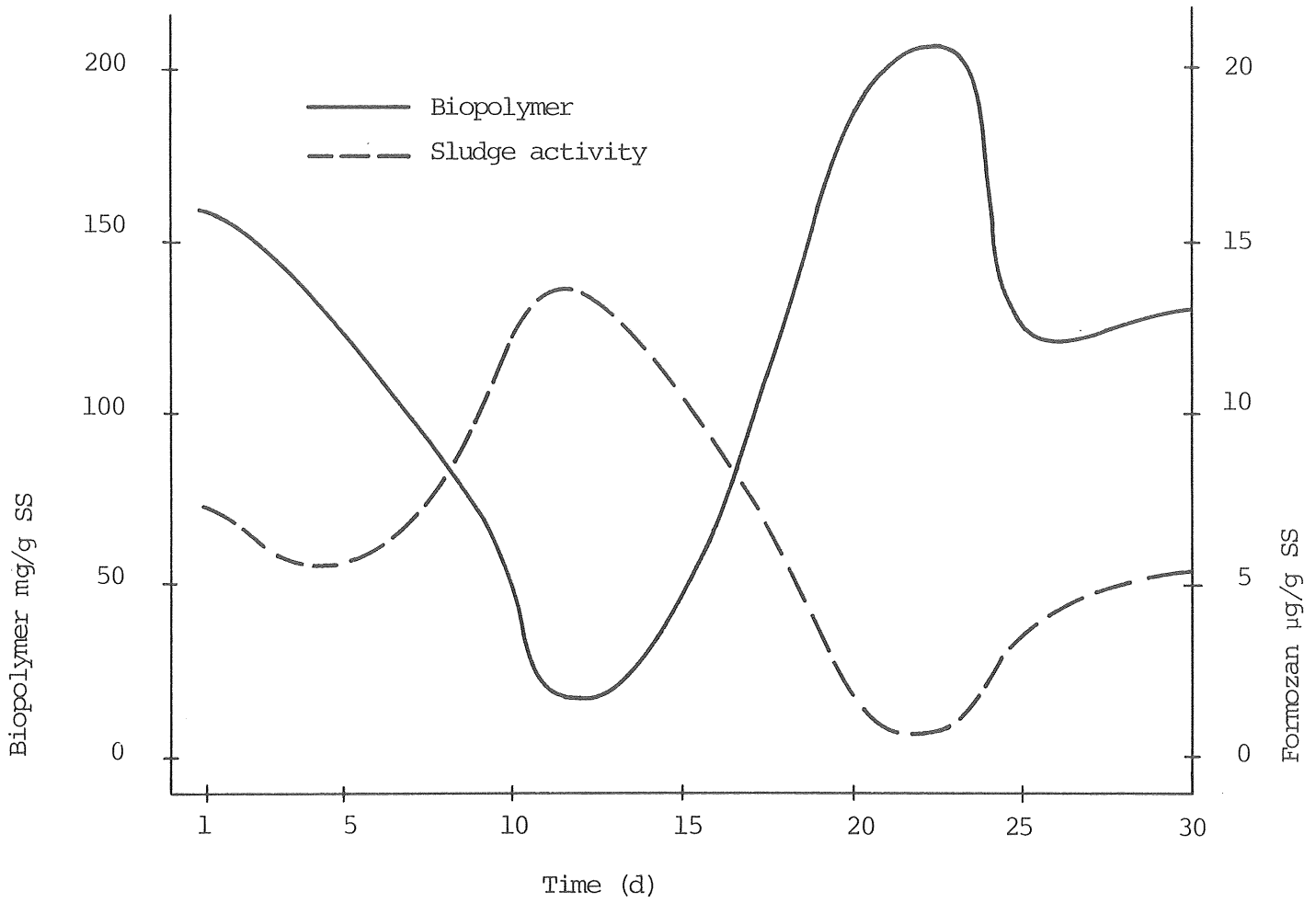
Figur 11-1. Biopolymerhalt i slam vid modellförsök med zinkdosering.
 a) Synt. avloppsvatten I. b) och c) Synt. avloppsvatten II.

The biopolymer concentration in sludge at the laboratory tests with zinc added. a) Synth.sewage I. b) and c) Synth. sewage II.



Figur 11-2. Slamaktivitet vid modellförsök med zinkdosering.

The sludge activity at laboratory tests with zinc added.



Figur 11-3. Slamaktivitet och biopolymerhalt vid modellförsök.

The sludge activity and the biopolymer concentration at the laboratory tests.

Sammanfattningsvis kan konstateras, att avloppsvattnets zinkhalt påverkar aktivslamprocessens biooxidations- och sedimenteringsfunktion. Det aktiva slammet, utgörande en heterogen population av mikroorganismer, kan, inom en relativt kort driftsperiod, anpassa sig, d.v.s. adaptera till stötvisa zinkbelastningar, vad gäller biooxidation.

Zinkbelastningens inverkan på biomassans struktur och därmed på slammets sedimenteringsegenskaper bör däremot betraktas som långvariga. Dessa strukturella förändringar förstärker vidare de primärt toxiska effekterna genom slamåterföringens nedsatta effektivitet särskilt genom förluster i biomassan, förorsakade av slamflykt.

12. AVLOPPSVATTNETS BIOLOGISKA, KEMISKA OCH FYSIKALISKA BEHANDLING.

De biologiska processerna för behandling av kommunala och industriella avloppsvatten är de dominerande och kommer så att förbli även under den närmaste framtiden åtminstone vad beträffar det kommunala området.

Tillämpningen av enbart kemiska eller fysikaliskt-kemiska behandlingsmetoder är i huvudsak begränsade till det industriella området.

Kombinationerna av biologiska, kemiska och fysikaliskt-kemiska processer däremot har haft sitt definitiva genombrott inom den kommunala avloppsvattenbehandlingen. Detta genombrott har påskyndats genom de ökade reningskraven vad beträffar närsalter, då i första hand fosfor.

Särskilt aktuella är frågor i samband med högbelastade aktivslamprocesser med sina variationer. Här inverkar nämligen höga utgående halter av suspenderat och partikulärt material ej på reningsgraden.

Bland de enhetsoperationer, som vanligtvis kompletterar de biologiska processerna utgör filtreringen det enklaste ingreppet. Skillnad bör emellertid göras mellan filtrering som rent fysikalisk operation för att uppnå ökad separation och filtrering som inkluderar fysikaliskt-kemiska processer, t.ex. adsorption med aktivt kol.

Filtrering som renodlad mekanisk separationsoperation innebär enbart en förstärkning av den verkan, som uppnås genom efter-sedimenteringen. I motsats till denna kan dock filtreringen inte sägas vara integrerad i själva reningsprocessen.

Filtrering som enhetsoperation användes dock ej uteslutande efter den biologiska reningsprocessen utan den är vanligtvis det sista

steget även vid biologisk-kemisk och kemisk avloppsvattenbehandling. Detta motiverar att filtreringsundersökningarna redovisas senare, i anslutning till simultan- och efterfällningstudierna. Kemiska avloppsvattenbehandlingen uppdelas vanligen enligt följande:

Simultanfällning

Förfällning

Efterfällning

Direktfällning.

Valet av kemisk behandlingsoperation och valet av fällningskemikalier bestäms av behandlingens målsättning, d.v.s. uppfyllandet av ställda reningskrav inom givna ekonomiska ramar. I detta arbete redovisas undersökningar av simultanfällning och efterfällning.

Direktfällning tillämpas oftast vid mindre eller medelstora reningsverk och då i samband med långtgående avloppsrening i första hand. För stora och regionala reningsverk betraktas dels kemikaliekostnaden för hög och mängden producerat slam, bestående av primärt och kemiskt slam, för stor för att tillåta ett praktiskt användande.

Förfällning, i synnerhet fällning med basiska kemikalier kunde vara ett attraktivt behandlingsalternativ med tanke på tungmetallernas negativa effekter. Vid Ryaverket betraktas processen emellertid som orealistisk på grund av avloppsvattnets beskaffenhet med bl.a. låg föroreningsgrad.

12.1. Simultanfällning

Simultanfällning innebär definitionsmässigt, att aktivslamprocessen som enhetsprocess och fällning som enhetsoperation, utföres tidsmässigt och lokaliseringmässigt parallellt.

Detta medför, att processen begränsas av biologiska faktorer i första hand. Följaktligen bör både de kemiska och fysikaliska delprocesserna anpassas till processens biologiska villkor. Simultanfällning har fått omfattande användning i samband med utvecklingen av det s.k. tredje reningssteget, för att uppfylla ökade krav på närsaltreduktion vid kommunala reningsverk. Minskningen av närsaltutsläpp och då särskilt minskningen av fosforutsläpp, ställde krav, som vanligen inte kunde uppfyllas med konventionella mekaniska och mekanisk-biologiska behandlingsmetoder.

Bland fällningskemikalier användes för simultanfällning främst aluminiumföreningar, järnföreningar med tre- eller tvåvärt järn. Andra fällningskemikalier, såsom kalk, spelar bara en underordnad roll inom detta område.

På grund av undersökningens primära målsättning studerades dock även kalk som fällningskemikalier vid Rya-försöksanläggningen. Simultanfällningens syfte var i dessa studier dels att uppnå stabila driftsförhållanden, även vid tillfällena, när processstörningar uppkommer p.g.a. toxiska effekter, dels att i möjligaste mån reducera tungmetallhalterna i det behandlade avloppsvattnet.

Med denna bakgrund undersöktes användningsmöjligheterna för fällningskemikalierna.

Vid valet av fällningskemikalier får inte glömmas, att alla former av kemisk behandling nödvändigtvis medför en artificiell förorening av vattnet. Fördelar och nackdelar med en viss behandling bör ställas mot varandra. Ur processynpunkt är kemikalietillsatsens effekter av största vikt. I synnerhet gäller detta för simultanfällning, vid vilken biologiska och kemiska processer försiggår parallellt och påverkar varandra.

Kemikalietillsatsens primära effekter utgöres i huvudsak av de trevärdiga metallernas biologiska effekter. De konventionellt använda trevärdiga metallerna, såsom aluminium och järn, kan inte sägas vara toxiska. En viss påverkan på den biologiska processen kan dock observeras.

12.1.1. Simultanfällning med kalk.

Metallen kalcium är en av vattnets större komponenter. I form av vattenlöslig vätekarbonat är kalcium det bärande elementet i vattnets buffertsystem, som allmänt beskrives av kalk-kolsyra jämvikten. Detta buffertsystem är av avgörande betydelse för vattnets ekosystem, och kalcium kan därför inte betraktas som ett främmande ämne i vattnet.

Användningsområdet för kalk som fällningskemikalie är emellertid rätt begränsat. Kalciumjonen bildar med ortofosfater en svår-löslig fällning i form av CaHPO_4 , $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ eller $\text{Ca}_{10}(\text{OH})_2(\text{PO}_4)_6$, beroende av fällningens pH-värde. Med ledning av respektive löslighetskonstanter (pK_s^{25}) - 7,0, 26,0 och 115,0 - kan väntas att kalkfällningen i form av $\text{Ca}_{10}(\text{OH})_2(\text{PO}_4)_6$ d.v.s. hydroxiapatit är effektivast för fosforreduktion. För att uppnå maximal effekt kräves emellertid relativt högt pH-värde vid fällningen, pH 10,0 - pH 11,0.

Hydroxiapatitfällningens optimala pH-värde är bland annat starkt beroende av vattnets vätekarbonat och magnesiumkoncentration.

Även om så höga pH-värden som pH-13 kan accepteras vid simultan-fällning, Eckenfelder (1967), är det vanligen nödvändigt att processen kompletteras genom karbonisering, som justerar pH-värdet för den sekundära sedimenteringen.

På grund av att kalkfällningen av ekonomiska skäl förutsätter dels en recirkulation av kalken, dels en återvinning efter förbränning,

användes förfarandet oftast vid efterfällning eller direktfällning inom avloppsvattentekniken.

12.1.2. Simultanfällning med järn.

Simultanfällning med trevärdiga järnföreningar, såsom järn (III)-klorid och järn (III)sulfat användes i större omfattning i Europa, då främst i Tyskland och Schweiz. Thomas (1965, 1966, 1970), Wildi (1972, 1972), m.m.

Även järn(II)sulfat kan användas vid simultanfällning, då oxidationsreaktionerna spelar en viktig roll. Fällningens effektivitet kan därvid förbättras i och med, att bireaktioner, som hydroxidbildning och pH-minskning dämpas vid kemikaliedoseringen. Stumm (1970), Connel (1970) och Kjeldaas (1971).

Järn liksom kalcium betraktas som för mikroorganismerna livsviktiga spårämnen. Järnsaltens synergistiska effekter vid eutrofieringen är välkända. Rhode (1948), Skulberg (1966) Clasen och Bernhardt (1974). Det aktiva slammets organismer kan påverkas både av järnbrist och järnöverskott. Järn spelar nämligen, vid sidan av andra metaller som magnesium, mangan m.m., en viktig roll för mikroorganismernas cytokromer. Dessa påverkar cellens redoxreaktioner och således slammets biooxidation. Stanier, Daudoroff och Adelberg (1963).

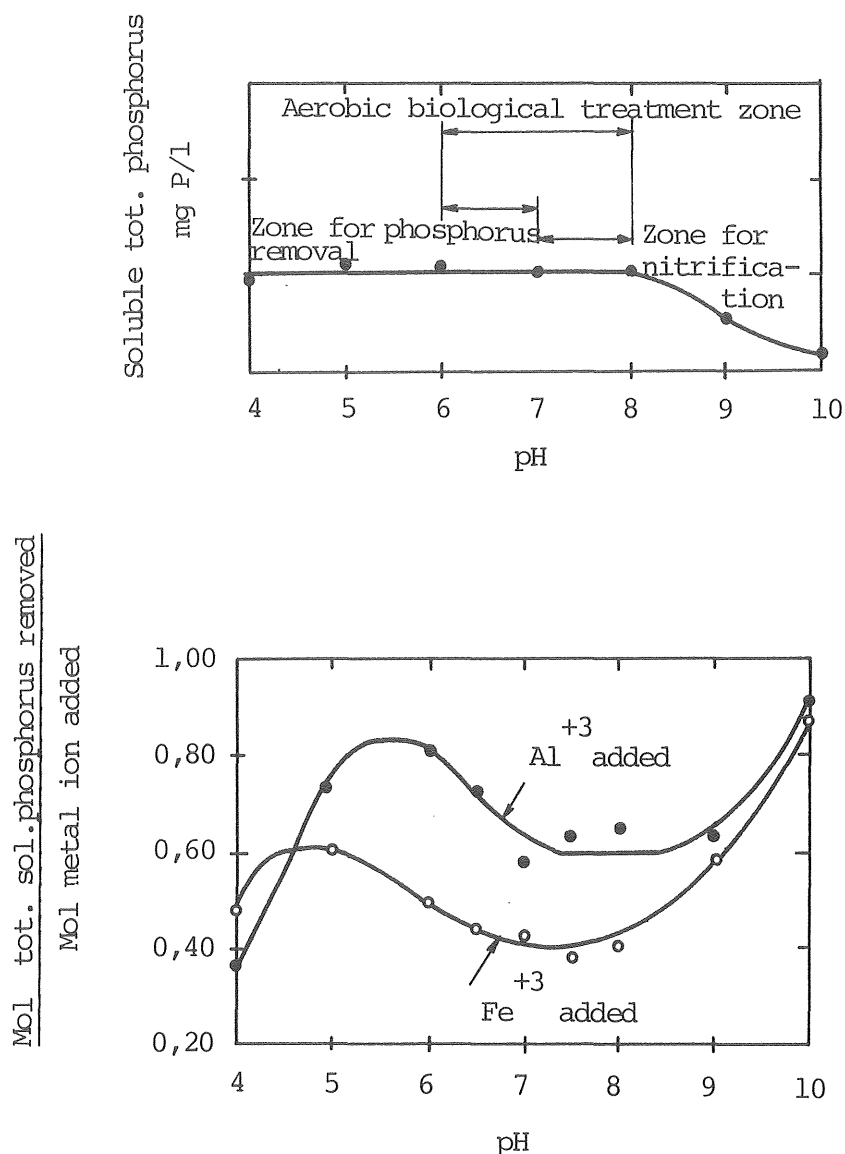
När en bristsituation på ett livsviktigt näringsämne uppstår i substratet, d.v.s. det obehandlade avloppsvattnet, blir sådana organismer dominerande i systemet, vilkas behov av det ifrågavarande näringsämnet är lägre eller obefintligt.

Carter och McKinney (1973) har experimentellt kunnat bekräfta Pfeffer's (1967) tidigare erhållna resultat, vilka visade, att det aktiva slammet vid järnbrist domineras av filamentbildande organismer typ Actinomycetes. Slammet fick då minskat biooxida-

tionshastighet, ökat slamvolymindex och försämrade sedimenterings-egenskaper. Tillsatt järn återställde slammets biologiska status, men förbättringen var starkt beroende av slamåldern. Kraftigt ökad avtappning av överskottsslam bidrog till återställandet av den biologiska jämvikten.

Även överdoser av järn medför tydliga försämringar i slammets beskaffenhet, vilka förorsakas dels av kompetitiva enzymreaktioner med relativt magnesiumbrist som följd, dels av näringstillsättnings blockering på cell- resp. flockytan. Det senare är huvudsakligen en följd av järnsaltens löslighetsegenskaper. Lösligheten är nämligen låg i vattenfas och "järnlösningar" utgöres ofta av kolloider. Dessa kolloider bildar vid högre koncentrationer beläggningar på flockarnas ytor. Järnkolloidhinnan kan enzymatiskt omvandlas till molekyllära eller komplexa föreningar, vilka kan delta i cellernas metabolism. Beläggningen blockerar dock näringsämnenas transport till mikroorganismerna samt ökar tendensen till bildning av makroflockar. Riskerna för primära biologiska skadeeffekter på grund av överdosering av järn är emellertid små vid simultanfällning. Den i sammanhanget vanliga järntillsatsen, 10-12 mg Fe/l, ligger inom det området, som bedöms vara optimalt för slammets organismer.

Större problem kan uppkomma vad beträffar pH-förhållandena i det biologiska systemet. Järndoseringens optimala pH-värde är pH 4,4 - pH 5,5, men aktivslamprocessens optimala pH-värde är däremot pH 6,0 - pH 8,0. Mulbarger och Shifflett (1970). pH-optimum för aktivslamprocessen resp. för kemisk fällning visas i Fig. 12-1.



Figur 12-1. Fosforfällningens pH-optimum i aktivslamprocess (a) och vid kemisk fällning (b).

Effect of pH on phosphorus removal from a final effluent.

Vid dosering av järn(III)klorid uppträder en minskning av vattnets alkalitet. Denna minskning uppgår enligt Mulbarger och Shifflett (1970) till 2,7 g CaCO_3 per g Fe, och medför således en pH-minskning som kan innebära negativa effekter på slammets biologi, i synnerhet i avloppsvatten med låg hårdhetsgrad och buffertkapacitet.

12.1.3. Simultanfällning med aluminium.

Användningen av aluminiumsalter, då särskilt aluminiumsulfat har fått en dominerande ställning främst i USA och i de skandinaviska länderna.

I motsats till kalcium och järn kan aluminium inte klassas som biologiskt essentiell, d.v.s. livsviktig. Aluminiumdoseringen bör således betraktas som potentialellt toxisk för slamets organismer.

Zenz och Pivnicka (1969) kunde observera, att aktivslammet vid Hanover Park reningsverk (Illinois), där vid simultanfällning doserades $250 \text{ mg Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{ H}_2\text{O/l}$, visade tydliga skillnader med avseende på den biologiska populationen. Främst antalet högre former av protozoer, såsom frisimmande och fastsittande ciliater minskade markant. Trots att dessa organismer spelar en viktig roll i reningsprocessen kunde ingen minskning i verkets reningseffekt observeras. Mera ingående undersökningar har publicerats av Unz och Davis (1975). Av deras resultat framgår, att även om protozoapopulationen, nitrifikationen och bakteriecellernas bioflockulation påverkades negativt genom aluminiumdoseringen, så var antalet levande bakterieceller i biomassan högre i biologiskt-kemiskt slam än i aktivslam utan tillsatt aluminium. Detta till synes kontroversiella fenomen kan dock förklaras med att aluminium-hydroxipolymererna, som bildas i vattenfas vid aluminiumdoseringen, effektivt utflockar både mikroorganismer och organiska kolloider. Flockarna kan således betraktas som cell- och näringsämnekoncentrat. I detta läge kan mikroorganismernas nedsatta vitalitet kompenseras av optimala näringsförhållanden. Ciliaterna, vars livsvillkor i högbelastade aktivslam inte kan tillgodoses optimalt, ersättes ur funktionell synpunkt av aluminium-hydroxi-

polymerer, vilka infångar och adsorberar de fria bakteriecellerna, därmed bidragande till reduktionen av avloppsvattnets biologiska syreförbrukning.

För fosfatfällningens pH-optimum är situationen mer gynnsam än vid järndoseringen. Det optimala pH-området, d.v.s. pH 5,0 - 6,0, är dock lägre än aktivslammets pH-optimum.

På grund av alkalitetsminskning uppkommer liknande problem vid aluminiumfällning som vid järnkloriddoseringen. Alkalitetsminskningen är dock något högre, 5,5 g CaCO₃ per g Al.

Bedömningen av effekterna av processens alkalitetminskning är inte enhetlig i facklitteraturen. Orsakerna till detta bör sannolikt sökas i avloppsvattnets beskaffenhet vid de publicerade undersökningarna, ty vattnets hårdhet, och buffertkapacitet är av stor vikt vid försöksresultatets utvärdering.

12.1.4. Simultanfällningsförsök i Rya försöksanläggning.

Simultanfällningsförsök utfördes i pilot skala med fällningskemikalierna kalk, Ferriflock (FeCl₃) och AVR d.v.s. Al₂(SO₄)₃. Tyngdpunkten lades därvid på simultanfällning med kalk, vilket motiverades av avloppsvattnets låga hårdhet och buffertkapacitet, som gör det ytterst känsligt mot pH-minskande ingrepp.

Dessutom ville man med hjälp av ett basiskt fällningsmedel kunna reducera de tillfälligt höga tungmetallhalterna, i första hand zinkhalterna. Tungmetallreduktionen i aktivslamprocessen sker genom följande tre mekanismer, biologisk upptagning och inbyggnad, metallhydroxidprecipitation och metalljonernas adsorption på aktivslamflockarna. Simultanfällningens syfte är att förstärka fällnings- och sorptionseffekterna.

De kemiska fällningsreaktionernas villkor uttryckes genom löslighetsprodukten.

$$\frac{(M_x^{++}) (OH^-)^2}{M_x(OH)_2} = K_{sp} \quad \text{Ekv. 12-1.}$$

där

- M_x^{++} , Metalljonkoncentration Mol/l
 OH^- , Hydroxyljonkoncentration Mol/l
 $M_x(OH)_2$, Metallhydroxidkoncentration Mol/l
 K_{sp} , Löslighetsprodukt

Ur grundekvationen framgår att metallhydroxidfällningen i första hand är beroende av hydroxyljonkoncentrationen d.v.s. av vattenfasens pH-värde. Med ökad pH-värde ökar fällningens effektivitet såvida återupplösning genom komplexbildning ej uppkommer. Vid användning av kalk som basisk fällningskemikalie kan komplexbildningen betraktas som obefintlig.

Löslighetsprodukt av vissa viktiga tungmetaller anges i Tab. 12-1.

Tungmetallernas reaktioner vid kalkfällning är emellertid mer komplexa, då även basiska karbonater bildas parallellt med hydroxidfällningen, vilka består av en blandning av reaktionsprodukter och är stökiometriskt odefinierade. Trots detta kan fällningsreaktionens pH-beroende bedömas enligt den förenklade formeln för hydroxidbildning.

Utom fällningsreaktionernas gymsamma förutsättningar vid kalkdosering bör hänsyn tagas även till de biologiska effekter av antagonismen mellan vattnets kalciumjoner och tungmetalljoner.

Tabell 12-1. Löslighetsprodukter (K_{sp}) av vissa metalloxider resp. metallhydroxider. (Argo, Culp 1972).

Solubility products of cationic heavy metal oxides or hydroxides.

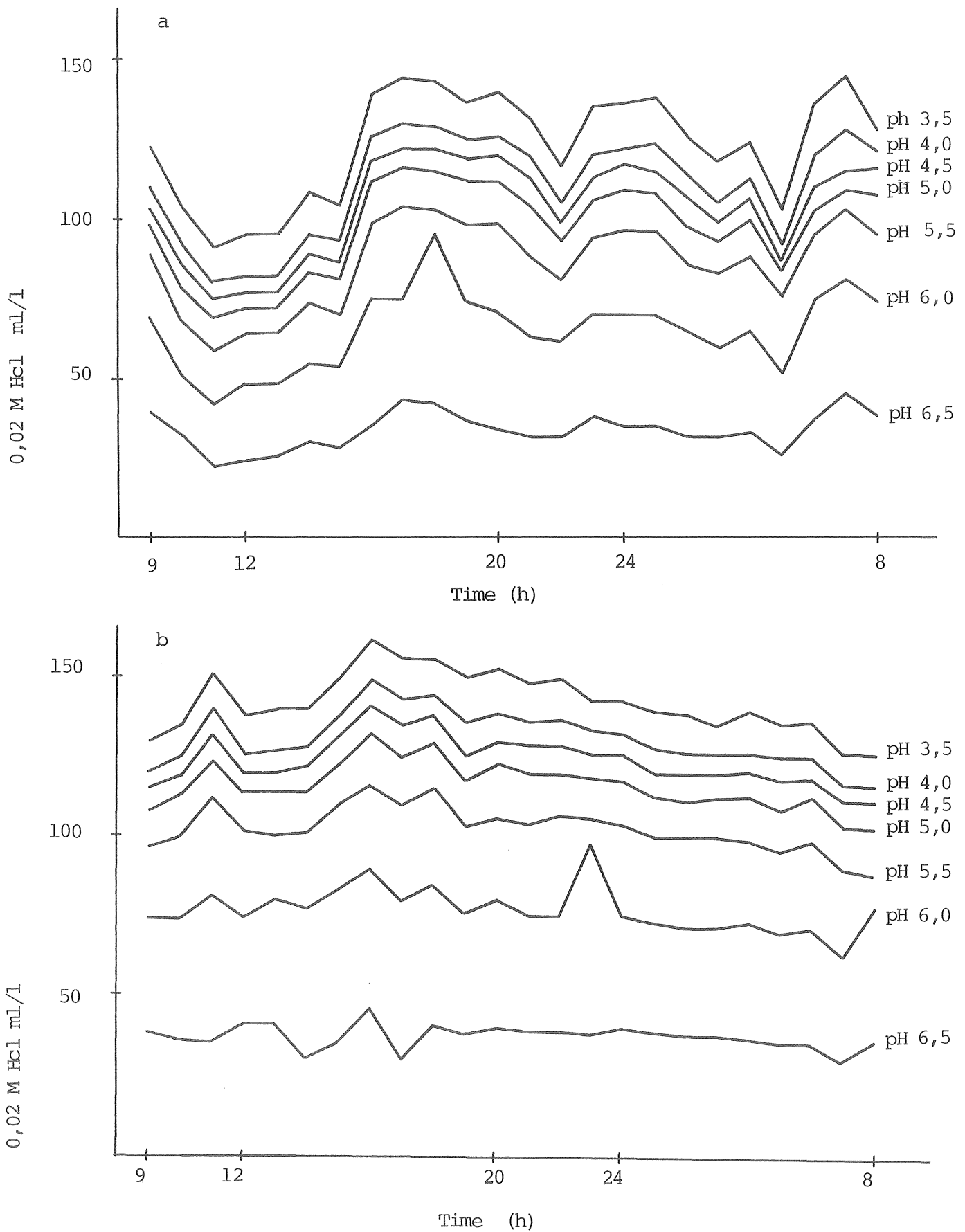
Ag_2O	2×10^{-8}
$Au(OH)_3$	$8,5 \times 10^{-45}$
$BaCO_3$	$1,6 \times 10^{-9}$
$BaSO_4$	1×10^{-10}
$BiO(OH)$	3×10^{-11}
$Cd(OH)_2$	2×10^{-14}
$Cr(OH)_3$	1×10^{-30}
$Cu(OH)_2$	3×10^{-19}
$Fe(OH)_2$	$1,8 \times 10^{-15}$
$Fe(OH)_3$	6×10^{-38}
HgO	3×10^{-26}
$Mn(OH)_2$	2×10^{-13}
$Pb_2O_3(OH)_2$	$1,6 \times 10^{-15}$
SnO_2	1×10^{-61}
$Ti(OH)_3$	1×10^{-40}
$Zn(OH)_2$	$4,5 \times 10^{-17}$

Vid simultanfällning med Ferriflock och AVR kunde man räkna med betydande svårigheter på grund av avloppsvattnets beskaffenhet. Dessa kemikalier, redovisade ovan, påverkar tydligt avloppsvattnets alkalitet, dess pH-värde. Avloppsvattnet, som behandlas vid Ryaverket, kännetecknas av låg totalhårdhet och buffertkapacitet. Detta innebär, att under ogynnsamma förhållanden kan så låga pH-värden föreligga i det biologiska systemet, att de påverkar biomassans organismer. För att kunna bedöma inverkan av variationerna av avloppsvattnets alkalitet och buffertkapacitet utfördes undersökningar av flödesproportionella timprover med avseende på alkalitet och buffertkapacitet. Ur erhållna resultat framgår, att vattnets buffertkapacitet och alkalitet varierar inom vida gränser olika veckodagar och även olika tider på dygnet.

