

PRA - FORSKNINGSPROSJEKT NR. 2.4

RENSEANLEGG FOR FJERNING AV
FLYTENDE OG PARTIKULÆRE FORURENSNINGER, OLJE OG FETT
VED MIDLERTIDIG UTSLIPP TIL SJØRESIPIENT

Litteraturstudium og vurdering
av forskningsbehov

FORORD

Prosjektkomiteén for et forskningsprogram for rensing av avløpsvann gikk i møte 15. desember 1971 inn for at det skulle bevilges midler til utredning vedrørende enkel behandling av avløpsvann for midlertidig utslipp til gode sjøresipienter.

Prosjektet ble av komiteén gitt betegnelsen PRA-forskningsprosjekt nr. 2.4 og ble i komiteéns innstilling til Industridepartementet beskrevet som et program med følgende intensjon:

"Utredning angående enkle, driftssikre og billige anlegg eller metoder for fjerning av grove partikler og flyttestoffer i avløpsvann. Slike anlegg er først og fremst aktuelle i forbindelse med kortvarige, midlertidige utslipp til gode sjøresipienter. Utslipp av denne type vil det bli mange av i våre kystområder som ledd i samling av det forurensede avløpsvann til større renseanlegg, som er en langsiktig oppgave.

Komiteén går inn for at NIVA i samarbeid med et konsulentfirma skal foreta en utredning angående dette problemet gjennom litteraturstudium, leverandørkontakter m.v. samt vurdere eventuelt behov for- og omkostninger forbundet med forsøksmessige installasjoner av en eller flere enheter eller metoder for slik behandling av avløpsvann".

Prosjektet ble ved brev av 20. januar 1972 godkjent av Industridepartementet.

Ved brev av 7. februar 1972 fikk konsulentfirmaet A/S Hjellnes & Co. i oppdrag fra NIVA å foreta nevnte utredning i samarbeide med NIVA.

Saksbehandler i firmaet A/S Hjellnes & Co. har vært siv.ing. Finn B. Christensen. NIVA's saksbehandler og kontaktmann har inntil 1.7.73 vært siv.ing. Arne Rosendahl, fra denne dato overtok siv.ing. Peter Balmér.

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	I
FIGURFORTEGNELSE	IV
TABELLFORTEGNELSE	VI
BILAGSFORTEGNELSE	VIII
1.0 INNLEDNING	1
2.0 FORMÅL	3
3.0 ARBEIDSOPPLEGG	4
4.0 AVLØPSVANN TIL SALTVANNSRESIPIENT	5
4.1 Potensielle forurensningsproblemer	7
4.1.1 Hygieniske problemer	8
4.1.2 Flytestoffer	9
4.1.3 Turbiditet	9
4.1.4 Organiske stoffer	10
4.1.5 Næringssalter	10
4.1.6 Toksiske stoffer	11
4.1.7 Sedimenterbare stoffer	12
4.2 Dypvannsutslipp	13
4.3 Kvantitet og sammensetning	14
5.0 FLYTESTOFFER	18
5.1 Klassifisering av flytestoffer	18
5.2 Flytestoffmengder	19
5.3 Analysemetoder	24
6.0 PRINSIPIELLE RENSEMETODER	26
7.0 GENERELT OM ANVENDTE PROSESSER OG UTSTYR	31
7.1 Rister	31
7.2 Siler	43
7.2.1 Stasjonære siler	44
7.2.2 Kontinuerlig båndsiler	50
7.2.3 Vibrerende siler	50
7.2.4 Roterende trommelsiler	53
7.3 Sedimentering	83
7.4 Flotasjon	93
7.5 Andre rensesystemer	102
8.0 AVFALL	107
8.1 Mengder	107
8.2 Konsistens	108
8.3 Behandling og deponering	109

	Side
9.0 ØKONOMISKE VURDERINGER	113
10.0 SAMMENDRAG	118
11.0 KONKLUSJON	126
12.0 VURDERING AV FORSKNINGSBEHOV	127
<u>LITTERATURFORTEGNELSE</u>	130

FIGURFORTEGNELSE

Figur nr.		Side
1.	Flytestoffer og fett - døgnvariasjoner	23
2.	Prinsipielle metoder for rensing av avløpsvann	27
3.	Håndrenset plan rist	34
4.	Maskinrenset plan rist	35
5.	Maskinrenset buet rist	36
6.	Buet rist med toarmet skrapemekanisme	36
7.	Buet rist med énarmet skrapemekanisme	37
8.	Buet rist med "kjede"-skrape	37
9.	Overløp med buet grovrisk	38
10.	Buet horisontalsil	45
11.	Horisontalsil med buet finrist	45
12.	Buet vertikalsil - "Hydrasieve"	47
13.	Prinsippskisse - "Hydrasieve"	47
14.	Kontinuerlig båndsil	51
15.	Sirkelformet, vibrerende sil	51
16.	Roterende trommelsil - "Selectotrainer"	55
17.	Roterende trommelsil med utmatningsskrue, flyteskjema for enkel behandling	57
18.	Selvrensende trommelsil - "Dorrco Fine Screen"	61
19.	Roterende trommelsil, mikrosil	64
20.	Roterende trommelsil med perforert oppsamlingstrau med skrue	65
21.	"Purac skivfilter"	65
22.	Hurtigroterende trommelsil - "Sweco Wastewater Concentrator"	73
23.	Funksjonsskisse for "Sweco Wastewater Concentrator"	74
24.	"Sweco Wastewater Concentrator" med flotasjonsenhet	79
25.	Oppholdstidens innvirkning på sediment- eringsprosessen	84
26.	Skråsedimentering	86
27.	Skjematisk sammenligning av skråsedi- mentering og konvensjonell sedimentering	86
28.	Prinsipptegning av slamavskiller	92

Figur nr.		Side
29.	Konvensjonell flotasjonsprosess for avløpsvann	97
30.	Flyteskjema for sil/flotasjonsanlegg	97
31.	Prinsippskisse av Elektrolux Mikro- flotasjonssystem	100
32.	Rundsandfang, type Geiger	104
33.	Prinsippskisse av Vortex-fenomenet	104
34.	Prinsippskisse av flytende renseanlegg	106
35.	Behandlings- og deponeringsmetoder for slam	111
36.	Kostnadskurver	116

TABELLFORTEGNELSE

Tabell nr.		Side
1.	Spesifikke forurensningsmengder	15
2.	Midlere spesifikke spillvannsmengder	15
3.	Spillvanns- og forurensningsmengder til saltvannsresipient	16
4.	Ledningsdimensjoner, personekvivalenter og spillvannsmengder for eksisterende dypvannsutslipp	16
5.	Mengder av finfordelt flytestoff i mg/l	20
6.	Mengden av finere flytestoffer, olje og fett i forhold til suspenderte stoffer	21
7.	Spesifikke verdier for flytestoffer og fett	21
8.	Ristegods og faste flytestoffmengder	24
9.	Renseeffekt for en del konvensjonelle rensemetoder	28
10.	Ristegodsmengder	40
11.	Data for buet horisontal-sil (Type Parkwood)	46
12.	Data for "Hydrasieve"	49
13.	Data for sirkelformede, vibrerende siler, type Sweco	52
14.	Data for trommelsilen "Selectotrainer"	56
15.	Data for trommelsilen "Roto-Sieve"	58
16.	Resultater fra prøvedrift med "Roto-Sieve"	59
17.	Standard størrelser, "Dorrco Fine Screen"	62
18.	Driftsdata for mikrosiler ved behandling av biologisk rensset avløpsvann	67
19.	Driftsdata for mikrosiler ved behandling av overløpsvann	68
20.	Driftsdata for mikrosiler ved rensing av råkloakk	69
21.	Dimensjoner og kapasitet for mikrosiler til rensing av råkloakk	71
22.	"Sweco Wastewater Concentrator", dimensjoner	75
23.	Driftsdata for "Sweco Wastewater Concentrator"	78
24.	"Purac skivfilter" - dimensjoner og driftsdata	82

Tabell nr.		Side
25.	Nødvendig spesifikt våtvolum for slam- avskillere	91
26.	Sammenstilling av avfallsmengder	107
27.	Utstyrskostnader	115

BILAGSFORTEGNELSE

Bilag nr.	
1.0 - 1.1	Liste over firmaer og institusjoner som er blitt kontaktet
2.0 - 2.1	Kopi av brev til norske firmaer
3.0 - 3.1	Kopi av brev til utenlandske firmaer
4.0 - 4.3	Laboratory Determination of Floatable Materiale in Sewage
5.0 - 5.2	Liquid - Liquid Extraction of Oil and Grease from Sewage

1.0 INNLEDNING

Nærværende utredning angående enkel behandling av avløpsvann for midlertidige utslipp til gode sjøresipienter er i sin helhet basert på litteraturstudier og informasjonsmaterieell innsamlet via korrespondanse med utstyrsprodusenter og institusjoner innen miljøvern i Europa og Nord-Amerika, samt via telefonsamtaler og personlige møter med representanter fra produsenter og leverandører av nevnte utstyr. Bilag nr. 1 gir en oversikt over de institusjoner og firmaer som er blitt kontaktet, ialt ca. 50. Av de firmaer som ble kontaktet pr. brev var det kun et fåtall som ikke besvarte vår henvendelse. Svarprosenten for diverse private og offentlige institusjoner var likeledes meget høy med unntak av det federale organ "Environmental Protection Agency" i USA. Det ble gjort flere henvendelser til dette informasjonsorgan hvor det bl.a. ble bedt om informasjon og rapporter fra aktuelle forskningsprosjekter som vi vet er blitt gjennomført og som det også idag arbeides intenst med. Til tross for våre bestrebelsler klarte vi ikke å innhente det ønskede informasjonsmaterieell.

På grunn av utredningens noe begrensede omfang og problemets karakter (det er først i den aller seneste tid at man har viet problemet med flyttestoffer og enkel rensing av avløpsvann til gode sjøresipienter en spesiell interesse) må man karakterisere det innsamlede grunnlagsmateriale som utilstrekkelig til å kunne komme med avgjørende konklusjoner vedrørende effektiviteten og driftssikkerheten av det utstyr og de prosesser som nå begynner å komme frem på markedet. Utredningen er derfor begrenset til en objektiv beskrivelse av eksisterende utstyr og prosesser samt en oversikt over de rens-effekter man har oppnådd ved prøvedrift. Bortsett fra konvensjonelle sedimenteringsanlegg og ristarrangement finnes det idag kun et fåtall permanente installasjoner av rensutstyr hvis primære oppgave er å fjerne grovere partikler og potensielle flyttestoffer fra avløpsvannet før det føres ut i sjøen.

De estetiske og hygieniske problemer ved slike utslipp er forsøkt belyst utfra tilgjengelige forskningsrapporter og utdrag fra rapporter gjengitt i fagtidsskrifter.

Til slutt er det tatt med en vurdering av behovet for videre forskning av det utstyr som idag ser ut til å være mest anvendbart.

Vedrørende bakgrunnen for utredningen og dens intensjoner bør det knyttes en del bemerkninger.

Tettbebyggelsen i våre kystområder har idag et avløps-system som utfra vår forståelse av forurensnings-problematikken ikke kan betegnes som tilfredsstillende sett i relasjon til fremtidens krav. I de aller fleste tilfeller føres avløpsvannet korteste vei til resipienten, d.v.s. sjøen, enten direkte via et utall av mindre utløpsledninger eller indirekte via større eller mindre vassdrag. Ofte ligger utslippene innenfor havneområdene eller andre begrensede områder hvor det p.g.a. avløpsvannets karakter lett kan oppstå problemer av estetisk eller hygienisk art. Problemene er spesielt alvorlig på de steder hvor det foregår en minimal utskifting av vannmassene i umiddelbar nærhet av utslippspunktene. Her vil den primære og spesielt den sekundære virkningen av forurensningen på estuarområdet kunne føre til store forstyrrelser i det økologiske system. Under særlig ugunstige forhold kan dette medføre en permanent forandring av det biologiske liv innen estuarområdet.

Mengden av avløpsvann som idag føres ut i våre kystområder varierer fra sted til sted alt etter befolknings-tetthet og type avløpssystem, d.v.s. separat eller kombinert system. Man har idag ingen fullstendig oversikt over kvantiteten og sammensetningen av dette avløpsvann, men hva angår kvantiteten så er det rimelig å anta at den vil øke betraktelig iløpet av den nærmeste fremtid. Dette sett i relasjon til de fremherskende strømminger langs vår kyst og de mange trange fjordsystemer kan få alvorlige konsekvenser ikke bare for områder i umiddelbar nærhet av utslippene, men under ugunstige forhold også for større deler av den norske kyst. Hvilken innvirkning dette vil ha på den kommersielle og rekreative utnyttelse av våre kystområder er det vanskelig å forestille seg, men det bør være klart at våre kystområder representerer store nærings- og samfunnsmessige verdier som må vernes og bevares for våre etterkommere.

Det er på denne bakgrunn ingen tilfeldighet at ordet "sjø-områder" har fått innpass i lov om vern mot vannforurensing av 26. juni 1970. Loven tråtte i kraft 1. jan. 1971 og dens formål har fått følgende ordlyd:

"Denne lov har som formål å verne grunnvann, vassdrag og sjøområder mot forurensing, samt å redusere eksisterende forurensing, særlig av hensyn til menneskers og dyrs helse og trivsel, vannforekomstenes anvendelse, og et effektivt natur- og landskapsvern".

Det heter videre under lovens virkeområde at:

"Denne lov gjelder for alle vassdrag og for sjøen i nærheten av utløp fra vassdrag. For sjøområder forøvrig gjelder loven- med mindre Kongen gjør unntak for visse områder for forurensing som skriver seg fra industritiltak eller fra tettbygd strøk eller større hotell, sykehus e.l. eller som skjer ved at avfall eller gjenstander kastes eller føres ut fra land, eller tas om bord i fartøy og slippes ut derfra".

For de utslipp som var etablert før 1. januar 1971, men som ikke var underlagt vassdragslovens bestemmelser, gir loven en generell frist på 5 år for innsendelse av søknad hvis ikke annet blir bestemt. Dette gjelder f.eks. utslipp til sjøområder.

Inntil lovens intensjoner er blitt realisert, og dette er et økonomisk problem mer enn et teknisk problem, vil man fortsette med å føre avløpsvannet ut i sjøen. Samlingen av utslippene til sentrale renseanlegg er en langsiktig oppgave og man bør derfor forsøke å finne metoder hvorved man på en enkel og forholdsvis økonomisk måte kan fjerne de stoffer i avløpsvannet fra eksisterende utslipp som vil kunne medføre forurensninger av en estetisk art.

For at behandlingsmetoden skal være mest mulig økonomisk bør arrangementet være fleksibelt og utstyret bør lett kunne forflyttes. Som et alternativ til dette bør anlegget kunne utformes slik at det på et senere tidspunkt lett kan innpasses i et større, permanent anlegg.

Utredningen er i første rekke rettet mot behandlingsmetoder for kommunale utslipp til sjøområder, men vil også være til en viss hjelp ved valg av behandlingsmetoder for enkelte industriutslipp, som f.eks. fra fiske- og treforedlingsindustrien.

I prosjektkomiteéns innstilling heter det at utredningen gjelder anlegg som først og fremst er aktuelle i forbindelse med kortvarige, midlertidige utslipp til gode sjøresipienter. Betydningen av kortvarige, midlertidige utslipp kan for mange virke noe diffust og bør derfor defineres noe mer konkret. Ovennevnte setning har i forbindelse med nærværende utredning fått følgende definisjon:

Med kortvarige, midlertidige utslipp menes her at det kan ta opp til 10 år og i enkelte tilfeller enda lenger tid før utslippet blir tilkopleet et permanent renseanlegg.

2.0 FORMÅL

Utredningens formål er fra saksbehandlernes side tolket således:

- a) Utredningen skal via litteraturstudium orientere om de problemer man idag har oversikt over ved utslipp av urensset avløpsvann til sjøresipient.
- b) Utredningen skal gjennom litteraturstudium og kontakt med utstyrsprodusenter foreta en kartlegging av renseprosesser og utstyr til bruk ved enkel behandling av avløpsvann med utslipp til sjøresipient. Utstyret bør ha en viss grad av mobilitet eller det må lett kunne inkorporeres i et større, permanent renseanlegg.

- c) Utredningen skal belyse problemet med behandling og deponering av avfall fra nevnte anlegg.
- d) Utredningen skal gi en økonomisk vurdering av de mest relevante anleggstypene.
- e) Utredningen skal på grunnlag av det innhentede informasjonsmaterieell om behandlingsmetoder vurdere behovet for og omkostninger forbundet med forsøksmessige installasjoner.

3.0 ARBEIDSOPPLEGG

Utredningsarbeidet er blitt gjennomført i følgende 3 faser:

Fase 1.

Under denne fase ble det først foretatt en rask undersøkelse av eksisterende, lett tilgjengelig litteratur innenfor det aktuelle fagområdet.

På grunnlag av litteraturhenvisninger fra den innsamlede litteratur ble det laget en oversikt over den litteratur som måtte skaffes tilveie. Det ble likeledes laget en liste over firmaer og institusjoner som muligens kunne bidra med informasjon om utstyr eller prosesser vedrørende enkel behandling av avløpsvann.

Det ble videre forfattet generelle brev som ble sendt til utstyrsfirmaene. De forskjellige institusjoner ble tilskrevet spesielt. Det ble i denne fase også foretatt en grundig gjennomgåelse i NIVA's bibliotek for å skaffe tilveie kjent litteratur, samt nye litteraturhenvisninger.

Fase 2.

Denne fase gikk i det alt vesentligste med til å samle og ordne tilsendt opplysningsmaterieell, samt den litteratur man fant aktuell.

I den utstrekning man fant det nødvendig ble det tatt nærmere kontakt med firmaer som syntes å være i besittelse av utstyr eller prosesser som falt innenfor utredningsområdet.

Det ble i denne fase utarbeidet forslag til utredningens form og innhold. Forslaget ble lagt frem for NIVA til godkjenning.

Fase 3.

Det innsamlede materieell ble gjennomgått og bearbeidet, og en sammenfattende rapport ble utarbeidet i henhold til ovenfor vedtatte forslag.

4.0 AVLØPSVANN TIL SALTVANNRESIPIENT

Utslipp av urensset avløpsvann til estuar- og åpne sjøområder og den innvirkning dette har på det økologiske system i disse områder, har først i de senere år vakt folks oppmerksomhet. Dette skyldes dels den store grad av sentralisering som idag finner sted, det vil si utslipp av større mengder avløpsvann innenfor konsentrerte områder, dels en sterk stigning i mengdene av avløpsvann på grunn av øket vannforbruk og større grad av transport av avløpsvann gjennom omfattende avløpssystemer, og dels fordi forurensningen av våre ferskvannsresipienter har hatt en mer sentral plass innen forurensningsproblematikken. For saltvannsresipienten har man alltid hatt den oppfatning at dens evne til å motta forurensningsstoffer var ubegrenset.

Nå er imidlertid den tid forbi da man så på havet som et åpent sluk hvor man økonomisk og uten konsekvenser for det økologiske system kunne deponere avfallsprodukter fra den menneskelige aktivitet. Idag er man innforstått med at forurensningen av våre sjøområder, og da i første rekke kystområder, kan få konsekvenser for den fremtidige utnyttelse av disse områders resurser og at man derfor snarest mulig bør sette igang undersøkelser som kan danne grunnlag for hvilke kriterier som bør legges til grunn for rensing av avløpsvann ved utslipp til saltvannsresipient.

Vi har idag relativt få kunnskaper om forurensningenes innvirkning på det marine økologiske system. De forskningsresultater som er gjennomgått (8, 9, 10, 12, 14, 16) viser at man hittil ikke har kunnet påvise konkrete tegn på permanente skadevirkninger fra godt planlagte utslipp til åpne sjøresipienter. På den annen side er det ingen som kan forutsi hvilke skader en stadig flom av forurensningskomponenter vil ha på lengere sikt. Grunnen til dette er at en eventuell forandring i det marine livssystem er en langsom prosess og kan derfor bare oppdages gjennom undersøkelser over lengere tidsperioder.

Ved en undersøkelse (12) foretatt av City of San Diego i forbindelse med utslipp av byens avløpsvann via dypvannsutslipp til sjøen, har man kunnet påvise en forandring i det marine liv i nærheten av utslippspunktet. Om forandringen er av vesentlig betydning har man derimot ikke klart å fastslå. Tilsvarende undersøkelser langs kysten av California, England og Frankrike har resultert i lignende konklusjoner.

Mengden av kunnskaper om det marine økologiske system og systemets relative treghet mot forandringer har ført til at det blant fagfolk hersker en generell enighet om at man bør være konservativ i alle avgjørelser vedrørende utslipp av forurensningsstoffer til marine områder.

En restriktiv holdning til dette problem betyr ikke at man umiddelbart skal kreve størst mulig grad av rensing av alt avløpsvann før det føres ut i saltvannsresipienten, men at man på grunnlag av en nøktern vurdering av alle relevante faktorer

kommer frem til hvilken grad av rensing man bør forlange i hvert enkelt tilfelle.

Generelt sett behøver ikke kravene til rensing av avløpsvann ved utslipp til saltvannsresipient å være så restriktive som de krav man idag stiller for utslipp av avløpsvann til våre ferskvannsresipienter. Nødvendigheten av strengere restriksjoner for ferskvannsresipienter henger sammen med bruken av disse resurser som vannkilder for private og industrielle formål samt for jordbruk.

Havet har en sentral plass i det økologiske system vi lever i, ikke minst som en matressurs. Ressurstilgangen er imidlertid ikke primært knyttet til de oseaniske områder, men til de grunne kystområder. Det er imidlertid her vi idag deponerer våre avfallsprodukter. Det er derfor i første rekke disse områder som må beskyttes slik at varige skader ikke kan oppstå.

Norges samlede kystlinje utgjør en strekning på omlag 20.000 km, og det er realistisk å anta at man for store deler av denne kyst vil ha så gode fortynningsmuligheter at avløpsvann kan slippes ut med relativt liten grad av rensing uten at det oppstår ulemper. Dette er et faktum som man vil være nødt til å utnytte ved valg av fremtidige behandlingsmetoder.

De viktigste faktorer som bør vurderes før man tar standpunkt til graden av rensing for avløpsvann til saltvannsresipient, kan skisseres således:

1. Potensielle forurensningsproblemer på kort og lang sikt.
2. Hvilke forurensningskomponenter som kan skape problemer.
3. Muligheten for kontroll ved kilden av toksiske stoffer, tungmetaller og andre stoffer med alvorlige skadevirkninger.
4. Effektive og økonomiske rensemetoder for fjerning eller reduksjon av de mest alvorlige forurensningskomponenter.
5. Muligheten for effektiv fortykning i resipienten.

Ved utslipp til kystresipient vil man med hensyn til pkt. 1, potensielle forurensningsproblemer, normalt kreve at følgende betingelser blir oppfylt:

1. Et lavt bakterienivå ved nærliggende badeplasser.
2. Ingen flytende partikulære stoffer, olje og fett langs vannkanten og ellers på overflaten.
3. Ingen sjenerende lukt.

4. Ingen akkumulering av slam i enden av utslippsledningen.
5. Minst mulig innvirkning på oksygenforholdene i resipienten.
6. Ingen akutt virkende konsentrasjon av giftstoffer som kan skade det marine biologiske system.
7. De totale mengder giftstoffer må vurderes ut fra et langsiktig hensyn til større områder.