Exempel på alkalitetens och buffertkapacitetens variationer visas i Fig. 12-2.

I brist på kontinuerlig pH-registrering begränsades pH-kontrollen till dagligen utförda, manuella pH-mätningar. Med ledning av vattnets varierande buffertkapacitet kunde denna kontroll inte betraktas som tillräcklig. För att undvika pH-variationer vid simultanfällning borde därför kemikaliedosering utföras under pH-kontroll- och reglering. Härvid skulle inte enbart processens pH-stabilitet kunna upprätthållas, utan kemikalie-mängden och följaktligen slamproduktionen skulle dessutom kunna optimeras. Andersson och Nemeth(1975).

Vid huvudförsöket, under perioden 1973-05-21 - 1973-12-14, utfördes simultanfällning med kalk som fällningskemikalie. Vid



Figur 12-2. Variationer i avloppsvattnets buffertkapacitet.

a) 1975-02-01 - 02-02 (lördag-söndag)

b) 1975-02-04 - 02-05 (tisdag-onsdag)

Variations in the buffer capacity of the sewage.

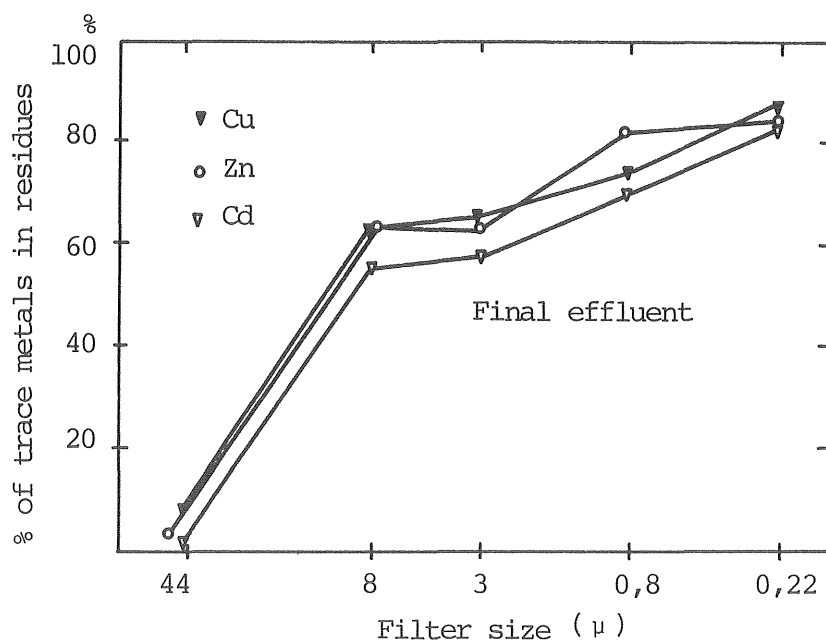
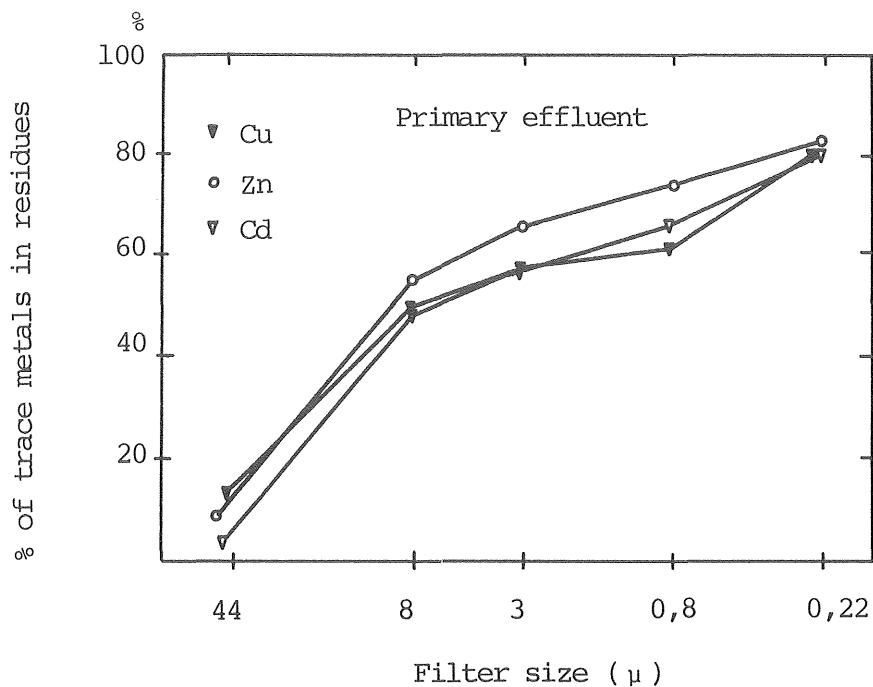
detta försök doserades 90 g $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{m}^3$, i form av tjock suspension (slurry). Fällningens pH-värde varierade därvid mellan pH 8,9 och 9,2. Anmärkningsvärt var, vid detta simultanfällningsförsök, att mängden suspenderade ämnen ökade i det sederade vattnet jämfört med referensanläggningen utan kemikalietillsats. Denna ökning resulterade inte bara i ökad grumlighet i det behandlade vattnet, utan även i reducerad renings-effekt, i synnerhet i nedsatt zinkreduktion. Partiklarna visade nämligen en tendens, till ökad zinkhalt, då separationsgraden höjdes. Även om partikelfördelningsanalyser och zinkanalyser på separata partikelfraktioner inte har kunnat utföras, pekar resultaten på, att zinken koncentreras främst i de småpartiklarna, som är svårsedimenterbara.

Dessa observationer överensstämmer med undersökningar utförda av Chen, Young, Jan och Rohatgi (1974). Tungmetallanalyser på separata partikelfraktioner visade, att zink, koppar och kadmium är koncentrerade i småpartiklar både i obehandlat och biologiskt behandlat avloppsvatten. Fig. 12-3.

På grund av dessa observationer förstärktes separationstekniken genom filtrering, bestående av parallellt kopplade konventionella sand och sand-antracitfilter samt uppströmsfilter med sand.

12.1.5. Försöksresultat vid simultanfällning med kalk.

Vid bedömningen av försöksresultaten kan konstateras, att simultanfällning inte nämnvärt kunde förbättra processens totala renings-effekt beträffande de undersökta parametrarna, såsom halterna suspenderade ämnen, totalfosfor och zink. Halten suspenderade ämnen var t.o.m. genomgående högre vid simultanfällning, än den var i referensanläggningen, där ingen kalkdosering förekom. Fosforreduk-



Figur 12-3. Procentuella andelen tungmetaller vid membranfiltration behandlat i (a) obehandlat avloppsvatten och i (b) biologiskt behandlat avloppsvatten. (Chen, Young, Jan, Rohatgi 1974).

Percentage of trace metals in primary effluent and in final effluent retained by the indicated size of the membrane filter.

var praktiskt taget oförändrad. I motsats till detta förbättrades entydigt reningseffekten med avseende på avloppsvattnets zinkhalt. Förbättringen var tydligt observerbar både koncentrationsmässigt och stabilitetsmässigt.

Vid bedömning av de tabellerade medelvärdena och deras spridning bör hänsyn tagas även till de simulerade chockbelastningar, som utfördes under försöksperioden. För att kunna undersöka processen under extrema förhållanden doserades vid vissa tillfällen zinksalter till avloppsvattnet i koncentrationer på 10 000 µg Zn/l. Dessa höga zinkhalter i det obehandlade avloppsvattnet kunde, med den använda provtagningsanordningen, dock inte medtagas i angivna medelvärden. Med denna bakgrund kan konstateras, att simultanfällning med kalk ger tillfredsställande reningseffekt med avseende på zinkreduktion, även vid extremt hög zinkbelastning.

Det är emellertid svårt att entydigt bedöma simultanfällningens positiva effekter på processens stabilitet med ledning av under försöksperioden erhållna medelvärden och deras spridning. Den något ökade stabiliteten framgår däremot vid jämförelse av mätvärdenas frekvensfördelning vid de studerade processerna. Försöksresultat framställs i Tab. 12-2 och i Fig. 12-4, 12-5 och 12-6.

Sammanfattningsvis kan konstateras, att reningseffekten i den aktuella högbelastade aktivslamprocessen inte kunde förbättras nämnvärt genom simultanfällning med kalk. Processens stabilitet ökade dock klart även vid tillfällena, då avloppsvattnets zinkkoncentration var extremt hög.

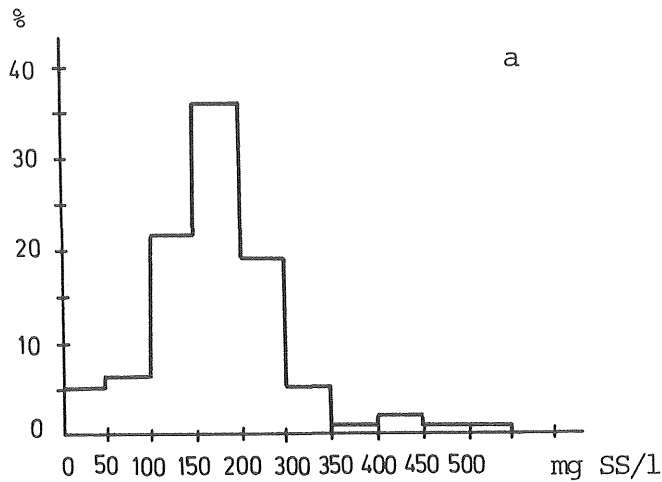
Tabell 12-2. Reningseffekt med avseende på suspenderade ämnen, total fosfor och zink vid försöksanläggningen. Simultanfällning med kalk. 1973-05-21 - 1973-12-14.

The removal efficiency concerning suspended solids, total phosphorus and zinc in the pilot plant. Simultaneous precipitation with lime.

Obehandlat avloppsvatten		Medelvärde	Spridning
Suspenderade ämnen	mg SS/l	184	79
Total fosfor	mg P/l	5,60	1,90
Zink	µg Zn/l	524	321
Simultanfällt avloppsvatten efter sedimentering. (Ref. biologiskt behandlat).			
Suspenderade ämnen	mg SS/l	129	37
		Ref. 102	86
Total fosfor	mg P/l	3,40	1,42
		Ref. 3,72	1,93
Zink	µg Zn/l	367	415
		Ref. 445	561
Simultanfällt avloppsvatten efter filtrering (Ref. biologiskt behandlat)			
Suspenderade ämnen	mg SS/l	25	15
		(Ref.) 17	11
Total fosfor	mg P/l	1,48	0,60
		(Ref.) 1,41	0,82
Zink	µg Zn/l	176	203
		(Ref.) 252	708

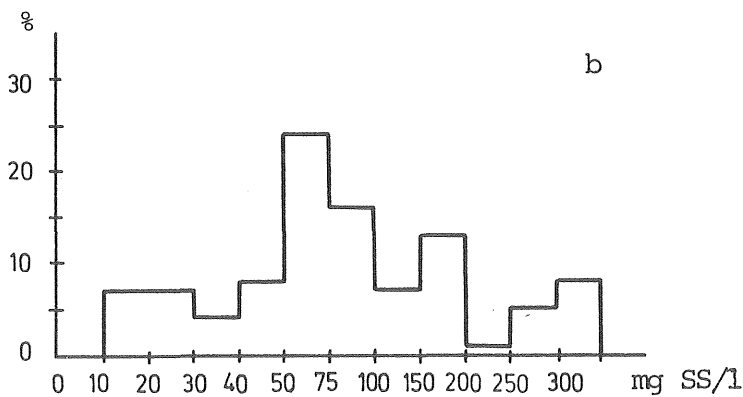
Figur 12.4. Frekvensdiagram (%) för suspenderade ämnen (mg/l) vid försöksanläggningen. Simultanfällning med kalk.

Frequency diagram (%) concerning suspended solids (mg/l) in the pilot plant. Simultaneous precipitation with lime.



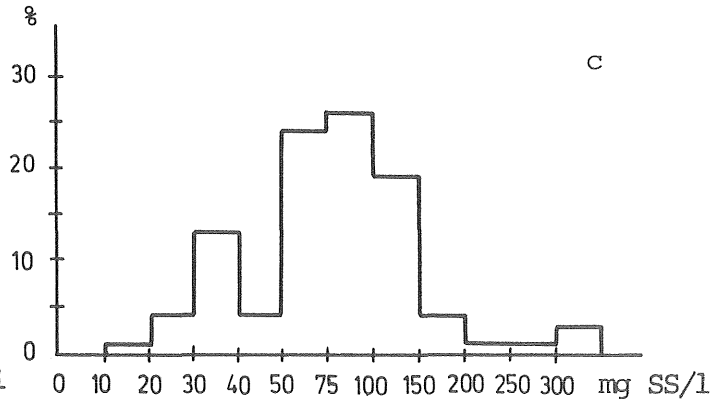
a) Obehandlat avloppsvatten.

a) Raw sewage



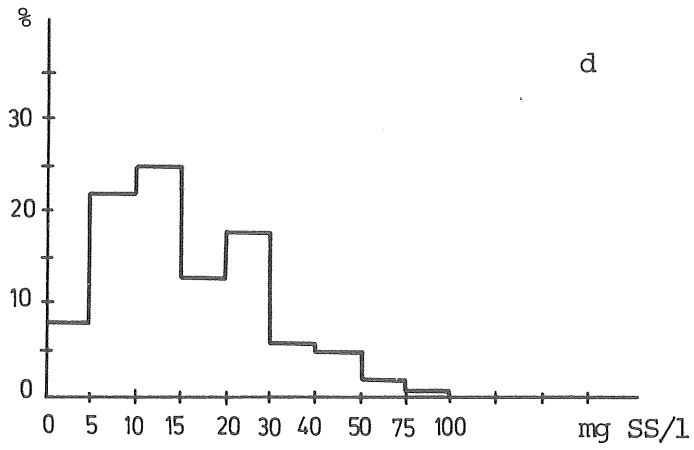
b) Biologiskt behandlat avloppsvatten efter sedimentering (Ref.).

b) Secondary effluent (Ref.).

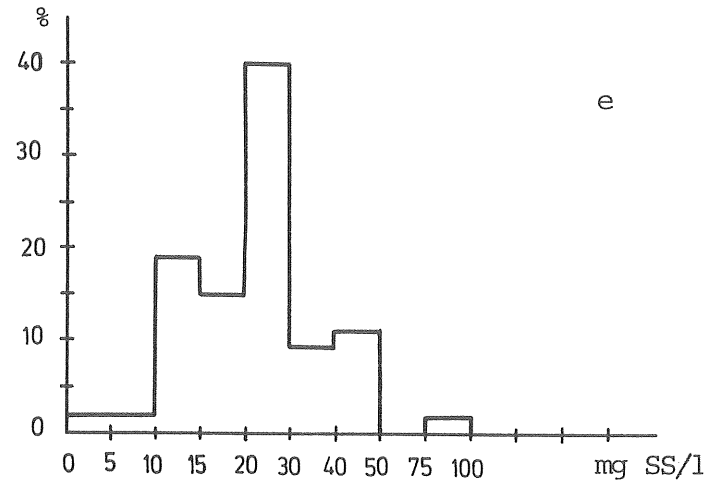


c) Simultanfällt avloppsvatten efter sedimentering.

c) Simultaneously precipitated sewage after sedimentation.



d



e

d) Biologiskt behandlat avloppsvatten efter filtrering (Ref.).

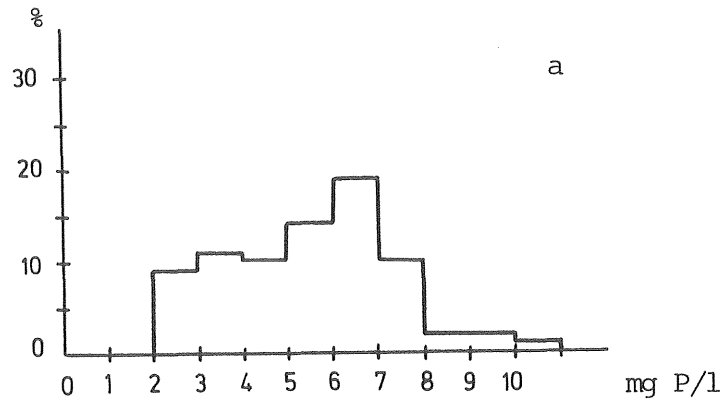
d) Secondary effluent after filtration (Ref.).

e) Simultanfällt avloppsvatten efter filtrering.

e) Simultaneously precipitated sewage after filtration.

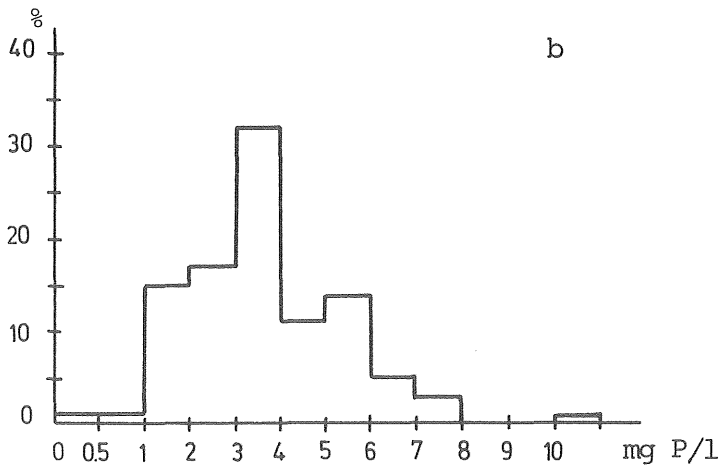
Figur 12.5. Frekvensdiagram (%) för total fosfor (mg/l) vid försöksanläggningen. Simultanfällning med kalk.

Frequency diagram (%) concerning total phosphorus in the pilot plant. Simultaneous precipitation with lime.



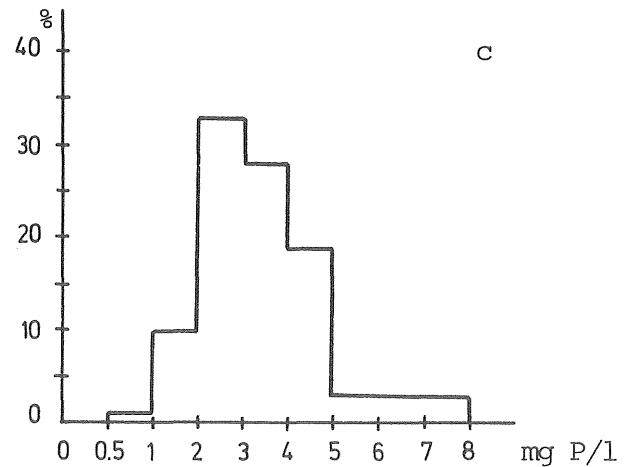
a) Obehandlat avloppsvatten.

a) Raw sewage.



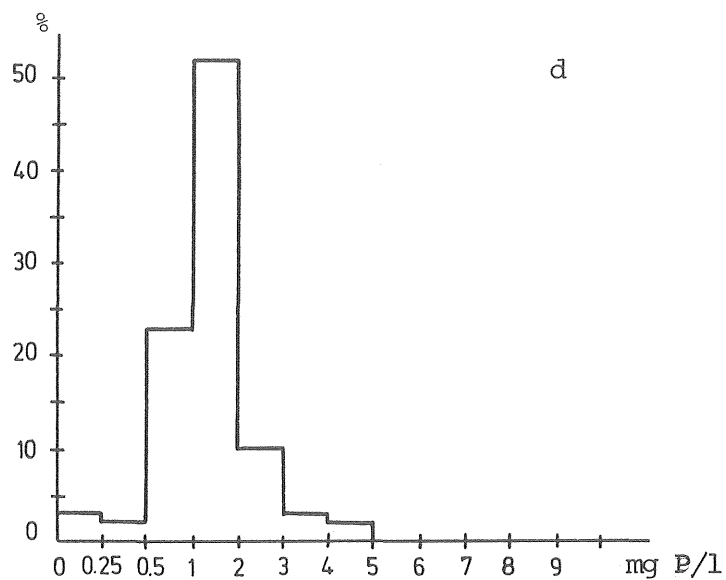
b) Biologiskt behandlat avloppsvatten efter sedimentering (Ref.).

b) Secondary effluent (Ref.).

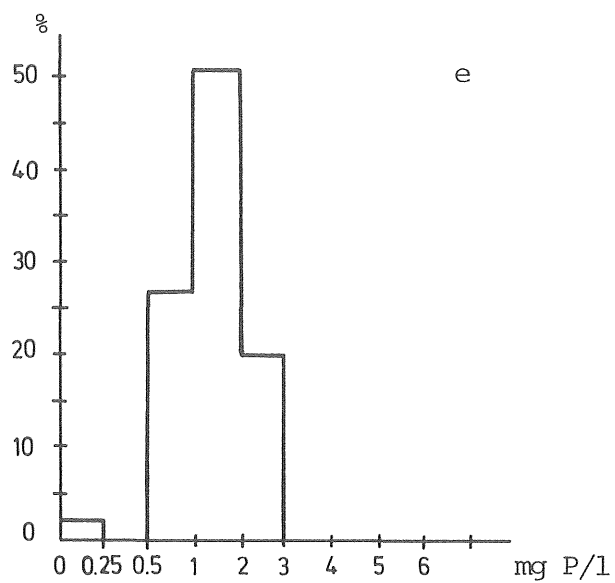


c) Simultanfällt avloppsvatten efter sedimentering.

c) Simultaneously precipitated sewage after sedimentation.



d



e

d) Biologiskt behandlat avloppsvatten efter filtrering (Ref.)

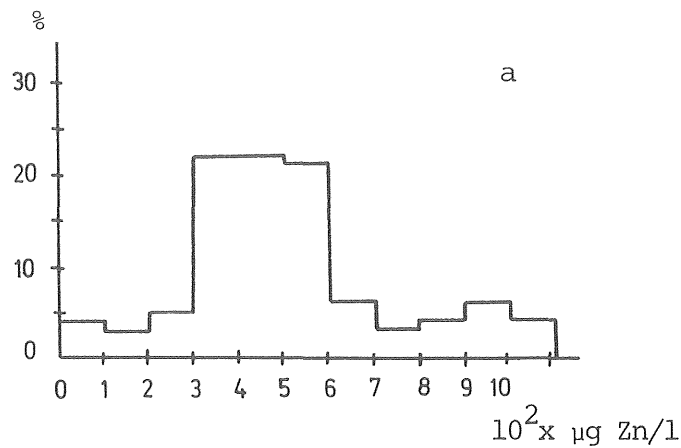
d) Secondary effluent after filtration (Ref.).

e) Simultanfällt avloppsvatten efter filtrering.

e) Simultaneously precipitated sewage after filtration.

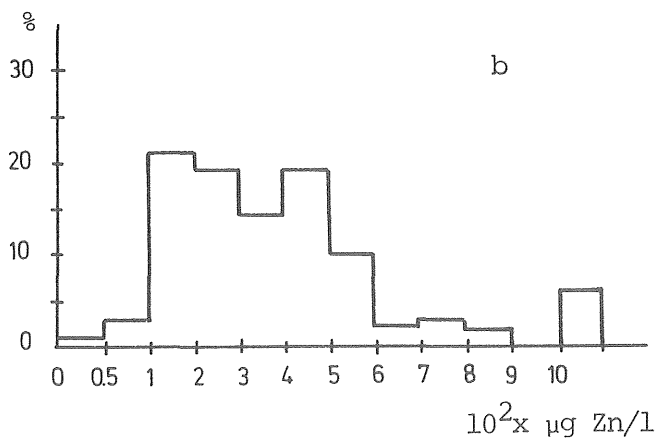
Figur 12-6. Frekvensdiagram (%) för zink (mg/l) vid försöksanläggningen. Simultanfällning med kalk.

Frequency diagram (%) concerning zinc in the pilot plant. Simultaneous precipitation with lime.



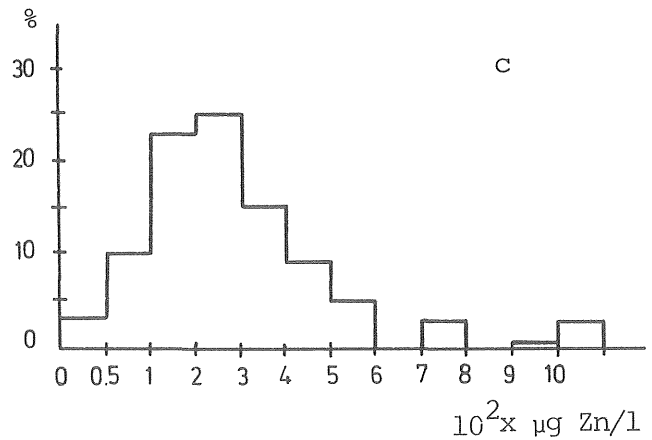
a) Obehandlat avloppsvatten.

a) Raw sewage.