Hittil har man i våre kyststrøk i svært liten grad foretatt noen behandling av avløpsvannet før det er blitt ført ut i sjø- eller estuarområder. Man har i stedet, i større eller mindre grad, utnyttet de fortynningsmuligheter som har vært tilstede ved utslippspunktet. Dette er blitt gjort på grunnlag av manglende lovbestemmelser, økonomi, og fordi man på det tidspunkt utslippet ble bygd ikke hadde oversikt over de konsekvenser forurensningene i avløpsvannet ville ha for resipienten.

4.1 Potensielle forurensningsproblemer

Alle stoffer som tilføres en saltvannsresipient er potensielle forurensningsstoffer. Virkningen av forurensningen avhenger ikke bare av konsentrasjonen, men også av de tilførte stoffers art og kjemiske sammensetning. Likeledes er saltvannsresipientens kjemiske egenskaper av betydning.

Avløpsvannets forurensningskomponenter kan deles inn i følgende forurensningsgrupper:

1. Patogene mikroorganismer.
2. Flytestoffer, olje og fett.
3. Suspendert materiale.
4. Organiske stoffer.
5. Næringssalter.
6. Toksiske stoffer.
7. Sedimenterbare stoffer.

Vi vil i det etterfølgende ta for oss de mest relevante forurensningsstoffer og ved hjelp av den eksisterende faglitteratur innen dette område forsøke å belyse disse stoffers innvirkning på det marine økosystem og menneskenes utnyttelse av saltvannsområdene.

4.1.1 Hygieniske problemer

I 1953 påbegynte Public Health Laboratory Service (PHLS) i England en omfattende undersøkelse av de hygieniske aspekter ved utslipp av avløpsvann til saltvannsresipient i nærheten av badeplasser (14). Den endelige rapport forelå i 1959. Resultatet av undersøkelsen viste at det ikke var mulig å bevise at det var direkte helsefarlig å bade i saltvann som var blitt forurenset av avløpsvann med høyt innhold av coliforme bakterier. Det er senere blitt gjort mange forsøk på å motbevise denne konklusjon (14), men hittil har det ikke lyktes å frembringe resultater som viser noe annet. Det blir således vist til at det ofte kan oppstå estetiske problemer før det bakterielle nivå hygienisk sett er uakseptabelt.

Det bør imidlertid understrekes at selv om det hittil ikke har vært mulig å forbinde noen helsefare med bading i forurenset saltvann, vil kanskje fremtidige undersøkelsesmetoder være istand til å endre denne konklusjon.

Det er generell enighet om at saltvann er i besittelse av en bakterisid effekt. Det hersker imidlertid stor uenighet om denne effekts størrelse og årsak. Grunnen til dette er at de fleste undersøkelser har blitt gjennomført i laboratoriet og derfor ikke direkte kan sammenlignes med hva som foregår i det naturlige miljø.

I 1966 ble det foretatt en undersøkelse i nærheten av et utslipp av avløpsvann fra Seaside Heights (New Jersey, USA) til Atlanterhavskysten. Resultatet fra undersøkelsen viste at under de rådende forhold ble det målt en reduksjon på over 99,9% i løpet av et tidsrom på litt over 3 timer.

Det bør bemerkes at den bakteriside effekt saltvannet har på coliforme bakterier, ikke nødvendigvis gjelder for patogene bakterier. Coliforme bakterier blir idag brukt som en indikator på bakteriell forurensning på grunn av mangelen på praktiske undersøkelsesmetoder for tilstedeværelse av patogene bakterier.

Tar man hensyn til den bakteriside effekt av saltvann og samtidig utnytter fortynningsmulighetene i utslippsområdet, vil de direkte hygieniske problemer med utslipp av avløpsvann til saltvannsresipienter være minimale.

Derimot er den indirekte smittefare eller fare for forgiftninger ved konsumering av fisk og skjell dyr fra forurensete saltvannsrområder adskillig større.

4.1.2 Flytestoffer

Flytestoffer som f.eks. olje, skum, plast, gummi, emulsjoner, fettklumper og andre grovere, partikulære stoffer samt større gjenstander, kan skape store forurensningsproblemer i våre kystområder. Spesielt generende kan det være når utslippet ligger innenfor havneområder eller i nærheten av friluftsområder.

Selv om muligheten er tilstede for effektiv innblanding av avløpsvannet i saltvannsresipienten, oppnår man bare i mindre grad en fortykning av flytestoffer, idet disse som regel vil flyte opp og samles på overflaten.

Flytestoffenes bevegelse er influert av overflatestrømninger, bølgebevegelser og vind. Undersøkelser har vist (15) at den primære faktor for spredninger av flytestoffer er vind og ikke strømninger. Flytestoffer kan derfor tilbakelegge lange distanser på vannets overflate.

Under de eksisterende forhold undergår de fleste flytestoffene små fysiske og kjemiske forandringer, og kan lett forårsake lukt, være estetisk forurensende, og tjene som transportmiddel for patogene bakterier til omkringliggende rekreasjonsområder.

Den relativt betydelige tetthetsforskjell som eksisterer mellom saltvann og avløpsvann gjør at mengden av potensielle flytestoffer er større for utslipp til saltvannsresipienter enn for ferskvannsresipienter.

På grunn av flytestoffenes nevnte egenskaper er det nødvendig at eventuelle rensemetoder for avløpsvann til saltvannsresipienter i størst mulig grad kan redusere innholdet av disse stoffer.

4.1.3 Turbiditet

En tilgrumsing av saltvannsresipienten kan forekomme i nærheten av utslippspunktet. Årsaken kan være partikler i avløpsvannet, tilstedeværelsen av fargestoffer eller spesielle kolloidale stoffer fra industrien. En sekundærvirkning av utslippet kan være økt forekomst av planktonalger.

Turbiditeten i vannmassene kan forårsake en forandring i sammensetningen og mengden av lys til de dypereliggende lag og således påvirke den fotosyntetiske prosess i det marine miljø.

Undersøkelser (12) viser at siktbarheten ved utslippspunktet kan reduseres opp til 85 - 90%. Avløpsvannets innvirkning på siktbarheten i området rundt utslippsledningen er avhengig av fortykningsmulighetene.

Virkingen av turbiditet på produksjonen av tang og andre marine plantevekster har vært undersøkt i forbindelse med utslipp av kommunalt avløpsvann til kystområdene i den sydlige del av California (12). Resultatet viser at turbiditet kan forårsake en betydelig nedgang i produksjonen av slike vekster.

Det er altså blitt konstatert at økt turbiditet kan påvirke det marine miljø. En reduksjon av turbiditet kun gjennom enkel forbehandling av avløpsvannet kan imidlertid falle vanskelig. De primære faktorer for en reduksjon av turbiditet bør derfor være en kombinasjon av forbehandling og effektiv fortynning.

4.1.4 Organiske stoffer

Den primære forurensing av en saltvannsresipient på grunn av de organiske stoffer i avløpsvannet er ofte relativt underordnet og gjør seg mest gjeldende lokalt. Den oksyderbare del av de organiske stoffer blir assimilert og brutt ned uten at dette totalt sett har noen nevneverdig innvirkning på vannmassenes konsentrasjon av oppløst oksygen. Ved lav fortynning kan det lokalt oppstå anaerobe forhold.

Etter omfattende undersøkelser har National Academy of Sciences - National Academy of Engineering rapportert at utslipp av kommunalt avløpsvann ikke vil føre til noen alvorlige oksygenproblemer i åpne sjøområder (12).

I estuarer og avstengte fjordområder, hvor vannmassene og fortynningsmulighetene er begrenset, kan tilførselen av organiske stoffer samt næringssalter føre til eutrofiering og anaerobe tilstander.

Ved valg av behandlingsmetode for utslipp av kommunalt avløpsvann til relativt åpne sjøområder synes en høy BOF-reduksjon ikke å være så vesentlig.

4.1.5 Næringssalter

Avløpsvannets innhold av næringssalter synes å ha liten innvirkning på primærproduksjon i havet (12), (16). Dette skyldes primært at havet inneholder store mengder av de mest essensielle kjemiske elementer. Undersøkelser viser videre at konsentrasjonen av næringssalter er relativt høyere i kystområdene hvor det foregår en kontinuerlig, naturlig tilførsel fra landområdene og sjøbunnen.

Av næringssaltene er det nitrogen og ikke fosfor som synes å være en begrensende faktor for primærproduksjonen i åpne sjøområder.

For avstengte fjorder o.l. kan tilførselen av næringsalter føre til sterk eutrofiering (20). I slike tilfeller har man funnet at fosfor kan være en begrensende faktor.

Totalt sett må man regne med at tilførselen av urensset avløpsvann til saltvannsresipient vil forårsake en økning i produksjonen av planteplankton og enkelte større marine plantevekster.

Det er hittil ikke funnet noe som tyder på at denne økning har hatt noen skadelig virkning på det marine økosystem i åpne sjøområder. Undersøkelser av lukkede sjøområder viser derimot at næringsalter kan akkumuleres og føre til sterk eutrofiering med anaerobe forhold i de dypereliggende vannmasser.

Våre kunnskaper om næringssaltenes innvirkning på saltvannsresipienten tilsier at det ikke eksisterer noe grunnlag for fjerning av disse stoffer ved utslipp til åpne sjøområder. Ved utslipp til områder med begrensede vannmasser bør man redusere avløpsvannets innhold av næringsstoffer, og da spesielt fosfor.

4.1.6 Toksiske stoffer

Tilførselen av toksiske stoffer til saltvannsresipienter og disse stoffers innvirkning på det marine økosystem er først i den siste tid blitt viet omfattende oppmerksomhet.

Alle stoffer vil ha en toksisk virkning på det biologiske system bare konsentrasjonen er stor nok. Enkelte stoffer er toksiske allerede i svært små konsentrasjoner og det er i første rekke disse stoffer som kan få katastrofale følger for organismesamfunnene. Her er de marine områder spesielt utsatt idet slike stoffer før eller senere ender i havet, enten via den hydrologiske syklus eller gjennom atmosfæren. Dessuten foregår det i havet prosesser som virker konsentrerende, slik at enkelte stoffer akkumuleres i de høyere ledd av næringskjedene og kan nå giftige nivåer.

Det er foreløpig ikke blitt påvist at kommunalt avløpsvann har ført til direkte forgiftninger av det marine miljø. Imidlertid kan menneskenes stadig økende produksjon av potensielle toksiske stoffer som tungmetaller, klorerte hydrokarboner, enkelte andre syntetisk - organiske forbindelser, radioaktive isotoper, samt oppløsningsstoffer og rensevasker få uante konsekvenser dersom man ikke forsøker å begrense tilførselen av slike stoffer på et tidlig stadium. Det er sannsynlig at også avløpsvann fra husholdninger vil få økende innhold av slike miljøgifter

Den indirekte fare for forgiftninger av mennesker gjennom fisk og skalldyr fra forurensede områder er et alvorlig problem. Slike forgiftninger har forekommet.

På bakgrunn av det som er blitt nevnt bør man for fremtiden forsøke å begrense tilførselen av toksiske stoffer til saltvannsresipienten ved å isolere de viktigste kildene fra det kommunale avløpssystem og foreta separat behandling. I tillegg bør man også søke å redusere innholdet av slike stoffer i kommunalt avløpsvann der det er risiko for at disse forekommer i vesentlige mengder. Fjerning av partikulært materiale har en misjon i denne forbindelse fordi stoffene ofte finnes adsorbent eller på annen måte knyttet til partikler i avløpsvannet.

4.1.7 Sedimenterbare stoffer

Sedimenterbare stoffer består av både uorganisk og organisk materiale. Dessuten kan de som ovenfor nevnt inneholde store konsentrasjoner av potensielle toksiske stoffer.

Det er blitt gjort svært få undersøkelser for å få klarlagt i hvilken grad de sedimenterbare stoffer påvirker det marine miljø i nærheten av utslipp til saltvannsresipient. Likeledes har vi få kunnskaper om i hvilken grad slike stoffer sprer seg. Det siste avhenger i stor grad av de fremherskende strømminger ved utslippspunktet.

Undersøkelser fra USA (12) (16) og Norge (11) viser at ved ugunstige strømningsforhold kan man få en akkumulering av sedimenterbare stoffer over et større område i nærheten av utslippet. En slik akkumulering har ført til en reduksjon i produksjonen av tang og andre alger og i enkelte tilfeller til en total forandring i den marine plantefauna.

En akkumulering av stoffer fra avløpsvann fører ofte til lokale anaerobe tilstander. Enkelte organismer lar seg ikke påvirke av en reduksjon av oksygeninnholdet, men andre forsvinner. Dette har resultert i at det i umiddelbar nærhet av et utslipp kan forekomme en drastisk forandring i det organiske samfunnet. En tidligere sterkt varierende fauna kan reduseres til noen ganske få forskjellige arter. Med økende avstand fra utslippet vil som oftest antall organismer øke, mens begrensningen i antall arter er uforandret. Utenfor denne sonen øker antall arter, og antall organismer kommer ned på et naturlig nivå.

En avleiring av uorganiske og organiske stoffer vil kunne påvirke skalldyr både direkte og indirekte. Direkte ved at slammet kan hindre enkelte skalldyrs filtreringssystem, og indirekte ved å forhindre skalldyrene i å få feste til bunnen.

På grunn av de sedimenterbare stoffers direkte og indirekte virkning på det marine miljø bør man ved prosjektering av utslipp til saltvannsresipient ta tilbørlig hensyn til de fremherskende strømminger i utslippsområdet og samtidig vurdere i hvilken grad de sedimenterbare stoffer bør fjernes fra avløpsvannet.

4.2 Dypvannsutslipp

Ved dypvannsutslipp ledes avløpsvannet i en viss avstand ut fra land ved hjelp av rørledningen som forankres til bunnen. Utslippsdypet varierer alt etter de topografiske og oseanografiske forhold, samt om rørledningen er utstyrt med diffusor.

Ifølge en undersøkelse foretatt ved NIVA (7) har man idag oversikt over omlag 190 dypvannsutslipp i våre kystområder. Utslippsledningenes middellengde er 200 m, gjennomsnittlig dybde 18 m og midlere rørdiameter 300 mm.

Som forbehandling av avløpsvannet hadde 2% av dypvannsutslippene biologiske renseanlegg, 6% mekanisk renseanlegg, 17% slamavskillere og 34% septiktanker. Hele 41% av utslippene hadde ingen form for forbehandling, dog var enkelte utslippsledninger forsynt med manuell eller maskinrenset rist i utslippskummen.

Det er en rekke tekniske problemer forbundet med dypvannsutslipp som gjør at driften av disse kan være vanskelig. De mest alvorlige problemer er oppflyting, brudd og tilstopping. Samlet utgjør dette en skadeprosent på 34%, som må karakteriseres som uforholdsmessig høyt. Ca. 22% av alle utslippsledninger har problemer med tilstopping. Flere av disse har vært tilstoppet mer enn én gang. Den prosentvise fordeling av tilstopping i relasjon til type forbehandling gir følgende resultat:

<u>Forbehandling</u>	<u>Tilstopping prosentvis andel</u>
Ingen	63,5
Septiktanker	16,5
Slamavskillere	13,0
Mekanisk rensing	7,0

Av det totale antall utslippsledninger uten rensing, men med diffusor, har ialt 63% vært utsatt for tilstopping.

Arsaken til tilstopping er i første rekke at avløpsvann med høyt innhold av sedimenterbart stoff blir ført ut i ledningene uten noen form for rensing. Det er imidlertid ikke bare sedimenterbart stoff som skaper problemer, men også mengden av grovere, suspendert stoff og flytestoffer. Dette gjelder spesielt for utslippsledninger utstyrt med diffusor.

Dimensjoneringsgrunnlaget for dypvannsutslippet kan i seg selv forårsake problemer idet slike anlegg ofte dimensjoneres for forhold 20 - 30 år frem i tiden. Når anlegget tas i bruk, vil derfor bare en brøkdel av kapasiteten utnyttes. Det kan således gå lang tid mellom hver gang vannhastigheten i ledningen kommer opp på et selvrensende nivå. Resultatet blir som oftest at man i de nærmeste årene etter at ledningen er

tatt i bruk får alvorlige tilstoppingsproblemer. På dette grunnlag burde det derfor forlanges at alle dypvanns-utslipp skal utstyres med en eller annen form for rensing av avløpsvannet før det slippes ut. Maskinrenset eller manuell renset rist bør i dette tilfelle være et minstekrav. I de tilfeller hvor utslippsledningen er forsynt med diffusor, viser erfaringen at det er absolutt påkrevd med en eller annen form for utskilling av lett sedimenterbart stoff samt større flytestoffer.

Selv om utslipp av avløpsvann til sjø- og estuarområder ved dypvannsledninger i de fleste tilfeller er det beste alternativ ut fra et rent økonomisk synspunkt, og i de enkelte tilfeller også er forsvarlig ut fra miljømessige forhold, stilles det etter hvert et økende krav fra befolkningen i disse områder om en behandling av avløpsvannet. Dette er spesielt fremtredende for ømfintlige fjordresipienter som det er knyttet vesentlige ressurs- og rekreasjonsinteresser til.

4.3 Kvantitet og sammensetning

Det finnes svært få opplysninger om kvantiteten og sammensetningen av avløpsvannet fra våre kystområder. Det samme gjelder for avløpsvannet fra befolkningen i våre innlandsstrøk, selv om vi her i den senere tid har gjennomført flere undersøkelser i forbindelse med dimensjoneringen av mekaniske, biologiske og kjemiske renseanlegg.

Etter at den nye "Lov om vern mot vannforurensning" trådte i kraft 1. januar 1971, har behovet for informasjon om avløpsvannets mengde og sammensetning øket og vil antagelig øke ytterligere etter som man får bedre innsikt i forurensningskomponentenes virkning på det økologiske system.

Som en innledende fase i dette arbeid er det i forbindelse med PRA 1.1 "Avløpsvannets mengde og sammensetning" satt igang innsamling og bearbeiding av eksisterende data som idag finnes i kommuner, konsulentfirmaer m.v.

Da avløpsvannets sammensetning og mengde kan variere sterkt over døgnet, fra dag til dag og fra sted til sted, vil vi ikke her gå nærmere inn på dette problem, men i stedet henvise til eksisterende norsk faglitteratur (19 - 22).

For oversiktens skyld og som grunnlag for enkelte tekniske og økonomiske vurderinger, har vi i tabell nr. 1 og 2 angitt en del spesifikke data.

Tabell nr. 1 - Spesifikke forurensningsmengder (22).

Benevning	Mineralske g/p.d.	Organiske g/p.d.	Sum g/p.d.
Sedimenterbare stoffer	20	40	60
Svevestoffer	10	20	30
Løste stoffer	50	50	100
Sum	80	110	190
Fosfor			3
Nitrogen			12

Det bør her bemerkes at kommunalt avløpsvann som oftest er en blanding av avløpsvann fra boliger, kontorer, forretninger etc. og industrielt avløpsvann som er forurenset på grunn av produksjonsprosessen. Den kjemiske sammensetningen og det relative forhold mellom sedimenterbare og løste stoffer kan derfor variere sterkt alt etter den type industri som er tilknyttet det kommunale avløpsnett. Spesielt er mengden av tungmetaller og giftstoffer avhengig av hvilken type bedrifter som er tilknyttet.

Tabell nr. 2 - Midlere spesifikke spillvannsmengder (20).

		<u>1975</u>	<u>2015</u>
Industrielt og kommunalt avløpsvann	l/p.d.	300	350
Infiltrasjonsvann	"	150	100
Total spesifikk avrenning	l/p.d.	450	450

Befolkningen i våre kyststrøk utgjør omlag 65% av Norges totale antall innbyggere, og man kan anta at omlag 80% av disse er bosatt slik at de direkte kan utnytte kystområdet som resipient for avløpsvann. Omlag 25% av befolkningen er bosatt slik at de vil ha åpen sjø som resipient.

Den årlige befolkningstilvekst frem til år 2015 kan ut fra tilgjengelige befolkningsprognoser (23) antas å ligge på omlag 0,85% pr. år.

På grunnlag av ovenfor nevnte data og prognoser er det gjort et overslag over de totale, midlere og maksimale spillvannsmengder og forurensningsmengder som direkte blir ført til saltvannsresipient. Beregningsresultatet fremgår av tabell nr. 3.

Tabell nr. 3 - Spillvanns- og forurensningsmengder til saltvannsresipient.

År	1975	2015
Befolkningsgrunnlag, mill.	2,12	2,91
	Midlere	Midlere
Spillvann m ³ /dag	$0,96 \times 10^6$	$1,31 \times 10^6$
Spillvann m ³ /sek.	11,1	15,2
Sedimenterbare stoffer tonn/dag	127,0	175,0
Organiske stoffer tonn/dag	233,0	320,0
Forfor tonn/dag	6,4	8,7
Nitrogen tonn/dag	25,4	34,9

Ovenstående verdier inkluderer ikke regnvann og forurensninger som tilføres kombinertsystemer i regnvørsperioder.

Tilgangen på forurensningsstoffer fra våre vassdrag som f.eks. fosfor og nitrogen, er heller ikke inkludert. En slik tilførsel kan være vesentlig for sjøvannsresipientens tilstand.

På grunnlag av de informasjoner som er fremkommet ved undersøkelser av eksisterende dypvannsutslipp (7) er det i tabell nr. 4 satt opp en oversikt over ledningsdimensjoner og tilsvarende antall tilknyttede personekvivalenter, samt tilsvarende beregnede spillvannsmengder. Spesifikk tilrenning er satt til 450 l/p.d. Regnvann er ikke inkludert.

Tabell nr. 4 - Ledningsdimensjoner, personekvivalenter og spillvannsmengder for eksisterende dypvanns-utslipp.

Rør diam. mm	Fordeling %	Personekvivalenter			Spillvann m ³ /h	
		Min.	Mid.	Maks.	Mid.	Maks.
100 - 175	10,5	10	500	1.000	9,5	19,0
200 - 325	64,0	50	900	5.800	17,0	110,0
350 - 400	14,0	100	2.000	5.500	33,5	92,0
425 - 700	11,5	240	3,200	9.000	60,0	169,0

Dersom man for utslippsledninger med kombinertsystem multipliserer de fremkomne maksimale spillvannsmengder med en faktor på 10, burde man få en rimelig antatt verdi for de maksimale vannmengder i regnvørsperioder.

Ovenstående data er ikke ment å danne noe grunnlag for dimensjoneringskriterier for enkle behandlingsmetoder, men er mer ment som en antydning av størrelsesordenen av enkelte faktorer i forbindelse med valg av behandlingsmetode.

Størstedelen av det eksisterende avløpssystem i vårt kyststrøk består av kombinertsystem. Dette fører til store variasjoner i mengden av avløpsvannet alt etter de topografiske, hydrologiske og meteorologiske forhold som råder i avløpsnettets influensområde. Ved prosjektering av renseanlegg for slike avløpssystemer tar man av økonomiske grunner lite hensyn til den totale mengde avløpsvann, men dimensjonerer som oftest renseanlegget ut fra gjennomsnittsverdier av de totale mengder spillvann fra husholdning, industri og infiltrasjon. Det sier seg selv at ved slike dimensjoneringskriterier vil deler av avløpsvannet slippes ut i resipienten uten noen form for behandling. For å rette på dette forhold har de fleste kommuner idag gått inn for separatsystem ved utbygging av nye områder. I mange tilfeller vil imidlertid de økonomiske konsekvenser ved overgang til separatsystem medføre at større eller mindre deler av det eksisterende avløpsnett vil bestå av kombinertsystem. Dette vil føre til at man ved en fremtidig samling av utløpsledninger i mange tilfeller også må regne med å foreta en enkel rensing av overløpsvannet.

Enkle behandlingsmetoder for avløpsvann er derfor ikke bare begrenset til rensing av midlertidige utslipp til sjøresipient, men vil i høy grad bli aktuelle også til rensing av overløpsvann i regnværperioder. (Dette gjelder ikke bare utslipp til kystresipient, men også for de fleste utslipp til innlandsresipienter.)

Overløpsvann fra kombinertsystemer er idag et av de største forurensningsproblemer i USA, England og flere andre land.

Utredninger vedrørende forurensningsproblemer fra overløpsvann (8) konkluderer med at det først og fremst er de estetiske og hygieniske aspekter som skaper problemer. Mengdene av organiske stoffer og næringssalter er således små sett i relasjon til det rene spillvann. I de første 30 min. etter at regnvannet når utslippspunktet kan imidlertid konsentrasjonen av enkelte forurensningskomponenter være vel så høye som for det rene avløpsvann.

5.0 FLYTESTOFFER

Våre kunnskaper om avløpsvannets innhold av flytestoffer, mengde og sammensetning er svært mangelfull. Dette skyldes primært at man hittil har viet disse stoffer liten oppmerksomhet og at nødvendige analysemetoder mangler eller er utilstrekkelige. Man har likeledes ikke forsøkt å spesifisere og klassifisere flytestoffer. Slike stoffer har tidligere inngått i de mer generelle og konvensjonelle klassifiseringer som for eksempel suspenderte stoffer, uorganiske og organiske stoffer. Grovere forurensninger er blitt utelatt fra analyseringen på grunn av prøvetakingsmetodikk og utstyr. Avløpsvannet fra separat- og kombinertsystemer vil alltid inneholde en viss mengde flytestoffer. Type og mengde flytestoffer vil i stor grad avhenge av industrien innen systemets influensområde.

5.1 Klassifisering av flytestoffer

For den videre vurdering av flytestoffer vil det være nyttig å klassifisere flytestoffene etter deres fysiske karakter i følgende fire hovedgrupper:

1. Faste stoffer - tre, papir, gummi, plast, fibre, hår, andre grovere partikulære stoffer av vegetabilsk og animalsk opprinnelse.
2. Skum - enkelte organiske stoffer fra næringsmiddelindustrien, såper, organiske og syntetiske detergenter, andre overflateaktive stoffer.
3. Emulsjoner - finfordelte mineralske, animalske og vegetabiliske oljer og fett
4. Innblandede væsker - oljer, fett, bensin og rensesvasker.

De fleste faste stoffer har sin opprinnelse i husholdningen, men stoffer som fibre og enkelte grovere partikulære stoffer av vegetabilsk og animalsk opprinnelse kommer hovedsakelig fra industrien.

Trebitar og blader fra trærne får hovedsakelig innpass til avløpsledningene via overvannet i de tilfellene som gateslukene er direkte tilkoplede. Dette gjelder i mindre grad også for papir, plast, bensin og mineralsk olje.

Animalske og vegetabiliske oljer og fett kommer primært fra spillvann fra slakterier, kjøttforedlingsbedrifter, fiskeforedlingsindustrien, fabrikker for vegetabiliske oljer, margarinfabrikker, fettraffinerier m.v. Husholdningen tilfører

relativt små mengder av slike stoffer.

Mineralske oljer og fett samt renevasker kommer nesten utelukkende fra raffinerier, bensinstasjoner, verksteder og andre forskjellige typer servicestasjoner.

Skumdannende overflateaktive stoffer kommer stort sett fra husholdningen, samt fra renserier og vaskerier. Spillvann inneholdende store mengder proteiner kan være skumdannende. Således kan spillvann fra enkelte næringsindustrier forårsake sterk skumdannelse.

5.2 Flytestoffmengder

På grunn av utilstrekkelige analysemetoder finnes det idag svært lite informasjon vedrørende avløpsvannets innhold av flytestoffer. Det har som tidligere nevnt aldri blitt utført systematiske forsøk på å oppgi mengden av flytestoffer separat fra den totale mengde suspenderte stoffer i avløpsvannet.

Den informasjon som er gjengitt i faglitteraturen omhandler i det alt vesentlige flytestoffer som olje, fett, bensin og enkelte renevasker og finere partikulære stoffer av vegetabilsk og animalsk opprinnelse.

Tabell nr. 5 gir en oversikt over mengden av nevnte type flytestoffer. Tallene er hentet fra faglitteraturen og er fremkommet ved bruk av ulike analysemetoder. Verdiene gjelder nordamerikanske forhold og bør ikke benyttes som et dimensjoneringsgrunnlag. Oversikten er kun ment å gi en antydning av problemets størrelsesorden.

Som et sammenligningsgrunnlag kan det nevnes at avløpsvannets innhold av suspendert stoff vanligvis ligger på 200 - 300 mg/l.

Mengden av olje, fett og lignende stoffer i avløpsvannet avhenger blant annen av følgende faktorer:

1. Type industri i influensområdet.
2. Industriens størrelse og antall.
3. Type avløpssystem - kombinert eller separat.
4. Befolkningens vaner.

Det er lite som tyder på at det eksisterer et direkte forhold mellom innholdet av olje og fett i avløpsvannet og den målebare mengde finere flytestoffer. Dette skyldes antagelig at slike stoffer har en tendens til å bli adsorbent til suspenderte, faste stoffer i avløpsvannet eller på annen måte er forhindret fra å flyte til overflaten.

Tabell nr. 5 - Mengder av fintfordelt flytestoff i mg/l.

Sted	Type Renseanlegg	Flytestoffer			
		Tilløp		Avløp	
		Middel	Maksimum	Middel	Midlere tilrenning l/s
Richmond Water Pollution Control Plant California (28)	Mekanisk med kvern og forlufting	5,1	12,0	2,6	535,0
South San Francisco - San Bruno Water Pollution Control Plant California (28)	Biologisk med vakuum- flotasjon	6,0	105,3	0,54	565,0
Oakland, San Francisco (8)	-	3,0	-	-	338,0
Oakland, San Francisco (8)	-	2,8	-	-	118,0

Tabell nr. 6 - Mengden av finere flytestoffer, olje og fett i forhold til suspenderte stoffer (S.S.) (28) (8).

	Type avløps-system	Olje, fett mg/l	Flyte-stoffer mg/l	S.S. mg/l	% olje-fett	% flyte-stoffer
Fett	Kombinert	91	-	330	27,6	-
Fett	Kombinert	44	-	213	20,7	-
Olje og fett	Kombinert	33	-	203	16,3	-
Olje og fett	Overvann	32	-	613	5,2	-
Fett	Kombinert	45	3,0	209	21,5	1,44
Fett	Kombinert	45	2,8	194	23,2	1,44

2) Fra California, USA (28) (8).

Tabell nr. 7 - Spesifikke verdier for flytestoffer og fett (8).

	<u>g/p.d.</u>
Flytestoffer	1,14
Olje og fett	17,2
Suspendert stoff	60,0

Sterk turbulens eller en forandring av avløpsvannets tetthet kan influere på mengden av flytestoffer. Således vil mengden av flytestoffer som regel være større ved utslipp til saltvannsresipient enn til ferskvannsresipient. Man har også funnet at fettpartikler som er blitt absorbert eller adsorbert til suspenderte, sedimenterbare partikler kan løsrive seg og flyte til overflaten når de kommer ut i det marine miljø.

Tabell nr. 6 angir mengden av finere flytestoffer, olje og fett i forhold til avløpsvannets innhold av suspenderte stoffer.

Ved en sammenligning av tabell nr. 5 og 6 ser man at mengden av finere flytestoffer er relativt liten i forhold til mengden av olje og fett. I relasjon til avløpsvannets innhold av suspenderte stoffer utgjør olje og fett ca. 22%, mens finere flytestoffer ikke utgjør mer enn ca. 1,5%.

Ut fra de undersøkelser som er blitt utført på den amerikanske vestkyst har man kunnet beregne omtrentlige spesifikke verdier for flyttestoffer, olje og fett i kommunalt avløp med kombinertsystem. Slike verdier er antydnet i tabell nr. 7.

Figur 1 består av to diagrammer som viser hvordan konsentrasjonen av flyttestoffer og fett varierer over døgnet. Målingene er foretatt i to separate avløpssystemer. Avløpsvannet i det ene systemet er rent kommunalt, mens det andre er tilknyttet et industriområde. Av figuren fremgår det at konsentrasjonen av fett øker i fra et absolutt minimum omkring kl. 6.00 om morgenen til et første maksimum omkring kl. 13.00, deretter synker den. Fra ca. kl. 17.00 øker den igjen og når et absolutt maksimumsnivå omkring kl. 21.00. Om natten synker konsentrasjonen jevnt til et minimum er nådd omkring kl. 5.00 - kl. 6.00.

Konsentrasjonen av finere flyttestoffer varierer mer uregelmessig.

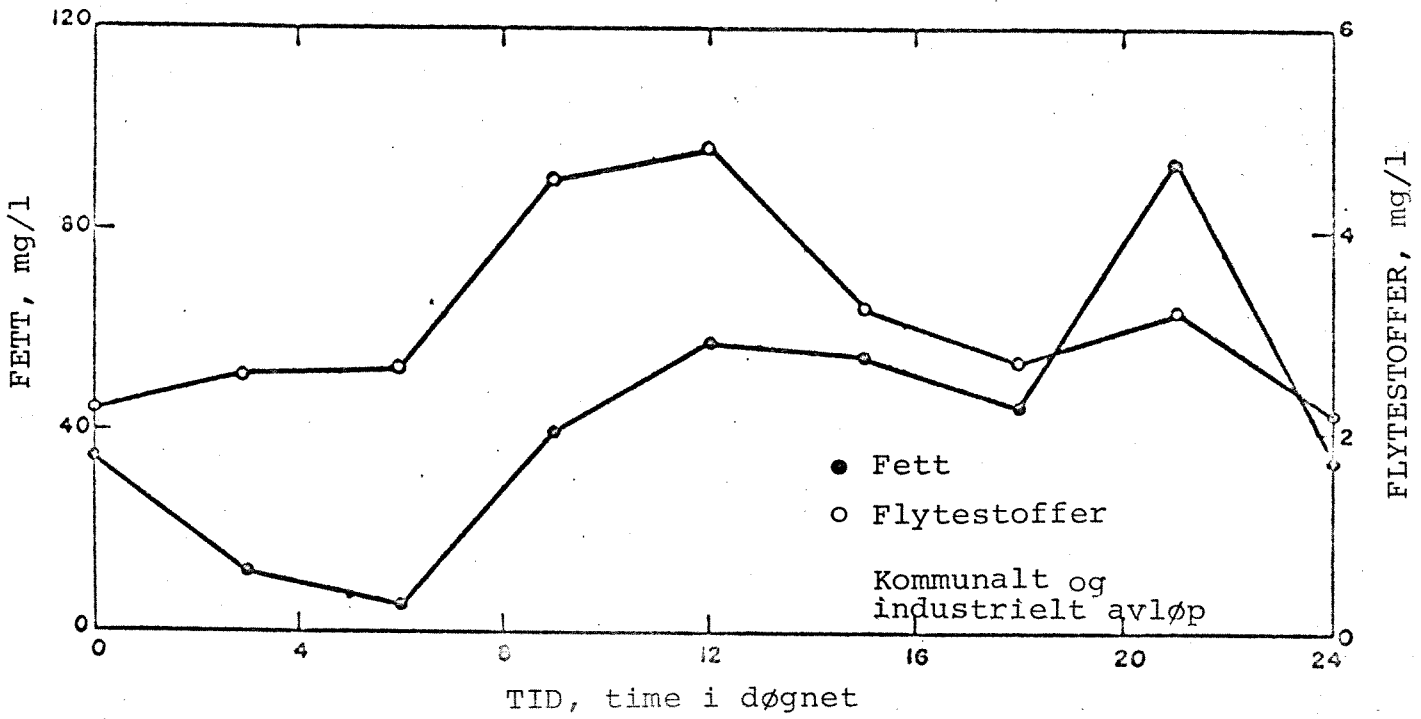
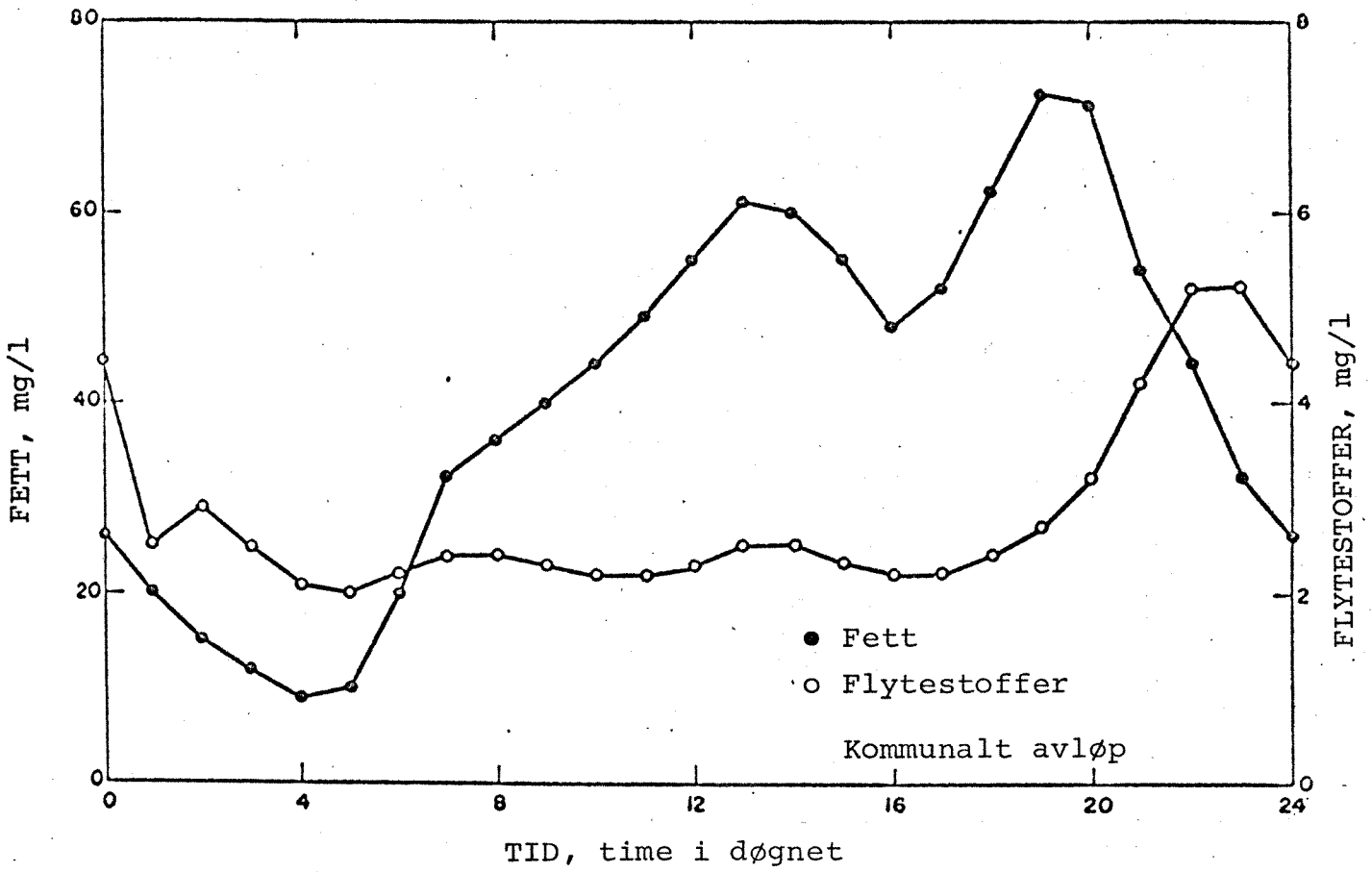
Det må antas at diagrammene for fettkonsentrasjonen viser den generelle tendens for et blandet, kommunalt avløpsvann i USA.

Det finnes ingen kvantitative data for faste flyttestoffer. Dette kan primært forklares ut fra det faktum at en fjerning av disse stoffer fra avløpsvannet i de aller fleste tilfeller er en sekundær virkning av enhver rensemetode som fjerner grovere suspenderte stoffer. Faglitteraturen inneholder omfattende data vedrørende avløpsvannets innhold og fjerning av slike stoffer. Ved bruk av adekvate omregningsfaktorer vil man kunne få en viss oversikt over mengden av faste flyttestoffer. De fremkomne data vil imidlertid bli meget generelle og vil derfor ikke kunne brukes ved dimensjonering av anlegg for fjerning av slike stoffer.

Grovere suspenderte stoffer fjernes vanligvis fra avløpsvannet ved hjelp av rister plassert ved innløpet til et renseanlegg eller i en utløpskum i forbindelse med dypvannsutslipp.

Det er ikke foretatt systematiske målinger av såkalt riste-gods her i landet. Det finnes i det hele lite slik informasjon fra anlegg innen Skandinavia.

På basis av verdier over ristegods fra nord-amerikanske anlegg (30) er det i tabell nr. 8 satt opp en oversikt som gir en antydning av avløpsvannets innhold av faste flyttestoffer. Det er antatt at mer enn 50% av ristegodset vil komme under kategorien faste flyttestoffer dersom avløpsvannet ble tilført resipienten direkte. De angitte verdier gjelder for kommunalt avløp med kombinertsystem uten større tilknytning av industri.



Figur 1. Flytestoffer og fett - døgnvariasjoner

Tabell nr. 8 - Ristegods og flytestoffmengder.

Riståpning mm	Ristegods liter/1000 m ³	Faste flytestoffer liter/1000 m ³
10 - 20	30 - 15	15 - 7,5

Alt avløpsvann inneholder skumdannende stoffer. Av rengjøringsmidlene er det primært detergenter og andre syntetiske overflateaktive stoffer som forårsaker skumdannelse. Mengden av skum er avhengig av mengden og typen av skumdannende stoffer, graden av turbulens, avløpsvannets innhold av suspenderte stoffer og resipienten. Det er i Nord-Amerika foretatt konkrete undersøkelser av problemet i forbindelse med skumdannelse innen renseanlegg og den effekt dette har på de enkelte renseprosesser. Det finnes imidlertid ingen kvantitative informasjoner over mengder av skum idet dette varierer sterkt alt etter de fysiske forhold på stedet.

Overgangen i 1966 fra vanskelig nedbrytbare (ABS-detergenter) til biokjemisk nedbrytbare detergenter (LAS) har resultert i en merkbar reduksjon av skumproblemet innen renseanlegg såvel som ved utløp til resipient.

Avløpsvann fra mekaniske og kjemiske renseanlegg hvor det bare i liten grad har funnet sted en nedbryting av LAS-detergenter og andre skumdannende stoffer, vil kunne inneholde betydelig konsentrasjoner som kan forårsake skumdannelse i resipienten.

- 5.3 Spesielle analysemetoder for kvantitative bestemmelser av enkelte flytestoffer i avløpsvann er blitt utviklet (25, 26, 27). Analysene omfatter primært emulsjoner, innblandede væsker og finere partikulære flytestoffer.

Slike analyser har vært brukt til å bestemme virkningen av saltvann på mengden av flytestoffer i avløpsvann og til å bestemme mengden av flytestoffer i utløpet fra eksisterende mekaniske renseanlegg.

Skal analysemetoden være representativ må bestemmelsene av avløpsvannets innhold av flytestoffer sees i relasjon til resipientens tetthet og ionekonsentrasjon.

De første forsøk på å utvikle en enkel analysemetode for bestemmelse av flytestoffer ble utført av Pomercy (26) i 1953. Analysen var spesielt utviklet med hensyn på komponentene olje og fett i oppløst form og tok ikke hensyn til resipientens karakteristikk. Dessuten fant man senere at selve testsylindren som ble brukt som sedimenterings- og

flotasjonskammer hadde innvirkning på resultatet.

I 1963 - 64 forbedret Nusbanm og Burtman (27) analysemetoden til Pomercy. Ved å bruke større diameter på testsylindern unngikk man den såkalte "veggeffekt" og forbedret teoretisk sett analyseresultatet. Dessuten innførte man en ny oppsamlings- og konsentreringsteknikk samt en noe annen metode for bestemmelse av mengden av oppsamlet olje og fett. Resultatene kunne imidlertid ikke karakteriseres som representative idet man fremdeles ikke tok hensyn til resipientens innvirkning på mengden av potensielt flytestoff. Dessuten krevde analysen relativt store mengder avløpsvann og man kunne ikke korrigere for suspenderte partikler.

Ved forskningslaboratoriet til Engineering-Science Inc. (USA) ble det i 1963 - 65 utviklet en analysemetode som tok hensyn til de mest relevante faktorer som man til da hadde kjennskap til. Metoden gjorde det mulig å bestemme den totale mengde flytestoff i avløpsvannet, inkludert potensielle flytestoffer. Analysen omfatter ikke faste flytestoffer som tre, plast etc.

Man fant at følgende faktorer kan påvirke mengden av finere flytestoffer i avløpsvann:

1. Flotasjonstiden - Den totale tid partikler med lavere tetthet enn omkringliggende medium har til å nå overflaten.
2. Turbulens - Kontaktmuligheten mellom flytestoffene og omkringliggende medium.
3. Saltvann - Tettheten av det omkringliggende medium kan påvirke flytestoffenes hastighet mot overflaten.
4. Temperatur - Tettheten varierer med temperaturen.

Analysemetoden som er utviklet av Engineering-Science Inc. er gjengitt i bilag nr. 4.0 - 4.2. Analyseutstyret er beskrevet i bilag nr. 4.3.

Metoden kan brukes til å måle den totale mengde finere flytestoffer i de fleste typer avløpsvann, bortsett fra industrielt spillvann inneholdende større mengder hydrokarboner.

For kvantitative analyser av olje og fett henvises det til faglitteraturen (28) og til bilag nr. 5.0 - 5.2 (29).

Mangelen på informasjon om mengder av flytestoffer og grovere, partikulære forurensninger skyldes primært at disse stoffer hittil ikke har inngått i de vanlige analyser på avløpsvann.

6.0 PRINSIPIELLE RENSEMETODER

Det finnes idag et utall av ulike rensemetoder for kommunalt og industrielt avløpsvann. Alle rensemetoder består imidlertid av forskjellige kombinasjoner av tre prinsipielle renseprosesser som går under betegnelsene mekanisk/fysisk, kjemisk og biologisk. I tillegg kommer spesielle behandlingsmetoder for det produserte slam samt en eventuell desinfeksjon av det rensede avløpsvann.

Vi vil her i første rekke ta for oss de rensemetoder som synes å være aktuelle for en enkel behandling av kommunalt, eller en homogen blanding av kommunalt og industrielt avløpsvann, med utslipp til saltvannsresipient.

I figur 2 er det for oversiktens skyld gitt en skjematisk fremstilling av hvordan de ulike rensemetoder kan grupperes inn under de tre nevnte hovedprosesser. Skjemaet omfatter kun de enkelte rensemetoder, mens kombinasjoner av slike metoder ikke er tatt med.