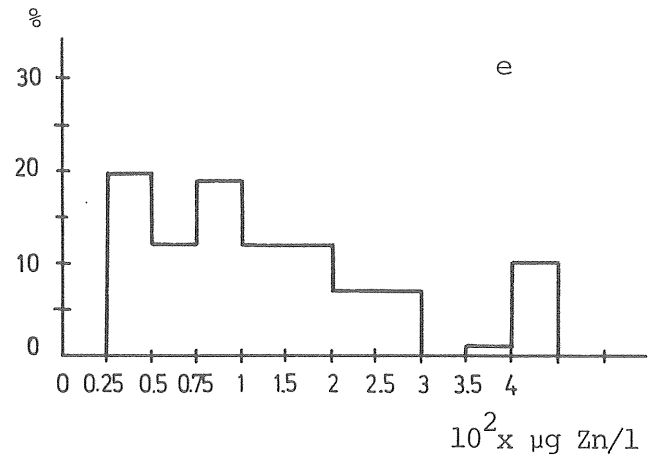
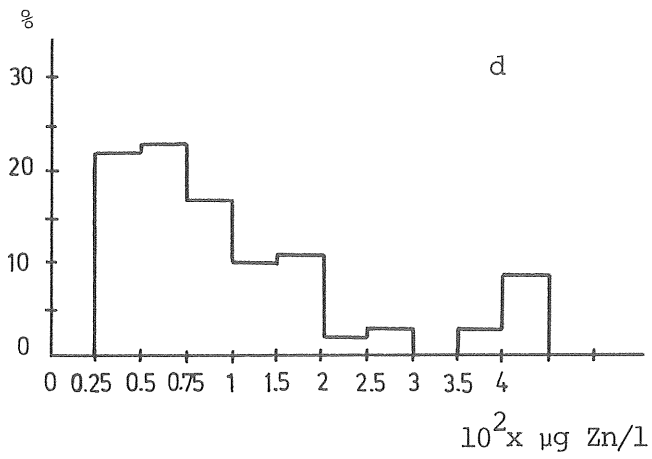
b) Biologiskt behandlat avloppsvatten efter sedimentering (Ref.).

b) Secondary effluent (Ref.).



c) Simultanfällt avloppsvatten efter sedimentering.

c) Simultaneously precipitated sewage after sedimentation.



d) Biologiskt behandlat avloppsvatten efter filtrering (Ref.).

d) Secondary effluent after filtration (Ref.).

e) Simultanfällt avloppsvatten efter filtrering.

e) Simultaneously precipitated sewage after filtration.

12.2. Efterfällning.

Efterfällning med olika fällningskemikalier anses vara en av de vanligaste processerna inom den långtgående biologisk-kemiska avloppsvattenbehandlingen. Processen utvecklades i första hand i avsikt att uppnå en ökad närsaltreduktion. Tillämpningsområdet utvidgades emellertid dels för att öka de biologiska processernas reningseffekt på organiska föroreningar, dels för att bekämpa industriella föroreningar. Processen kan inte anses vara oberoende av den föregående biologiska reningsprocessen, men däremot är den tydligt okänsligare för det behandlade vattnets beskaffenhet och dess variationer.

Efterfällning användes således oftast efter högbelastade biologiska system, då nedbrytningen av avloppsvattnets organiska föroreningar inte är fullkomlig, och koncentrationen av partikulära organiska ämnen i regel är hög. Även bristfällig separation kan korrigeras fördelaktigt genom efterfällning.

Valet av fällningskemikalier är beroende av behandlingens målsättning, avloppsvattnets beskaffenhet och recipientens känslighet. I motsats till simultanfällning, då fällning med aluminium, järn(III)- och järn(II)salter intar en dominerande ställning, är kalken vid efterfällning den mest använda fällningskemikalien. Det är slamrecirkulationen och kalkåteranvändningen genom förbränning som betraktas som avgörande vid processens bedömning. Vid kalkfällning behöver man ej taga hänsyn till aktivslammets biologi, och kalkfällningens optimala pH-värde kan utnyttjas utan kompromisser. Efterfällningen kan utformas som en enhetsoperation i form av ett sista reningsteg kompletterat med en lämplig separation eller som en deloperation inom ett mer eller mindre invecklat fysikaliskt-kemiskt behandlingssystem.

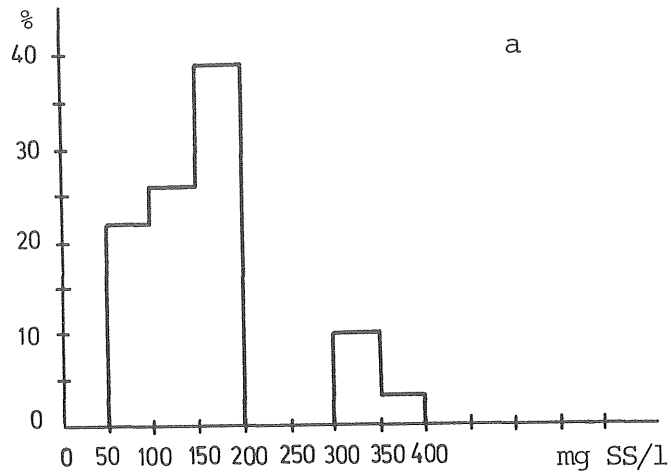
Tab. 12-3 Reningseffekt med avseende på suspenderade ämnen, total fosfor och zink vid försöksanläggningen. Efterfällning med kalk. 1974-01-29 - 1974-03-21.

The removal efficiency concerning suspended solids, total phosphorus and zinc in the pilot plant. Postprecipitation with lime.

Obehandlat avloppsvatten		Medelvärde	Spridning
Suspenderade ämnen	mg SS/l	158	77
Total fosfor	mg P/l	4,30	1,67
Zink	µg Zn/l	443	386
Biologiskt och kemiskt behandlat avloppsvatten efter sedimentering.			
Suspenderade ämnen	mg SS/l	49	22
Total fosfor	mg P/l	1,37	0,62
Zink	µg Zn/l	171	285
Biologiskt och kemiskt behandlat avloppsvatten efter filtrering.			
Suspenderade ämnen	mg SS/l	25	83
Total fosfor	mg P/l	0,56	0,61
Zink	µg Zn/l	92	148

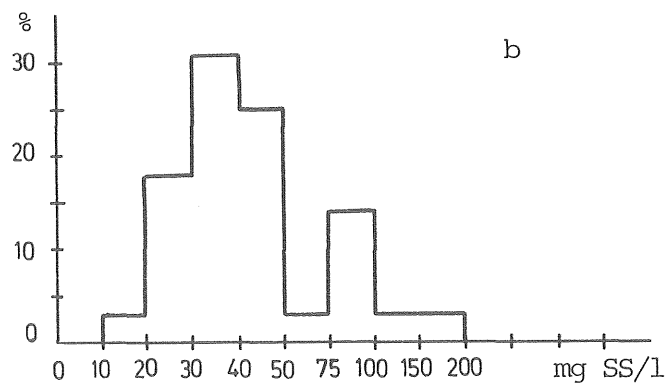
Figur 12-7. Frekvensdiagram (%) för suspenderade ämnen (mg/l) vid försöksanläggningen. Efterfällning med kalk.

Frequency diagram (%) concerning suspended solids in the pilot plant. Postprecipitation with lime.



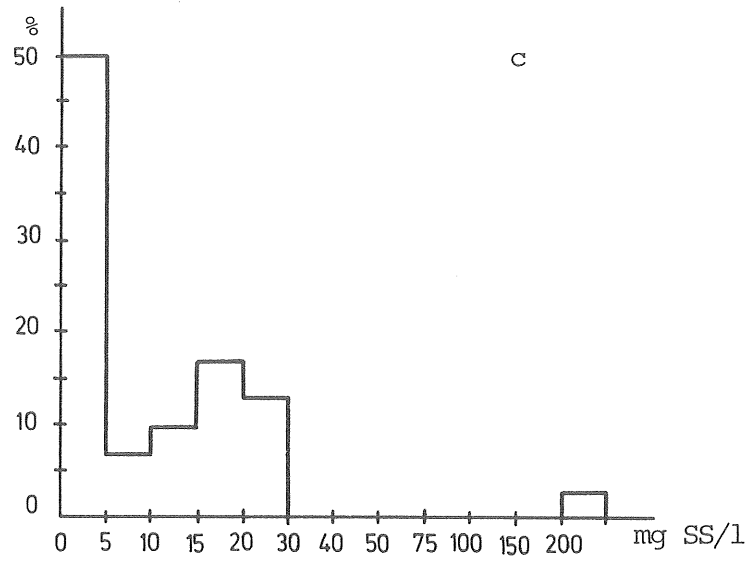
a) Obehandlat avloppsvatten.

a) Raw sewage.



b) Biologiskt och kemiskt behandlat avloppsvatten efter sedimentering.

b) Biologically and chemically treated sewage after sedimentation.

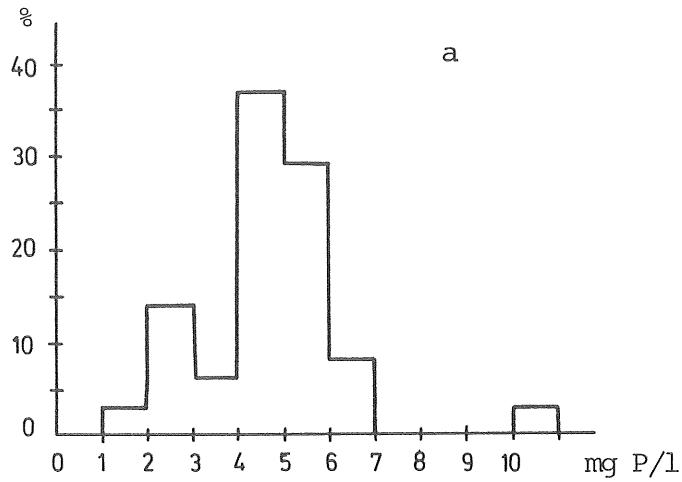


c) Biologiskt och kemiskt behandlat avloppsvatten efter filtrering.

c) Biologically and chemically treated sewage after filtration.

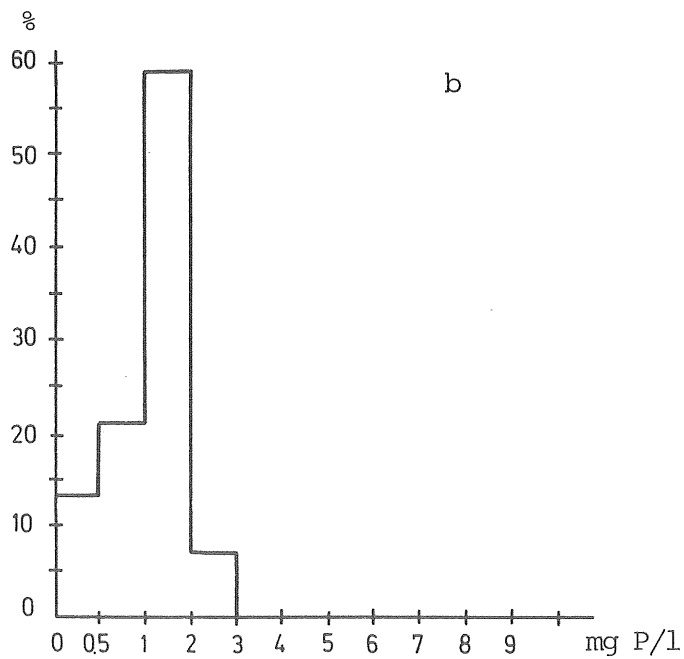
Figur 12-8. Frekvensdiagram (%) för total fosfor (mg/l)
vid försöksanläggningen. Efterfällning med kalk.

Frequency diagram (%) concerning total phosphorus
in the pilot plant. Postprecipitation with lime.



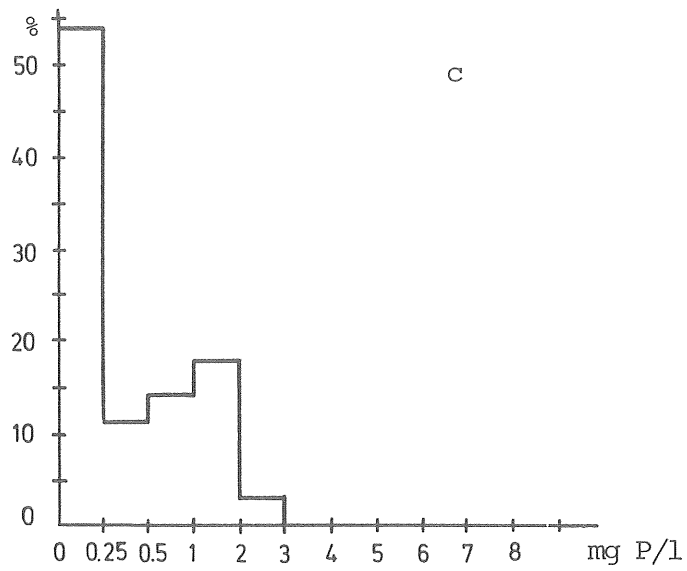
a) Obehandlat avloppsvatten.

a) Raw sewage.



b) Biologiskt och kemiskt behandlat avloppsvatten efter sedimentering.

b) Biologically and chemically treated sewage after sedimentation.

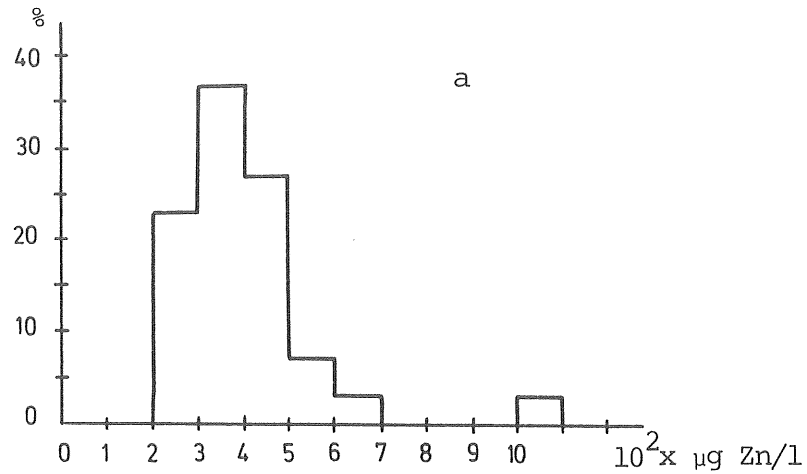


c) Biologiskt och kemiskt behandlat avloppsvatten efter filtrering.

c) Biologically and chemically treated sewage after filtration.

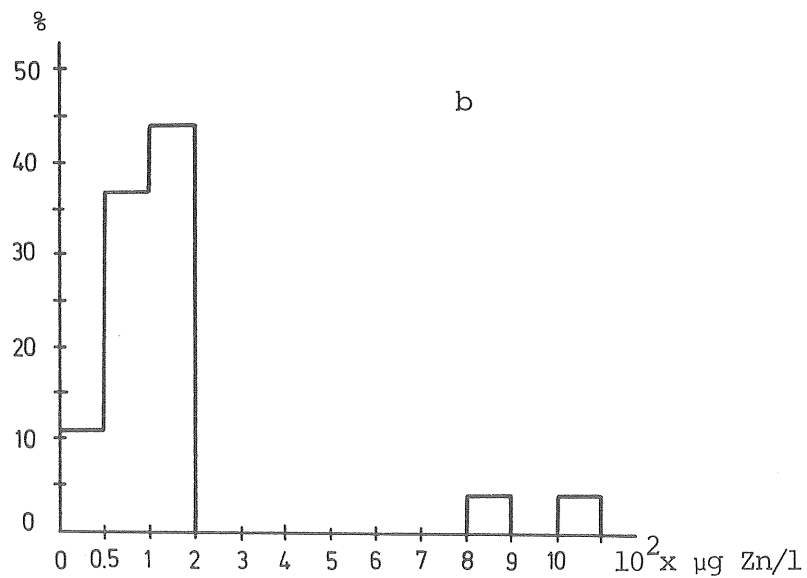
Figur 12-9. Frekvensdiagram (%) för zink (mg/l) vid försöksanläggningen. Efterfällning med kalk.

Frequency diagram (%) concerning zinc in the pilot plant.



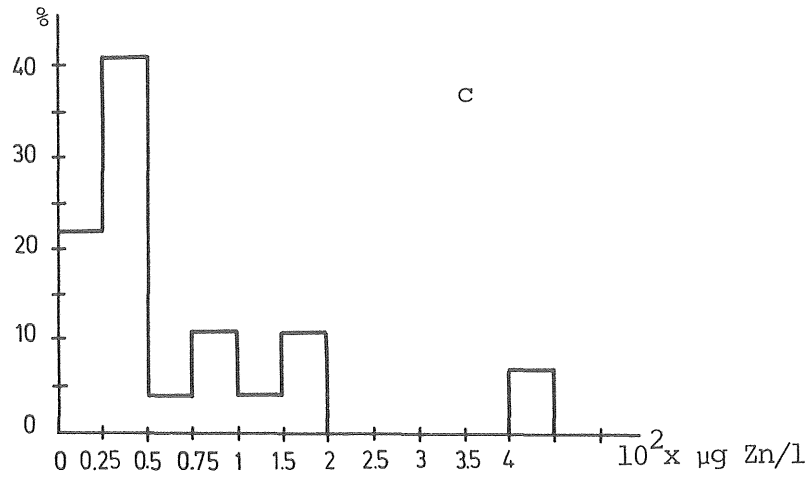
a) Obehandlat avloppsvatten.

a) Raw sewage.



b) Biologiskt och kemiskt behandlat avloppsvatten efter sedimentering.

b) Biologically and chemically treated sewage efter sedimentation.



c) Biologiskt och kemiskt behandlat avloppsvatten efter filtrering.

c) Biologically and chemically treated sewage after filtration.

I bägge fall kompletteras efterfällningsenheten med pH-justering, d.v.s. karbonatisering.

12.2.1. Efterfällning vid Rya-försöksanläggningen.

I vid Rya-försöksanläggningen utförda studierna undersöktes i första hand kalk som fällningskemikalie. Vid kalkdosering - $250 \text{ g Ca(OH)}_2/\text{m}^3$ - blev fällningens pH-värde pH 11,3 - 11,5, vilket gjorde det möjligt, att reducera både fosfor och zinkhalterna även vid tillfällena, när den biologiska processen var mer eller mindre ur funktion.

Kemikaliedoseringens optimering, slamrecirkulation och återvinning studerades dock inte vid dessa försök. Målsättningen begränsades enbart till observationer av processens renings-effekt.

Försöksresultat i Tab. 12-3 och i Fig. 12-7, 12-8 och 12-9.

Frekvensfördelningen av halten suspenderade ämnen efter sedimentering visade i stort samma karaktär som efter biologisk rening, dock med en viss förskjutning mot en större processstabilitet. 74% av proverna ligger inom koncentrationsområdet 20 - 50 mg SS/l, med en topp (18 %) för koncentrationer mellan 75 och 100 mg SS/l. Detta resulterar i ett medelvärde på 49 mg SS/l, jämfört med 57 mg SS/l efter biologisk behandling. Situationen förändrades markant efter filtrering, då frekvensfördelningen pekade på en mycket stabil drift med stabil renings-effekt. 57 % av proverna gav koncentrationer av suspenderade ämnen på 0 - 10 mg SS/l och 97 % av värden under 30 mg SS/l. Medelvärdet ökade från 19 mg SS/l efter biologisk rening och filtrering till 25 mg SS/l efter efterfällning med filtrering. Denna ökning bör dock helt och hållet hänföras till enstaka

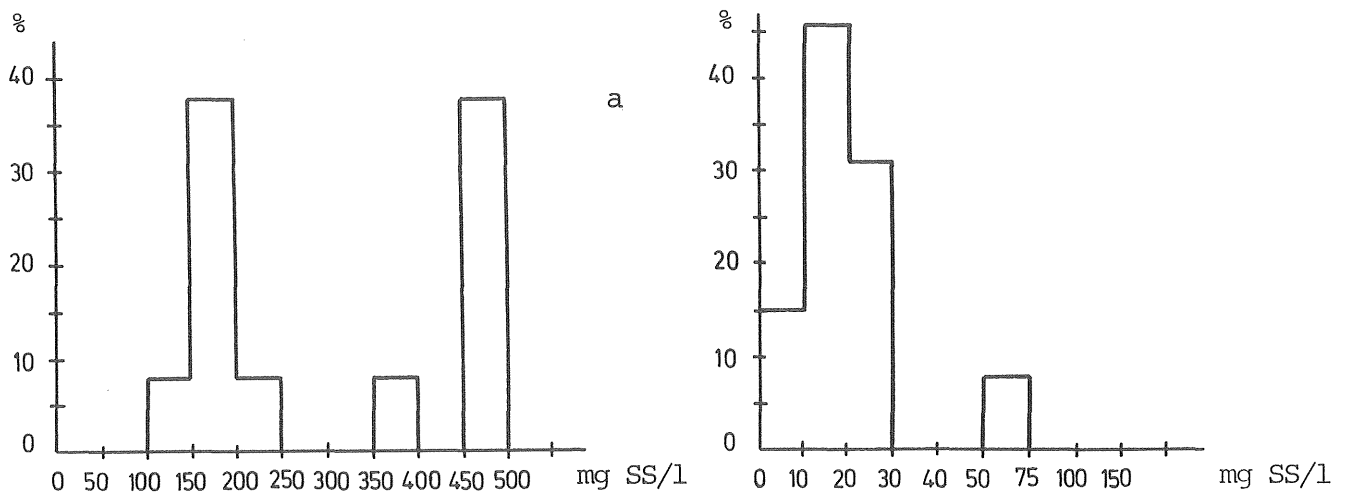
Tab. 12-4. Reningseffekt med avseende på suspenderade ämnen, total fosfor och zink vid försöksanläggningen. Efterfällning med Gullflock. 1974-07-02 - 1974-07-19.

The removal efficiency concerning suspended solids, total phosphorus and zinc in the pilot plant. Post-precipitation with Gullflock.

Obehandlat avlopps- vatten		Medelvärde	Spridning
Suspenderade ämnen	mg SS/l	373	307
Total fosfor	mg P/l	9,69	9,66
Zink	µg Zn/l	706	747
Biologiskt och kemiskt behandlat avloppsvatten efter sedimentering.			
Suspenderade ämnen	mg SS/l	21	12
Total fosfor	mg P/l	0,58	0,40
Zink	µg Zn/l	38	23
Biologiskt och kemiskt behandlat avloppsvatten efter filtrering.			
Suspenderade ämnen	mg SS/l	5	6
Total fosfor	mg P/l	0,14	0,07
Zink	µg Zn/l	29	19

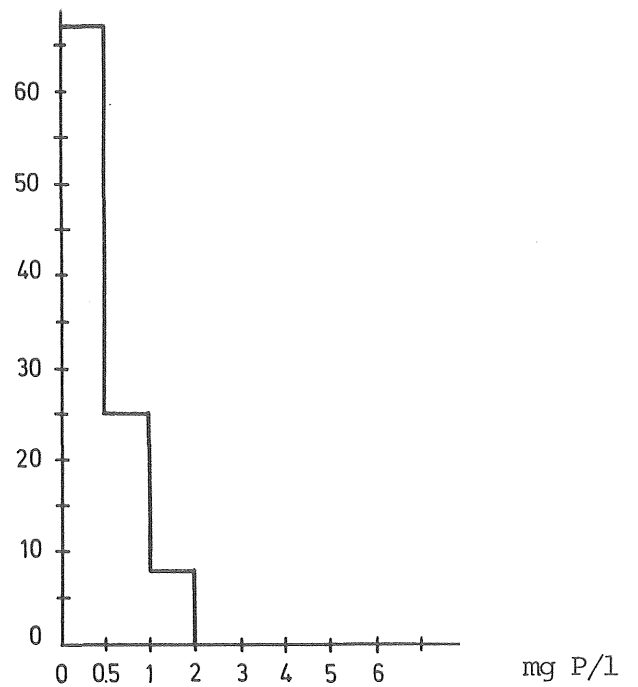
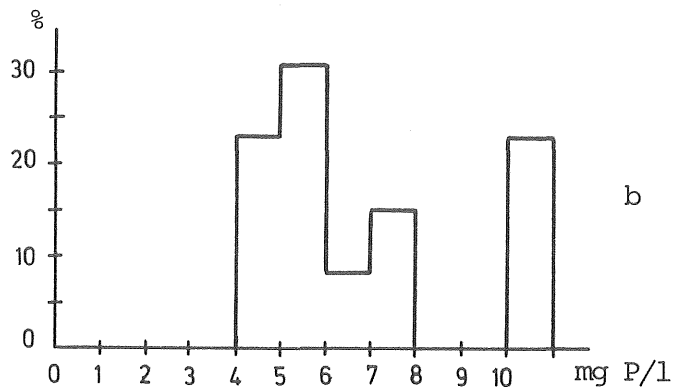
Figur 12-10. Frekvensdiagram (%) för suspenderade ämnen (mg/l), total fosfor (mg/l) och zink ($\mu\text{g/l}$) vid försöksanläggningen. Efterfällning med Gullflock.

Frequency diagram (%) concerning suspended solids (mg/l), total phosphorus (mg/l) and zinc ($\mu\text{g/l}$) in the pilot plant. Postprecipitation with Gullflock.



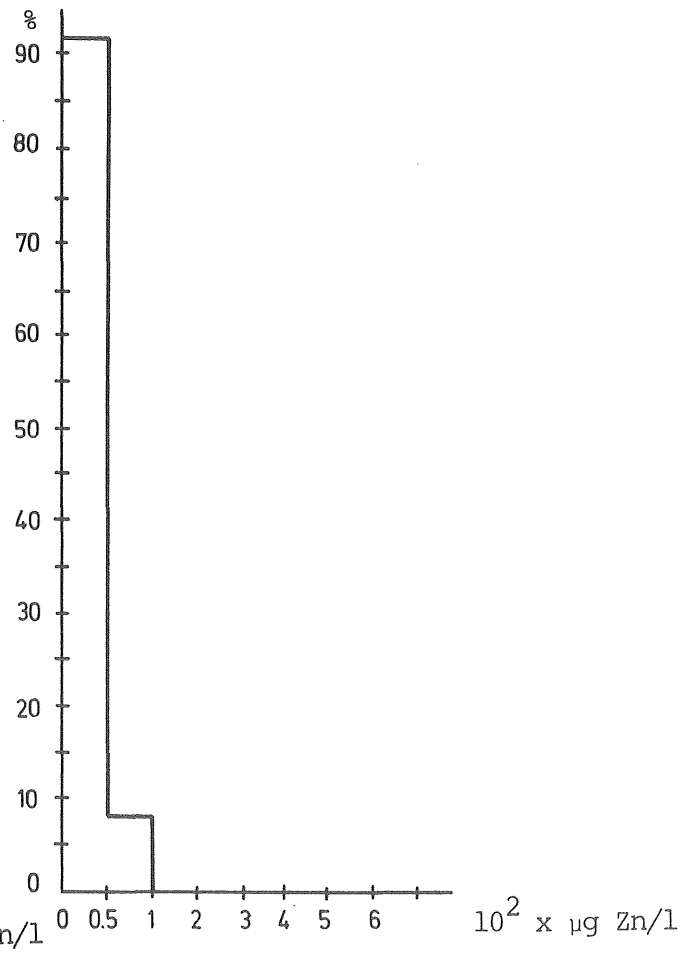
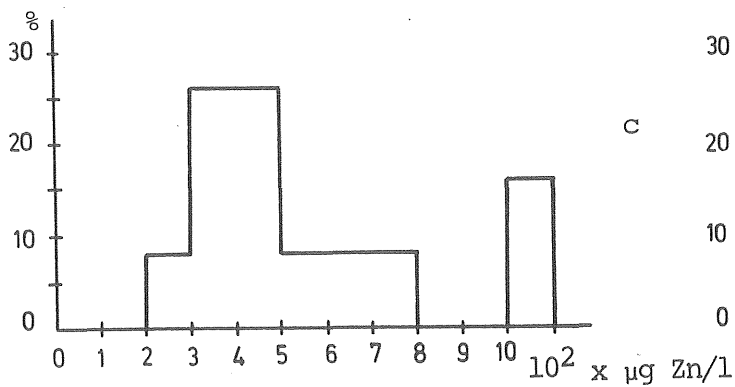
a) Suspenderade ämnen i obehandlat resp. biologiskt-kemiskt behandlat avloppsvatten efter sedimentering.

a) Suspended solids in the raw resp. biologically and chemically treated sewage after sedimentation.



b) Total fosfor i obehandlat resp. biologiskt-kemiskt behandlat avloppsvatten efter sedimentering.

b) Total phosphorus in the raw resp. biologically and chemically treated sewage after sedimentation.



c) Zink i obehandlat resp. biologiskt-kemiskt behandlat avloppsvatten efter sedimentering.

c) Zinc in the raw resp. biologically and chemically treated sewage after sedimentation.

störningar i filteranläggningarna, vilket delvis framgår av den större spridningen i resultat.