Hovedgruppen mekanisk/fysiske renseprosesser kan inndeles i tre undergrupper bestående av rene mekaniske eller fysiske metoder samt en kombinasjon av disse. De mekanisk/fysiske renseprosesser brukes vanligvis til en forbehandling av avløpsvannet eller til en direkte separasjon av avløpsvannets innhold av sedimenterbare stoffer eller grovere flyttestoffer.

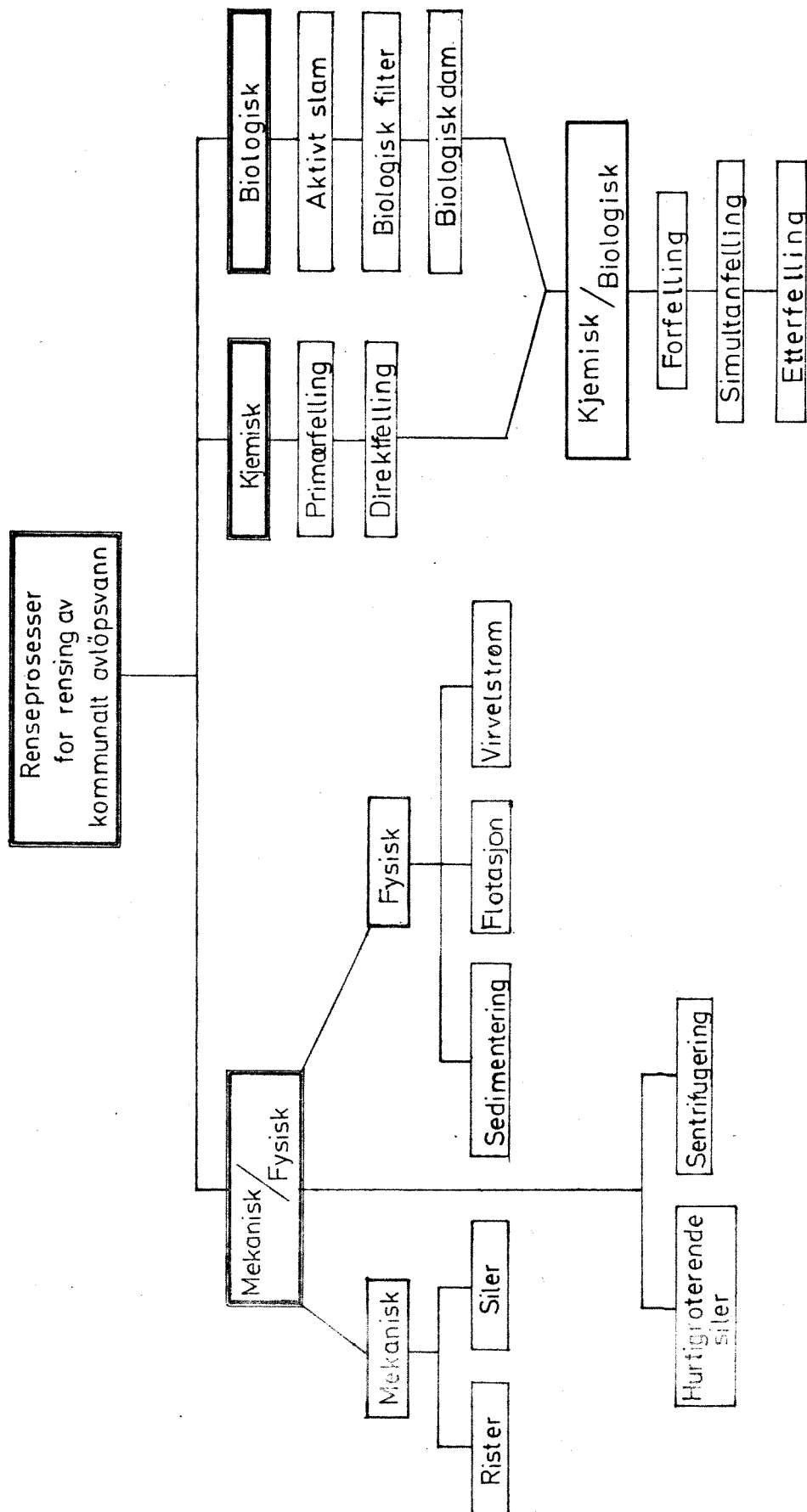
Kjemiske renseprosesser omfatter fjerning av suspenderte og enkelte oppløste stoffer ved hjelp av kjemikalier.

De biologiske renseprosesser omfatter en biokjemisk nedbryting av de fleste organiske stoffer, suspenderte såvel som oppløste, ved hjelp av mikroorganismer.

Vanligvis dimensjoneres og utformes konvensjonelle renseanlegg for kommunalt avløpsvann etter de kriterier man stiller for utslippet av rensed avløpsvann til en ferskvannsresipient. I de fleste tilfeller stiller man også krav til renseeffekten for enkelte komponenter i avløpsvannet, som for eksempel en bestemt reduksjon av SS, BOD og fosforkonsentrasjonen. Det er imidlertid svært sjeldent at det tas spesielt hensyn til flyttestoffer.

Man har idag rensemetoder som er spesielt utviklet for fjerning av flyttestoffer fra industrielt avløpsvann. Dette gjelder primært fjerning av olje, bensin og andre stoffer fra den petrokjemiske industri inneholdende store mengder hydrokarboner. Lignende rensemetoder brukes også innen næringsmiddelindustrien for fjerning eller gjenvinning av vegetabiliske og animalske oljer og fett. Avløpsvannet fra nevnte industrier har vanligvis en ensartet konsistens og inneholder som oftes små mengder sedimenterbare og grovere, suspenderte stoffer. Kommunalt avløpsvann derimot er svært uensartet og inneholder større mengder av slike stoffer. Det er derfor vanskelig å gjøre direkte bruk av

Figur 2 - Prinsipielle metoder for rensing av avløpsvann



Tabell 9 - Renseeffekt for en del konvensjonelle rensemetoder (12).

Benevning	Renseeffekt i %					
	Mekanisk/fysisk rensing			Primær- felling	Biologisk rensing, aktivslam	Direkt- felling
	Sedimentering	Flotasjon dispergert luft				
BOF	30 - 35	30 - 80 ^x	50 - 70	85 - 95	50 - 70	
Suspenderte stoffer	60 - 70	15 - 90 ^x	70 - 90	85 - 95	90 - 95	
Flytestoffer	50 - 60	80 - 90	65 - 75	75 - 85	70 - 80	
Olje og fett	25 - 60	25 - 70	85 - 95	80 - 90	90 - 98	
Turbiditet	45 - 55	-	80 - 90	75 - 85	90 - 95	

x Ved tilsetning av kjemikalier

renseprosesser som er utviklet for spesifikke oppgaver innen industrien til å fjerne flyttestoffer fra kommunalt avløpsvann uten først å foreta omfattende modifikasjoner.

Ved rensing av kommunalt avløpsvann bør rensesprosessen alltid tilpasses de lokale forhold i den grad dette er teknisk og økonomisk forsvarlig. Det kommunale avløpsvann inneholder relativt små mengder finere flyttestoffer. Det vil derfor ikke være økonomisk forsvarlig å bare basere seg på en fjerning av slike stoffer fra avløpsvannet. Dessuten er disse stoffer mer eller mindre bundet til andre faste stoffer. En effektiv fjerning av flyttestoffene må derfor også medføre en fjerning av større mengder faste stoffer fra avløpsvannet.

Det er blitt utført forsøk på fjerning av flyttestoffer ved hjelp av både mekanisk/fysiske, kjemiske og biologiske prosesser.

Tabell nr. 9 gir en oversikt over renseseffekten for forskjellige konvensjonelle kombinasjoner av de primære rensesprosesser.

Generelt kan man si at kjemiske og biologiske rensemetoder fjerner de fleste forurensningskomponenter i avløpsvannet mer effektivt enn metoder basert på en ren sedimenteringsprosess.

Som det fremgår av tabellen oppnår man relativt liten reduksjon av olje- og fettstoffer ved mekanisk/fysisk rensing. Renseeffekten er oppgitt til 25 - 70% i forhold til 80 - 98% for kjemisk og biologisk rensing. Reduksjonen av partikulære flyttestoffer er likeledes betydelig mindre.

Kjemiske og biologiske renseanlegg innebærer store kapitalinvesteringer og driftsomkostningene er relativt høye, spesielt gjelder dette kjemisk rensing hvor omkostningene til kjemikalier for et anlegg dimensjonert for ca. 10.000 p.e. kan utgjøre 50% av de totale driftsutgifter. Dessuten er renseanlegg basert på slike renseprinsipper meget plasskrevende.

Dette gjør at en søken etter enkle behandlingsmetoder for kommunalt avløpsvann først og fremst bør konsentrere seg om de rent mekanisk/fysiske rensemetoder. Vi vil derfor i det etterfølgende kun omtale rensesprosesser innen denne kategori.

Foruten de konvensjonelle fysiske rensemetodene som sedimentering og flotasjon, er det idag under utvikling en rekke enkle mekaniske, mekanisk/fysiske og fysiske rensemetoder. Av disse kan nevnes følgende:

1. Forskjellige typer rister.
2. Forskjellige typer siler, herunder mikrosiler.

3. Høybelastede filtreringsanlegg.
4. Forskjellige separasjonsprosesser basert på virvelstrømninger.
5. Lamell- og rørsedimentering.

Det er kun et fåtall av disse rensemetoder som er kommet lenger enn forsøksstadiet og som nå er i kontinuerlig drift. Mengden av informasjon vedrørende den enkelte prosess er derfor i flere tilfeller så ufullstendig at man vanskelig kan vurdere de rensetekniske aspekter.

Det er tidligere blitt nevnt at de primære forurensningsproblemer ved utslipp av vanlig kommunalt avløpsvann til en saltvannsresipient i hovedsaken skriver seg fra følgende:

1. Grovere partikulære stoffer og flytestoffer.
2. Sedimenterbare, nedbrytbare stoffer.
3. Suspenderte stoffer.

Tilstedeværelsen av større mengder mikroorganismer i avløpsvannet har ikke ført til hygieniske problemer i åpne saltvannsområder. I lukkede områder og estuarområder bør man vurdere tilsetning av et desinfiserende middel etter den primære behandling av avløpsvannet.

En vurdering og et eventuelt valg av mulige rensemetoder for enkel behandling av kommunalt avløpsvann bør baseres på følgende kriterier:

1. God reduksjon av sedimenterbare stoffer.
2. God reduksjon av grovere suspenderte stoffer.
3. God reduksjon av grovere flytestoffer.
4. Høy kapasitet samt god renseeffekt ved varierende belastninger.
5. Bør være enkle og driftssikre. Minst mulig tilsyn og vedlikehold.
6. Bør være økonomiske i drift.
7. Bør være kompakte.
8. Bør kunne flyttes.
9. Det utskilte materiale bør ha et lavt vanninnhold.

Som sammenligningsgrunnlag for renseeffekt og økonomi vil det bli brukt et konvensjonelt, mekanisk renseanlegg med maskinrenset rist, sandfang og sedimenteringsbasseng.

7.0 GENERELT OM ANVENDTE PROSESSER OG UTSTYR

Det vil i dette avsnitt bli gitt en omtale av det utstyr som eksisterer idag eller som vil være tilgjengelig innen den nærmeste fremtid, og som synes aktuelt for en enkel behandling av kommunalt avløpsvann.

Enkelte rensemetoder er fremdeles på forsøksstadiet. Beskrivelsen av disse vil i det alt vesentligste omfatte renseprinsippene og en kort omtale av utstyrets oppbygging, kapasitet, mulig renseeffekt og anvendelse.

Utstyret er for oversiktens skyld delt inn i følgende hovedgrupper basert på anvendt renseprinsipp:

- 7.1 Rister
- 7.2 Siler
- 7.3 Sedimenteringsanlegg
- 7.4 Flotasjonsanlegg
- 7.5 Andre rensesystemer

Innen hver hovedgruppe vil det bli gitt en detaljert beskrivelse av renseprinsipp og de ulike typer utstyr. Beskrivelsen av utstyret vil så langt det er mulig omfatte følgende opplysninger:

- a) Oppbygging (dimensjoner, plassbehov)
- b) Kapasitet
- c) Renseeffekt
- d) Drift (automatikk, tilsyn, vedlikehold)
- e) Energibehov
- f) Nødvendig ekstrautstyr (pumper etc.)
- g) Materialvalg
- h) Anvendelse

7.1 Rister

Generelt

Rister var blant det første utstyr som ble tatt i bruk for å fjerne forurensningsstoffer fra avløpsvann. Idag er det kun ved utslipp til saltvannsresipient at rister kan anvendes som den eneste form for behandling av avløpsvann.

Funksjon

Ristens primære funksjon som eneste behandling ved utslipp til resipienten er å fjerne grovere stoffer (bordbiter, grener, filler, papir, plast o.l) som kan forårsake estetiske forurensninger i resipienten.

Risteinstallasjoner i forbindelse med renseanlegg bestående av flere rensetrinn har som oppgave å fjerne forurensningskomponenter som kan skade eller forstyrre den etterfølgende behandling.

Ristetypen (fig. 3 - 9)

Med rister menes her en spesiell type silanordning bestående av parallelle staver plassert med like intervaller på tvers av en åpning eller kanal som avløpsvannet føres igjennom. Staven kan stå vertikalt eller danne en vinkel på 30° til 90° med horisontalplanet, fig. 3 og 4. Det finnes også rister som er formet som en sirkelkvadrant, fig. 5, 7 og 8.

Man skiller mellom følgende hovedtyper av rister:

1. Grovrister
2. Finrister

Disse kan igjen inndeles etter ristens form og den måte ristgodset fjernes på i følgende typer:

1. Maskin- eller håndrenset plan rist
2. Maskin- eller håndrenset buet rist

Grovristene har en lysåpning mellom stavene på 25 mm eller mer. Deres primære funksjon er å samle opp større, flytende trestykker og andre lignede objekter som er relativt store og tunge. Slike rister brukes mest i forbindelse med overløp, dypvannsutslipp og ved innløp til pumpestasjoner, fig. 9.

Finristene har en lysåpning på opp til 25 mm. Foruten å beskytte utstyr og andre renseprosesser brukes disse til å fjerne grovere partikulære stoffer samt flytestoffer som gummi, plast, papir, mindre trestykker o.l.

De maskinrensede plane eller buede ristene har en riveformet skrapearm som kontinuerlig eller intermitterent føres opp langs ristflaten og fører med seg avskilte stoffer til en oppsamlingsbeholder ovenfor risten, fig. 4 og 5. I de tilfellene hvor beholderen ikke er plassert ved risten, føres ristegodset til beholdere ved hjelp av f.eks. et transportbånd. Grovrister renses som oftest manuelt ved hjelp av en håndrive.

Bruk av maskinrensede rister er som oftest økonomisk, skaper bedre driftssikkerhet og forårsaker mindre søl og luktproblemer enn håndrensede rister.

Figur 3 viser en vanlig installasjon av håndrenset rist, grov- eller finrist. Ristgodset føres som oftest opp til en plate eller beholder med perforert bunn slik at det meste av vannet renner tilbake til kanalen. Deretter føres det over i en større beholder eller sekk for transport til endelig deponeringssted.

Manuelt rensede rister danner en vinkel på 30° til 75° med horisontalplanet med 30° til 45° som det mest alminnelige. Vinkler innen dette området letter rengjøringen av risten.

Maskinrensede rister danner en vinkel på 45° til 90° med horisontalplanet med 60° til 80° som det normale.

Anvendelse av ulike ristetyper

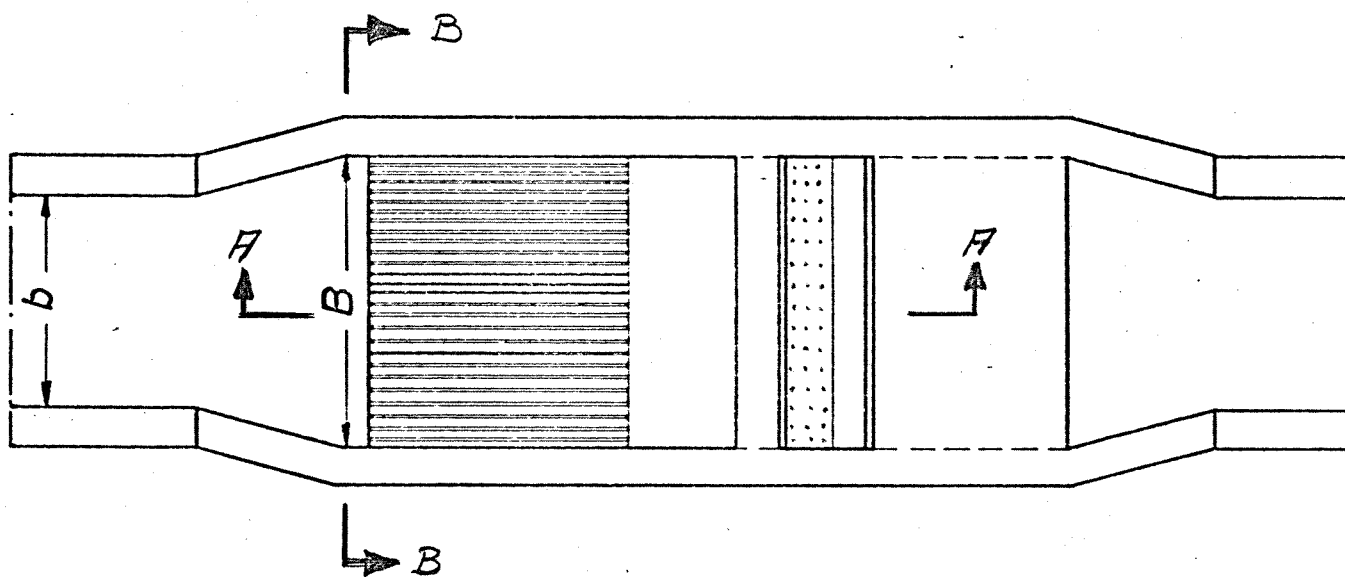
Buede rister anvendes vanligvis i kanaler med dimensjoner opp til 1 m dyp og 2 m bred.

Ved større kanaldimensjoner, f.eks. inntak til pumpestasjoner, i utløpskummer og lignende steder hvor det er relativt stor avstand fra avløpsvannet og til oppsamlingsbeholderen, brukes utelukkende plane rister.

Figur 8 viser en kombinasjon av buet og plan rist som gjør det mulig å bringe ristgodset opp selv om kanalen er dyp.

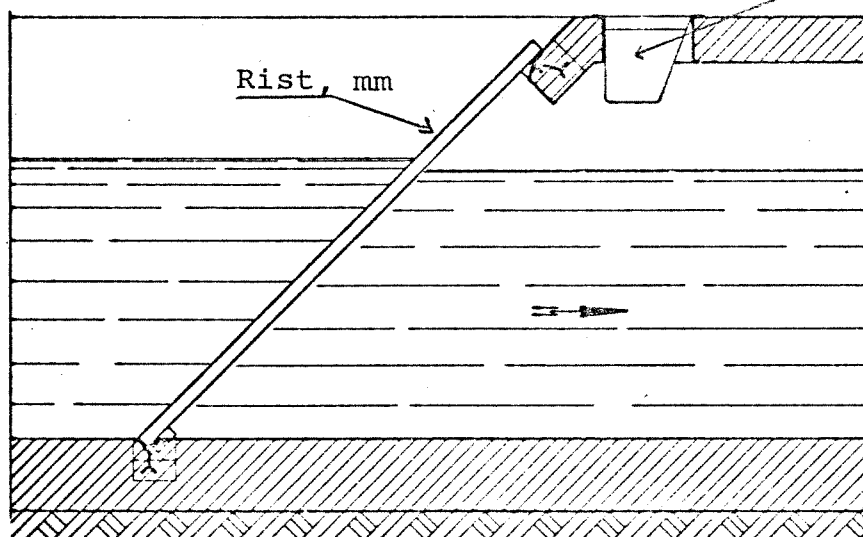
Figur 9 viser et overløpsarrangement med maskinrensede, buede rister. Ristgodset føres ned i en renne hvor det ved hjelp av en spyleanordning blir fraktet til en kum. Fra kummen føres ristgodset til en kvern som maler det i små biter før det føres tilbake til avløpsvannet. I enkelte tilfeller avvannes ristegodset før det transporteres bort for endelig deponering. Tilbakeføring av oppmalt ristgods til avløpsledningen kan forårsake driftsulemper for etterfølgende renseprosesser. Ved direkte utslipp til resipient vil oppmalt ristgods i avløpsvannet være en kilde for flyttestoffer.

De aller fleste rister fabrikeres på bestilling og kan derfor lett tilpasses de lokale forhold.