Fosforreduktionen visar däremot en klar förbättring vid efterfällning, både i sedimenterade och i filtrerade avloppsvatten. Medelvärdena är således 2,74 mg P/l och 1,37 mg P/l utan resp. med efterfällning efter sedimentering, och 1,69 mg P/l och 0,56 mg P/l utan resp. med efterfällning efter filtrering. Frekvensfördelningen både i sedimenterat och i filtrerat avloppsvatten visar processens höga stabilitet.

Mer utpräglad är förbättringen genom efterfällning med kalk vad beträffar vattnets zinkkoncentration. Medelvärdena efter enbart biologisk rening är 392 µg Zn/l i sedimenterat och 336 µg Zn/l i filtrerat avloppsvatten. Motsvarande värden var efter efterfällning 171 µg Zn/l resp. 92 µg Zn/l.

Frekvensfördelningen visar processens ökade stabilitet.

Vissa frekvenstoppar inom högre koncentrationsområden bör tillskrivas utförda chockdoseringar av zink (10 000 µg Zn/l) Dessa värden inkluderas nämligen i de jämförda medelvärdena. Under en kortare försöksperiod kompletterades efterfällningsstudierna med efterfällning med Gullflock.

Gullflock, som är en kalkprodukt med lägre kalciumhalt, var under försöksperioden ännu ej marknadsförd och dess sammansättning ej publicerad.

Försöksresultaten redovisas i Tab. 12-4 och i Fig. 12-10.

Av resultaten framgår, att genom dosering av Gullflock kunde processens effektivitet förbättras.

Gullflockens höga effektivitet kan delvis förklaras genom den högre magnesiumhalten i kemikalien. Magnesiumhaltens positiva

effekter har undersökts av Berg och Williams (1968), Culp R.C. och Culp G.L. (1971).

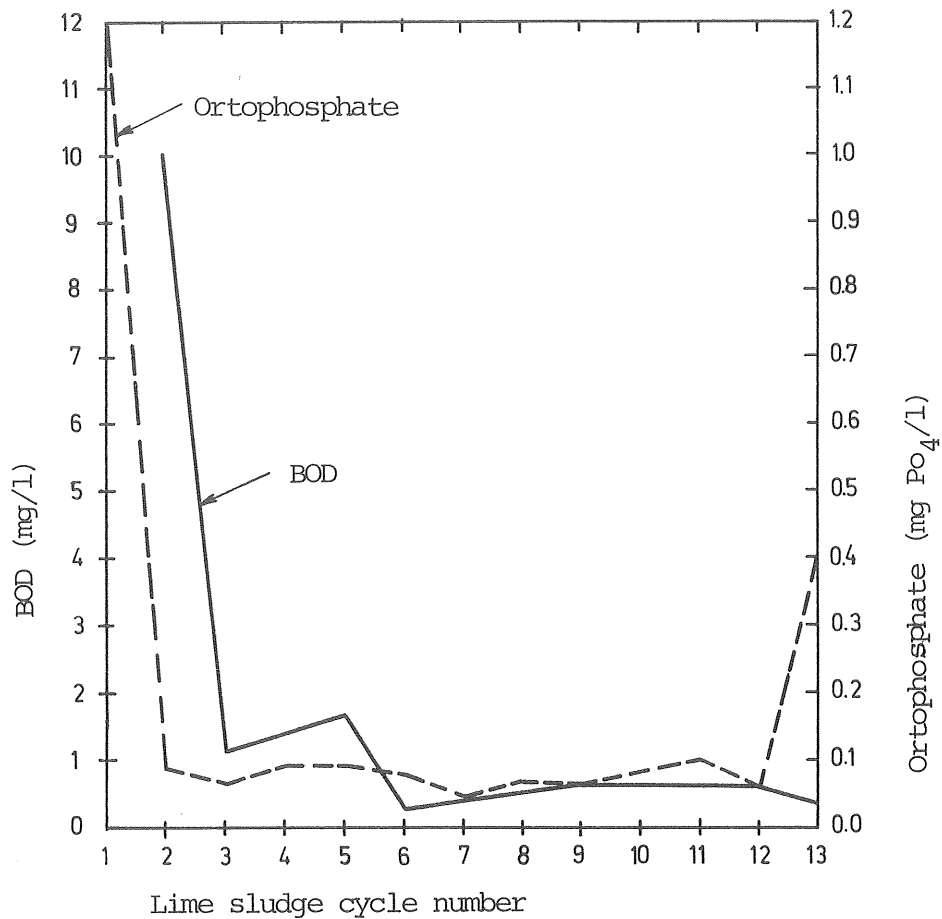
Även andra oorganiska komponenter, som förekommer i dolomitkalk och andra kalksorter med låg kalciumhalt, kan bidra till fällningens förbättrade effektivitet.

Vid återanvändning av kalkslam, utan eller med föregående rekalcinerings förbättrades slammets sedimenteringsegenskaper.

Mulbarger och medarbetare (1969), Stukenberg (1971) har utfört fällningsförsök med kalk efter högbelastad aktivslamprocess. Kalkslammet återanvändes efter rekalcinerings 13 cykler. Renings-effekten förbättrades med avseende på fosfor- och BS-reduktion i de första cyklarna och förblev konstant till slammets tolfte recirkulation. Fig. 12-11.

Samtidigt utförda filtreringsförsök visade, att filtreringsegenskaperna förbättrades med slammets ökande glödningsresthalt. Användandet av kalk med lägre kalciumhalt och högre halt organiska ämnen kan således resultera i förstärkt reningseffekt. Sammanfattningsvis kan det konstateras, att genom efterfällning med kalk kan hög och stabil reningseffekt uppnås, även om störningar uppkommer i den biologiska processen. Utförda undersökningar visar, att både de konventionella föroreningsparametrarna och avloppsvattnets tungmetallhalt, då i första hand zinkhalt, kan hållas på tillfredsställande nivå genom redovisad biologisk-kemisk behandling.

Processen bör emellertid bedömas mot bakgrund av ställda reningskrav och recipientens beskaffenhet. Ekonomiska aspekter såsom kemikalie- och transportkostnader samt investerings- och driftskostnader bör vägas mot de reningseffekter, som kan uppnås.



Figur 12-11. Karaktäristik av biologiskt behandlat avloppsvatten (HRAS) med efterfällning med kalk som funktion av antal återanvändningar. Slammet rekalcineras efter varje återanvändning.

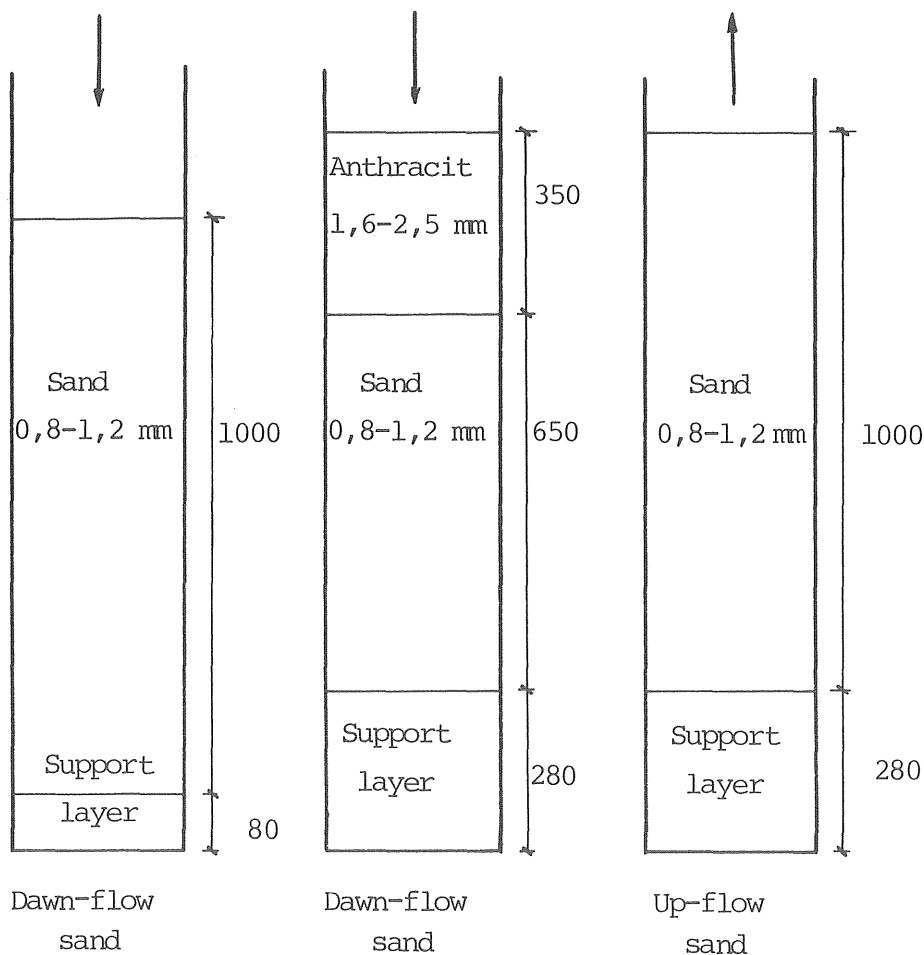
Characteristics of highrate activated sludge effluent after coagulation with recalcined lime sludge.

(Stukenberg 1971.)

12.3. Filtrering.

Som framgår i föregående kapitel var förstärkningen av separationstekniken genom filtrering nödvändig vid både den biologiska, den biologiskt-kemiska och den kemiska behandlingsprocessen. Filtreringen i och för sig har bidragit till att stabilisera och förbättra reningseffekterna.

Vid försöken användes tre typer av filter - sandfilter, sand-antracitfilter och uppströmsfilter med sand - under varierande driftsförhållanden. Vid efterfiltrering har enbart konventionella sandfilter studerats.



Figur 12-12. Filtertyper.

Types of filter.

Eftersom halten suspenderat material, framförallt efter enbart biologisk behandling, varierade avsevärt, beroende på att flockarnas sammansättning och sedimenteringsegenskaper varierade, vilket i sin tur påverkade sedimenteringsresultaten, erhöles resultat som visade avskiljningseffekten under dessa omständigheter.

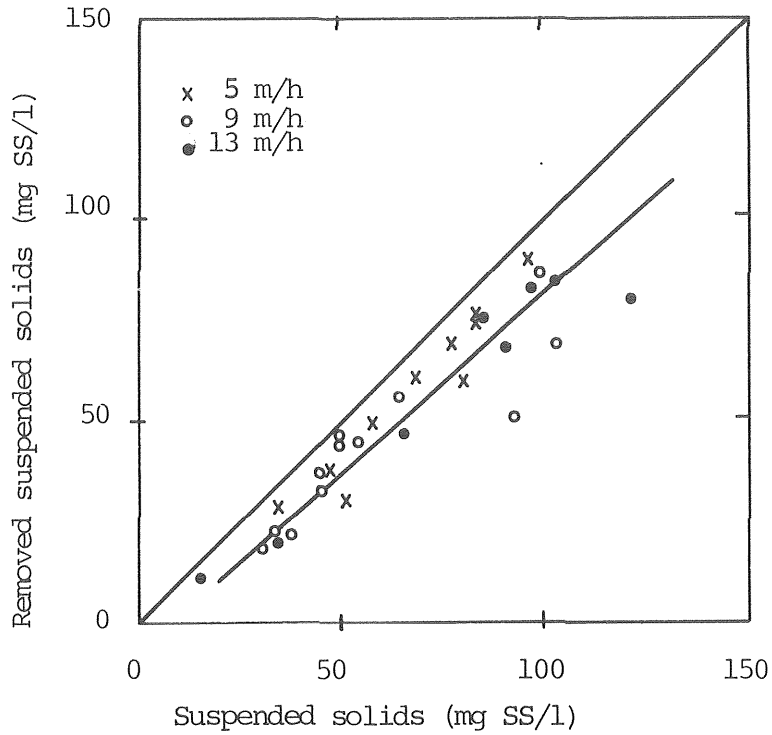
En sammanställning av resultat från försök med sand- och sand-antracitfilter visas i Fig. 12-13, 12-14, 12-15 och 12-16.

På grund av spoltekniska problem vid uppströmsfiltrering har endast ett färre antal försök utförts enligt denna filtreringsprincip, varför dessa försök ej kan redovisas.

Erhållna resultat visar, att reningseffekten ökar då halten suspenderade ämnen ökar i till filtret inkommande vatten, vilket får till följd, att den utgående halten är i stort sett konstant inom begränsade intervall. Detta gäller under förutsättning, att det suspenderade materialets egenskaper, d.v.s. partiklarnas struktur, ej avsevärt förändrats, t.ex. genom zinkutsläpp.

Ur försök framgår vidare, att reningseffekten är i stort lika för de två filtertyperna - sand resp. sand-antracitfilter - och att effekten också är oberoende av filterhastigheten. (5-13 m/h). Vid efterfällning användes som nämnts enbart sandfilter. Erhållna resultat redovisas i Fig. 12-17.

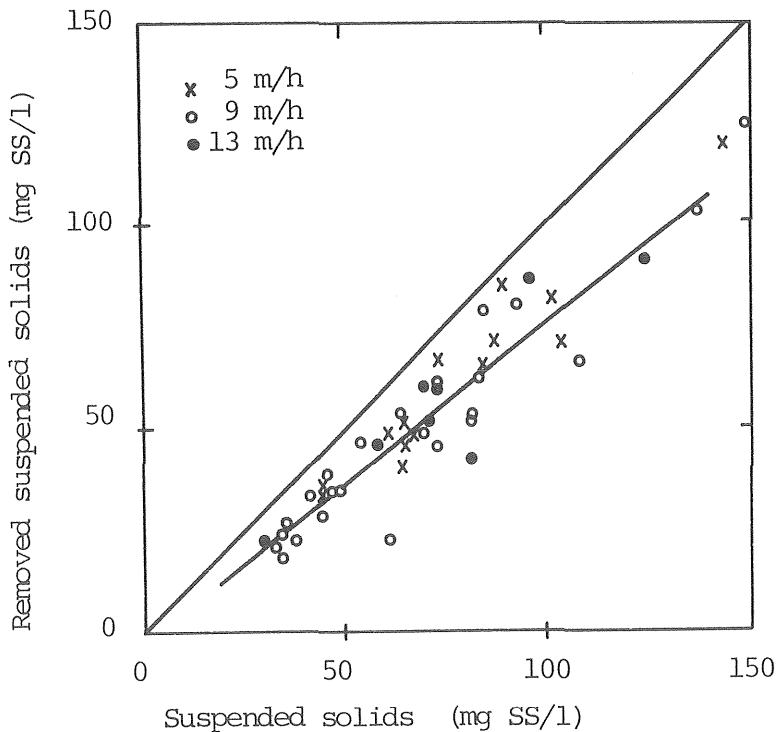
Liknande resultat har erhållits av Young, Baumann och Wall (1975) vid försök då tvåmediafilter användes efter biologisk rening och PBR-filter- (packed-bed reactor filter) system.



Figur 12-13.

Avlägsnad mängd suspenderade ämnen som funktion av till filtret inkommande halt suspenderade ämnen. Biologisk behandling. Sandfilter.

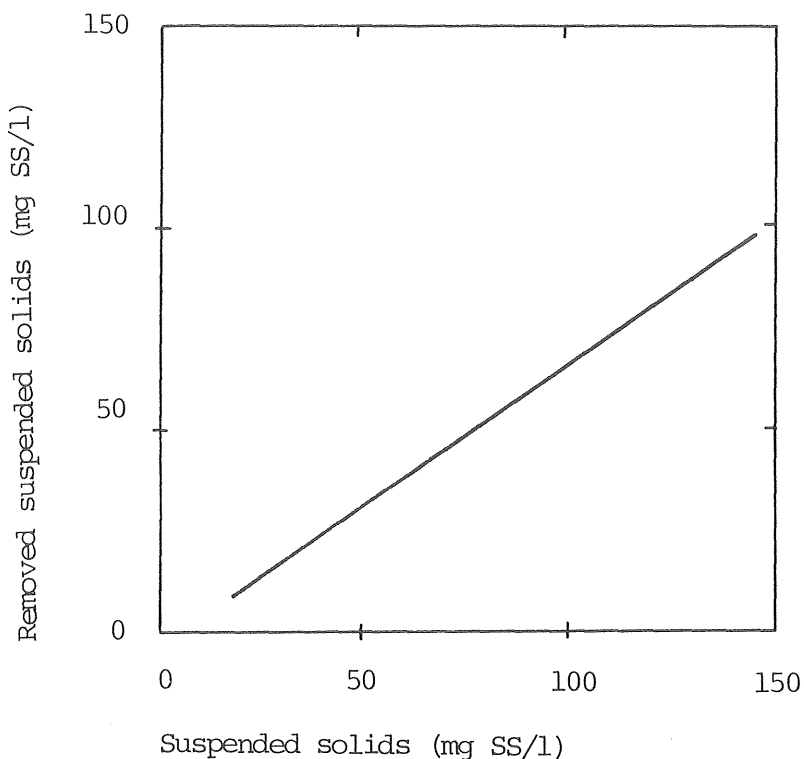
The removed amount of suspended solids as a function of the influent concentration. Secondary treatment. Sand filter.



Figur 12-14.

Avlägsnad mängd suspenderade ämnen som funktion av till filtret inkommande halt suspenderade ämnen. Biologisk behandling. Sandantracitfilter.

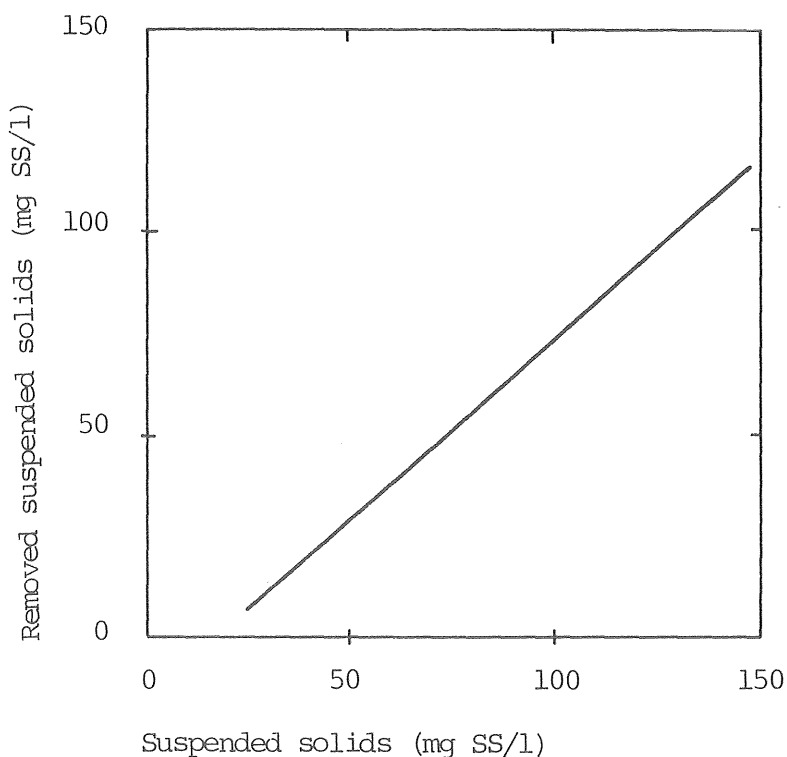
The removed amount of suspended solids as a function of the influent concentration. Secondary treatment. Sand-anthracite filter.



Figur 12-15.

Avlägsnad mängd suspenderade ämnen som funktion av till filtret inkommande halt suspenderade ämnen. Simultanfällning med kalk. Sandfilter.

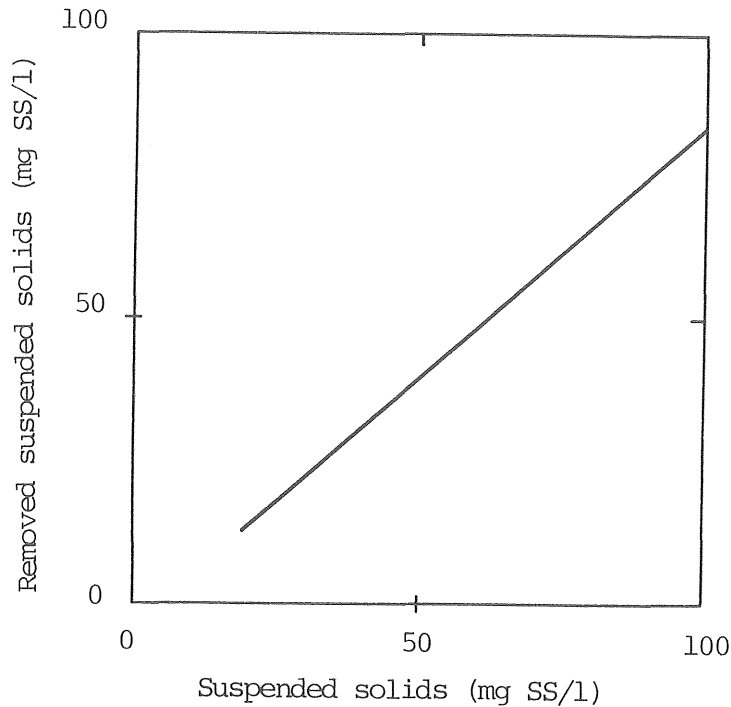
The removed amount of suspended solids as a function of the influent concentration. Simultaneous precipitation with lime. Sand filter.



Figur 12-16.

Avlägsnad mängd suspenderade ämnen som funktion till filtret inkommande halt suspenderade ämnen. Simultanfällning med kalk. Sandantracitfilter.

The removed amount of suspended solids as a function of the influent concentration. Simultaneous precipitation with lime. Sand-anthracite filter.



Figur 12-17. Avlägsnad mängd suspenderade ämnen som funktion av till filtret inkommande halt suspenderade ämnen. Efterfällning med kalk. Sandfilter.

The removed amount of suspended solids as a function of the influent concentration. Postprecipitation with lime. Sand filter.

12.3.1. Filtergångtid.

Filtergångtiden för ett visst filter avgöres i regel av att tryckförlusten genom filtret nått ett visst värde, anpassat till det suspenderade materialets hållfasthet. Tekniska och ekonomiska förhållanden är också avgörande.

För de filtertyper, som har studerats, har tryckförluster på över 2 mvp kunnat tillåtas med hänsyn till det suspenderade materialets egenskaper. Ur teknisk synpunkt har för uppströmsfilter en tryckförlust av endast 1,2 - 1,3 mvp kunnat tillåtas. I regel innebär en ökad halt suspenderat

material i vatten, som skall filtreras, att filtergångtiden blir kortare, men om koncentrationsökningen beror på ändrade egenskaper hos materialet, som t.ex. vid kemisk fällning, kan det även hända att filtergångtiden blir oförändrad eller t.o.m. längre.

Stora variationer i filtergångtid blir resultatet, då filterprocessen föregås av en instabil process. Vid filtrering efter biologisk rening med en filterhastighet av 9 m/h varierade filtergångtiden mellan 6 och 35 timmar, då halten suspenderade ämnen i dekantat från sedimenteringen var 34-45 mg SS/l.

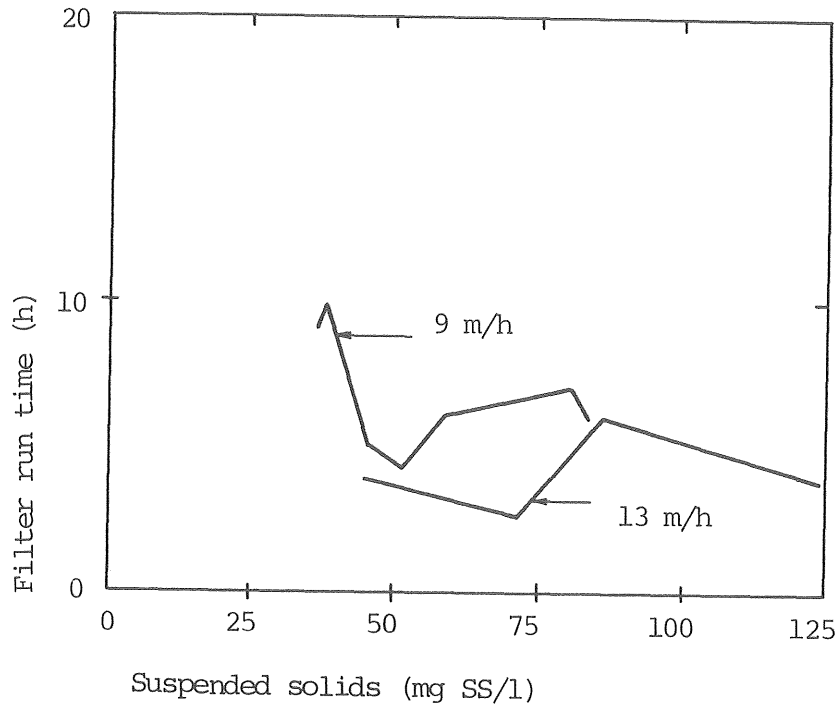
Vid simultanfällning var variationerna inte lika stora. En spridning i filtergångtid på 11 timmar kunde uppmätas, då halten suspenderade ämnen i dekantat var 60-65 mg SS/l.

Filtrering av efterfällt vatten var mer stabil. I detta fall kan emellertid konstateras, att betydligt kortare filtergångtider erhöles jämfört med filtrering av biologiskt behandlat vatten.

Filtergångtiden påverkas även av filterkonstruktionen, så att längre tider erhålles i ett filter med hög volymverkan. Vid filtrering genom sand-antracit-filter var filtergångtiden signifikant längre än vid filtrering genom sandfilter.

Resultat från filterförsök är sammanställt i Fig. 12-18 och i Fig. 12-19.

Vid filterförsök efter enbart biologisk behandling, kunde ett samband mellan filtergångtid och mängd suspenderade ämnen i till filtret inkommande vatten ej fastställas. Vid efterfällningen utfördes bara ett begränsat antal filterförsök och bedömningen av filtergångtidfunktionen kunde ej genomföras.

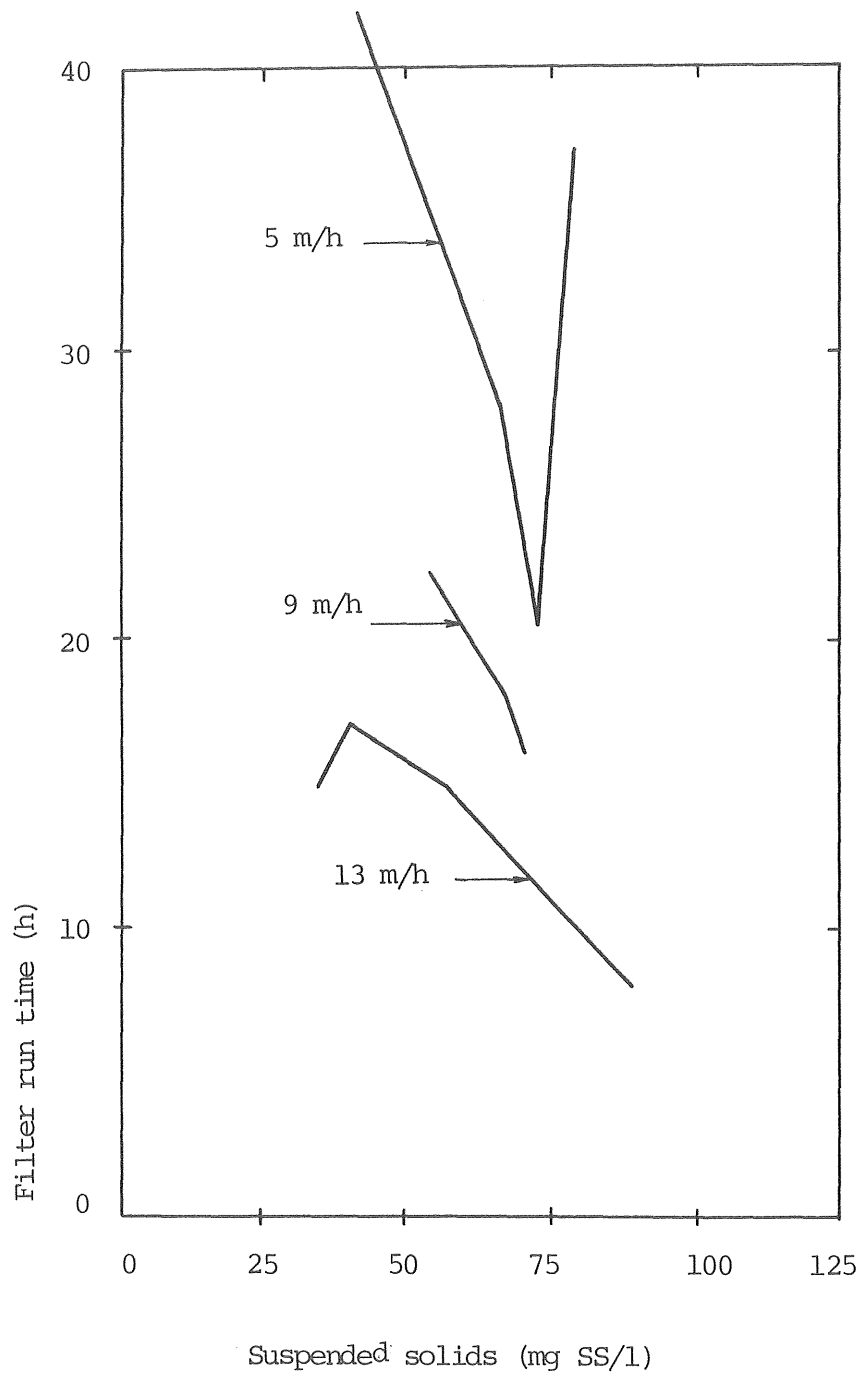


Figur 12-18. Filtergångtid som funktion av mängd suspenderade ämnen i till filtret inkommande vatten. Simultanfällning med kalk. Sandfilter.

The filter runtime as a function of the influent concentration. Simultaneous precipitation with lime. Sand filter.

Det finns vid filtrering av biologiskt behandlat vatten en tendens till ökning av filtergångtiden vid ökad halt suspenderade ämnen i dekantat. Eftersom försöken utfördes under konstanta hydrauliska betingelser, torde detta paradoxala faktum ha sin förklaring i den förändrade struktur bioflocken får vid störningar av olika slag och vilken resulterar i att flocken filtreras ifrån djupare i filtermaterial, varför mer material på så vis kan avskiljas.

Vid biologisk-kemisk behandling synes gångtiden minska med ökad materialbelastning, vilket är det naturliga för en stabil process med en stabil flockstruktur.



Figur 12-19. Filtergångtid som funktion av mängd suspenderade ämnen i till filtret inkommande vatten. Simultanfällning med kalk. Sandantracitfilter.

The filter runtime as a function of the influent concentration. Simultaneous precipitation with lime. Sand-anthracit filter.

12.3.2. Belastningsbarhet.

För att få ett mått på de olika filtertypernas kapacitet har begreppet belastningsbarhet konstruerats. Belastningsbarheten är ett mått på hur stor mängd suspenderat material ett filter kan avskilja per ytenhet och den har dimensionen kg SS/m^2 filteryta.

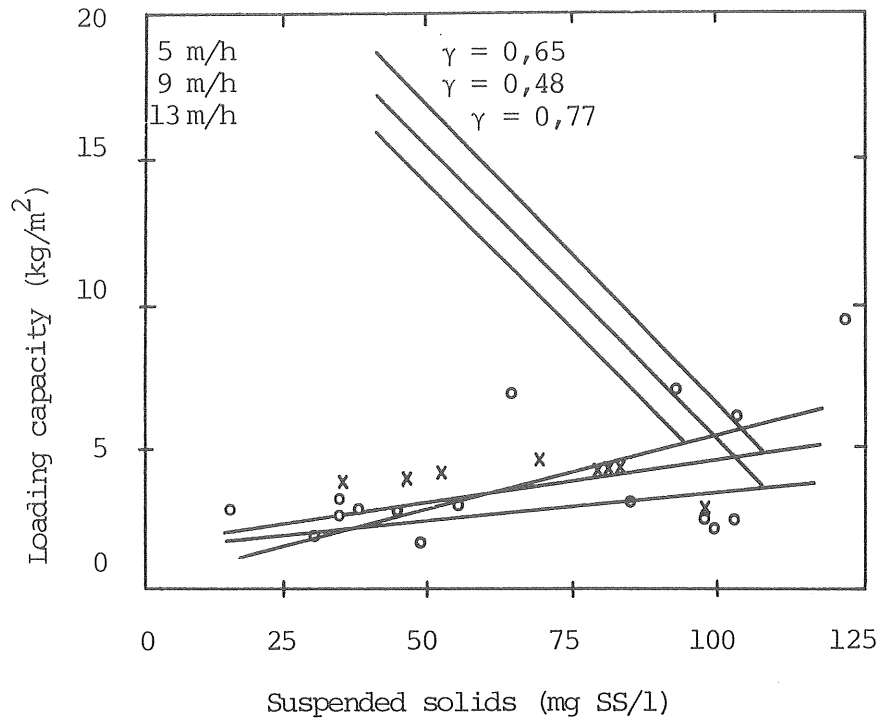
Belastningsbarheten har visat sig vara beroende av halten suspenderade ämnen i dekantat från sedimenteringen. Speciellt tydligt är detta vid biologisk rening och simultanfällning. Tendensen är tydlig, även vid efterfällning, fastän skillnaderna i belastningsbarhet inte är så stora vid dessa relativt stabila processer som vid de instabila biologiska processerna. De uppnådda resultaten är sammanställda i Fig. 12-20, 12-21, 12-22 och 12-23.

Vid tolkning av resultaten bör stor försiktighet iakttas, p.g.a. att antalet utförda försök vid vissa tillfällen var få.

Den stora skillnaden i belastningsbarhet vid olika halter suspenderade ämnen i dekantat torde bero på, att bioflockens struktur är beroende av avloppsvattnets sammansättning.

Vid höga zinkhalter erhöles som tidigare nämnts starkt försämrade sedimenteringsegenskaper och, förefaller det, även försämrade hållfasthets- och filtreringsegenskaper. Detta medför, att halten suspenderade ämnen ökar i dekantatet, och att materialet tränger djupare ned i filterbädden. Filtret utnyttjas bättre.

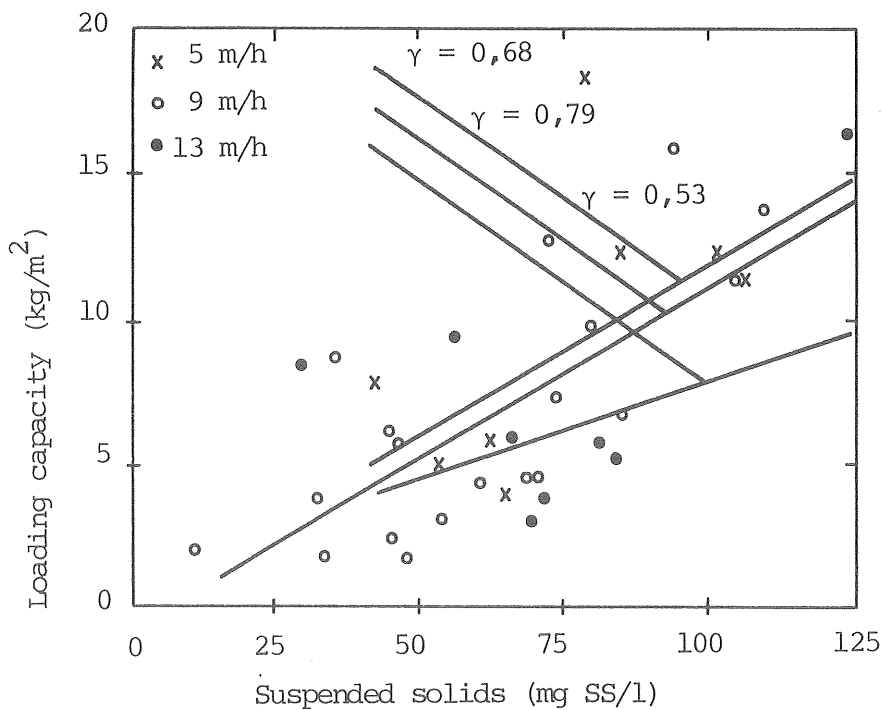
Den stora spridningen i erhållna värden ger en bild hur komplext problemet är.



Figur 12-20.

Belastningsbarhet som funktion av mängd suspenderade ämnen i till filtret inkommande vatten. Biologisk rening. Sandfilter.

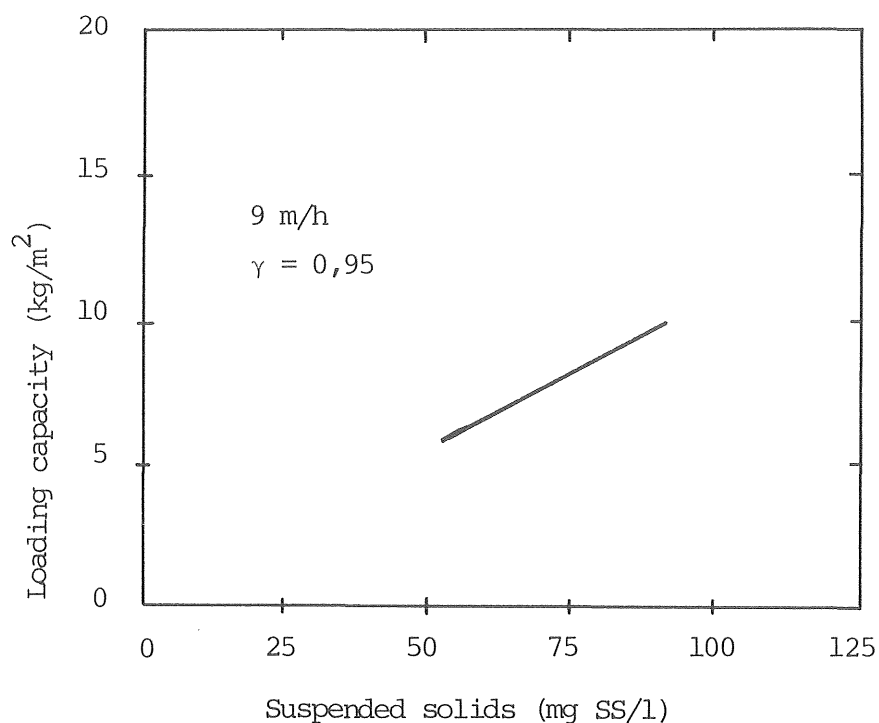
The loading capacity as a function of the influent concentration. Secondary treatment. Sand filter.



Figur 12-21.

Belastningsbarhet som funktion av mängd suspenderade ämnen i till filtret inkommande vatten. Biologisk rening. Sand-antracitfilter.

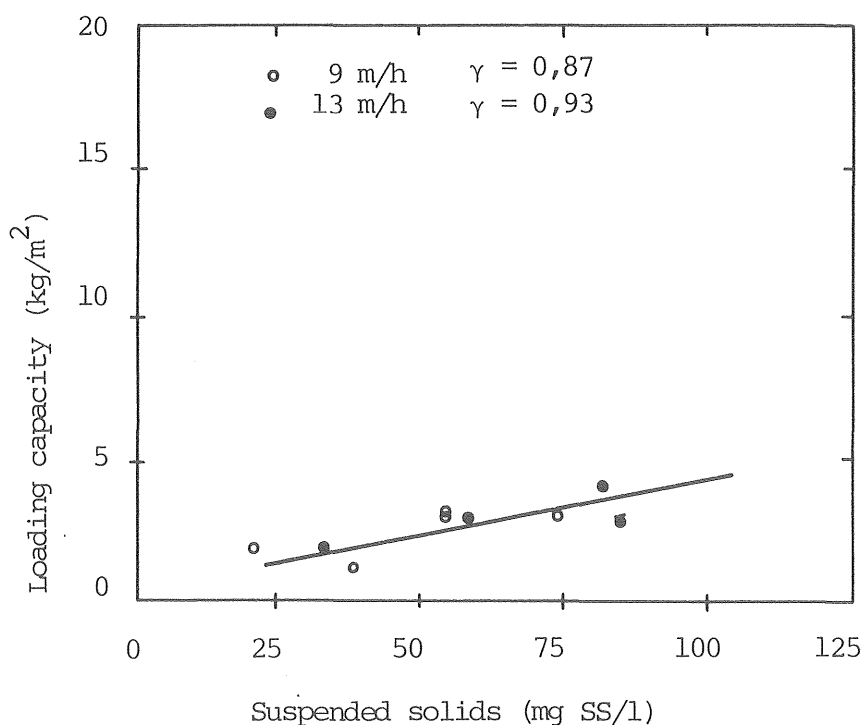
The loading capacity as a function of the influent concentration. Secondary treatment. Sand-anthracit filter.



Figur 12-22.

Belastningsbarhet som funktion av mängd suspenderade ämnen i till filtret inkommande vatten. Simultanfällning med kalk. Sand-antracitfilter.

The loading capacity as a function of the influent concentration. Simultaneous precipitation with lime. Sand-anthracit filter.



Figur 12-23.

Belastningsbarhet som funktion av mängd suspenderade ämnen i till filtret inkommande vatten. Direkt- och efterfällning med kalk. Sandfilter.

The loading capacity as a function of the influent concentration. Precipitation and postprecipitation with lime. Sand filter.

Klart är, att sand-antracitfiltren har betydligt högre belastningsbarhet än sandfiltren. Skillnaderna i resultat vid de olika filtreringshastigheterna bör betraktas med försiktighet, då antalet försök var begränsat.

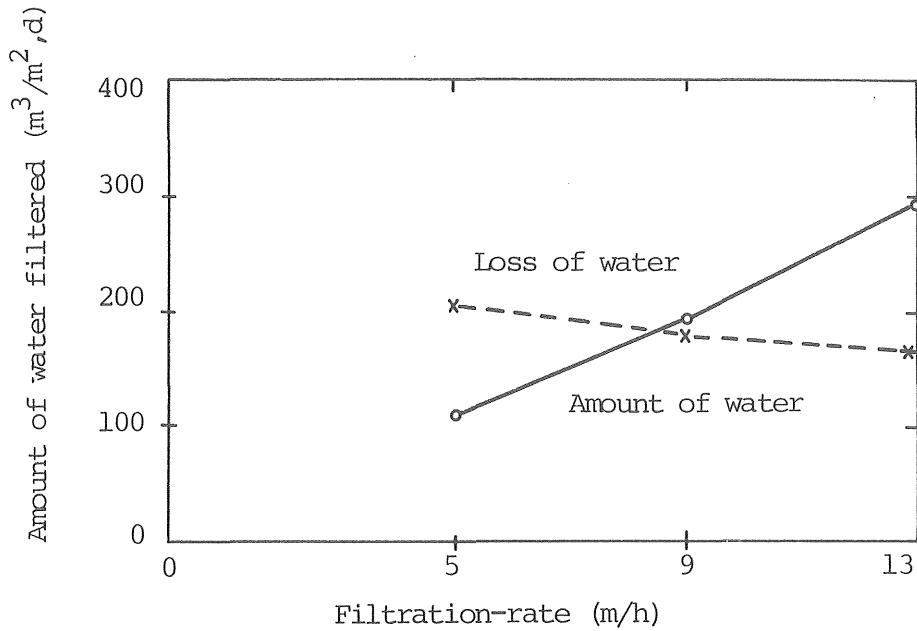
12.3.3. Filtrerad vattermängd och spolförlust.

Avgörande för hur stor vattermängd ett filter kan behandla, uttryckt i m^3 per m^2 filteryta och dygn, är filtergångtid, filtreringshastighet, spoltid och spolvattermängd.

En viss del av det vatten, som filtreras, återgår till spolning av filtret, och så länge denna del är liten kommer den behandlade vattermängden att öka med filtreringshastighet.

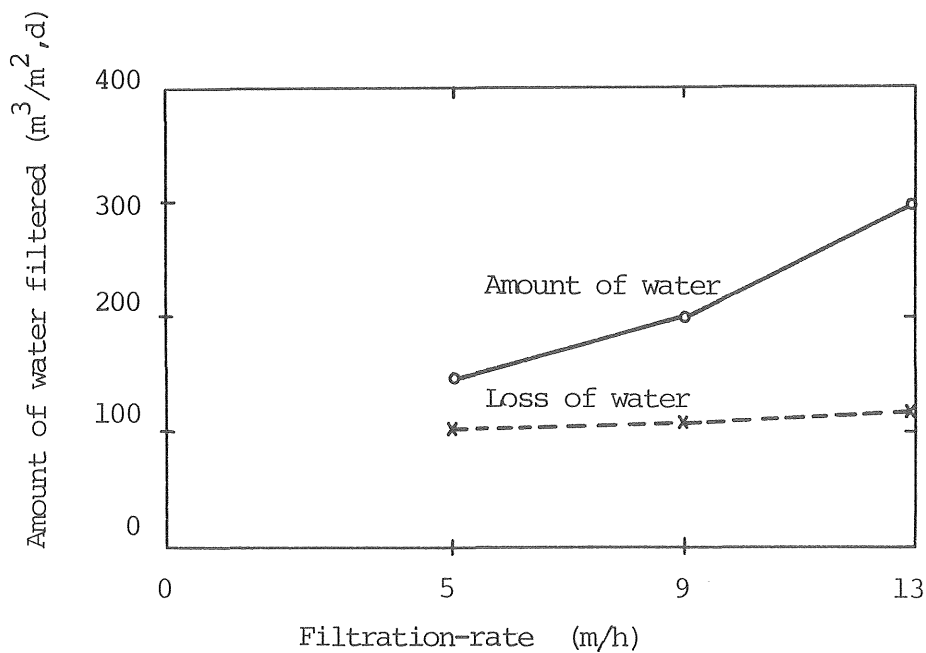
Filtrerad vattermängd och spolförlust som funktion av filtreringshastigheten har framställts i Fig. 12-24, 12-25, 12-26 och 12-27.

Av figurerna framgår, att den filtrerade vattermängden ökar med ökad filtreringshastighet upp till åtminstone 13 m/h, vilken är den högsta hastighet som undersökts. Beroende på filterkonstruktion erhöles olika värden på spolförlusten. För sand-antracitfilter var spolförlusten omkring 5%, och någon tendens till ökning av detta värde med ökad filtreringshastighet, inom det undersökta området, kunde ej konstateras. Betonas bör dock, att detta gäller medelvärden, och att enstaka försök avviker markant, särskilt vid instabila processer som exempelvis biologisk rening.



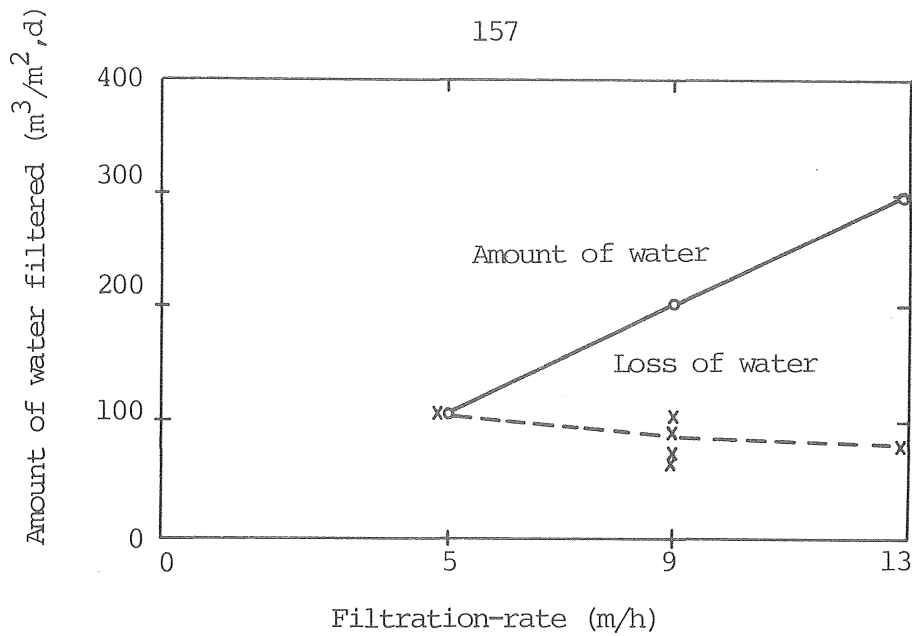
Figur 12-24. Filtrerad vattennmängd och spolförlust vid en tryckförlust av 2 mvp som funktion av filtreringshastighet. Biologisk behandling. Sandfilter.

The amount of water filtered and loss of water at a head loss at 2 m water as a function of the filtration-rate. Secondary treatment. Sandfilter.



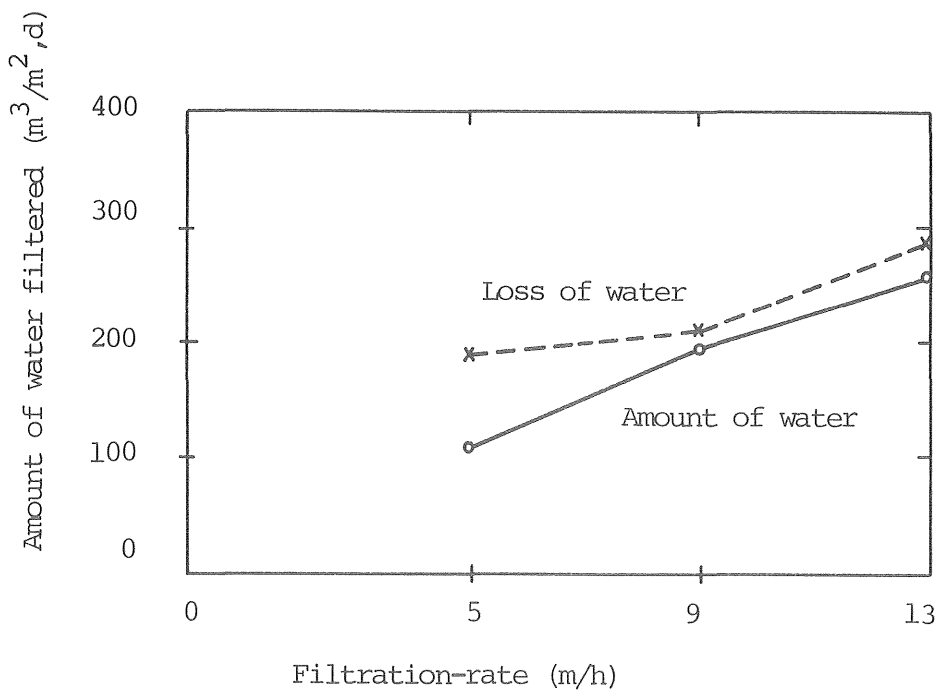
Figur 12-25. Filtrerad vattennmängd och spolförlust vid en tryckförlust av 2 mvp som funktion av filtreringshastighet. Biologisk behandling. Sand-antracitfilter.

The amount of water filtered and loss of water at a head loss at 2 m water as a function of the filtration-rate. Secondary treatment. Sand-anthracitfilter.



Figur 12-26. Filtrerad vattenmängd och spolförlust vid en tryckförlust av 2 mvp som funktion av filtreringshastighet. Simultanfällning med kalk, AVR, Ferriflock och Gullflock. Sand-antracitfilter.

The amount of water filtered and loss of water at a head loss at 2 m water as a function of the filtration-rate. Simultaneous precipitation with lime, AVR, Ferriflock and Gullflock. Sand-anthracit filter.



Figur 12-27. Filtrerad vattenmängd och spolförlust vid en tryckförlust av 2 mvp som funktion av filtreringshastighet. Direktfällning och efterfällning. Sandfilter.

The amount of water filtered and loss of water at a head loss at 2 m of water as a function of the filtrationrate. Precipitation and postprecipitation. Sandfilter.

12.3.4. Filtrering som kompletterande separationsteknik i samband med biologisk, biologisk-kemisk och kemisk behandling.

Sammanfattningsvis kan det konstateras, att genom filtrering kan reningseffekten vid biologisk behandling och vid simultanfällning både stabiliseras och förbättras. Särskilt vid kemisk behandling, i det aktuella fallet vid efterfällning, kunde filtreringen höja processens effektivitet.

Reningseffekternas stabilisering vid biologisk rening och vid simultanfällning innebär emellertid bara en viss omplacering av uppkomna processtörningar från sedimenteringen till filtreringen. Dessa störningar medför en ökad belastning vid slamhanteringen på grund av den kraftigt ökade slamvolymen och en tidvis stark försämrad kvalitet av det behandlade avloppsvattnet. Genom filtrering kan de sistnämnda effekterna elimineras i viss mån. Driftstörningar vid slamhanteringen kvarstår däremot och kan tidvis försvåras genom samtidiga driftstörningar i filteranläggningen.

Även behandlingen av spolvatten bör betraktas som en öppen fråga, i synnerhet då filterspolvattnet innehåller höga halter av tungmetaller, främst zink, koncentrerade till avloppsvattnets mikropartiklar.

Mot bakgrund av detta kan konstateras, att filtrering som kompletterande separationsteknik bör föregås av andra tekniska åtgärder för reningsprocessens stabilisering för att kunna betraktas som ett realistiskt alternativ vid kommunala reningsverk.

13. FÖRSÖK FÖR PROCESSTABILISERING VID DEN HÖGBELASTADE AKTIVSLAMPROCESSEN.

För att kunna öka processens stabilitet vid den biologiska reningen undersöktes två alternativa förfaranden såsom försedimentering och bioflockarnas mekaniska konditionering.

13.1. Försedimentering

Mekanisk-biologisk behandling betraktades länge som en utvidgning av mekanisk avloppsvattenbehandling i avsikt att uppnå en högre, ur miljösynpunkt mera acceptabel, reningsgrad. Härvid anslöts den biologiska processen till den befintliga mekaniska reningen bestående oftast av sandfång och sedimentering. Situationen förändrades dock, då den högbelastade aktivslamprocessen, d.v.s. en variant av den konventionella biologiska reningsprocessen, började tillämpas i ökande omfattning. I och med att avloppsvattnets organiska partikulära fraktion inte deltar i den biologiska processen minskade nämligen betydelsen av föregående mekaniska behandling, d.v.s. försedimenteringen. Detta fyllde funktionen att avskilja mer eller mindre grovdispersa oorganiska partiklar, sand och övriga grövre oorganiska partiklar uppsamlades nämligen i sandfånget. Med tanke på detta och på att byggnadsvolymen kunde reduceras byggdes reningsverk där försedimenteringen utgick. Även Rya-verket byggdes enligt dessa principer, och det mekaniska reningsteget utgjordes enbart av ett luftat sandfång

13.2. Försedimenteringsförsök vid Rya-försöksanläggningen.

Målsättningen med utförda försedimenteringsförsök var att studera processtabiliteten i en högbelastad aktivslamanlägg-

ning, då det första reningsteget förstärkts genom en högbelastad försedimentering.