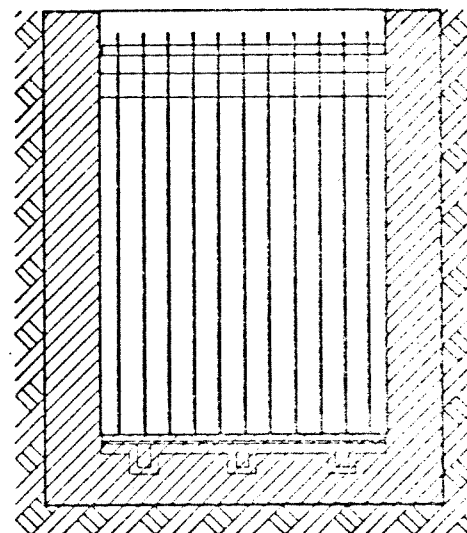


PLAN

Beholder for ristgods, perforert bunn, mm

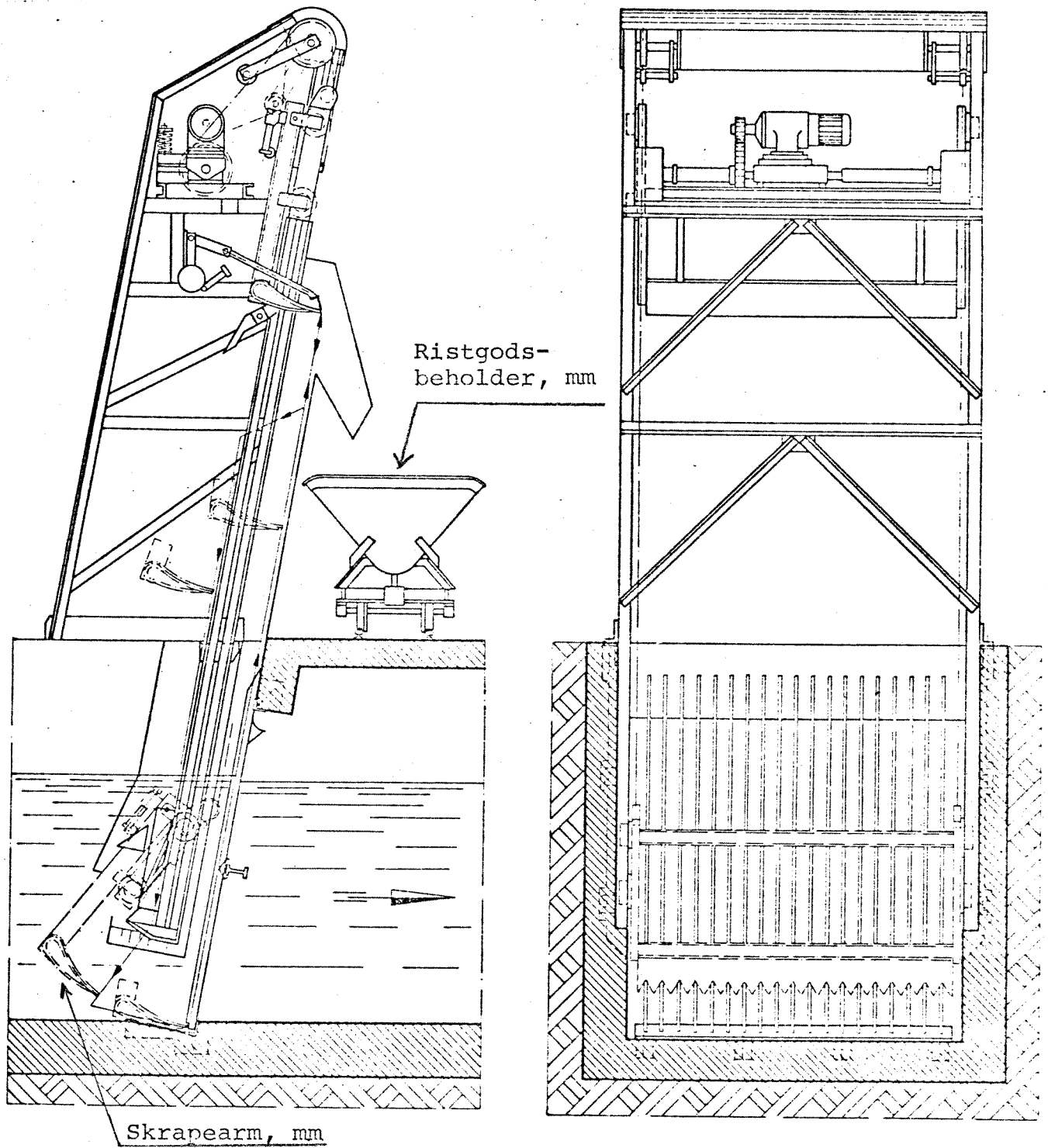


SNITT A-A

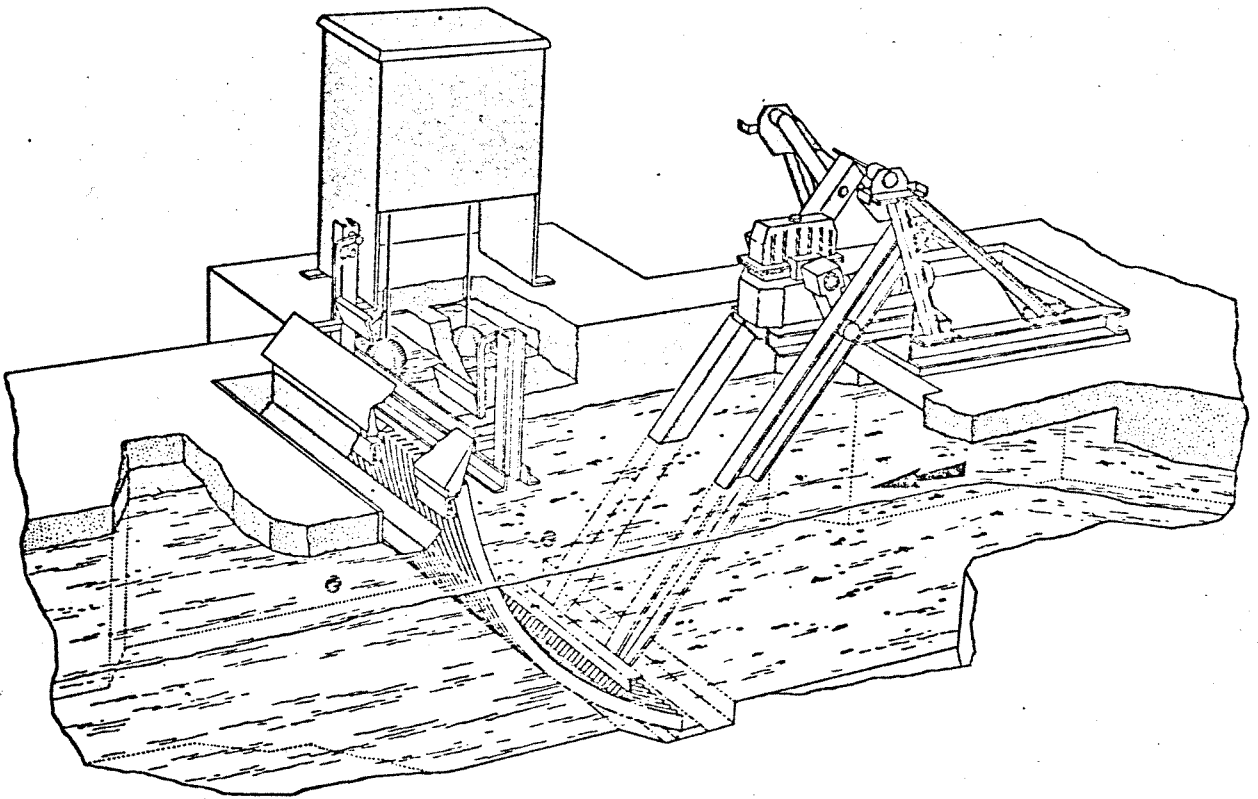


SNITT B-B

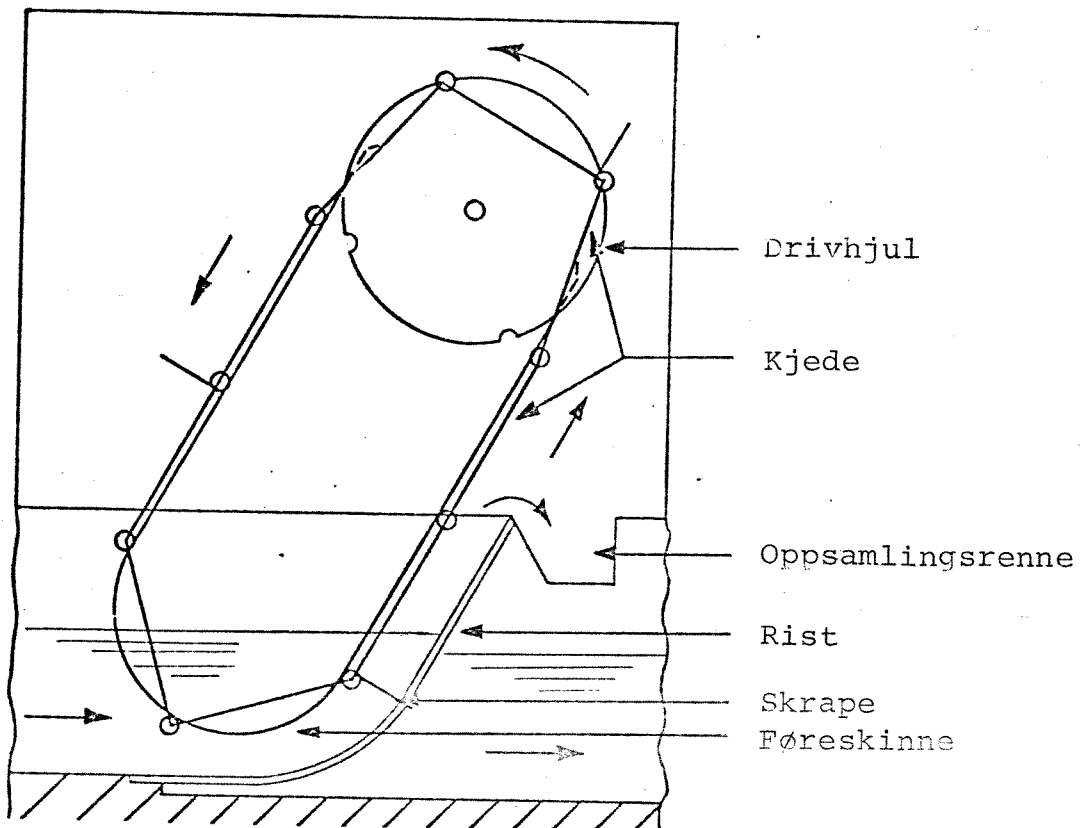
Figur 3. Håndrenset plan rist



Figur 4. Maskinrenset plan rist



Figur 7. Buget rist med enarmet skrapemekanisme



Figur 8. Buget rist med kjedeskraper

Hydrauliske betingelser

De hydrauliske betingelser er at avløpsvannet i kanalen umiddelbart foran risten ikke har lavere hastighet enn for selvrensing av ledning (0,4 m/s) (30). Vannets hastighet gjennom risten bør ikke overstige 1 m/s (30). Det siste for å holde falltapet gjennom risten nede og for å unngå at adskilte stoffer presses gjennom riståpningene.

Ristgodsmengder og konsistens

I tabell 10 er det gitt en oversikt over ristgodsmengder for ulike riståpninger og mengder av avløpsvann. Verdiene gjelder nord-amerikanske forhold og er hentet fra faglitteraturen (30). Det er ikke blitt utført systematiske målinger fra anlegg innen Skandinavia.

Som det fremgår av tabellen er det store variasjoner i den utskilte mengde ristgods pr. 1.000 m³ avløpsvann selv om riståpningen er den samme. Denne variasjonen kan med andre ord ikke utelukkende tillegges avstanden mellom stavene, men er en kombinasjon av følgende faktorer:

1. Riståpning
2. Vannhastigheten gjennom riståpningen
3. Type avløpsvann (kombinert, separat, industrielt etc.)
4. Ristens form og helning
5. Sedvaner blant befolkningen.
6. Industri typer tilknyttet ledningsnett

Normalt øker ristgodsmengden med mindre riståpning og vannhastighet for et og samme avløpsvann. Overløpsvann fører som regel med seg større mengder blader, kvister o.l. mens avløpsvann fra separatsystemer inneholder mer papir, filler, plast etc. Avløpsvannet fra tekstilindustrien kan inneholde store mengder fibre.

En vurdering av renseeffekten av ulike typer rister ut fra mengden av adskilte stoffer er nesten umulig. I de tilfeller hvor risten primært blir brukt til beskyttelse av annet utstyr eller behandlingsprosesser kan man imidlertid få en indikasjon av renseeffekten ut fra årlige utgifter til vedlikehold og den totale tid deler av anlegget har vært ute av drift.

Målinger av ristgodsmengder i USA har gitt følgende resultater:

Tabell 10 - Ristegodsmengder

Sted	Riståpning mm	Midlere	
		Tilrenning l/s	Ristegods l/1000 m ³
Norwalk, Conn.	85	515	1,3
New Haven, Conn.	75	351	7,5
East Hartford, Conn.	75	175	10,0
Weirton, W. Va.	50	55	30,0
Philadelphia, Pa.	40	2.110	16,5
Oklahoma City, Okla.	40	1.110	15,7
Cranston, R.I.	40	365	4,8
Taunton, Mass.	40	154	7,5
Meadville, Pa.	40	110	4,5
Grove City, Pa.	40	35	0,8
Madrid, Iowa	40	7,5	10,0
New York, N.Y.	35	2.850	4,5
Uniontown, Pa.	30	132	6,7
Fargo, N.Dak.	30	119	34,0
New York	25	7.900	7,5
"	25	7.900	4,5
Minneapolis, Minn.	25	5.880	6,7
New York	25	5.260	5,2
"	25	3.070	10,5
"	25	2.630	8,2
"	25	1.750	5,2
Bridgeport, Conn.	25	745	7,0
New York	25	658	7,5
Waterbury, Conn.	25	658	17,6
Bridgeport, Conn.	25	614	15,3
Duluth, Minn.	25	526	4,2
Austin, Minn.	25	394	8,2
Fon du Lac, Wis.	25	316	37,2
Findlay, Ohio	25	307	2,9
York, Nebr.	25	219	11,2
Marion, Ohio	25	219	18,7
Gainesville, Fla.	25	219	26,2
Marchalltown, Iowa	25	170	1,9
Massillon, Ohio	25	228	11,2
East Lansing, Mich.	25	162	3,0
Micksville, N.C.	25	132	37,4
Birmingham, Mich.	25	66	9,0
Edison, N.S.	25	1,6	15,0

fortsettes

Tabell 10 - Ristegodsmengder, fortsettelse

	Riståpning mm	Midlere Tilrenning l/s	Ristegods l/1000 m ³
Detroit, Mich.	20	19.700	3,5
New York	20	1,750	8,2
Hartford, Conn.	20	1.710	12,0
Portsmouth, Va.	20	425	6,1
Sheboygan, Wis.	20	350	1,9
Aurora, Ill.	20	350	10,6
Topeka, Kans.	20	329	9,7
Richmond, Ind.	20	272	25,7
Oshkosh, Wis.	20	263	12,7

Vått ristegods

Vanninnhold	ca. 80%
-------------	---------

Faste stoffer	ca. 20%
---------------	---------

Tørket ristegods

Mineraler	ca. 13%
-----------	---------

Organiske stoffer	ca. 87%
-------------------	---------

Selv ved bruk av presser og sentrifuger har det vist seg vanskelig å få vanninnholdet under 65%.

Faglitteraturen (30), (32) og risteprodusenter oppgir følgende spesifikke verdier for ristegods adskilt på en finrist:

Stoffmengde	2 - 10 l/p. år
Vekt	750 - 950 kg/m ³

Renseeffekten av en finrist er 2 - 20% av avløpsvannets innhold av suspendert materiale.

Vurdering

Rister vil være den enkleste form for behandling av avløpsvann ved utslipp til sjøresipient.

En rist vil kunne fjerne grovere, partikulære stoffer og flyttestoffer. Olje, fett, emulsjoner og lignede stoffer vil imidlertid bare bli fjernet i meget liten grad.

Det er mange faktorer som tyder på at en kombinasjon av rister eller rister og annet silutstyr vil kunne gi en effektiv og enkel behandlingsprosess.

Denne konklusjon er basert på at rister har følgende fordeler:

1. Stort anvendelsesområde.
2. Høy kapasitet - rister kan også tolerere store variasjoner i tilrenningen.
3. Lav kapitalinvestering.
4. Lave driftsomkostninger - trenger lite tilsyn og vedlikehold. Enkel automatikk, lavt energibehov (1 - 3 HK).
5. Trenger ikke ekstra utstyr - pumper etc.

Hvor kun rister skal benyttes til behandling av avløpsvann bør det brukes finrister med en lysåpning mellom stavene på 10 - 15 mm, eller to finrister i serie med lysåpninger på 20 - 30 mm for den første risten og 6 - 10 mm for den andre (14).

Grovriste (>50 mm) har svært liten renseeffekt og bør primært bare brukes som en beskyttelsesanordning.

7.2 Siler

Generelt

I likhet med rister var også siler blant det første utstyr som ble tatt i bruk til behandling av avløpsvann.

En sil er her definert som en anordning bestående av perforerte plater, netting eller staver med en lysåpning mindre enn 5 mm.

Siler benyttes for fjerning av alle sorter partikulære stoffer fra avløpsvannet, i motsetning til rister som primært blir brukt til utskilling av grovere materiale eller som en beskyttelsesanordning for etterfølgende utstyr og behandlingsprosesser.

Hittil har siler hatt begrenset bruk innen rensing av kommunalt avløpsvann. Slikt utstyr har imidlertid vært brukt, og brukes fremdeles, i stedet for sedimenteringstanker til fjerning av faste stoffer fra avløpsvannet før et eventuelt annet rensetrinn eller ved utslipp til resipient.

Innenfor industrien derimot har siler i lengre tid vært i utstrakt bruk til å fjerne eller gjenvinne stoffer fra prosessvann før dette er blitt tilført avløpsnettets eller resipienten.

Typer

Det finnes en mengde forskjellige siltyper. Disse kan deles inn i følgende hovedtyper:

1. Stasjonære siler
2. Kontinuerlig båndsil
3. Vibrerende siler
4. Roterende trommelsiler
5. Roterende skivesiler

Alle siler rengjøres kontinuerlig eller intermittent ved hjelp av mekaniske skraper, børster og/eller spyling. Til spyling brukes det som oftest vann, luft eller damp. Ved bruk av vann kan det tilsettes kjemikalier for hurtig rengjøring og oppløsning av olje og fett. Inneholder avløpsvannet større mengder olje og fett, kan dette skape store driftsproblemer. I slike tilfeller vil rengjøring med damp være det mest effektive.

I de tilfeller hvor silen rengjøres med vann, må som oftest det produserte slam avvannes før endelig destruksjon og/eller deponering kan finne sted.

7.2.1 Stasjonære siler

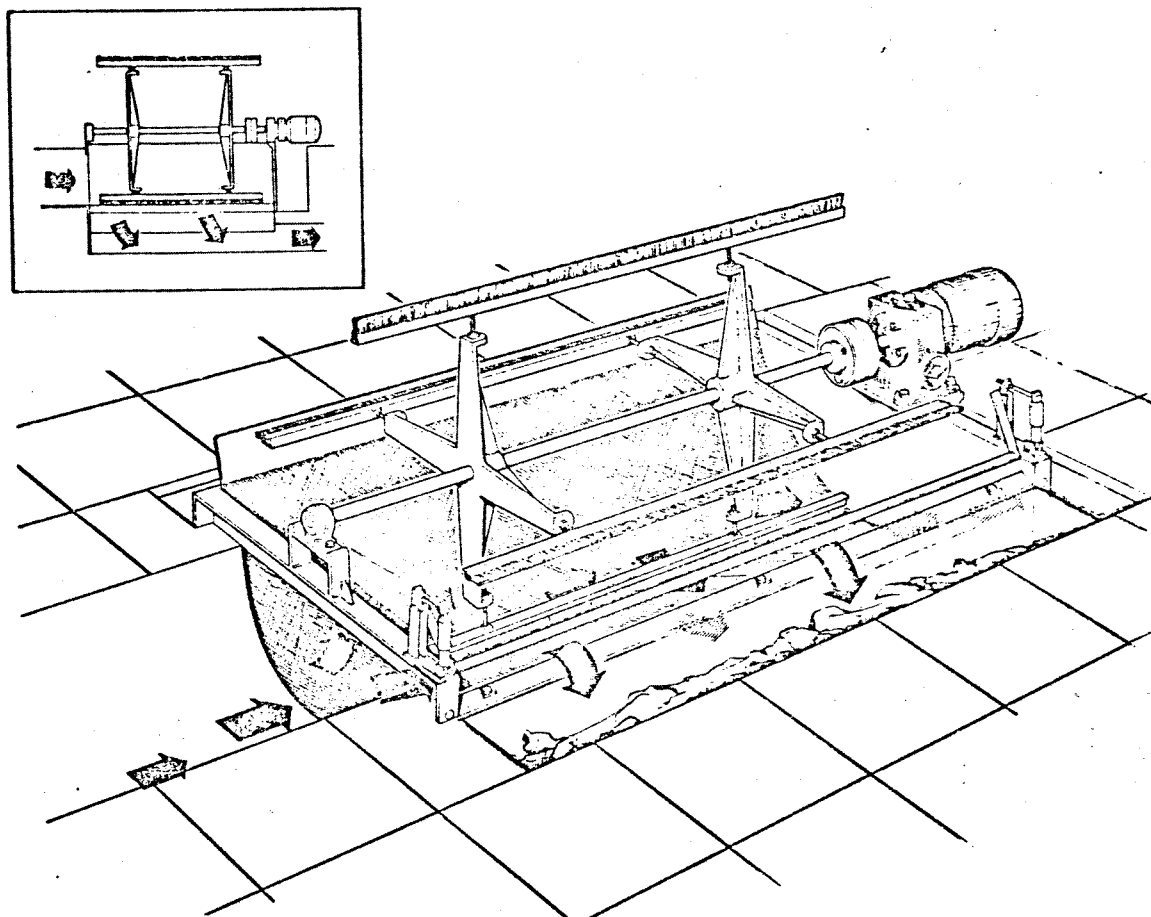
Generelt

Stasjonære siler omfatter alle silanordninger hvor avløpsvannet føres gjennom en ubevegelig horisontal, vertikal eller skråstilt silflate. De adskilte stoffer fjernes fra silflaten ved hjelp av roterende skraper eller børster (fig. 10). Det finnes også enkelte skråstilte siler som er selvrensende, det vil si at de adskilte stoffer glir av silflaten på grunn av sin egen vekt eller blir presset av silflaten av det tilførte spillvann, fig. 13.

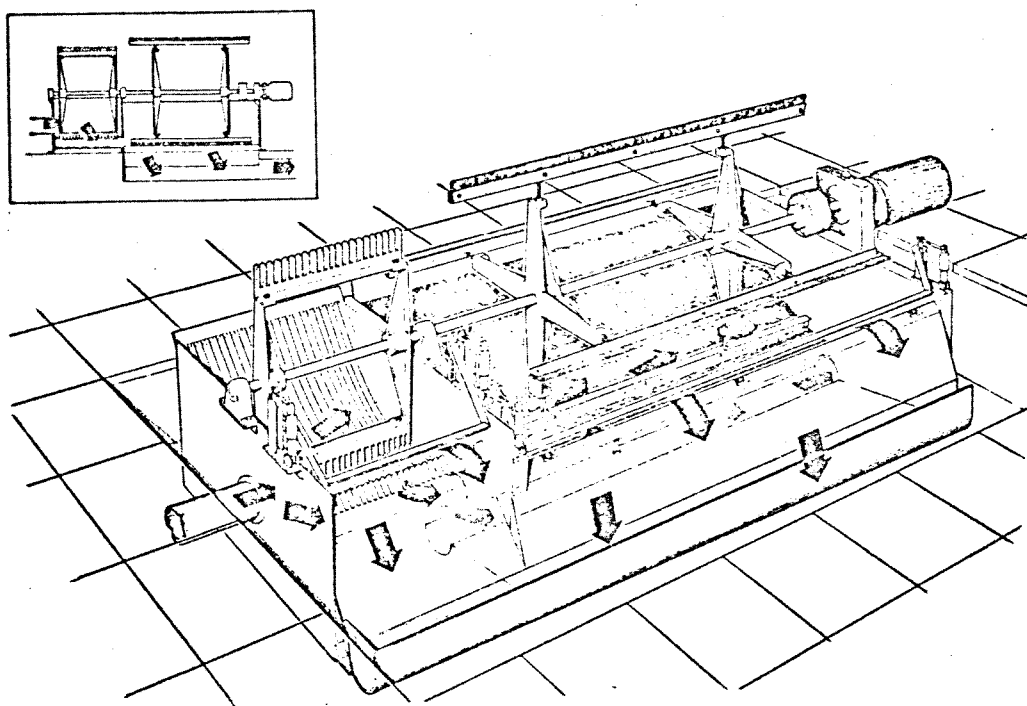
Buet horisontalsil

Den enkleste form for stasjonære siler er vist i fig. 10. Silen har en buet form og er plassert horisontalt i en kanal. Avløpsvannet føres via rør eller kanal inn i den ene enden av silflaten og faller gjennom denne til en underliggende kanal. Falltapet gjennom denne type sil er normalt over 15 cm. Silflaten rengjøres ved hjelp av en roterende, flerarmet skrape- eller børsteanordning.

Fig. 11 viser en kombinasjon av en maskinrenset finrist og sil. Avløpsvannet passerer først risten hvor større forurensninger fjernes og deretter silen hvor mindre faste stoffer og suspenderte partikler skilles ut og føres opp i et felles oppsamlingstrau.



Figur 10. Buet horisontalsil



Figur 11. Horisontal sil med buet finrist

Tabell 11 - Data for buet horisontalsil (Type Parkwood)

Betegnelser	Minimum	Maksimum
Dimensjon L x H x B, m	0,87 x 0,19 x 0,54	4,70 x 0,74 x 2,03
Silflate, m ²	0,4	9,0
Kapasitet, m ³ /m ² · h, ca.		30 - 35
Maksimum kapasitet, m ³ /h ca.		315
Effektbehov, kW		1,5

Som silflate brukes normalt perforerte plater av kopper eller stål, rustfritt eller vanlig handelsstål.

Denne type siler benyttes idag til rensing av prosessvann fra en rekke forskjellige industityper samt for råkloakk med utslipp til sjøresipient.

Faglitteraturen og produsentens informasjonsskriv inneholder ingen data vedrørende silens renseeffekt, men denne må antas å ligge mellom 10 - 25% for suspendert stoff.

Som det fremgår av tabell 11 har denne siltypen en relativt høy kapasitet pr. enhet.

Dette sett i relasjon til det nødvendige areal/volum-behovet og at silen kan tilpasses de forskjellige situasjoner, gir siltypen en høy utnyttelsesgrad. Den er dessuten forholdsvis lett å frakte fra et sted til et annet. Installasjonen krever imidlertid en del bygningstekniske arbeider, og da spesielt forming av kanaler.

Buet vertikalsil

Denne form for stasjonære siler er vist i figur 12. Siltypen er utviklet i Holland og markedsføres under navnet "Hydrasieve".

Silens funksjon er basert på bruken av en tilnærmet parabelformet silflate med tversgående staver eller tråder av rustfritt stål og med en spesiell form, fig. 12 og 13. Konstruksjonen utnytter et naturlig fenomen kalt "The Coanda effect", det vil si en væskes tendens til å følge riktig formede flater. Resultatet er at vannet kontinuerlig renner gjennom silflaten mens de partikulære stoffer fortsetter nedover silens overflate og ned i en oppsamlingsbeholder. Avløpsvannet tilføres silflaten via en fordelingsboks plassert over silen. Tilførselen kan skje direkte

fra avløpsnettet ved hjelp av gravitasjon eller via pumper i de tilfeller hvor nødvendig fallhøyde ikke er tilstede. Avløpsvannet fordeles over silens bredde via et rett overløp. Det meste av vannet fjernes fra den nederste delen av væskestrømmen allerede før denne har tilbakelagt 1/3 av sillengden. Etter dette punkt begynner de faste stoffene på grunn av deres kinetiske energi å falle nedover silflaten. På sin vei avvannes de ytterligere og faller til slutt av silflaten på grunn av sin egen vekt.

Det stilles følgende betingelser for at silen skal virke tilfredsstillende ved behandling av avløpsvann:

1. Væsken må fordeles jevnt over hele silens bredde.

Større gjenstander kan forårsake ujevn fordeling og bør derfor fjernes før avløpsvannet tilføres silen, det vil si det bør installeres en fin grovrast foran silen, lysåpning 30 - 50 mm.

2. Lave belastninger over et lengre tidsrom må unngås idet dette kan føre til uttørking av tørrstoffer på silflaten og gjentetting.

Silens form og konstruksjon fremgår av figur 12. Rammen utføres normalt av rustfritt stål, men leveres også i glassfiberarmert plast.

Silen produseres i flere forskjellige standard størrelser innenfor de begrensninger som er angitt i tabell 12.

Silens kapasitet og renseeffekt er avhengig av følgende faktorer:

1. Lysåpning
2. Silflate
3. Silflatens krumningsradius
4. Væskens viskositet og temperatur
5. Avløpsvannets innhold av suspendert stoff.

Vanlig lysåpning ved behandling av avløpsvann er 0,3 - 1,5 mm avhengig av mengden av suspendert stoff.

Teoretisk vil silen fjerne partikler med en diameter lik halvparten av lysåpningen, det vil si en sil med 2 mm lysåpning vil kunne fjerne partikler med en minimumsdiameter på 1 mm.

Avvanningen av det adskilte avfall er størst når avløpsvannets innhold av suspendert stoff er mindre enn 500 mg/l.

Tabell 12 - Data for "Hydrasieve".

Betegnelse	Minimum	Midlere	Maksimum
Dimensjon, B x L x H, m	0,6 x 1,1 x 1,5		2,0 x 1,6 x 2,2
Silflate, m ²	0,1		3,0
Lysåpning, mm	0,5		2,5
Minste teoretiske partikkelstørrelse som kan fjernes, mm	0,3		
Kapasitet, m ³ /m ² · h		300	
Kapasitet, m ³ /h	30		185
Renseeffekt, % suspendert stoff	20	33	40
Renseeffekt, % BOF		30	

Da silen ikke har noen form for mekanisk utstyr, er vedlikeholdet og driftsutgiftene begrenset til periodisk rengjøringsarbeid.

Silen har funnet anvendelse innen flere ulike industrigrener, og er i de senere år også blitt tatt i bruk til behandling av kommunalt avløpsvann, stormoverløp og utrånnet slam. Det finnes idag mer enn 40 slike installasjoner i USA med en total kapasitet på 130 til 880 l/s.

På grunn av sin enkle konstruksjon, lave arealbehov, store mobilitet og manglende energibehov, har silen en meget høy anvendelsesmulighet ved enkel behandling av avløpsvann.

Silen byr på følgende fordeler ved behandling av kommunalt avløpsvann:

1. Relativt høy kapasitet.
2. Enkel konstruksjon.
3. Kompakt, lavt arealbehov.
4. Krever ingen form for tilført energi, bortsett fra når vannet må pumpes opp i distribusjonstanken.
5. Lav kapitalinvestering i relasjon til et konvensjonelt sedimenteringsanlegg.
6. Lav installasjonskostnad.
7. Lave driftsutgifter når tilstrekkelig fallhøyde er tilstede.

8. Høy mobilitet.
9. Fjerner finere suspenderte partikler, samt en del olje og fett.

Av ulemper kan nevnes følgende:

1. Nødvendig fallhøyde er minimum 2 m.
2. Det må installeres en lavtrykkspumpe når nødvendig fallhøyde ikke er tilstede. Dette vil føre til større kapitalinvesteringer og høyere driftsutgifter.
3. Ved lave belastninger over lengere tid kan silflaten igjentettes.
4. Renseeffekten i % suspendert stoff er lavere enn for et konvensjonelt sedimenteringsanlegg.
5. Silflaten må rengjøres regelmessig avhengig av avløpsvannets innhold av olje og fett.

7.2.2 Kontinuerlig båndsil

Denne gruppen av siler omfatter siler bestående av et kontinuerlig, bevegelig "bånd" av vertikalt stilte silplater festet til kjeder langs de to vertikale sidene figur 14. Silplatene løfter utskilte stoffer over vannet hvor de rengjøres ved hjelp av kraftige vannstråler. Utskilte stoffer faller ned i et oppsamlingstrau, plassert foran og parallelt med silplaten.

Det finnes to hovedtyper, "Central Flow" og "Straight Through Flow".

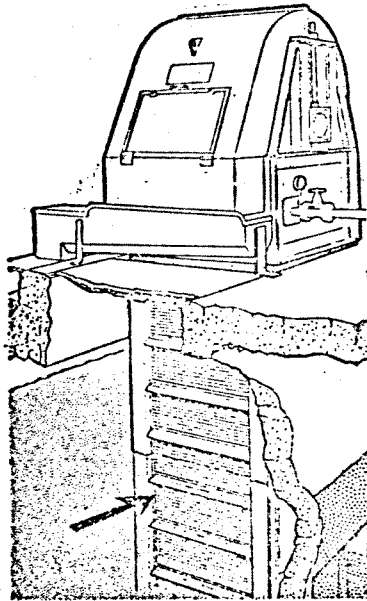
Båndsil er brukes hovedsakelig til rensing av drikkevann og prosessvann til industrien i de tilfeller hvor det er store variasjoner i vannnivået.

Silen har ikke vært anvendt til rensing av avløpsvann, og det er lite trolig at den egner seg til dette bruk.

7.2.3 Vibrerende siler

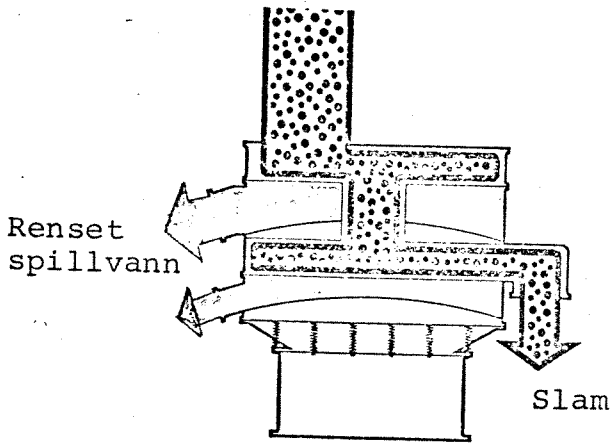
Til denne kategori siler hører alle siler hvor silflaten tilføres energi ved hjelp av mekaniske deler slik at denne får en vibrerende bevegelse. Selve silflaten kan være sirkelformet (figur 15) eller rektangulær.

Avløpsvannet føres med gravitasjon eller via pumper til en utjevnings- og fordelingstank like over silen. Herfra føres vannet til silflaten. For sirkelformede silflater tilføres avløpsvannet i et punkt på periferien. Utskilte tørrstoffer vandrer ved hjelp av den vibrerende bevegelsen mot en åpning i sentrum av silflaten.



Figur 14. Kontinuerlig båndsil

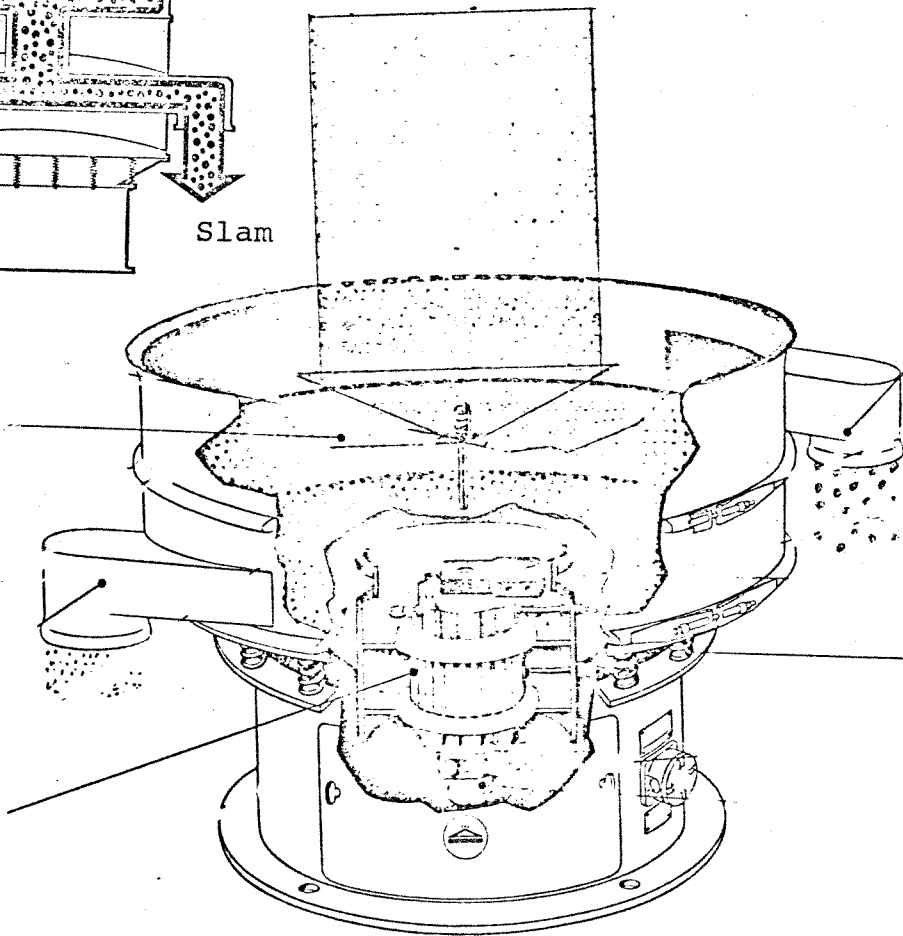
Spillvann inn



Silflate

Utløp rensed spillvann

Motor



Utløp

Fjæroppheng

Figur 15. Sirkelformet, vibrerende sil

Den rektangulære typen har en skråstilt, vibrerende silflata. Avløpsvannet tilføres den øvre enden av silflaten og det utskilte suspenderte stoff vandrer til den nedre delen hvor det faller ned i et oppsamlingstrau.

Både den sirkulære og den rektangulære silen kan ha to eller flere silflater under hverandre med varierende lysåpninger, størst øverst og minst nederst.

Silflaten består vanligvis av vevd tråd i rustfritt stål. Lysåpningen varierer fra 0,15 mm til 2 mm.

Kapasitet og dimensjoner for sirkelformede siler fremgår av tabell 13.

Tabell 13 - Data for sirkelformede, vibrerende siler, type Sweco.

Betegnelse	Minimum	Maksimum
Dimensjon, diameter i cm	46	152
Høyde i cm	130	160
Lysåpning, mm	0,15	2,0
Kapasitet, m ³ /h		315
Energibehov, kW	0,2	2,0

Renseeffekten ved behandling av kommunalt avløpsvann er ukjent.

Siltypen trenger jevnlig vedlikehold av alle bevegelige deler.

Silen brukes innen industrien til separering av partikulære stoffer fra prosessvann. Følgende industrier kan nevnes: næringsmiddelindustrien, slakterier og tremasseindustrien.

Silens anvendelsesmulighet til rensing av rent kommunalt avløpsvann er noe uklar. Siltypen har imidlertid vært testet for fjerning av flyttestoffer fra utrånnet slam og funnet tilfredsstillende til dette formål.

Følgende fordeler kan nevnes:

1. Kompakt, krever liten plass.
2. Lave kapitalomkostninger.
3. Lav installasjonskostnad.
4. Høy mobilitet.

Av ulemper bør følgende nevnes:

1. Krever regelmessig vedlikehold.
2. Krever energi.
3. Relativt lav kapasitet.

7.2.4 Roterende trommelsiler

Denne siltypen består av en roterende trommel som er åpen i en eller begge ender og hvor trommelperiferien er av perforerte plater eller grov netting. Avløpsvannet ledes vanligvis inn i den ene enden av trommelen og radiallyt ut igjennom silflaten. Utskilt materiale som fester seg til innsiden av silflaten, føres ut av avløpsvannet og opp i et oppsamlingstrau. Silflaten rengjøres ved hjelp av kraftige vannstråler, damp eller trykkluft. I enkelte tilfeller føres avløpsvannet inn radiallyt gjennom trommelflaten og ut en av endeåpningene eller begge. Silflaten rengjøres da ved hjelp av en børsteanordning. Enkelte trommelsiler er selvrensende.

For oversiktens skyld har man funnet det nødvendig å benytte firmabetegnelsen som navn på de enkelte trommelsiler.

Følgende trommelsiler vil bli nærmere beskrevet:

1. "Selectotrainer"
2. "Roto-Sieve"
3. "Dorrco Fine Screen"
4. Mikrosiler
5. "Sweco Wastewater Concentrator"

Samtlige trommelsiler er utviklet for rensing av kommunalt avløpsvann samt overløpsvann.

Selectotrainer

Trommelsilens oppbygning og funksjon fremgår av figur 16.

Avløpsvannet føres gjennom et 300 mm innløpsrør inn i en rektangulær ståltank som er delt inn i et innløps- og et utløpskammer. På tvers av innløpskammeret er det plassert en roterende trommelsil. Mellom de to kamrene er det et overløpsarrangement. Avløpsvannet føres med gravitasjon radiallyt gjennom den perforerte trommelflaten og ut gjennom den ene endeåpningen, den andre er lukket. Det brukes normalt en hulldiameter lik 6,5 mm. Ståltanken er fabrikkert av 6,5 mm vanlige stålplater. Siltrommelen er av rustfritt stål.

De faste stoffene i avløpsvannet holdes tilbake på ytter-

siden av trommelen og føres ut av vannet ved hjelp av trommelens roterende bevegelse og et sett rivetenner som stikker ut av trommelflaten. Når de utskilte stoffene passerer trykkplaten, presses rivetennene inn i trommelen og fekalier og lignende organiske stoffer presses gjennom silflaten mens større uorganiske stoffer blir liggende igjen. Disse stoffene skrapes av trommelen og ned på et transportbånd ved hjelp av en spesiell gummirulle som roterer i motsatt retning av trommelen. Transportbåndet løfter de utskilte stoffene opp til f.eks. en oppsamlingsbeholder.

Overløpsarrangementet mellom inn- og utløpskammeret består av et rett overløp med riststaver. Overløpet trer i funksjon ved strømstans eller når tilrenningen blir for stor.

"Selectostrainer" er spesielt egnet til å fjerne grovere, faste stoffer fra avløpsvannet samtidig som enkelte organiske stoffer presses gjennom silflaten sammen med avløpsvannet. Silens renseseffekt antas å være 10 - 15% suspendert stoff. Utstyret anvendes normalt for fjerning av grovere, faste stoffer foran en rensesprosess for avløpsvann som en beskyttelsesanordning eller til gjenvinning av suspendert stoff fra prosessvann innen industrien.

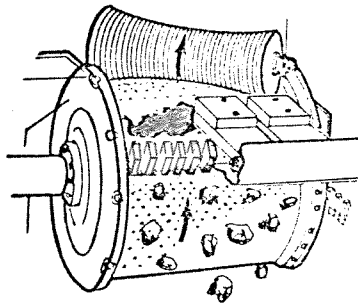
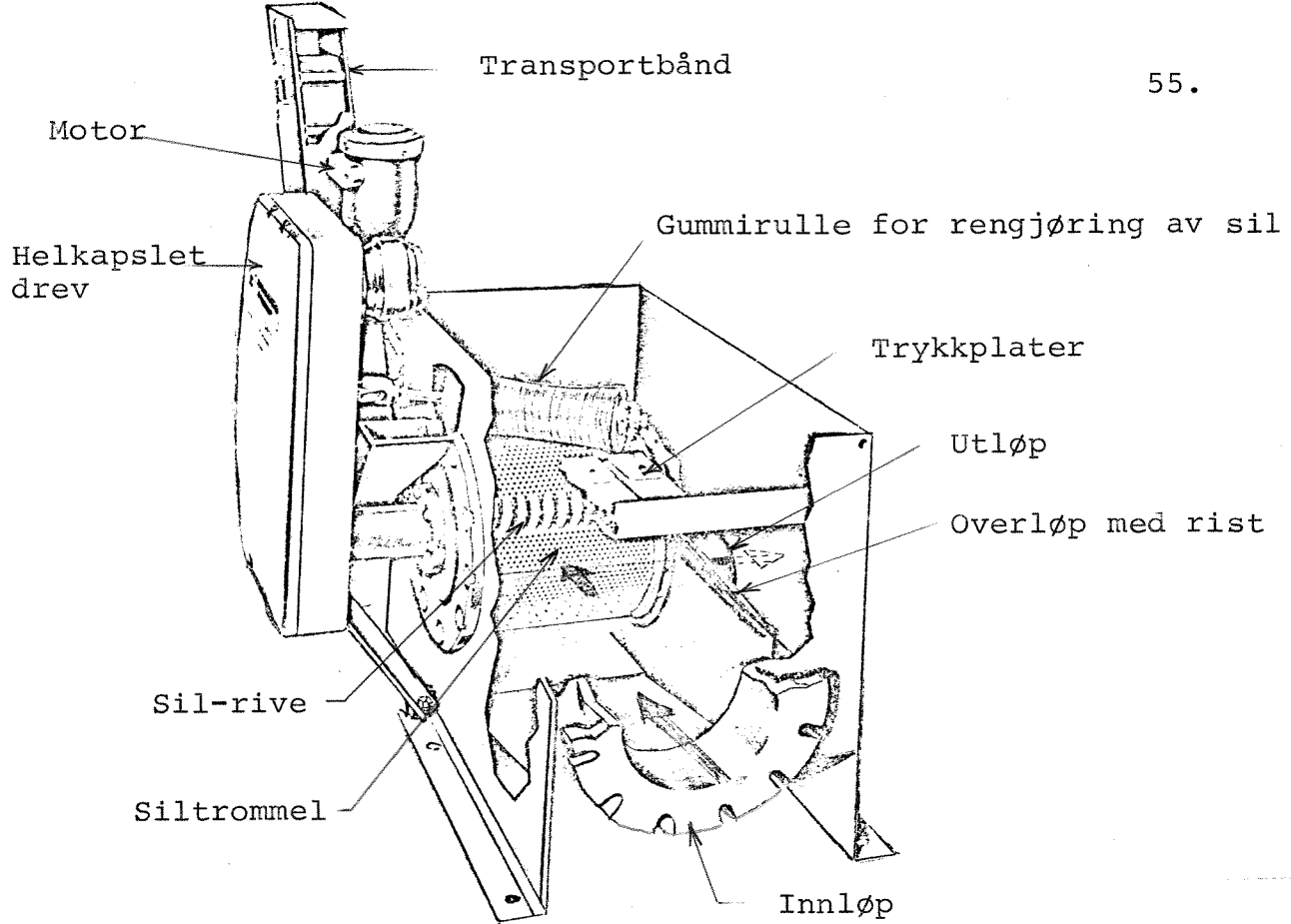
På grunn av sin form kan en "Selectostrainer" tilpasses de aller fleste situasjoner. Det er således mulig å installere en eller flere enheter direkte på en eksisterende utslippsledning ved bruk av vanlige prefabrikerte kumringer av betong med en diameter på 240 cm.

Selectostraineren har følgende fordeler sammenlignet med et konvensjonelt sedimenteringsbasseng.

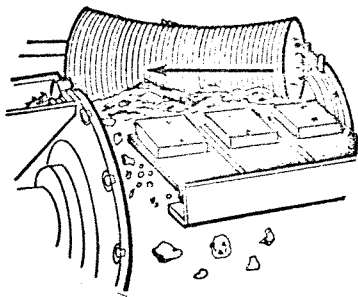
1. Kompakt, krever liten plass.
2. Høy kapasitet.
3. Tåler store variasjoner i tilrenningen.
4. Lav kapitalinvestering.
5. Lav installasjonskostnad.
6. Lavt energibehov.
7. Høy mobilitet.
8. Bra reduksjon av grovere flytestoffer.
9. Lavt falltap.

Selectostraineren har følgende svakheter:

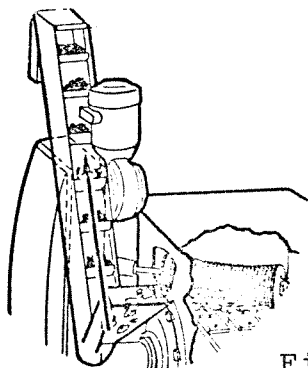
1. Lav reduksjon av suspendert stoff.
2. Liten reduksjon av BOF.
3. Fjerner ikke olje og fett.



Faste stoffer fester seg til siltrommelen og løftes ut av vannet ved hjelp av silriven.



Silriven trekkes inn og trykkplatene presser fekalier gjennom silåpningene.



Gummirullen skraper de faste stoffene av siltrommelen og over på transportbåndet.

Figur 16. Roterende siltrommel "Selectostrainer".

Tabell 14 - Data for trommelsilen "Selectostrainer".