Arbetshypotesen vid dessa försök var, dels att zinkhalten i det avloppsvatten, som behandlas vid Ryaverket, huvudsakligen förekommer i partikulär form, dels att reduktionen av organiskt material vid försedimentering ej rubbar näringsämnenas jämvikt och ej minskar slambelastningen.

För att kunna utföra försedimenteringsförsöket var det nödvändigt att bygga om Rya-försöksanläggningen. Det obehandlade avloppsvattnet anslöts till luftningsbassängen, som tidigare använts som referensanläggning. I den modifierade anordningen fungerade bassängen som luftad genomflödesbassäng. Referensanläggningens eftersedimenteringskon användes som försedimentering. Uppehållstiden i försedimentering under den redovisade försöksperioden var c:a 60 min. och arealbelastningen c:a 1 m/h. Eftersom avloppsvattnets organiska föroreningsgrad, och därmed även dess halt av näringsämnen, minskar på grund av försedimenteringen stod två alternativ till förfogande för att upprätthålla den slambelastning, vilken Ryaverket är projekterat för. Enligt det första alternativet skulle minskningen av avloppsvattnets halt av organiska ämnen kunna kompenseras, genom att luftningstiden minskades i motsvarande mått, och höll slambelastningen konstant. Enligt det andra alternativet skulle slamkoncentrationen i luftningsbassängen reduceras.

Eftersom ytterligare minskning av uppehållstiden betraktades som orealistisk, utfördes försöken vid låg slamkoncentration. Genom att i försöksanläggningen ha en konstant överskotts-slamavtappning, reglerades luftningens slamkoncentration automatiskt av avloppsvattnets substratkoncentration. Genom denna

metod sattes slambelastningsbegreppet ur funktion, men processen klarade på detta sätt stora variationer i det behandlade avloppsvattnets sammansättning vid konstant hydraulisk belastning.

Slamkoncentrationen blev i jämviktstillstånd 1,5 - 2,0 g/l.

Motsvarande värde utan försedimentering var 3,0 - 4,0 g/l.

Försöket utfördes i två etapper under tiden 1974-09-06

- 1974-11-24 och 1974-12-04 - 1974-12-18.

I den andra etappen tillsattes industriella avloppsvatten från Elektrokemiska AB, Bohus (EKA), med den primära målsättningen att studera processen under extrema förhållanden.

Under försöket gjordes mikroskopiska studier av slamstrukturen på samma sätt som gjorts vid tidigare undersökningar.

Av dessa studier framgår, att biomassans flockstruktur förändras på ett entydigt sätt, då aktivslamprocessen föregås av försedimentering.

Detta demonstreras med slammikrofotografi, se Fig. 10-1 (e)

Slamflockarna visar tydligt goda flockningsegenskaper, då såväl antalet stora som små flockar (mikroflockar) är relativt lågt. Flockarnas specifika yta är tämligen stor, och förekomsten av typiska zoogloeakolonier är sällsynt. Likaledes sällsynt är också flocksönderbrytning och antalet fria bakterier är därför relativt lågt.

Dessa strukturella förändringar är dock resultat av biologins kontinuerliga anpassning till avloppsvattnets förändrade beskaffenhet.

Under adapteringsperioden visade slammets sedimenteringshastighet större variationer, vilket pekar på en viss övergångslabilitet i processen. Mängden suspenderat material i dekantatet var dock genomgående mindre vid försöksanläggningen än vid

Ryaverket. Hela periodens medelvärde med avseende på suspenderade ämnen i dekantat av sedimenterat aktivslam var vid Ryaverket 209 mg SS/l, med en spridning på 123 mg SS/l, och i försöksanläggningen 92 mg SS/l, med en spridning på 40 mg SS/l.

Erhållna resultat från försökets första etapp har sammanställts i Tab. 13-1 och från den andra etappen, då industriella avloppsvatten tillsattes, i Tab. 13-2.

Vid bedömning av försöket med försedimentering kan konstateras, att den biologiska processen fungerade störningsfritt vid den tillämpade belastningen för försedimenteringsbassängen.

Reningseffekterna blev något bättre än vid Ryaverket under samma period. Skillnanden var emellertid marginell.

Den mest betydande förbättringen kunde observeras i sedimenteringen. Det bör påpekas, att under försöksperioden var föroreningsgraden vid Ryaverket ovanlig låg, jämn och utan industriella störningar.

Då industriellt avloppsvatten doserades, minskade slamhalten kraftigt i början, då tillsatsens procentuella andel var över 5,0 %. Processen omvandlades då till en kombination av kemisk förfällning och direktfällning. Genom inblandning av det specifika industriella avloppsvattnet, doserades nämligen 10-46 g Fe/m³.

Processen återställdes emellertid, då inblandningen av det industriella avloppsvattnet reducerades till 2,0 %.

Tidigare undersökningar har visat, att utsläpp av zink i höga koncentrationer förorsakar allvarliga störningar i reningsprocessen. Vid här utförda undersökningar förekom zink och koppar med stora koncentrationsvariationer, i det industriella av-

Tabell 13-1. Reningseffekt med avseende på suspenderade ämnen,
total fosfor och zink vid försöksanläggningen.
Försedimenteringsförsök. 1974-09-06 - 1974-11-24.

The removal efficiency concerning suspended solids,
total phosphorus and zinc in the pilot plant. Pre-
sedimentation tests.

Obehandlat avloppsvatten		Medelvärde	Spridning
Suspenderade ämnen	mg SS/l	127	54
Total fosfor	mg P/l	3,90	1,40
Zink	µg Zn/l	311	107
Sedimenterat avloppsvatten			
Suspenderade ämnen	mg SS/l	64	23
Total fosfor	mg P/l	3,20	1,20
Zink	µg Zn/l	264	61
Biologiskt behandlat avlopps- vatten efter sedimentering.			
Suspenderade ämnen	mg SS/l	17	15
Total fosfor	mg P/l	2,10	0,90
Zink	µg Zn/l	127	51
Biologiskt behandlat avlopps- vatten efter sedimentering. (Ryaverket)			
Suspenderade ämnen	mg SS/l	33	20
Total fosfor	mg P/l	2,50	0,80
Zink	µg Zn/l	148	48
Suspenderade ämnen i dekantat vid försöksanläggningen			
	mg SS/l	92	40
vid Ryaverket			
	mg SS/l	209	123

Tabell 13-2. Reningseffekt med avseende på suspenderade ämnen, total fosfor och zink vid försöksanläggningen. Försedimenteringsförsök med tillsatt industriellt avloppsvatten.

The removal efficiency concerning suspended solids, total phosphorus and zink in the pilot plant. Pre-sedimentation tests, industrial sewage added.

Obehandlat avloppsvatten		Medelvärde	Spridning
Suspenderade ämnen	mg SS/l	155	77
Total fosfor	mg P/l	3,50	1,30
Zink	µg Zn/l	364	205
Efter tillsats av industriellt avloppsvatten (1,8 - 7.2 %)			
Zink	µg Zn/l	607	249
		max. 1144	
		min. 321	
Koppar	µg Zn/l	1632	3317
		max. 10960	
		min. 73	
Sedimenterat avloppsvatten			
Suspenderade ämnen	mg SS/l	82	19
Total fosfor	mg P/l	2,90	1,00
Zink	µg Zn/l	363	168
Biologiskt behandlat avloppsvatten efter sedimentering.			
Suspenderade ämnen	mg SS/l	42	26
Total fosfor	mg P/l	2,10	0,40
Zink	µg Zn/l	302	153
Biologiskt behandlat avloppsvatten (Ryaverket).			
Suspenderade ämnen	mg SS/l	41	12
Total fosfor	mg P/l	2,60	0,40
Zink	µg Zn/l	188	56

loppsvattnet. Koncentrationerna var vid vissa tillfällen mycket höga. Den högsta koncentrationen av zink var 22 500 µg/l, och den högsta av koppar 163 000 µg/l.

Trots höga halter av zink och koppar i det tillsatta avloppsvattnet, så minskades reningseffekten inte nämnvärt. Försedimentering kunde därför betraktas som ett effektivt förbehandlingsalternativ vid kommunala reningsverk med industriella anslutningar. Trots försedimenteringsförsökets positiva erfarenheter, får dessa resultat ej generaliseras. Försedimenteringens effekt vid industriella utsläpp är nämligen beroende av toxiska ämnen och dess sammansättning, främst deras partikulära fördelning.

Vid "uppskalning" av pilotanläggningens försöksresultat bör ägnas stort intresse åt dimensionering och teknisk utformning både i försedimentering och eftersedimentering.

13.3 Mekanisk flockconditionering.

Aktivslamprocessens sedimenteringsfunktion betraktas ofta som ett renodlat separationstekniskt problem. Det får emellertid inte glömmas, att sedimenteringen genom returslamåterföringen är direkt kopplad till slammets biooxidationsfunktion.

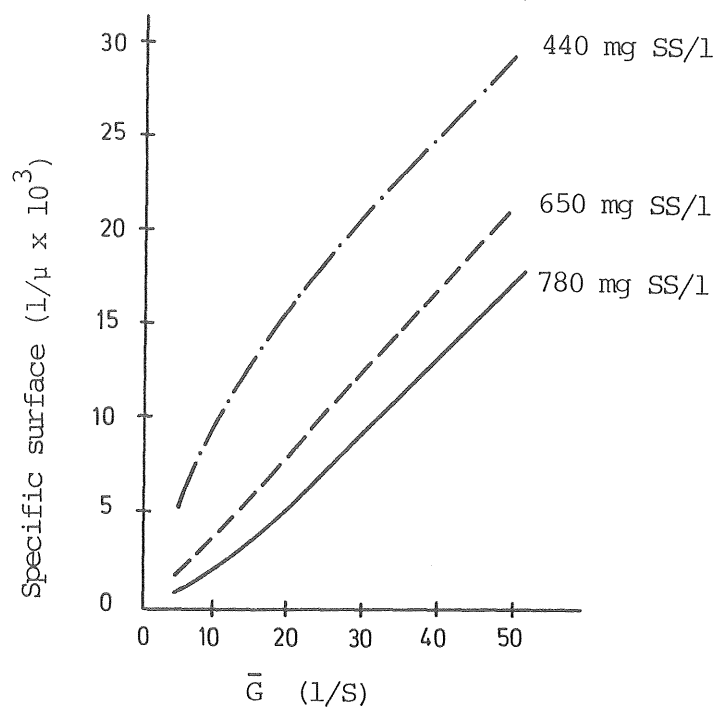
Denna återkoppling betraktas som en av de viktigaste driftsparametrar, som reningsverkets operator förfogar över. De flesta driftstörningar, direkt eller indirekt, kan hänföras till störningar i verkets sedimenteringsfunktion. I synnerhet gäller detta, som framgår av tidigare kapitel, vid processtörningar förorsakade av industriella utsläpp, varvid främst metalltoxiska effekter medför en markant försämring av det aktiva slammets biologiska och fysikaliska struktur och deras flocknings- och sedimenteringsegenskaper. Dessa strukturella förändringar påverkar i de flesta fall bioflockarnas hållfasthet. Hållfasthetsminsk-

ningen medför i sin tur en förskjutning i bioflockarnas dimensionella fördelning. Problemet är emellertid inte knutet enbart till störningar i den biologiska processen, vilka nämligen endast intensifierar aktivslamprocessens viktigaste antagonism och dess verkningar. Denna antagonism uppkommer genom att aktivslamsystemets två primära funktioner, biooxidation och sedimentering, ställer olika krav på bioflockarnas struktur och storleksfördelning. Dessa variabler påverkas under driften även av systemets hydraulik och luftningsanordningens konstruktion och dimensionering.

Biooxidationens reaktioner, d.v.s. cellernas katabolism och anabolism, samt deras sammanbindande länk, ATP-systemet, regleras av transport av ämnen genom cellmembranen. Dessa reaktioner, som ur praktisk synvinkel ofta sammanfattas som slammets aktivitet, är knutna till cellernas totala disponibla yta, vilken i sin tur kan definieras genom bioflockarnas specifika yta. Överskrider flockarnas medelstorlek ett optimalt värde, isoleras slammets aktiva organismer, och slamaktiviteten avtar. Wuhmann (1957), Pasveer (1955), Pasveer och Sweeris (1954, 1968), Mueller, Voelkel och Boyle (1966), Hartmann och Laubenberg (1968), och Laubenberg (1970).

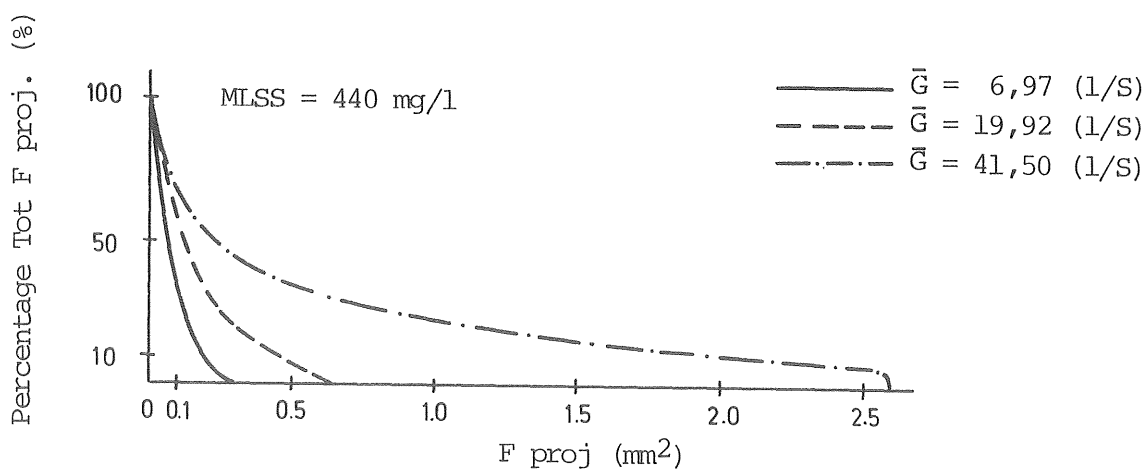
Utförda laboratorieundersökningar visade, att slamaktiviteten ökade med omrörningsintensiteten. I dessa laboratorieförsök kunde energi drivning och hastighetsgradient emellertid ej kvantifieras.

Laubenberg (1970) har undersökt sambandet mellan hastighetsgradient, slamkoncentration och flockstorlek under laminära strömningsförhållanden. Erhållna resultat har sammanställts i Fig. 13-1, 13-2 och 13-3.



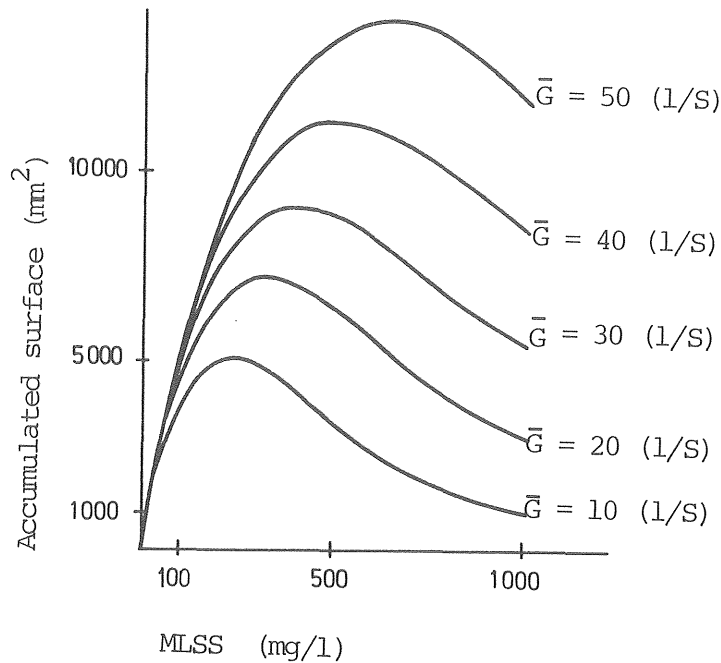
Figur 13-1. Aktivslammets specifika yta som funktion av medelhastighetsgradient, \bar{G} , och slamkoncentration, MLSS.

The specific surface of the activated sludge as a function of the mean velocity gradient, \bar{G} , and the sludge concentration, MLSS.



Figur 13-2. Det aktiva slammets flockstorlek, F_{proj} , som funktion av medelhastighetsgradient, \bar{G} .

The floc size of the activated sludge as a function of the mean velocity gradient, \bar{G} .



Figur 13-3. Summerade flockyta som funktion av medelhastighetsgradient, \bar{G} och slamkoncentration MLSS.

Accumulated floc surface as a function of the mean velocity gradient, \bar{G} , and the sludge concentration MLSS.

Av dessa resultat framgår, att för en given medel-hastighetsgradient \bar{G} , kan en motsvarande optimal slamkoncentration bestämmas. Denna optimala slamkoncentration ökar med ökande hastighetsgradient. Överskridandet av den optimala slamkoncentrationen medför ingen ökning i slamsystemets biologiska aktivitet.

De för slamaktiviteten optimala hydrauliska förhållandena, och följaktligen den idealiska slamstrukturen och flockstorleken, är dock långtifrån optimala vad beträffar slammets sedimenteringsfunktion.

Medelhastighetsgradienten, \bar{G} , kan uppskattas som 100 1/s för tryckluftare och över 100 1/s för ytluftare. Mulbarger och Shifflett (1970).

Vid hastighetsgradienter över 75 l/s intensifieras dock flock-sönderlagningen även i biologiska-kemiska slamsystem, Fair och Geyer (1961). Flocksönderlagningen leder till en försämring i slammets sedimenteringsegenskaper och således även i sedimenteringens effektivitet. Dessutom påverkas flockarnas hållfasthet av störningar i den biologiska processen, varvid försämringen intensifieras, och både returslamåterföringen och reningseffekten rubbas. Mot bakgrund av detta utfördes studier för att med hjälp av efterflockning modifiera slamstrukturen mellan aktivslamsystemets luftnings- och sedimenteringsenhet, med andra ord för att mekaniskt konditionera slammet.

Det första experiment för mekanisk flockkonditionering publicerades av Fisher och Hillman år 1940. Dessa försök utfördes dels i full skala vid en biobäddanläggning, dels i laboratorieskala med aktivslam. Efter 30 minuters omrörning och 30 minuters sedimentering kunde mängden suspenderat material i dekantatet minskas med 30 %. Försökets utförande vad avser omrörningens intensitet preciserades emellertid inte.

Parker (1961) redogjorde för studier då luftningssystemet modifierades för att förbättra efterflockningen. Knopp (1966) utförde fullskaleförsök vid aktivslamanläggning och använde flockulator av paddel-typ, varvid dekantatets restgrumlighet minskades med 20%.

Det aktiva slammets flockbildningsproblem har undersökts dels teoretiskt, dels experimentellt av Parker, Kaufmann och Jenkins (1971). Grundade på Kolmogoroff's " universiella jämviktsteori" utarbetades grundekvationerna för erosionen av primära partiklar. Parker (1970), Batchelor (1958), Brodkey (1966), Hinze (1959) och Levich (1962). Denna bestäms av tre faktorer, nämligen

antalet metastabila flockar, deras sönderslagningsfrekvens och antalet primära flockar efter flockerosionen.

För primärpartiklarnas erosion anges följande hastighets-
ekvation

$$\frac{dn_1}{dt} = K_B X G^m \quad \text{Ekv. 13-1.}$$

där

- n_1 : antalet primärpartiklar,
- K_B : flockens sönderslagningskoefficient,
- m : flockens sönderslagningssexponent,
- X : slamkoncentration,
- G : hastighetsgradient,

Maximala flockdiametern d_s , som begränsas genom flockens sönder-
slagning:

$$d_s = \frac{C}{G^n} \quad \text{Ekv. 13-2.}$$

där

- C : flockens hållfasthetskonstant,
- n : flockens stabilitetsexponent.

Exponenterna m och n är beroende av systemets hydrauliska för-
hållanden.

Sedimenteringens syfte i aktivslamprocessen är att effektivt
avskilja i första hand slammets primära partiklar. Aktivslammet
efter luftning består nämligen dels av primärpartiklar, dels
av flockar, vars storlek begränsas av luftningens hydraulik,
i första hand av dess turbulens.

Primärpartiklarna är fria bakterier eller partikulära material
frigjorda genom flocksönderslagningen.

Partikelfördelningen i det aktiva slammets kännetecknas vanligen
av ett mycket snävt fraktionsområde av primärpartiklar (0,5 - 5 μ)
och av en bred flockfraktion mellan 10 och 5 0000 μ .

Vid efterflockningen minskar antalet primärpartiklar.

Ekvationen för primärpartiklarnas minskning av Argaman och Kaufman (1968), har liknande struktur som den tidigare redovisade sönderslagningsekvationen:

$$\frac{dn_1}{dt} = K_A X n_1 G \quad \text{Ekv. 13-3.}$$

där

n_1 : antalet primärpartiklar

K_A : aggregationshastighetskoefficient

X : slamkoncentration

G : hastighetsgradient.

Eftersom nettoreduktionen av antalet primärpartiklar vid efterflockningen är en summa av flocksönderslagnings- och aggregationsprocesserna blir arbetsekvationen:

$$\frac{dn_1}{dt} = K_B X G - K_A X n_1 G \quad \text{Ekv. 13-4}$$

För en totalblandad ettstegsreaktor under fortvarighetstillstånd (steady state) blir materialbalansen av primärpartiklar:

$$Fn_1^0 - Fn_1^1 - K_A X n_1^0 GV_R + K_B XG^m V_R = 0 \quad \text{Ekv. 13-5.}$$

där

F : flöde

V_R : reaktorvolym

n_1^0 : inkommande primärpartikelkoncentration

n_1^1 : utgående primärpartikelkoncentration.

eller:

$$\frac{n_1^0}{n_1^1} = \frac{1 + K_A X G T}{1 + K_B \frac{X}{n_1^0} G^m T} \quad \text{Ekv. 13-6.}$$

där

T : hydraulisk uppehållstid.

Kvoten n_1^0 / n_1^1 kallas för "prestationsparameter" och anger processens effektivitet som funktion av uppehållstid, turbulensintensitet och suspensionens karakteristik.

Försöksresultaten visar, att vid konstant uppehållstid ökar reningseffekten med ökad hastighetsgradient till ett maximumvärde. Ökas hastighetsgradienten ytterligare minskar processens reningseffekt.

Vid ökad uppehållstid påverkas både aggregationskonstanten, K_a , och sönderslagningskonstanten, K_b , vilket resulterar i en förbättrad effekt för flockningsprocessen vid längre uppehållstider.

Flockningskonstanternas beroende av uppehållstid kan förklaras av de extracellulära polymerernas adsorption-desorption fenomen. Finstein (1967), Tenney och Stumm (1965), Busch och Stumm (1968) och Friedman, Dugan, Pfister och Remson (1969).

Enligt Healy och LaMer (1961, 1963) försiggår flockningen i två faser ur polymersynpunkt. I första fasen uppnås en snabb initial adsorption-desorption-jämvikt, då bara ett fåtal av partiklarnas aktiva (disponibla) ställen besättes av polymerer. I andra fasen ökar mättnaden vid partiklarnas aktiva ställen genom adsorption, och aggregationen minskar. Omrörningshastigheten påverkar båda faserna. Med ökad uppehållstid ökar emellertid polymerernas brobildning och flockarnas hållfasthet förstärkes, vilket medför en minskning av processens sönderslagningskonstant, K_b .

Sammanfattningsvis kan på grund av redovisade studier fastställas, att genom mekanisk konditionering, d.v.s. genom inställning av en efterflockningsenhet mellan luftningen och sedimenteringen, kan det aktiva slammets sedimenteringsegenskaper förbättras utan kemikalietillsats.

Med hjälp av flockningens effektekvation kan de viktigaste flockningsparametrarna experimentellt bestämmas för aktuella slamtyper.

Tolkningen av erhållna resultat bör dock verifieras i pilot- och fullskaleanläggningar, eftersom även de biokinetiska processparametrarna påverkar flockningens ovan redovisade konstanter.

13.4. Utförda laboratorieskaleförsök med efterflockning.

Försök med mekanisk flockkonditionering har utförts i laboratorieskala både med slam från Ryaverket och med slam från Rya-försöksanläggningen, då den högbelastade aktivslamprocessen föregås av högbelastad försedimentering.

I dessa försök justerades slamkoncentrationen till c:a 200 ml/l avsättbara ämnen. Till utspädning användes dekantat av samma slamprov.

Omrörningen skedde vid rumstemperatur i tvåliters kolonner försedda med omrörare med varierbar omrörningshastighet.

Vid försöken hölls omrörningshastigheten konstant, 44 varv/min. Omrörningstiden var i det flesta fall 30 minuter. Kortare omrörningstider ledde till en ökning av restslamhalten i dekantatet. En optimering av omrörningshastighet och omrörningstid har ej utförts.

Slamhalt och halten av suspenderade ämnen i dekantat uppmättes efter 30 minuters sedimentering.

Resultat av laborieförsök beträffande mekanisk slamkonditionering redovisas i Tab. 13-3.

Ur ovan redovisade resultat framgår att sedimenteringseffekten

med avseende på både slamvolymindex och restslamhalt kan förbättras genom mekanisk konditionering även om slammets kvalitet för övrigt är ogynnsam vid sedimenteringen.

Tab. 13-3. Laboratorieförsök beträffande mekanisk slamkonditionering.

Försök	Slam	Omrörning tid (min)	Avsättbara ämnen (ml/l)		Suspenderade ämnen (mg/l)		Reduktion suspen. ämen %
			Före omrörning	Efter omrörning	Före omrörning	Efter omrörning	
Nr 1	Rya-verket	30	85	90	173	57	67
Nr 2	Rya-verket	30	130	116	238	59	76
Nr 3	Rya-verket	20	150	156	410	54	87
Nr 4	Rya-verket	25	210	192	280	82	71
Nr 5	Rya-verket	15	170	152	149	90	40
Nr 6	Rya-verket	30	270	238	94	27	72
Nr 1a	Försöks- anlägg.	30	850	316	36	33	9
Nr 2a	Försöks- anlägg.	30	860	312	44	29	34
Nr 2b	Försöks- anlägg.	30	860 (1:3 späd.)	116	30	23	48
Nr 3a	Försöks- anlägg.	20	550	192	41	28	32
Nr 3b	Försöks- anlägg.	20	550 (1:2 späd.)	92	41	28	32

14. SAMMANFATTANDE DISKUSSION.

Som ett resultat av industrialiseringen, eller mer generellt, på grund av det urbaniserade samhällets utveckling, ställes vattenvården, och inom denna i första hand avloppsvattentechniken, framför nya krav.

För att kunna uppfylla dessa krav är det nödvändigt, att en nyorientering utvecklar sig, främst inom den kommunala avloppshanteringen. Förändringar i de kommunala avloppsvattens beskaffenhet, grundade på oundvikliga industrialiserings- och urbaniseringspåverkan på avloppsvattens sammansättning, kräver dels organisatoriska, dels tekniska åtgärder.

De organisatoriska åtgärderna bör syfta till att i möjligaste mån begränsa mängden industriella föroreningar i de kommunala avloppsvattnen och att utöka kontrollen över industriella avloppsvattenutsläpp.

Effekterna av industrins interna reningsåtgärder är emellertid vid små och medelstora företag rätt begränsade.

Även andra, icke industriella och mer diffusa föroreningskällor som dagvatten, korrosionsprodukter och jordbrukets föroreningar bidrar till att den klassiska bilden av de kommunala avloppsvattens karaktär inte längre kan upprätthållas. Förekomsten av industriella föroreningar i kommunala avloppsvatten är och blir således en realitet, vilket bör beaktas vid bedömning av avloppsteknikens utveckling på det kommunala området.

Hur detta problem bör angripas är beroende på de lokala förhållandena och får bedömas från fall till fall.

Det är avloppsvattnets beskaffenhet, kemiska och biologiska sammansättning samt recipientens känslighet, som är det

viktigaste underlaget för bedömningen av både reningskrav och processutveckling.

I föreliggande arbete har problematiken undersökts med hänsyn till avloppsvattnets speciella beskaffenhet inom Göteborgsregionen. På grund av att bestämmelserna om avloppsvattenbehandlingens reningseffekter ej ännu var entydigt formulerade under försöksperioden fick de en förutsättningslös behandling.

Utgångsläget var definierat, genom att behandlingsprocessen vid det befintliga reningsverket, d.v.s. Ryaverket, var given, och genom att processens utvecklingsmöjligheter på så vis var tekniskt och ekonomiskt begränsade.

Vid Ryaverket behandlas avloppsvattnet enligt den principen, som kallas modifierad högbelastad aktivslamprocess, vilken innebär en på förhand accepterad kompromiss med avseende på reningseffekterna på olika föroreningsparametrar.

Denna kompromiss innebär, att det behandlade avloppsvattnet fortfarande har en hög total-BS-halt (omfattande både lösta och partikulära syreförtärande ämnen) och relativt höga halter suspenderat material och fosfor.

Fosfor är dock huvudsakligen bunden till vattnets partikulära fraktion. Behandlingsprocessens effektmässiga begränsningar kan dock vägas mot fördelar, såsom minskad reaktorvolym och lägre driftskostnader.

Det avloppsvatten, som behandlas vid reningsverket, kännetecknas främst av låg och varierande hårdhet och buffertkapacitet, låg organisk föroreningsgrad och innehåll av vanligen måttliga mängder tungmetaller. Tungmetallkoncentrationen, och då speciellt zinkkoncentrationen, är emellertid vid vissa tillfällen extremt hög.

Det bör läggas märke till, att vattnets låga kalciumhalter ökar de biologiska processernas känslighet mot tungmetallbelastningar, vilket medför, att tungmetallbelastningen, och i första hand zinkbelastningen, i hög grad påverkar själva reningsprocessen. I detta läge var försökens primära målsättning, att stabilisera de biologiska reningsprocesserna. Syftet att samtidigt åstadkomma en högradig reningseffekt även med avseende på tungmetallreduktionen betraktades som sekundärt.

Zinkbelastningens effekter visade sig vara påtagliga, både på aktivslamprocessens biooxidations- och separationsfunktion. Aktivslamprocessen - både i konventionellt och i modifierat utförande - åstadkommer en mer eller mindre omfattande reduktion av avloppsvattnets tungmetallhalter.

Tungmetallerna ackumulerades härvid dels biologiskt, dels absorptivt i själva biomassan. De metalltoxiska effekterna blir i detta läge en funktion av tungmetallernas ackumuleringsgrad och av kontakttiden mellan slammets organismer och ackumulerade toxiska ämnen. Även tungmetallernas bindningsform, i synnerhet i samband med absorptiv ackumulering, kan påverka toxiciteten.

Den låga slamålder, som kännetecknar den högbelastade aktivslamprocessen, kan således betraktas som gynnsam vid tungmetallbelastning.

Aktivslamprocessen gör det vidare möjligt, att genom en flexibel drift eliminera eller reducera skadeeffekterna och relativt snabbt återställa biologins stabilitet.

Mindre effektiv är den högbelastade aktivslamprocessen, när det gäller att komma till rätta med slammets försämrade flocknings- och sedimenteringsegenskaper, orsakade av toxisk påverkan.

Uppbyggnaden av en ur sedimenteringsynpunkt optimal slamstruktur är nämligen knuten till produktionen av extracellulära polymerer i biomassan. Biopolymererproduktionens optimala villkor tillgodoses dock i första hand vid hög slamålder, d.v.s. i processer med längre luftningstid och lägre organisk slambelastning. Under för biopolymererproduktionen ogynnsamma förhållanden försämras slammets struktur och dess sedimenteringsegenskaper samt vidare flockarnas mekaniska hållfasthet, vilket medför, att processens stabilitet minskar ytterligare. Slamflykt och försämrad sedimentering leder till en kortvarig nedsatt reningseffekt, men ger samtidigt upphov till mer eller mindre allvarliga störningar vid slamhanteringen och påverkar hela reningsprocessen genom returslamåterföringen.

Den högbelastade aktivslamprocessen omfattar konventionellt även ytterligare behandlingsteg, oftast filtrering, med eller utan föregående kemisk fällning.

Anslutes filtreringen utan kemiskt behandling till efter-sedimenteringen, så är en störningsfri och stabil drift hos den biologiska processen en förutsättning för filterenhetens effektivitet och stabilitet.

Ovan skisserade processtörningar, i första hand slamflykt, påverkar nämligen filtrens gångtider och deras spolvattenbehov, eftersom mängden suspenderat material i sedimenterat vatten ökar och de filtrerade flockarnas struktur och hållfasthet försämras. För att kunna eliminera eller reducera processtörningarna, ofta förorsakade av stötvisst förekommande chockbelastningar av tungmetaller, undersöktes en komplettering av processen genom kemisk behandling.

De kemiska behandlingsmetoder, som kan komma till användning, är dels simultanfällning, dels efterfällning.

Vid simultanfällning var syftet att stabilisera den biologiska processen, varvid dels konventionella fällningskemikalier som aluminium- och järnsalter, dels kalk användes.

Användandet av kalk som fällningskemikalie kan vara motiverad i de fall, då även en tungmetallreduktion eftersträvas.

Undersökningarna visade, att aluminium- och järnsalter bara hade en marginell stabiliseringseffekt. Detta torde kunna förklaras av avloppsvattnets låga och varierande hårdhet och buffertkapacitet. Den biologiska processen var nämligen ytterst känslig mot pH-variationer inom det sura området, något som dock i viss mån kunde motverkas genom en pH-reglerad kemikaliedosering. Denna sistnämnda teknik kunde dock ej undersökas i den anläggningen, som stöd till förfogande.

En pH-reglerad kemikaliedosering kunde motiveras inte enbart på grund av de processtekniska fördelar, vilka kan fås vid drift med konstant pH-värde. Hänsyn bör även tagas till sådana faktorer som minskning av kemikaliekostnad och reducering av överskottsslamproduktion m.m.

Användandet av kalk vid simultanfällning har gett ett något bättre resultat med avseende både på processtabilitet och på tungmetallreduktion. Det aktiva slammets biologi är nämligen mindre känslig mot pH-variationer inom det basiska området, upp till pH 10,0 - pH 10,5. Buffertkapaciteten förstärkes genom kalkdoseringen samt utfällningen av tungmetaller förbättras, eftersom processens pH-värde står närmare tungmetallernas optimala fällnings-pH. Slamvolymindexet förbättrades tydligt vid simultanfällning oberoende av vilken fällningskemikalie, som hade använts. Slamvolymindexförbättringen kompenserade således överskottsslammets mängdökning, som

var följden av den biologisk-kemiska behandlingen. Trots slam-
mets förbättrade sedimenteringsegenskaper ökade emellertid
restflockhalten i dekantatet, i synnerhet vid aluminium- och
kalkfällning. Detta gjorde det nödvändigt att komplettera
processen, som omfattade simultanfällning och eftersedimen-
tering, med filtrering såsom ett avslutande reningsteg.

Genom simultanfällning kunde således vissa förbättringar
av den biologiska processens stabilitet uppnås samt - vid
simultanfällning med kalk - även av tungmetallreduktionen.

Processen kunde dock ej anses som ett realistiskt alternativ
för att lösa reningsproblem, uppkomna i samband med avlopps-
vattnets tungmetallföroreningar.

Vid efterfällning kunde valet av fällningskemikalie begrän-
sas till användandet av kalk. Processen är i detta fall obe-
roende av biologins pH-villkor och kemikaliedoseringen bestäm-
mes enbart av fällningens pH-optimum och driftkostnaderna.

I motsats till vid simultanfällning kan vid efterfällning
även en återanvändning av kemikalier genomföras, vilket all-
mänt betraktas som ett ekonomiskt villkor för kalkfällning.
Kalkens återanvändning dels som returslam, dels som rekal-
cinerad kalk innebär dock ej enbart ekonomiska besparingar
utan förbättrar även själva reningseffekten.

Genom efterfällning med kalk, då även användandet av minder-
värdiga kalksorter kan övervägas, kan höga reningskrav upp-
fyllas med avseende på både konventionella föroreningspara-
metrar som BS, COD och fosfor, och vissa industriella föro-
reningsfaktorer som tungmetaller.

Processen förutsätter även vid efterfällning filtrering,
med eller utan karbonatisering, som avslutande behandlings-
steg. Filtreringen påverkas dock inte, eller bara i begränsad
omfattning, av processtörningar, som kan uppkomma i aktivslam-

systemet.

Vidare utbyggnad av befintliga biologiska reningsverk för biologisk-kemisk behandling innebär emellertid betydande ekonomiska insatser både i form av kapital- och i driftskostnader. De väntade förbättringarna i reningseffekten bör därför vägas mot ombyggnadens ekonomiska aspekter.

Mot denna bakgrund undersöktes möjligheterna att stabilisera de biologiska processerna och förbättra reningseffekten utan kemisk behandling.

Som ovan redovisats är en sådan stabilisering knappast tänkbar utan en förbättring i separationstekniken, d.v.s. utan processens komplettering genom filtrering.

För att kunna öka förutsättningarna för en stabil filtreringsprocess undersöktes dels försedimenteringens effekter på processtabiliteten, dels möjligheterna till flockarnas mekaniska konditionering.

Målsättningen vid försedimenteringen var att minska mängden partikulära tungmetallföreningar i det avloppsvatten, som behandlats i den biologiska processen. I synnerhet gällde det att minska avloppsvattnets halt av zink- och koppar. Dessa tungmetaller är nämligen oftast bundna till avloppsvattnets partikulära fraktioner.

I utförda försök användes en högbelastad försedimentering i syftet att åstadkomma en partiell separering av partikulära föreningar före aktivslamprocessen. Detta förorsakade dock en ytterligare minskning av avloppsvattnets vanligtvis låga organiska föroreningsgrad. Med hänsyn till att det högbelastade aktivslammet inte, eller bara obetydligt, påverkas av partikulära organiska ämnen, kunde dock dessa, i och för sig negativa, effekter accepteras.

Erhållna resultat visade, att den biologiska processen i detta

fall påverkades i mycket mindre omfattning av höga tungmetallbelastningar. Bioflockarnas struktur förändrades markant i biomassan, men sedimenteringsegenskaperna var tillfredsställande. Förbättringen var synnerligen markant vad avsåg restflockhalten i det dekantat, som erhöles efter sedimentering.

Huruvida dessa försöksresultat kan överföras från pilotskala till fullskaleverk är dock svårt att bedöma. Vissa driftparametrar såsom hydraulisk belastning, överskottsslam- och retur-
slamflöde, kunde hållas konstant vid försöksanläggningen. Motsvarande driftserfarenheter kunde ej fås vid Ryaverkets fullskaleanläggning. Dessa driftsparametrar kan dock medföra långtgående konsekvenser för behandlingsprocessens stabilitet och reningseffekt.

Aktivslamprocessens sedimenteringsfunktion, som i första hand är utsatt för metalltoxiska störningar, kan förbättras även genom mekanisk konditionering.

De hydrauliska förutsättningarna vid luftningen är nämligen ej optimala för uppbyggandet av en ur sedimenteringssynpunkt idealisk flockstruktur, vilket emellertid kan kompenseras genom en efterflockningsenhet mellan luftningen och sedimenteringen. Vid efterflockning kan de optimala villkoren för flockuppbyggande tillgodoses och följaktligen sedimenteringsfunktionen förbättras.

Genom mekanisk flockkonditionering kan slammets strukturella försämringar mer eller mindre kompenseras, oberoende av att dessa förändringar har uppkommit genom metalltoxisk påverkan eller genom annan processpåverkan.

Vid behandling av avloppsvatten i urbaniserade samhällen kan driftsproblem uppkomma, vilka tidigare har betraktats enbart

i samband med industriella avloppsvattenutsläpp. Uppgifterna begränsas därvid dock inte bara till att avskilja dessa föroreningar, utan även till att upprätthålla reningsprocessens stabilitet och effektivitet.

Möjligheterna att påverka avloppsvattnets beskaffenhet och fullkomligt eliminera skadeeffekterna är vanligtvis rätt begränsade. En anpassning av behandlingsprocessen till de uppkomna förutsättningarna är således det enda sättet att effektivt kunna klara problemen. Processtänkandet bör därför tillämpas redan på projekteringsstadiet och vid driften i utbyggda reningsverk.

Det är i första hand i reningsverkets hydrauliska förhållanden, som problemet bör angripas. Här finns möjligheter att genom relativt enkla ingripanden kompensera skadeeffekterna.

För att uppfylla högre krav med avseende på avloppsvattenbehandlingsrensningseffekter, kan det bli nödvändigt att tillgripa processer inom den avancerade avloppsreningen, såsom biologisk-kemiska eller kemiska reningsmetoder. Härvid bör emellertid kapital- och driftskostnader vägas noga mot de väntade reningseffekterna och deras inverkan på den aktuella recipienten.

Bibliografi

Adams C.E. Eckenfelder W.W.

Response of activated sludge to organic transient loadings.

J.ASCE. 96. 1970. SA2. 333-352.

Adams C.E. Eckenfelder W.W.

A kinetic model for design of completely mixed activated sludge treating variable-strength industrial wastewaters.

Wat.Res. 9. 1975. 37-42

Affleck A.J.

Zinc poisoning in a Trout Hatchery.

Austr. J. Marine and Freshwater Res. 3. 1952. 142

Agardy F.J. Cole R.D. Pearson E.A.

Kinetic and activity parameters of anaerobic fermentation systems.

SERL Report 63-2 1963.

Andersson B. Hilmer A. Särner E.

Optimeringsstudier i Sjölanda.

THL Lund Bull. Serie VA Nr.2. 1973.

Andersson Å. Nemeth T.

Betydelsen av vattnets bufferkapacitet vid rening av vatten eller avloppsvatten.

Vatten 31. 1975. 50-55.

Anerson E.A. Reinhard C.E. Hammel W.D.

The corrosion of zinc in various waters.

J.AWWA. 26.1934. 49.

Ardern E. Lockett W.T.

Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters.

J. Society of Chem.Ind. 33. 1914. 523, 1122

Argaman Y. Kaufman W.J.

Turbulence in orthokinetic flocculation.

SERL Report 68-5, University of California, Berkeley, 1968.

Barker A.N.

The protozoan fauna of sewage disposal plants.

Naturalist (Hull) 1943. 65-69.

Barker W.G.

Turbine aeration in an activated sludge plant.

J.WPCF. 33. 1961. 1202.

Barth E.F. Ettinger M.B. Salotto B.V. McDermott G.N.

Summary report on the effects of heavy metals on the biological treatment processes.

J.WPCF. 37. 1965. 86-96.

Bartow E. Weigle A.M.

Zinc in water supplies.

Ind. Eng. Chem. 24. 1932. 463.

Batchelor G.K.

The theory of homogeneous turbulence.

Cambridge Univ. Press, Cambridge, 1958.

Bedömningsgrunder för svenska ytvatten.

Statens Naturvårdsverk Publ. 1969. 1.

Benedek P. Horvath I.

A practical approach to activated sludge kinetics.

Water Res. 1. 1967. 663-682.

Berg E.L. Brunner C.A. Williams R.T.

Single-stage lime clarification.

Water Wastes Engng. 42. 1970. 42-46.

Berg E.L. Williams R.T.

Single stage lime clarification of secondary effluent.

FWPCA., Cincinnati, 1968.

Bisogni J.J. Lawrance A.W.

Relationships between biological solid retention time and settling characteristics of activated sludge.

Wat.Res. 5. 1971. 753.

Block J.

Respirometric measurements on activated sludge.

Wat.Res. 8. 1974. 11-18.

Boes M.

Mathematische Analyse der Kinetik des biochemischen Sauerstoffbedarfs.

Karlsruher Ber.Ing.Biol. 1966. H.1.

Boes M. Hartmann L.

A method to determine reaction kinetic data for waste treatment.

Wat.Res. 7. 1973. 547-557.

Boroughs H. Chipman W.A. Rice T.R.

Laboratory experiments on the uptake, accumulation and loss of radionuclides by marine organisms.

National Acad.Sci., National Res.Council Publ. 551. 1957. 80.

Boyle M.N. Crabtree K. Iaccarino E.P. Lightfoot E.N. Rohlich G.A.

Flocculation phenomena in biological systems.

Advances in Water Quality Improvement., University Texas Press., 1968.

Braun H.

Der Einfluss der Nährstoffkonzentration auf die Reaktionskinetik des Belebtschlammverfahrens.

Karlsruher Ber.Ing.Biol. 1966.H.1.

Brezonik P.L. Patterson J.W.

Activated sludge ATP. Effects of environmental stress.

J. ASCE. 97. 1971. SA5. 813-824.

Brodkey R.S.

Mixing - Theory and practice. Fluid motion and mixing.

Academic Press, New York, 1966.

Brown T.J.

A study of the protozoa in a diffused-air activated sludge plant.

Wat.Poll.Control 64. 1965. 375-378.

Brown W.M. Shaw T.L. Shurben D.G.

Aspects of water quality and the toxicity of copper to rainbow trout.

Wat.Res. 8. 1974. 797-803.

Browning E.

Toxicity of industrial metals.

Butterworths, London, 1961.

Bryant J.O. Wilcox L.C. Andrews J.F.

Continuous time simulation of wastewater treatment plants.

69 th National Meeting of the AICHE., Cincinnati, 1971.

Bucksteeg W.

Determination of sludge activity - a possibility of controlling activated sludge plants.

Proc. 3rd Intern.Water Poll. Res.Conf., München, 1966. 2. 83-94.

Bucksteeg W. Thiele H.

Die Beurteilung von Abwasser und Schlamm mittels TTC.

GWF. 100. 1959. 916.

Bucksteeg W. Thiele H.

Beziehung zwischen biochemischer Abbauleistung und Reduktasenaktivität von Belebtschlamm.

GWF. 105. 1964. 1278-1782.

Bungay H.R.

Analogue simulation of interacting microbial cultures.

Chem.Engng.Progr.Symp.Ser. 64. 1968. 19-22.

Bungay H.R. Bungay M.L.

Microbial interaction in continuous culture.

Adv.Appl.Microbiol. 10. 1968. 269-290.

Burkhead C.E. Wood D.J.

Analog simulation of activated sludge systems.

J.ASCE. 95. 1969. 593.

Busch A.W.

BOD progression in soluble substrates.

Proc., 13 th Ind.Waste Conf., Purdue University, 1958.

Busch P.L.

Chemical interactions in the aggregation of bacteria.

Ph.D.Thesis,Harvard University, Cambridge, 1966.

Busch H.M. Stumm W.

Chemical interactions in the aggregation of bacterial bioflocculation in waste water treatment.

Enviromn.Sci.Technol. 2. 1968. 49.

Canale R.P.

Predator-prey relationships in a model for the activated sludge process.

Biotechn.Bioengng. 11. 1969. 887-907.

Cairns J. Scheier A.

The effects of temperature and hardness of water upon the toxicity of zinc to the common Bluegill (*Lepomis macrochirus*).

Notulae Naturae 299. 1957.

Cairns J. Scheier A.

The relationships of Bluegill Sunfish body size to tolerance
for some common chemicals.

Industrial Wastes 3. 1958. 126.

Cairns J. Scheier A.

The effects of temperature and hardness of water upon the
toxicity of zinc to Pond Snail (*Physa heterostropha*).

Notulae Naturae 308. 1958.

Carter J.L. McKinney R.E.

Effects of iron on activated sludge treatment.

J.ASCE. 99. 1973. EE2. 135-152.

Characlis W.G.

Attached microbial growths.

I. Attachment and growth.

Wat.Res. 7. 1973. 1113-1127.

II. Frictional resistance due to microbial slimes.

Wat.Res. 7. 1973. 1249-1258.

Chen K.Y. Young C.S. Jan T.K. Rohatgi O.L.

Trace metals in wastewater effluents.

J.WPCF. 46. 1974. 2663-2675.

Chipman W.A. Rice T.R. Rice T.J.

Uptake and accumulation of radioactive zinc by marine plancton,
fish and shellfish.

Fish.Bull., US Fish and Wildlife Service 58. 1958. 279.

Chiu S.Y. Fan L.T. Kao I.C. Erickson L.E.

Kinetic behavior of mixed populations of activated sludge.

Biotechn.Bioengng. 14. 1972 .179-199.

Chiu S.Y. Erickson L.E. Fan L.T. Kao I.C.

Kinetic model identification in mixed populations using continuous culture data.

Biotechn.Bioengng. 14. 1972 207-231.

Chiu S.Y. Kao I.C. Erickson L.E. Fan L.T.

ATP pools in activated sludge.

J. WPCF. 45. 1973 .1746-1758.

Clasen J. Bernhardt H.

The use of algal assays for determining the effect of iron and phosphorus compounds on the growth of various algal species.

Wat.Res. 8. 1974. 31-44.

Connell C.H.

Phosphorus removal and disposal from municipal wastewater.

Project Nr. 17010 DYB, FWQA 1970.

Crabtree K. Boyle W. MacKay E. Rohlich G.A.

A mechanism of floc formation by Zoogloea Ramigera.

J.WPCF. 38. 1966. 1968-1980.

Culp R.L. Culp R.T.

Advanced Wastewater Treatment.

Van Nostrand Reinhold, New York, 1971.

Curds C.R.

A computer-simulation study of predator-prey relationships in a single-stage continuous-culture system.

Wat.Res. 5. 1971.793-812.

Curds C.R.

Computer simulations of microbial population dynamics in the activated-sludge process.

Wat.Res. 5. 1971. 1049-1066.

Curds C.R.

A theoretical study of factors influencing the microbial population dynamics of the activated-sludge process.

I. The effects of diurnal variations of sewage and carnivorous ciliated protozoa.

Wat.Res. 7. 1973. 1269-1284.

II. A computer simulation study to comparative methods of plant operation.

Wat.Res. 7. 1973. 1439-1452.

Curds C.R.

Computer simulation of some complex microbial food chains.

Wat.Res. 8. 1974. 769-780.

Curds C.R. Cockburn A.

Protozoa in biological sewage-treatment processes.

I. A survey of the protozoan fauna of british percolating filters and activated sludge plants.

Wat.Res. 4. 1970. 225-236.

II. Protozoa as indicators in the activated-sludge processes.

Wat.Res. 4. 1970. 237-249.

Curds C.R. Cockburn Vandyke J.M.

An experimental study of the role of the ciliated protozoa in the activated-sludge process.

Wat.Poll.Control 67. 1968. 312-329.

Cyrus Z. Sladka A.

Several interesting organisms present in activated sludge.

1st Limnol.Conf., Bystricka, 1967.

Dean R.B.

Colloids complicates treatment processes.

Environm.Sci.Technol. 3. 1969. 820-824.

D'Eustachio A.J. Levin E.I.

Levels of adenosine triphosphate during bacterial growth.

Bacteriological Proceedings 67. 1967. 121-122.

Dick R.I.

Role of activated sludge final settling tanks.

J.ASCE. 96. 1970. SA2. 423.

Dick R.I. Veselind P.A.

The sludge volume index - what is it ?

J.WPCF. 41. 1969. 1285-1298.

Dick R.I. Young K.W.

Analysis of thickening performance of final settling tanks.

27 th Ind.Waste Conf., Purdue University, 1972.

Doudoroff P.

Some recent developments in the study of toxic industrial wastes.

Proc., 4 th Ann.N.W.Ind.Waste Conf., Pullman, 1952.

Doudoroff P. Katz M.

A critical review of literature on the toxicity of industrial wastes and their components to fish. II. The metals as salts. Sew.Ind.Wastes 25. 1953. 802.

Downing A.L. Knowles G.

Population dynamics in biological treatment plants. Advances in Water Pollution Research 2. 1967. 117-136.

Eckenfelder W.W.

Industrial water pollution control. McGraw-Hill, New York, 1966.

Eckenfelder W.W.

Industrial Waste treatment. J.WPCF. 39. 1967. 240-250.

Eckenfelder W.W. O'Connor D.J.

Biological waste treatment. Pergamon Press., London, 1961.

Eckhoff D.W. Jenkins D.

Activated sludge systems, kinetics of the steady state and transient states. SERL Report No.67-12. 1967.

Erickson L. E. Fan L.T.

Optimization of the hydraulic regime of activated sludge systems. J.WPCF. 40. 1968. 345-362.

European Standards for Drinking Water.

WHO. Geneve, 1961.

Fair G.M. Geyer J.C.

Water supply and wastewater disposal.

Wiley, New York, 1961.

Farkas P.

Method for measuring aerobic decomposition activity of activated sludge in an open system.

Proc., 4th International Conf. on Water Poll., Res., Praugue, 1968.

Finstein M.S.

Growth and flocculation of a Zoogloea culture.

Appl. Microbiol. 15. 1967. 962-963.

Finstein M.S. Heukelekian H.

Gross dimensions of activated sludge flocs with reference to bulking.

J.WPCF. 39. 1967. 33-40.

Fischer A.J. Hillman A.

Improved sewage clarification by preflocculation without chemicals.

Sew. Works J. 12. 1940. 280.

Ford D.L. Eckenfelder W.W.

Effect of process variables on sludge floc formation and settling characteristics.

J.WPCF. 39. 1967. 1850.

Ford D.L. Yang J.T. Eckenfelder W.W.

Dehydrogenase enzyme as a parameter of activated sludge activities.
Proc., 21st Ind.Waste Conf., Purdue University, 1966.

Forrest W.W.

Adenosin triphosphate pool during the growth cycle in Streptococcus faecalis.

J. Bacteriology 90. 1965. 1013-1016.

Forster C.F.

Activated sludge surfaces in relation to the SVI.

Wat.Res. 5. 1971. 861-871.

Forster C.F.

The surface of activated sludge particles in relation to their settling characteristics.

Wat.Res. 2. 1968. 767-776.

Forster C.F. Choudhry N.M.

Physico-chemical studies on activated sludge bioflocculation.

Effl.Water Treatment I. 1972. 127-131.

Friedman B.A. Dugan P.R.

Identification of Zoogloea species and the relationship to zoogloea matrix and floc formation.

J. Bact. 96. 1968. 1903-1909.

Friedman B.A. Dugan P.R. Pfister R.M. Remson C.C.

Fine structure and composition of the zoogloea matrix surrounding Zoogloea Ramigera.

J.Bact. 96. 1968. 2144-2153.

Friedman B.A. Dugan P.R. Pfister R.M. Remson C.C.

Structure of extracellular polymers and their relationship to bacterial flocculation.

J.Bact. 98. 1969. 1328-1334.

Friedman A.A. Schroeder E.D.

Temperature effects on growth yield in activated sludge.

J.WPCF. 44. 1972. 1433.

Garrett M.T.

Hydraulic control of activated sludge growth-rate.

Sewage Ind.Wastes 30. 1958. 253-261.

Garrett M.T. Sawyer C.N.

Kinetics of removal of soluble BOD by activated sludge.

Proc., 7 th Ind. Waste Conf., Purdue University, 1951.

Gaudy A.F. Jr. Srinivasaraghavan R.

Experimental studies on a kinetic model for design and operation of activated sludge processes.

Biotechn.Bioengng. 16. 1974. 723-738.

Gaudy E. Wolfe R.S.

Composition of an extracellular polysaccharide produced by *Sphaerotilus natans*.

Appl.Microbiol. 10. 1962. 200-205.