Dimensjon, L x B x H, cm	120 x 120 x 85
Innløpsrør, mm	300
Utløpsrør, mm	450
Trommeldiameter, cm	45
Perforering, diameter i mm	6,5
Lysåpning/totalt areal, %	40
Maksimum kapasitet, m ³ /h	282
Utskilt materiale, l/1000 m ³	ca. 100
Energibehov, kW	0,6
Maksimum falltap, cm	25

"Roto-Sieve"

"Roto-Sieve" er vist i figur 17 og er en langsomt roterende, perforert trommel, forsynt med en innvendig spiralskrue. Avløpsvannet føres inn i trommelens ene ende gjennom et innløpsrør, går radiaalt gjennom den perforerte trommelperiferien til et underliggende trau og føres bort gjennom et utløpsrør i bunnen av trauet. Det utskilte materialet føres mot trommelens utløpsende ved hjelp av spiralskruen. Under transporten avvannes materialet ytterligere. Trommelen heller svakt mot utløpsenden.

Den perforerte trommelflaten rengjøres på yttersiden av et roterende børstearrangement. Børsten er av nylon.

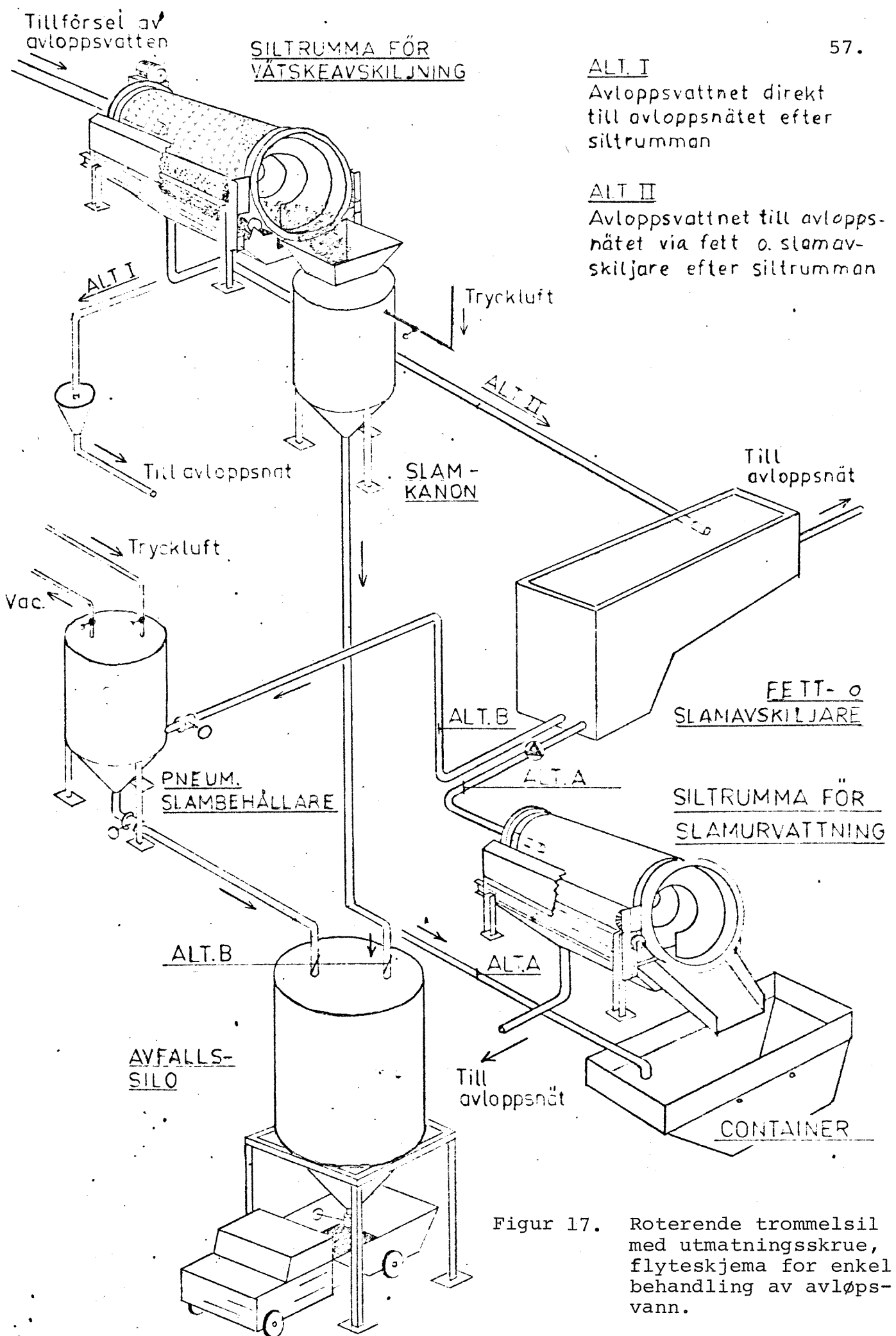
Alle flater som kommer i kontakt med avløpsvannet er utført av syrefast eller rustfritt stål. Andre flater og trommelrammen er av varmgalvanisert stål. Drev og bæreruller er av nylon.

Silens kapasitet avhenger av følgende faktorer:

1. Perforeringens hulldiameter.
2. Trommelens helning.
3. Konsentrasjon og konsistens av suspendert stoff.

Kapasiteten øker med økende hulldiameter og helning av trommel, men minsker med økende konsentrasjon av suspendert stoff. I forhold til rent vann kan kapasiteten bli redusert med 30 - 60% avhengig av mengde og konsistens av forurensningen.

Perforeringens hulldiameter kan varieres fra 0,5 til 20 mm.



Figur 17. Roterande trommelsil med utmatningsskrue, flyteskjema för enkel behandling av avloppsvatten.

Vanligvis benyttes det en hulldiameter på 1,0 til 6,0 mm for rensing av kommunalt avløpsvann.

Silen går normalt kontinuerlig, men kan styres automatisk av et nivåkontrollerende organ slik at man får en intermittent drift.

"Roto-Sieve" leveres som standard i tre ulike størrelser, se tabell 15.

Silen anvendes idag til rensing av prosessvann fra følgende industrier: Salkterier, konservering, fiske, tekstil, glassfiber, mineralull, cellulose og plast. Det er ialt installert ca. 80 siler, for det meste i Sverige.

Til rensing av kommunalt avløpsvann er det blitt utført fem prøvekjøringer. Resultatet av prøvekjøringene er gjengitt i tabell 16. Det eksisterer idag 1 silinstallasjon i Norge for rensing av kommunalt avløpsvann.

Tabell 15 - Data for trommelsilen "Roto-Sieve".

Betegnelse	Størrelse		
	1	2	3
Dimensjon, L x B x H, m	1,0 x 0,5 x 0,8	1,5 x 1,0 x 1,0	2,5 x 1,0 x 1,0
Trommeldiameter, cm	30	60	60
Perforering, hulldiameter, mm	0,5 - 20	0,5 - 20	0,5 - 20
Innløpsrør, mm	125	250	250
Utløpsrør, mm	150	300	300
Vekt, kg	80	200	300
Falltap, cm	ca. 80	100	100
Energibehov, kW	-	0,4	0,4
Kapasitet, l/s (rentvann)	5 - 15	30 - 90	60 - 170

Det fremgår av tabell 16 at silens renseeffekt er reeltivt lav i forhold til et sedimenteringsbasseng, men høy sett i relasjon til et ristearrangement. Det bør bemerkes at de oppgitte verdier for forsedimentering er over det normale.

Olje og fett vil ikke bli fjernet av silen. Man har imidlertid merket seg at det utgående avløpsvannet inneholder finfordelte luftbobler som kan bringe olje og fett til overflaten i en fettavskiller plassert umiddelbart etter utløpet fra sil-trommelen. Det er ikke blitt gjennomført noen systematisk prøvedrift med en slik kombinasjon.

Tabell 16 - Resultater av prøvedrift med "Roto-Sieve"

Prøvedriften ble gjennomført ved Klippans avloppsverk i Sverige i tiden 23.8 - 20.9. 1968. Renseeffekten er basert på midlere verdier.

Betegnelse	Råloakk inn						Renset vann etter Roto-Sieve						Renset vann etter forsedimentering		Renseeffekt, %	
	Min.		Mid.		Maks.		Min.		Mid.		Maks.		Min.	Maks.	Roto-Sieve	for-sedi-ment-ering
	mg/l	ml/l	mg/l	ml/l	mg/l	ml/l	mg/l	ml/l	mg/l	ml/l	mg/l	ml/l	mg/l	ml/l	mg/l	ml/l
Sedimenterbart stoff	15	28	44	12	21	32	0,6	1,0	4,0	25	93					
Suspendert stoff	454	817	1.050	232	575	890	100	118	272	30	86					
Tørrstoff	1.982	2.851	3.602	1.896	2.711	3.338	2.302	2.440	2.640	5	14					
Biokjemisk oksygenforbruk BOF ₇	360	444	480	280	385	460	310	333	370	13	25					
Total nitrogen, N	80	105	120	68	92	103	60	65	68	12	38					
Total fosfor, P	8	10	14	7,2	9,5	12	5,8	7,0	9,5	5	15					

Slammet fra Roto-Sieven har et vanninnhold på ca. 96 - 99%.

"Roto-Sieve" har tilnærmet de samme fordeler som en "Selectostrainer", bortsett fra at anvendelsesmuligheten er mer begrenset og renseeffekten bedre. Det nødvendige falltap gjennom silen er relativt høyt. Driftserfaringene ved rensing av kommunalt avløpsvann er mangelfulle, men det må antas at de største driftsproblemene er igjentetting av silflaten fra innsiden, samt høy slitasje på rengjøringsbørsten. Periodisk rengjøring av silflaten med damp eller kjemiske midler er nødvendig for å hindre igjentetting og en reduksjon av kapasiteten.

"Dorrco Fine Screen"

"Dorrco Fine Screen" er en selvrensende trommelsil spesielt utviklet for rensing av kommunalt og industrielt avløpsvann med utslipp til saltvannsresipient, se figur 18.

Siltrommelen er plassert i en kum på tvers av strømrretningen slik at avløpsvannet må passere gjennom trommelperiferien og aksialt ut gjennom den ene endeåpningen. Trommelen roterer i strømrretningen slik at utskilt materiale føres til den bakre del av kummen hvor det automatisk vaskes av trommelflaten og sedimenterer ned i en slamlomme. Silens selvrensende effekt skyldes at vannet nærmest innsiden av trommelen på grunn av sentrifugalkraften presses ut gjennom den perforerte silflaten like over vannflaten. Flytestoffer vil akkumulere på overflaten over slamlommen. Herfra kan det fjernes ved hjelp av en skumavskiller til en samletank.

Det utskilte slammet føres normalt gjennom en desintegrator og tilbake til avløpet. Tilbakeføring av det oppmalte slammet til avløpet kan imidlertid føre til uønskede forurensningsproblemer i resipienten og kan derfor ikke betraktes som en adekvat løsning av problemet. Slammet bør derfor fortykkes og avvannes før det deponeres på en betryggende måte.

Silen har ingen spesielle hydrauliske betingelser bortsett fra at den normalt krever et falltap på ca. 10 - 15 cm.

Som silflate benyttes perforerte stålplater i vanlig, syrefast eller rustfritt stål. Normal hulldiameter er 6½ mm. Silens forskjellige dimensjoner og kapasitet fremgår av tabell 17.

Tabell 17 - Standard størrelser, Dorrco Fine Screen

Hulldiameter: 6,5 mm.

Diameter cm	Trommel Lengde cm	Maksimum kapasitet l/s
90	90	131
120	90	184
150	120	315
180	120	394
210	150	577
240	180	814
300	210	1.210
360	240	1.680
420	270	2.200
480	330	3.100

Silkummen kan utføres av stålplater slik at silens mobilitet og utnyttelsesgrad kan økes.

Silen krever normalt lite rutinemessig vedlikehold. Avhengig av avløpsvannets innhold av olje og fett bør silflaten imidlertid rengjøres en gang pr. 3. til 6. uke.

Silen har omtrent de samme fordeler som andre trommel-siler. Av spesielle svakheter bør nevnes:

1. Det utskilte slam er volumiøst og må pumpes ut av silkummen.
2. Materialet bør ytterligere avvannes før det deponeres.

Mikrosiler

Mikrosiling ble første gang introdusert i 1945 i England til rensing av drikkevann. Fra 1950 har mikrosiling blitt anvendt innen rensing av avløpsvann og da i første rekke som en etterpolering av biologisk rensset avløpsvann, ofte kalt tertiær renseprosess. Det er imidlertid i den senere tid gjort flere undersøkelser av muligheten for å anvende mikrosiler til rensing av råkloakk og overløpsvann. Det finnes idag et fåtall permanente mikrosilinstallasjoner for rensing av overløpsvann. Problemene i forbindelse med rensing av råkloakk er fremdeles såpass store at det ikke eksisterer noen permanente anlegg av denne typen.

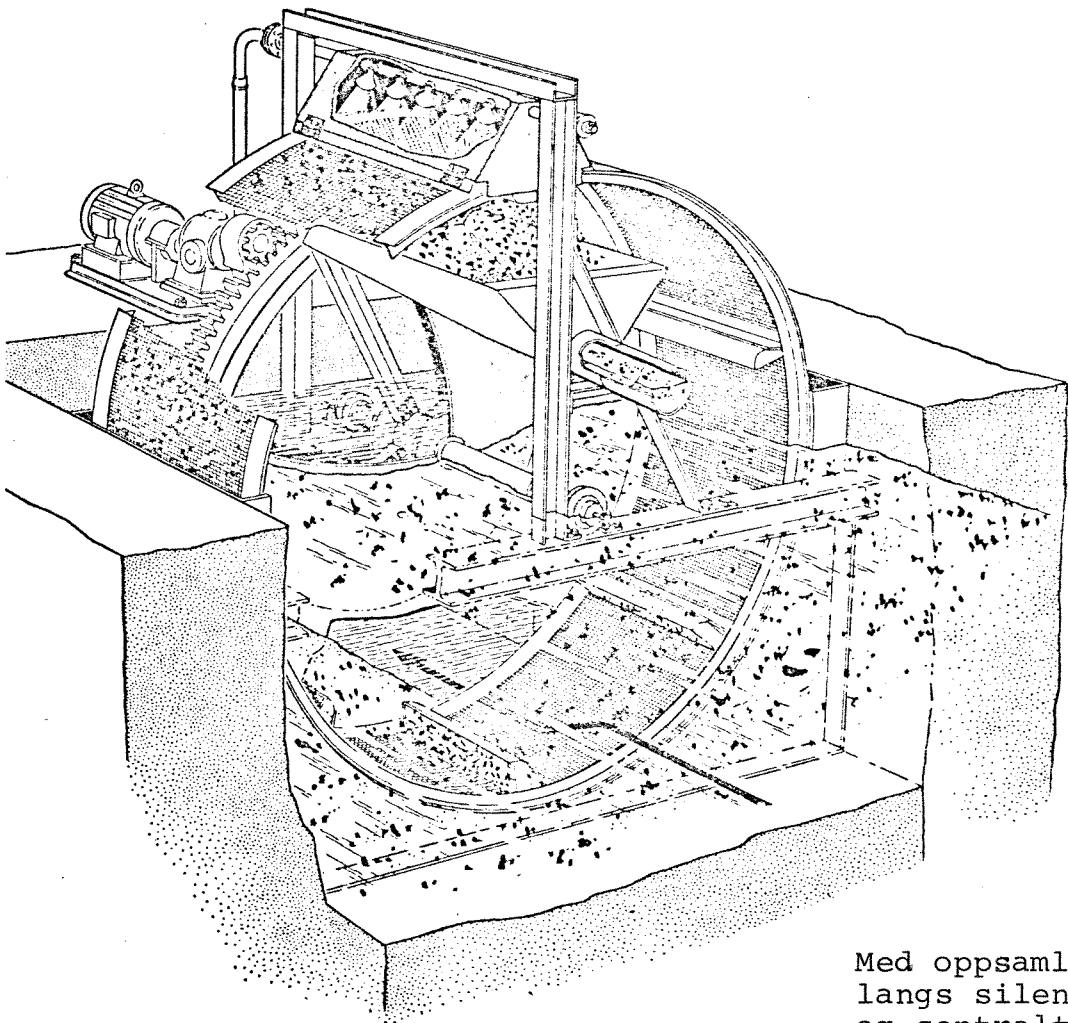
Mikrosiler er i hovedsaken en trommelsil hvor trommelperiferien er delt opp i flere mindre kvadratiske eller rektangulære felter, se figur 19 og 20. I hvert felt er det plassert en silduk av vevd rustfri ståltråd med maskevidde varierende fra 23 μm (mikron) og opp til 1,6 mm. Silduken er festet til en ramme som lett kan festes til eller fjernes fra trommelen for inspeksjon og vedlikehold. Avløpsvannet føres aksialt inn i trommelen som roterer sakte i en silkum av betong eller stål, går deretter ved gravitasjon gjennom silflaten og ut i silkummen. Fra silkummen føres vannet via et overløp til utløpsledningen. De utskilte partiklene som setter seg av på innsiden av siltrommelen, spyles ved hjelp av vann, damp eller trykkluft ned i et oppsamlingstrau plassert over og parallelt med trommelaksen. Oppsamlingstrauet er normalt utstyrt med en transportskrue som fører materialet til en oppsamlingsbeholder. Utføres spylingen med vann, føres det utskilte materialet med gravitasjon til en oppsamlingstank for fortykning.

Silens kapasitet avhenger av følgende faktorer:

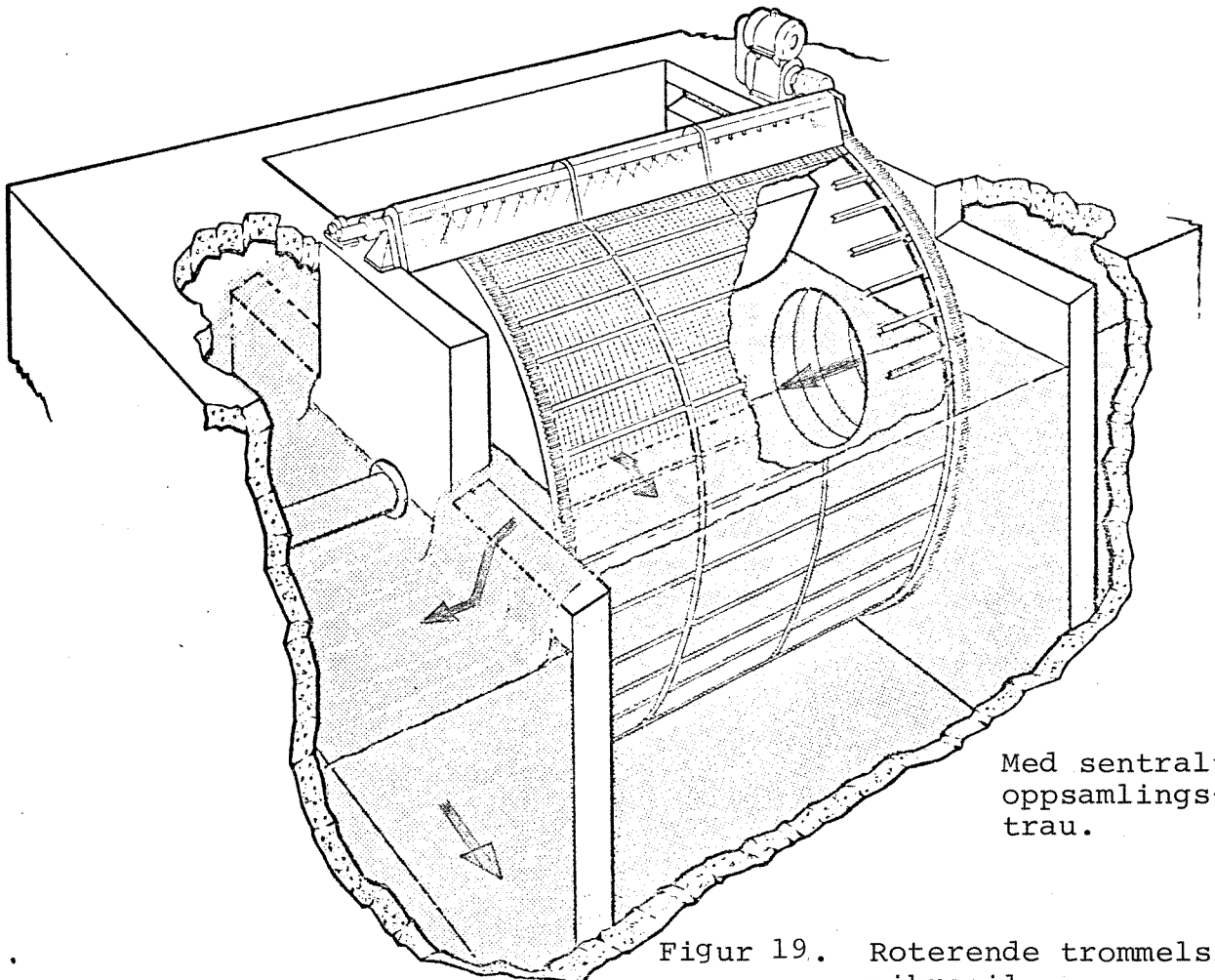
1. Effektiv neddykket silflateareal.
2. Maskeåpning og form.
3. Rotasjonshastighet.
4. Konsentrasjon og konsistens av suspendert stoff i innløp.
5. Nivåforskjell mellom inn- og utløp.
6. Spyleanordningens effektivitet.

Effektiv neddykket silflate utgjør normalt 60% av total trommelflate.

Trommelens rotasjonshastighet kan varieres og styres normalt av en nivåkontroll på innløpet. Forskjellen i nivået mellom inn- og utløp avhenger av den tilførte mengde avløpsvann og konsentrasjonen av suspenderte stoffer. I de tilfeller hvor det er store nivåvariasjoner i innløpet, må det installeres et bufferarrangement foran innløpet til silen. Minst mulig hastighet gir størst mulig kapasitet. For lav hastighet

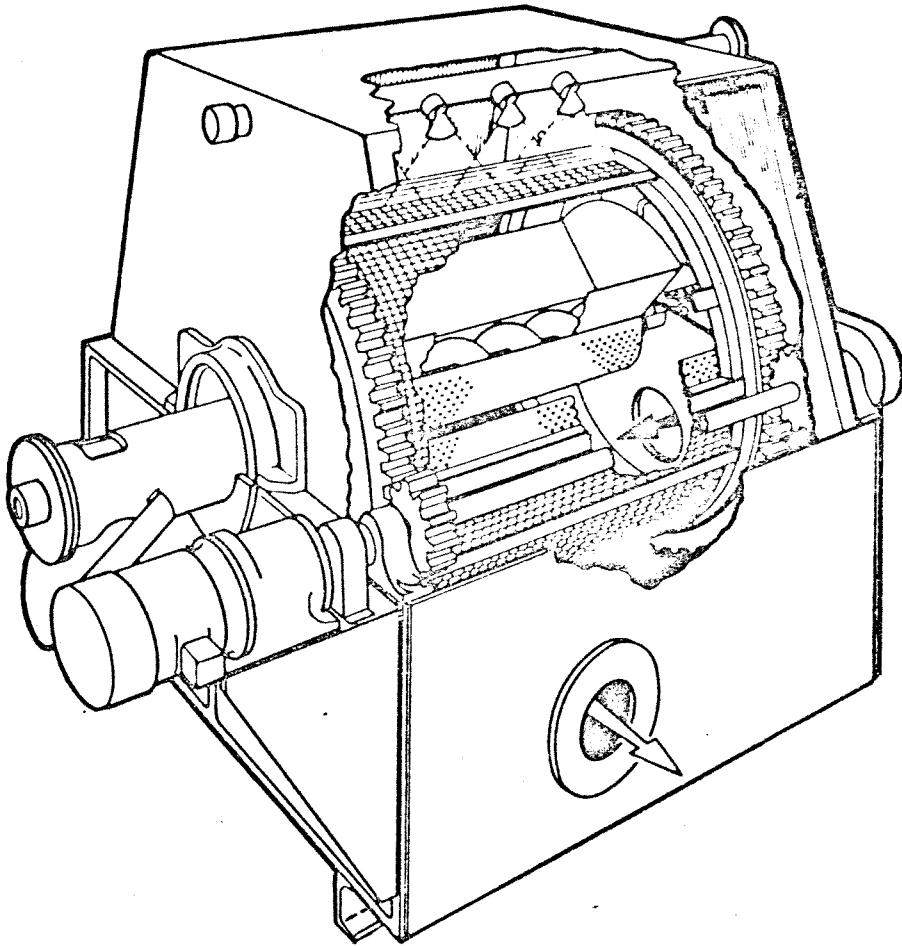


Med oppsamlingstrau langs silens periferi og sentralt.