Genetelli E.J.

DNA and nitrogen relationships in bulking activated sludge.

J.WPCF. 39. 1967. R 32 - R 44.

Gong J.K. Shipman W.H. Cohn S.H.

Uptake of fission products and neutron-induced radionuclides
by the clam.

Proc.Soc.Experiment. Biology and Medicine 95. 1951. 451.

Goodman J.R.

Toxicity of zinc for Rainbow Trout (*Salmo gairdnerii*).

Cal.Fish.Game 37. 1951. 191.

Grady C.P.L.

A theoretical study of activated sludge transient response.

Proc., 26 th Ind.Waste Conf., Purdue University, 1971.

Grady C.P.L. Harlow L.J. Riesing R.R.

Effects of growth rate and influent substrate concentration
on effluent quality from chemostats containing bacteria in pure
and mixed culture.

Biotechn.Bioengng. 14. 1972. 391-410.

Grady C.P.L. Roper R.E.

A model for the bio-oxidation process which incorporates the
viability concept.

Wat.Res. 8. 1974. 471-483.

Grady C.L.P. Williams D.R.

Effects of influent substrate concentration on the kinetics of
natural microbial populations in continuous culture.

Wat.Res. 9. 1975. 171-180.

Gram A.L.

Reaktion kinetics of aerobic biological processes.

I.E.R. Series 90. Report No 2. 1956.

Sanit. Engng.Res.Laboratory, Univ. of California, Berkeley.

Hardin G.

Flocculation of bacteria by protozoa.

Nature (London) 151. 1943. 642.

Hartmann L.

Die Beziehungen zwischen Beschaffenheit, Leistungsfähigkeit und Lebensgemeinschaft der Belebtschlammflocke am Beispiel einer mehrstufigen Versuchsanlage.

Diss., TH.Karlsruhe 1960.

Hartmann L.

The influence of turbulence on the activity of activated sludge flocs.

J.WPCF. 39. 1967. 958.

Hartmann L.

Zwei Methoden zur Bestimmung und Beschreibung von Toxizitätserscheinungen in der Wasser und Abwasseranalyse.

GWF. 108. 1967. 249-252.

Hartmann L.

Biochemische Parameter beim Belebtschlammverfahren.

GWF. 109. 1968. 942-947.

Hartmann L. Laubenberger G.

The influence of turbulence on the activity of biological slimes.

J.WPCF. 40. 1968. 670-676.

Hartmann L. Laubenberger G.

Toxicity measurements in activated sludge.

J.ASCE. 94. 1968. SA2. 247-256.

Hartmann L. Wilderer P.

Physical and biochemical aspects of BOD-kinetics

Proc., 4 th Internatl.Conf.Water Poll.Res., Prauge, 1969.

Hartmann L. Wilderer P.

Reaktionskinetische Analyse mikrobiologischer Vorgänge.

Zentralbl.f.Bakt. 1. 1971. 225-267.

Hartmann L. Wilderer P.

Biokinetic evaluation of BOD concepts and data.

Discuss., J. ASCE. 98. 1972. 262-265.

Hartmann L. Wilderer P. Müller L.

Vergleich verschiedener Parameter zur Beschreibung der Schmutz-
konzentration in kommunalem Abwasser.

Korresp.Abwasser 20. 1973. 144-147.

Hazeltine T.R.

Some recent advances in the design of activated sludge systems.

Ann.Meeting Calif.WPCF. 1962.

Healy T.W.

Flocculation-dispersion behavior of quartz in the presence of
a polyacrylamide flocculant.

J.Colloid Sci. 16. 1961. 109.

Herbert D. Elsworth R. Telling R.C.

The continuous culture of bacteria: A theoretical and experimental
study.

J.Gen.Microbiol. 14. 1956. 601-622.

Heukelekian H.

Slime formation in sewage.

II. Factors affecting slime growth.

Sew.Ind.Wastes 28. 1956. 78-92.

III. Nature and composition of slimes.

Sew.Ind.Wastes 28. 1956. 46-73.

Heukelekian H. Gellman I.

Studies of biochemical oxidation by direct methods.

IV. Effect of toxic metal ions on oxidation.

Sew.Ind.Wastes 27. 1955. 70.

Heukelekian H. Ingols R.S.

Studies on activated sludge bulking.

II. Bulking induced by domestic sewage.

Sewage Works J. 12. 1972. 694.

Heukelekian H. Orford H.E. Manganelli R.

Factors affecting the quantity of sludge production in the activated sludge process.

Sew.Ind.Wastes 23. 1951. 945-958.

Heukelekian H. Weisburg E.

Bound water and activated sludge bulking.

Sew.Ind.Wastes 28. 1956. 558.

Hinman J.J.

Desirable characteristics of a municipal water supply.

J.AWWA. 30. 1938. 484.

Hinze J.O.

Turbulence.

McGraw-Hill Book Co., New York, 1959.

Holm-Hansen O. Booth C.R.

The measurement of adenosin triphosphate in the ocean and its ecological significance.

Limnology and Oceanography 11. 1966. 510-519.

Huggett R.J. Bender M.E. Slone H.D.

Utilizing metal concentration relationships in the eastern oyster (*Crassostrea Virginica*) to detect heavy metal pollution.

Wat.Res. 7. 1973. 451-460.

International Standards for Drinking Water.

WHO., Geneve, 1963.

Jenkins D Garrison W.E.

Control of activated sludge by Mean Cell Residence Time.

J.WPCF. 40. 1968. 1905-1919.

Jones J.R.E.

The relative toxicity of salts of lead, zinc and copper to the Stickleback.

J.Experiment.Biol. 15. 1938. 394.

Jones P.H. Prasad D.

The use of tetrazolium salts as a measure of sludge activity.

J.WPCF. 41. 1969. R 441 - R 449.

Kjeldaas R.

Phosphorus removal with iron salts.

M.S. Thesis, University of Washington, Seattle, 1971.

Klein I.R. Lang M. Nash N. Kirschner S.L.

Sources of metals in New York City wastewater.

J.WPCF. 46. 1974. 2653-2662.

Knop E.

Design studies for the Emscher Mouth Treatment Plant.

J. WPCF. 38. 1966. 1194.

Kotze J.P.

Methods for the determination of intermediary enzymes in mixed cultures used for the purification of organic polluted water.

Wat.Res. 1. 1967. 351-365.

Lackey J.B.

Shellfish and radioactivity.

Eng.Progress 13. 1959. No 11.

Lamb A. Tollefson E.L.

Toxic effects of cupric, chromate and chromic ions on
biological oxidation.

Wat.Res. 7. 1973. 599-613.

LaMer V.K. Healy T.W.

Adsorption-flocculation reactions of macromolecules at the
solid-liquid interface.

Rev.Pure.Appl.Chem. 13. 1963. 112.

Laubenberger G.

Struktur und physikalisches Verhalten der Belebtschlamm-
flocke.

Karlsruher Ber.Ing.Biol. 1970. H.3.

Laubenberger G. Hartmann L.

Physical structure of activated sludge in aerobic stabilisation.

Wat.Res. 5. 1971. 335-341.

Lawrance A.W.

Application of process kinetics to design of anaerobic processes.

Advances in Chemistry Series No. 105. 1971. 163, Washington.

Lawrance A.W.

Modeling and simulation of slurry biological reactors.

Assoc.Environm.Engng.Professors, 8 th Ann.Workshop 1972. 217-247.

Lawrance A.W. McCarty P.L.

A kinetic approach to biological wastewater treatment design and operation.

Techn.Rep. No. 23., Cornell University, Ithaca, 1969.

Lawrance A.W. McCarty P.L.

Unified basis for biological treatment design and operation.

J.ASCE 96. 1970. SA3. 757-778.

Lawrance A.W. Milnes T.R.

Biokinetic approach to least cost design of activated sludge system.

Proc., 162 nd National Meeting of the American Chemical Soc., 1971. Washington.

Lenhard G.

Dehydrogenase activity as a criterion of toxic effects in biological purification system.

Hydrobiologia (Danmark) 25. 1965. 1-8.

Lenhard G. Nourse L.D. Schwartz H.M.

Measurement of dehydrogenase activity of activated sludge.

Advances in Water Pollution Research., Pergamon Press Ltd., London, Vol. 2. 105. 1965.

Levich V.G.

Physico-chemical Hydrodynamics.

Prentice Hall Inc., Englewood Cliffs, 1962.

Liebmann H.

Schwermetalle im Wasser - ihre Toxicität und Beseitigung.

WAF. 1968. 5-6.

Liebmann H. Offhaus K.

Volumetrische BSB-Messungen mit Hilfe des "Sapromat", einen neuen Gerät zur Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarf und der Toxizität.

Abwasserwirtschaft 3. 1966. 4-6.

Lisper P.

Om dagvattnets sammansättning och dess variationer.

Doktorsavhandling CTH. Göteborg, 1974.

Lloyd R.

The toxicity of zinc sulphate to Rainbow Trout.

Ann.Appl.Biol. 48. 1960. 84.

Lloyd R.

The toxicity of mixtures of zinc and copper sulphates to Rainbow Trout (*Salmo gairdnerii*).

Ann.Appl.Biol. 49. 1961. 535.

Loehr R.C.

Characteristics and comparison magnitude of non-point sources.

J.WPCF. 46. 1974. 1849-72.

Macrae R.M. Wilkinson J.F.

Poly-hydroxybutyrate metabolism in washed suspension of
Bacillus cereus and Bacillus megaterium.

J.Gen.Microbiol. 19. 1958. 210.

Malmquist P-A. Svensson G.

Sammanställning av utförda dagvattenundersökningar i
Stockholm och Göteborg. 1969-1972.

CTH. VA-teknik Publ. B. 74:1.

McCalla T.M.

Chemical studies of solids, runoff, soil profile and ground-
water from beef cattle feedlots at Mead, Nebraska.

Proc., Agricult.Waste Managem.Conf., Cornell Univ., Ithaca,
1972.

McCarty P.L.

Energetics and bacterial growth.

5 th Rudolph Res.Conf., New Brunswick, 1969.

McCarty P.L.

Stoichiometry of biological reactions.

Internatl.Conf. "Toward a Unified Concept of Biological Waste
Treatment Design"., Atlanta, 1972.

McKinney R.E.

Biological flocculation.

Biol.Treatm.Sew.Ind.Wastes 1. 1956. 88.

McKinney R.E.

Mathematics of complete-mixing activated sludge.

J.ASCE 88. 1962. SA3. 87-113.

McKinney R.E.

Design and operational model for complete mixing activated
sludge system.

Biotechn.Bioengng. 16. 1974. 703-722.

McKinney R.E. Horwood M.P.

A fundamental approach to the activated sludge process.

I. Floc producing bacteria.

Sew.Ind.Wastes 24. 1952. 117.

II. A proposed theory of floc formation.

Sew.Ind.Wastes 24. 1952. 280.

McKinney R.E. O'Brien W.J.

Activated sludge - basic design concept.

J.WPCF. 40. 1968. 1831.

McKinney R.E. Ooten R.J.

Concepts of complete-mixing activated sludge.

Trans. 19 th Ann.Conf.Sanit.Engng.,

Bulletin of Engineering and Architecture No 60. 1969. 32-59.

Middleton A.C. Lawrance A.W.

Optimal design of activated sludge system.

Cornell University 1972.

Milnes T.R. Lawrance A.W.

Dynamic modeling of the completely mixed activated sludge process: laboratory and mathematical studies.

44 th Ann.Conf. WPCF., San Francisco, 1971.

Monod J.

The growth of bacterial cultures.

Annual Review of Microbiology III. 1949. 371.

Monod J.

La technique culture continue, theorie et applications.

Annales Institute Pasteur 79. 1950. 390-410.

Morand J.M.

Physical factors affecting the size of bacterial flocs.

Ph.D.Thesis, University of Wisconsin, 1964.

Moser A.

Die Kinetik der biologischen Abwasserreinigung.

GWF 115. 1974. 411-417.

Moser F. Moser A. Wolfbauer O.

Vorausberechnung der Leistung und des Betriebsverhaltens von Abwasserreinigungsanlagen nach dem Belebtschlammverfahren unter Verwendung eines mathematischen Modells.

GWF. 113. 1972. 219-226.

Muck R.E. Grady C.P.L,

Temperature effects on microbial growth in CSTR's.

J.ASCE. 100. 1974. EE5. 1147-1163.

Mueller J.A. Morand J. Boyle W.C.

Floc sizing techniques.

Appl.Microbiol. 15. 1967. 125-134.

Mueller J.A. Voelkel K.G. Boyle W.C.

Nominal diameter of floc related to oxygen transfer.

Environm.San.Engng.Div. 92. 1966. 89.

Mulbarger M.C. Grossman E. Dean R.B. Grant O.L.

Lime clarification, recovery, reuse and sludge dewatering characteristics.

J.WPCF. 41. 1969. 2070-2085.

Mulbarger M.C. Shifflet D.G.

Combined biological and chemical treatment for phosphorus removal.

Chem.Engng.Progress 67. 1970. 107-116.

Murphy K.L. Timpany P.L.

Design and analysis of mixing for an aeration tank.

J. ASCE. 93. 1967. SA5. 1-15.

Nambu S.

Equilibrium of BOD materials in the activated sludge process.

Wat.Res. 5. 1971. 1127-1134.

Novak J.T.

Temperature-substrate interactions in biological treatment.

J.WPCF. 46. 1974. 1984-1994.

Obayashi A.W. Gaudy A.F.

Aerobic digestion of extracellular microbial polysaccharides.

J.WPCF. 45. 1973. 1584-1594.

Offhaus K.

Zinkgehalt und Toxizität in den Abwässern der Chemiefasern-
industrie.

WAF. 1968. 7-21.

Ott Ch.R. Bogan R.H.

Theoretical analysis of activated sludge dynamics.

J. ASCE. 97. 1971. SA1. 1-17.

Parker D.S.

Characteristics of biological flocs in turbulent regimes.

Ph.D.Thesis, University of California, Berkeley, 1970.

Parker D.S. Kaufman W.J. Jenkins D.

Physical conditioning of activated sludge floc.

J.WPCF. 43. 1971. 1817-1833.

Pasveer A.

Untersuchungen über das Belebtschlammverfahren für die Reini-
gung von Abwasser.

Ges.Ing. 76. 1955. 332.

Pasveer A. Sweeries S.

Research on activated sludge.

III. Distribution of oxygen in activated sludge floc.

Sew.Ind.Wastes 26. 1954. 149.

Pasveer A. Sweeris S.

Über die Theorie des Sauerstoffeintrages und des Sauerstoffverbrauches beim Belebtschlammverfahren nach dem Stand der Kenntnisse von 1967.

Münchener Beiträge Bd.5. 1968. 115.

Patterson J.W.

The application of biochemical activity indices to an activated sludge system.

Ph.D.Thesis, University of Florida, Gainesville, 1969.

Patterson J.W. Brezonik P.L. Putnam H.D.

Sludge activity parameters and their application to toxicity measurements in activated sludge.

Proc., Ind.Waste Conf., Purdue Univ., Eng.Ext.Serie 135. 1969. 127.

Patterson J.W. Brezonik P.L. Putnam H.D.

Measurement and significance of adenosin triphosphate in activated sludge.

Envirom.Sci.Technol. 4. 1970. 569-575.

Pavoni J.L. Tenney M.W. Echelberger W.F.

Bacterial exocellular polymers and biological flocculation.

J.WPCF. 44. 1972. 414-431.

Pearson E.A.

Kinetics of biological treatment.

Advances in Water Quality Improvement., Univ. of Texas Press, Austin 1968.

Pfeffer J.T.

Trace element needs of filamentous microorganisms.

Report FWPCA. Res.Gr. WP-00646. 1964-1967.

Pillai S.A. Subrahmanyam V.

Role of protozoa in the activated sludge process.

Nature (London) 150. 1942. 525.

Pillai S.A. Subrahmanyam V.

Role of protozoa in the aerobic purification of sewage.

Nature (London) 154. 1944. 179.

Pipes W.O.

Types of activated sludge which separate poorly.

J.WPCF. 41. 1969. 714-724.

Poon C.P.C.

Metal toxicity to sewage organisms.

J.ASCE. 97. 1971. SA1. 161-169.

Public Health Service Drinking Water Standards US Dept.

of Health, Education and Welfare, Washington, 1962.

Ramanathan M. Gaudy A.F. Cook E.E.

Selected analytical methods for Research in Water Pollution

Control.

Oklahoma State University, Stillwater, 1968.

Reed S.C. Murphy R.S.

Low temperature activated sludge settling.

J.ASCE. 95. 1969. SA4. 747-767.

Reid R.

The vorticellid protozoa of activated sludge and their significance, an experimental and ecological analysis.

Comparative studies on one year surveys of the protozoan populations at two sewage works operating activated sludge plants.

Ph.D.Thesis, London University, 1966.

Reid G.W. Assenzo J.R.

Biological slimes.

Proc., 1st. Conf. Biological Waste Treatment, Manhattan Coll., 1960.

Report of the Water Pollution Research Board, with the Report of the Director of the Water Pollution Research Laboratory for the year 1959.

Dept. of Scientific and Ind. Res., H.M. Stationary Office, 1960.

Reynolds I.D. Yang J.T.

Model of the completely-mixed activated sludge process.

Proc., 21. Ind. Waste Conf., Purdue Univ., 1966.

Richtlinien über die Beschaffenheit abzuleitender Abwässer.

Eidg. Amt. f. Gewässerschutz, Bern, 1966.

Rodhe W.

Environmental requirements of planktonic algae.

Symp. Bot. Uppsala 1948. 10. 149.

Rothstein A.

Toxicology of the minor metals.

Univ. of Rochester, AEC Project, UR-262, 1953.

Rudolfs W. Lacy I.O.

Settling and compacting of activated sludge.

Sew.Works J. 6. 1934. 647.

Schroeder E.D.

The relationship between process configuration and process performance.

Pers.publ. 1974.

Servizi J.A. Bogan R.H.

Free energy as a parameter in biological treatment.

J. ASCE. 89. 1963. SA3. 17-40.

Sherrard J.H. Schroeder E.D.

Relationship between the observed yield coefficient and mean cell residence time in the completely mixed activated sludge process.

Wat.Res. 6. 1972. 1039.

Silveston P.L.

Simulation of the mean performance of municipal waste treatment plants.

Wat.Res. 6. 1972. 1101-1111.

Singrün M.E.

Die Verwandbarkeit biochemischer Parameter zur Beurteilung kommunaler Abwässer.

Karlsruher Ber.Ing.Biol. 1973. H.6.

Skulberg O.M.

Algal cultures as a means to assess the fertilizing influence of pollution.

Proc. 3 rd Intern.Conf.Water Poll Res., München, 1966.

Sladka A. Zahradka V.

Relationship between activated sludge morphology and activity.

Wat.Res. 5. 1971. 871-876.

Stacey M. Barker S.A.

Polysaccharides of microorganisms.

Oxford University Press. 1960.

Stack V.T. Conway R.A.

Design data for completely mixed activated sludge treatment.

Sew.Ind.Wastes 31. 1959. 1181-1190.

Stanier R.Y. Doudoroff M. Adelberg E.A.

The microbial world.

Prentice Hall Inc., Englewood Cliffs, 1963.

Stelzer W.

Untersuchungen des DNS-Gehaltes in Mischpopulationen und die Bedeutung der Desoxyribonucleinsäure für Biomassebestimmung.

WWT. 22. 1972. 82-84.

Stensel H.D. Shell G.L.

The design of biological wastewater treatment processes - solid retention time or food: mass ratio.

45 th Ann.Conf.WPCF., Atlanta, 1972.

Stewart M.J.

Activated sludge process variations the complete spectrum.

I. Basic concepts

Water & Sewage Works lll. 1964. 153-158.

II. Process descriptions.

Water & Sewage Works lll. 1964. 246-249.

III Effluent quality - process loading relationships.

Water & Sewage Works.lll. 1964. 295-297.

Stukenberg J.R.

Biological-chemical wastewater treatment.

J.WPCF. 43. 1969. 2070-2080.

Stumm W.

Oxygenation of ferrous iron.

Projekt Nr. 14010-06/69 FWQA 1970.

Sudo R. Aiba S.

Effect of copper and hexavalent chromium on the specific growth rate of ciliata isolated from activated sludge.

Wat.Res. 7. 1973. 1301-1307.

Sydenham D.H.J.

A re-assesment of the relative importance of ciliates, rhizopods and rotarians in the ecology of activated sludge.

Hydrobiologia 1971. 38.

Sykes R.M.

Identification of the limiting nutrient and specific growth rate.

J.WPCF. 45. 1973. 888-895.

Söderlund G.

Dagvattnets fysikalisk-kemiska och bakteriologiska sammansättning.

STU-rapport 70 - 242/U 177.

Söderlund G. Lehtinen H.

Föroreningar i dagvatten från stadsbebyggelse I.

Vatten 26. 1970. 326-335.

Söderlund G. Lehtinen H.

Föroreningar i dagvatten från stadsbebyggelse II.

Vatten 27. 1971. 265-272.

Tabarasan O. Sekoulov I.

Die Atmungsaktivität in Abhängigkeit von der Dichte des belebten Schlammes.

Ges.Ing. 91. 1970. 178-180.

Talmdage W.P. Fitch E.B.

Determining thickener unit areas.

Ind.Engng.Chem. 47. 1955. 1.

Tench H.B. Morton A.Y.

The application of enzyme kinetics to activated sludge research.

J.Proc.Inst.Sew.Purif. 5. 1962. 478-486.

Tenney M.W. Stumm W.

Chemical flocculation of microorganisms in biological waste treatment.

J.WPCF. 37. 1965. 1370.

Tenney M.W. Verhoff F.H.

Chemical and autoflocculation of microorganisms in biological wastewater treatment.

Biotechn.Bioengng. 15. 1973. 1045-1075.

Tesarik I.

Flow in sludge-blanket clarifiers.

J.ASCE 93. 1967. SA6. 105-120.

Tischler L.F. Eckenfelder W.W.

Linear substrat removal in the activated sludge process.

Proc., 4th Internatl.Conf. on Water Poll.Res., Prauge, 1968.

Tharabaj G.J. Gaudy A.F.Jr.

Effect of initial biological solids concentration and nitrogen supply on metabolic patterns during substrate removal and endogenous metabolism.

J.WPCF. 43. 1971. 318-334.

Thomas E.A.

Phosphat elimination in der Belebtschlammanlagen von Männedorf und Phosphat-Fixation in See- und Klärschlamm.

Vierteljahresschrift.Naturforsch.Ges.Zürich. 110. 1965. 419-434.

Thomas E.A.

Phosphatfällung in der Kläranlage von Uster und Beseitigung
des Eisen-Phosphat-Schlammes (1960-1966).

Vierteljahresschrift.Naturforsch.Ges.Zürich. 111. 1966. 309-318.

Thomas E.A.

Betriebserfahrungen mit Phosphatelimination bei 10 kommunalen
Kläranlagen im Kanton Zürich, 1969.

Gaz.Eaux - Eaux usees. 50. 1970. 179-190.

Thomas H.A.

The public health implications of radioactive fallout in water
supplies.

Amer.J.Publ.Health and Nation's Health. 46. 1956. 1266.

Tofflemire T.J. Hetling L.J.

Treatment of a combined wastewater by the low-lime process.

J.WPCF. 45. 1973. 210-220.

Treatment of mixed domestic sewage and industrial waste-
waters in Germany.

OECD. Paris. 1966.

van Uden N.

Transport-limited growth in the chemostat and its competi-
tive inhibition: a theoretical treatment.

Archiv f. Microbiologie 58. 1967. 145.

van Uden N.

Kinetics of nutrient-limited growth.

Annual Review of Microbiology, 23. Ann.Rev.Inc., Palo Alto, 1969.

Unz R.F. Davis J.A.

Microbiology of combined chemical-biological treatment.

J.WPCF. 47. 1975. 185-194.

Verstraete W. Voets J.P. Vanlooche R.

Three-step measurement by the Sapromat to evaluate the BOD the mineral imbalance and the toxicity of water samples.

Wat.Res. 8. 1974. 1077-1081.

Waldichuk M.

Fisheries of the coast of British Columbia in relation to any future sea disposal of radioactive wastes.

Rep.Ser.Nr 86. Fisheries Res.Board, Canada, 1961.

Walker L.F.

Hydraulically controlling solids retention time in the activated sludge process.

J.WPCF. 43. 1971. 30.

Washington D.R. Rao S.S. Hetling L.J. Martin E.J.

Kinetics of the steady state bacterial culture with application to the activated sludge process.

Final Rept., Project WP-228, 1965.

Div.Water Supply Poll.Contr., Us Dept. Health, Education and Welfare.

Water Quality Criteria.

Rept. National Techn.Advisory Comm., Secretary of the Interior.,
FWPC.Administr., Washington, 1968.

Weddle C.L. Jenkins D.

The viability and activity of activated sludge.
42 nd Ann.Conf. of the WPCF., Dallas, 1969.

Weddle C.L. Jenkins D.

The viability and activity of activated sludge.
Wat.Res. 5. 1971. 621-641.

Wedekind P. Süßenbach D.

Möglichkeiten der Aufbereitung von Gülle zur Veränderung
ihrer physikalischen, chemischen und hygienischen Eigenschaften
als Grundlage ihrer landwirtschaftlichen Verwertung.
WWT. 22. 1972. 184.

Weston R.F. Eckenfelder W.W.

Applications of biological treatment to industrial wastes.
I. Kinetics and equilibria of oxidative treatment.
Sew.Ind.Wastes 27. 1955. 802-820.

Wilderer P.

Die Enzymkinetic als Grundlage des BSB-Reaktion.
Karlsruher Ber.Ing.Biol. 1969. H.2. 1-118.

Wilderer P. Dietzel F. Hartmann L.

Zur Biotechnologie des Belebtschlammverfahrens.
GWf. 116. 1975. 315-321.

Wilderer P. Hartmann L.

Die Beurteilung von Abwässern hinsichtlich einer biologischen
Behandlung.

WAF. 5. 1970. 131-137.

Wildi P.

Operating experience and results using the simultaneous
precipitation of phosphates in activated sludge plants
for 5 000 to 30 000 inhabitants in the Canton of Zürich.

Wat.Res. 6. 1972. 477-479.

Wildi P.

Phosphatelimination aus Abwasser unter spezieller Berück-
sichtigung praktischer Betriebserfahrungen mit der Simultan-
fällung in der Schweiz.

EAS. München, 1972. 81-89.

Wilkinson J.F.

The extracellular polysaccharides of bacteria.

Bact.Rev. 22. 1958. 46-73.

Wood D.K. Tchobaoglous G.

Trace elements in biological waste treatment with specific
reference to the activated sludge process.

29 th Ind.Waste Conf., Purdue University, 1974.

Wuhrmann K.

Über die Sauerstoffversorgung flockiger und zoogloeaartiger
Aggregationen aerober Mikroorganismen.

Schweiz.Zschrft.allg.Pathologie u. Bakteriologie 20. 1957. 567.

Wuhrmann K.

Hauptwirkungen und Wechselwirkungen einiger Betriebsparameter
im Belebtschlammssystem: Ergebnisse mehrjähriger Grossversuche.
Schweiz.Zschrft.Hydrol. 26. 1964. 218-270.

Wuhrmann K.

Grundlagen für die Dimensionierung der Belüftung bei Belebtschlammanlagen.
Schweiz.Zschrft.Hydrol. 26. 1964. 310-337.

Young T.B.

Dynamic analysis of a microbial process - A system engineering
approach.
Wat.Res. 8. 1974. 377-393.

Zenz D.R. Pivnicka J.R.

Effective phosphat removal by the addition of alum to the
activated sludge process.
24 th Ind.Waste Conf., Purdue University, 1969.