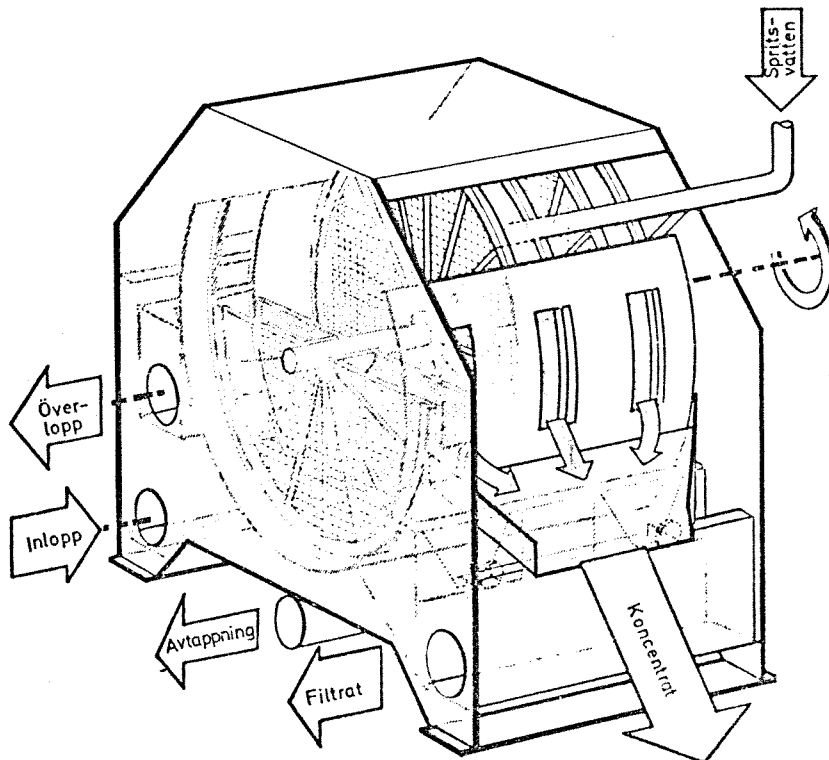


Med sentralt oppsamlingstrau.

Figur 19. Roterende trommelsil, mikrosil.



Figur 20 Roterende trommelsil med perforert oppsamlingstrau med skruer.



Figur 21 "Purac skivefilter".

fører imidlertid til hurtig igjentetting av silduken. Trommelens periferihastighet kan varieres fra 10 - 50 m/min.

Mengde og konsistens av suspendert materiale influerer sterkt på silens kapasitet idet disse parametrene ved en bestemt tilrenning avgjør hvor hurtig silduken tettes. Denne tendens kan undersøkes ved hjelp av spesielle filtreringstester hvor avløpsvannets filtreringsindeks (filterability index) måles. For at mikrosilen skal kunne anvendes må de suspenderte partiklene kunne filtreres. Kolloidale stoffer vil bare i liten grad bli fjernet. Likeledes finnes det en grense oppad for konsentrasjonen av suspenderte stoffer hvor silens kapasitet blir minimal og renseprosessen uøkonomisk. Hvor den øvre grense går, avhenger av materialets konsistens, maskevidden og spylearrangementet. Silen påvirkes også sterkt av olje og fettstoffer som selv i små mengder kan føre til igjentetting av maskeåpningene.

Forskjellen i nivået mellom inn- og utløp av selve mikrosilen er normalt mindre enn 15 cm. Den totale differanse er svært sjeldent større enn 50 cm.

Til rengjøring av silduken brukes vann, damp eller trykkluft. Ved bruk av vannspyling benyttes rensset avløpsvann eller rent vann. Spylingen utføres kontinuerlig med et trykk på 1,0 til 3,5 kp/cm². Mengden av spylevann varierer fra 3 til 7% av den totale mengde rensset avløpsvann. Vanstrykket influerer mer på rengjøringseffekten enn vannmengden. Inneholder avløpsvannet større mengder olje og fett, må silduken rengjøres med damp. Nødvendig dampmengde pr. meter trommelengde og time er 6,5 - 10 kg for en periode av 5 minutter hver time. Spyling med luft er forholdsvis nytt og det finnes derfor ingen representative data over nødvendig luftmengde og trykk.

Uansett spylemetode må silduken med regelmessige mellomrom rengjøres med en oppløsning av hypokloritt (14 - 15% nyttbar klor). Nødvendig mengde oppløsning er 10 - 20 liter pr. vask. Arbeidet tar normalt 1,5 - 3 timer og bør utføres én gang hver 3. - 8. uke, avhengig av mengden av olje og fett i avløpsvannet.

Vekst av mikroorganismer på silflaten kan reduseres ved hjelp av ultraviolett lys.

Erfaringene med bruk av mikrosiler til etterpolering av biologisk rensset avløpsvann viser at denne siltypen i de aller fleste tilfeller har større renseeffekt og er mer økonomiske i drift enn andre konvensjonelle renseprosesser. En del typiske data er angitt i tabell 18.

Tabell 18 - Driftsdata for mikrosiler ved behandling av biologisk rensset avløpsvann (52, 53, 54, 55, 56)

Betegnelser	Verdi
Suspendert stoff i innløp til sil, mg/l	10 - 180
Suspendert stoff i utløp fra sil, mg/l	2 - 25
Renseeffekt, % suspendert stoff	50 - 90
Renseeffekt, % BOF	40 - 60
Kapasitet, m ³ /m ² · h	80 - 4
Totalt effektbehov (vannspyling), kW	2,6 - 6
Maksimum falltap over sil, cm	15
Maksimum totalt falltap, cm	50
Maskevidde, µm	23 - 65

Det fremgår av tabell 18 at mengden av suspendert stoff i innløpet er relativt lavt og sterkt varierende. Derimot var konsentrasjonen i utløpet forholdsvis konstant, og holdt seg 90% av tiden under 20 mg/l, uavhengig av konsentrasjonen i innløpet. Relativt små problemer med igjentetting av silduken. Silens kapasitet ble derimot sterkt redusert ved høye konsentrasjoner i innløpet.

For anvendelse av mikrosilen til rensing av overløpsvann måtte man øke silens kapasitet. Dette ble gjort på bekostning av redusert levetid på silduken ved å øke den tillatte nivåforskjellen mellom inn- og utløp. Maskevidden ble ikke forandret. Da rensing av overløpsvann ikke er en kontinuerlig prosess, men som regel inntret 3 - 10% av den totale tiden, ble en slik løsning ansett for å være tilfredsstillende både teknisk og økonomisk sett.

Til rengjøring av silduken brukes vannspyling. Det utskilte materialet føres ved gravitasjon til nærmeste separate ledningssystem for transport til renseanlegg.

Resultater fra en prøveinstallasjon i Philadelphia (USA) er gjengitt i tabell 19.

Erfaringene fra rensing av overløpsvann med mikrosiler viser at silen kan anvendes til dette bruk uten at det vil oppstå for store driftsproblemer. Således vil vannspyling og bestråling av silduken med ultraviolet lys være tilstrekkelig til å forhindre igjentetting. Silduken må imidlertid med faste mellomrom rengjøres med børste og en kloroppløsning i likhet med mikrosiler brukt til rensing av biologisk rensset avløpsvann.

Tabell 19 - Driftsdata for mikrosiler ved behandling av overløpsvann (5l)

Betegnelse	Verdi
Suspendert stoff i tilløp til sil, mg/l	30 - 500
Suspendert stoff i avløp fra sil, mg/l	2 - 250
Renseeffekt, % suspendert stoff (S.S)	13 - 98
Gjennomsnittlig renseeffekt, % S.S.	80
Renseeffekt, % BOF	20 - 80 x)
Gjennomsnittlig renseeffekt, % BOF	65
Kapasitet, m ³ /m ² . h	84 - 120
Maksimum falltap over sil, cm	45
Maksimum totalt falltap, cm	60
Maskevidde, µm	23 og 35
Vanntrykk ved spyling, kp/cm ²	3

x) 47% av prøvene viste en økning av BOF-verdien i utløpet. De oppgitte verdier gjelder kun for reduserte BOF-verdier.

I forbindelse med enkelte prøveinstallasjoner ble det registrert en økning i det biokjemiske oksygenforbruk i utløpet fra mikrosilen. Lignende resultater ble registrert med hensyn til det totale antall koliformbakterier. Dette fenomen kan ha vært forårsaket av unøyaktige analysemetoder. Fenomenet har imidlertid vært observert av andre i forbindelse med lignende installasjoner og man har fremsatt følgende hypoteser:

1. Det organiske materialet som passerer mikrosilen består hovedsakelig av partikler på størrelse med kolloidale stoffer. Dette fører til en økning i den totale biologiske kontaktflate som kan føre til en økning i den biologiske aktivitet i analyseperioden.
2. Store kolonier av bakterier blir delt opp i et større antall mindre kolonier ved passering av mikrosilen.

Større, naturlige organismer som virket hemmende på bakteriene, fjernes ved mikrosiling og er derfor kun tilstede i et mindre antall på utløpssiden.

Tilgangen på mat for bakteriene er større slik at veksthastigheten økes i løpet av lagrings- og analyseperioden.

Analogt med resultatene fra rensing av biologisk rensset avløpsvann, er det relativt små variasjoner i konsentrasjonen av suspendert stoff i utløpet fra mikrosilen. Konsentrasjonen ligger normalt under 50 mg/l.

I 1967 begynte man i USA med systematiske forsøk med mikrosiler til rensing av råkloakk. Før avløpsvannet ble tilført silen, passerte det en grovryst, sandfang og en "Barminutor" (kvern). På grunn av den relativt høye konsentrasjonen av suspendert stoff i råkloakken, normalt 100 - 500 mg/l, ble det eksperimentert med maskevidder på 0,8 og 1,6 mm.

Tabell 20 gir et eksempel på driftsdata ved rensing av råkloakk med mikrosiler. Informasjonen er hentet fra en prøveinstallasjon ved Erie Sewage Treatment Plant i Philadelphia, USA.

Tabell 20 - Driftsdata for mikrosiler ved rensing av råkloakk (57)

Betegnelse	Maskevidde, mm	
	0,8	1,6
Suspendert stoff i tilløp til sil, mg/l	212	236
Suspendert stoff i avløp fra sil, mg/l	118	164
Renseeffekt, % suspendert stoff	45	31
BOF i tilløp, mg/l	221	-
BOF i avløp, mg/l	119	-
Renseeffekt, % BOF	46	-
Totalt tørrstoff i fraskilt materiale, mg/l	1600 - 3550	-
BOF for fraskilt materiale, mg/l	240 - 304	-
Sedimenterbare stoffer til sil, ml/l	319	155
Sedimenterbare stoffer i utløp, ml/l	22	37
Renseeffekt, % sedimenterbare stoffer	93	76
Kapasitet, m ³ /m ² · h	95	95
Energibehov (drivkraft inkl. vannspyling), kW	1,5	1,5

Det fremgår av de oppgitte data i tabell 20 at renseeffekten for 0,8 mm maskevidde er ca. 45% for suspendert stoff og BOF. For sedimenterbare stoffer er renseeffekten 93%. De oppgitte verdier ligger nær opp til tilsvarende verdier for et konvensjonelt sedimenteringsanlegg, såkalt mekanisk rensing. Grunnlaget er imidlertid begrenset til å kunne dra konkrete konklusjoner med hensyn på anvendelse av mikrosiler til behandling av råkloakk.

Erfaringene fra ovennevnte prøveinstallasjon viser imidlertid at en slik anvendelse er mulig, men at det fremdeles er visse driftsproblemer som bør løses før en slik anvendelse vil være økonomisk.

De største problemene er igjentetting av silduken og effektiviteten av spyleanordningen.

Silens kapasitet må til enhver tid kunne optimaliseres gjennom en automatisk kontroll av trommelhastighet og spyleanordning ved hjelp av en nivåkontroll.

Følgende driftsproblemer bør bemerkes:

1. Mengden av olje og fett i avløpsvannet vil influere på silens kapasitet ved igjentetting av maskeåpningene. Slike stoffer kan fjernes intermittent ved hjelp av damp. Silen bør i tillegg rengjøres regelmessig med en klorløsning.
2. Korte fibrer har en tendens til å tvinne seg rundt trådene i silduken og dermed minske maskevidden og kapasiteten. Dette kan forhindres ved regelmessig spyling med et vanntrykk på ca. 25 kp/cm² eller ved regelmessig børsting.
3. Ved bruk av vann til spyling av silduken, normalt 10 l/min. pr. fot trommellengde, vil det utskilte materialet være volumiøst og en fortykning eller avvanning er nødvendig før materialet kan transporteres bort for endelig deponering. Kontinuerlig spyling med damp er uøkonomisk og vil neppe bli aktuelt. Spyling med trykkluft (6 - 7 kp/cm²) kan teoretisk sett være en løsning. Det er imidlertid meget som tyder på at en kombinasjon av kontinuerlig spyling med trykkluft og en intermittent rengjøring med damp driftsteknisk sett vil være det gunstigste.
4. Man bør finne frem til en effektiv og driftssikker metode for transport av utskilte stoffer fra oppsamlingstrauet inne i mikrosilen og til en oppsamlingsbeholder. Erfaringene med transportskruer i oppsamlingstrauet er ikke tilfredsstillende. Det viser seg at filler, papir, plast og gummiartikler har en tendens til å tvinne seg rundt skruen slik at denne stopper.
5. Ved små hastigheter gjennom innløpskummen og silkummen kan det finne sted en bunnfelling av tyngre partikler. Det bør derfor være mulig å foreta en rengjøring av bunnen

av kummene med jevne mellomrom. En slik bunnfelling kan til en viss grad forhindres ved riktig hydraulisk dimensjonering av innløp og utløp, eller ved luftinnblåsing slik at partiklene i vannet til enhver tid holdes svevende.

Det finnes idag flere forskjellige standardstørrelser som kan anvendes til rensing av råkloakk. Tabell 21 gir en oversikt over enkelte slike silstørrelser med omtrentlig kapasitet.

Tabell 21 - Dimensjoner og kapasitet for mikrosiler til rensing av råkloakk

Trommeldimensjon, cm		Teoretisk kapasitet, l/s	
Diameter	Lengde	Maskevidde, mm	
		0,76	0,38
120	60	30	20
120	120	60	40
180	120	91	61
180	180	137	91
180	240	183	122
300	480	470	425

Anvendelsen av mikrosiler til rensing av råkloakk er fremdeles på forsøksstadiet. Det er derfor umulig å trekke konkrete konklusjoner vedrørende økonomiske aspekter i denne forbindelse. Renseteknisk kan mikrosiler ved behandling av råkloakk sidestilles med et konvensjonelt sedimenteringsanlegg.

Mikrosilens største anvendelsesområde vil i første rekke være en "etterpolering" av biologisk eller kjemisk rensed avløpsvann i de situasjoner hvor forurensningene av en resipient må begrenses til et absolutt minimum, for eksempel ved utslipp til elver med liten vannføring eller små innsjøer.

En behandling av råkloakk eller overløpsvann med mikrosiler bør omfatte en forbehandling bestående av rister (20 - 30 mm lysåpning) og sandfang.

"Sweco Wastewater Concentrator" (58, 59, 60)

Dette er en hurtigroterende, vertikal trommelsil som er spesielt utviklet til rensing av overløpsvann fra kombinert-systemer, 90 - 95% av det tilførte avløpsvann renses før det slippes ut i resipienten, mens den resterende del, konsentratet (5 - 10%) holdes tilbake for videre behandling og avvanning.

Silens oppbygning fremkommer av figur 22. Den består av en vertikal trommelsil som er plassert sentralt i en lukket, sirkulær beholder av stål. Siltrommelens øvre ende er lukket, mens den nedre ende som er åpen, fører ned til en oppsamlingstank for utskilt materiale.

Silen som roterer om en vertikal aksel festet til trommelens øvre endeflate, er inndelt i 18 rektangulære eller 36 kvadratiske silplater som lett kan skiftes ut. Mellom siltrommelens ytterside og beholderen er det et konsentrisk, ringformet utløpskammer for rensed avløpsvann.

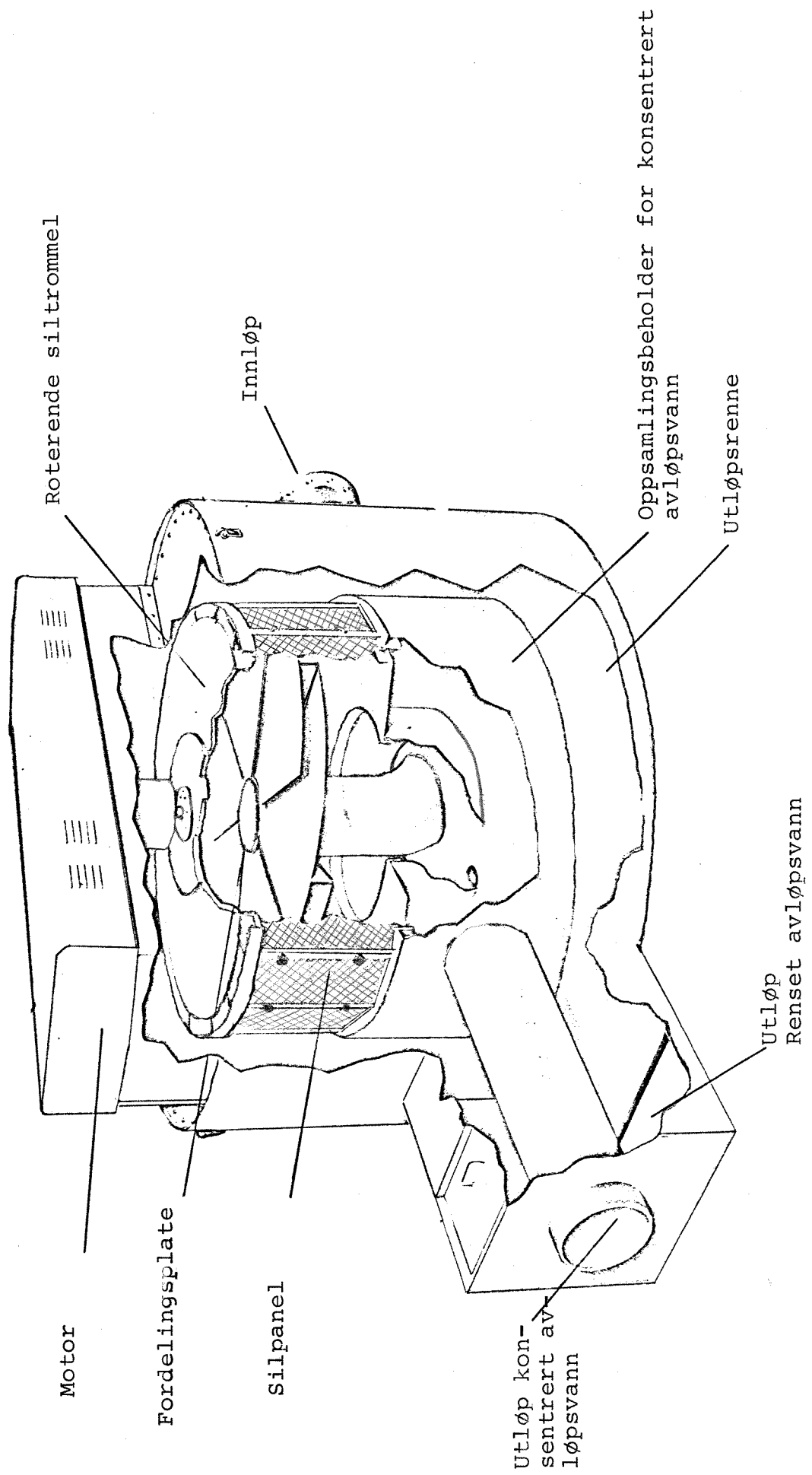
Vannet som skal renses føres inn i silen gjennom en innløpsledning nær bunnen av enheten, opp gjennom sentrum av trommelen og ut gjennom de stasjonære horisontale distribusjonsplatene, se figur 23.

De horisontale platene fordeler og fører vannet mot den øvre del av silduken i en serie tynne, overlappende væskelag. Distribusjonsplatens hellning gjør at vannet treffer silflaten med en nedover rettet hastighetskomponent. Dette sammen med den hurtige rotasjonen av siltrommelen, 60 o/m, gjør at det forurensede vannet føres nedover silflaten samtidig som 90 - 95% rensed vann passerer gjennom silduken. Det utskilte materialet samles i en beholder under siltrommelen og føres med gravitasjon ut gjennom en 250 mm utløpsledning nær bunnen av enheten.

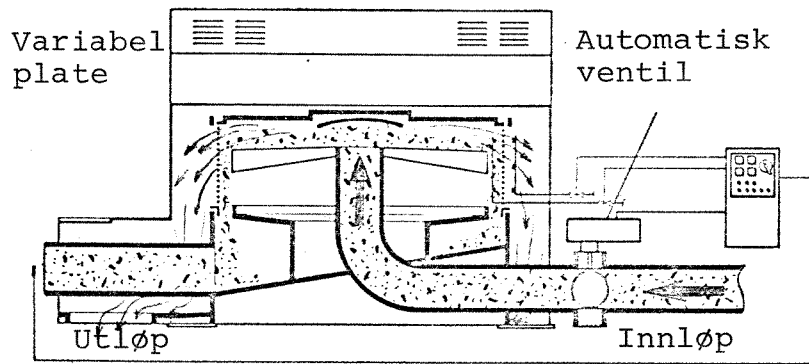
Det rensede vannet samles i et konsentrisk, ringformet kammer på yttersiden av siltrommelen og føres ved gravitasjon ut gjennom en 60 cm x 60 cm åpning i bunnen av utløpskassen på siden av enheten.

Silens operasjonssyklus er delt i 4 faser. Under første fase tilføres avløpsvannet inntil mengden av konsentratet utgjør omtrent 5% av den tilførte mengde avløpsvann. Fasen har normalt en varighet på 5 - 60 minutter, avhengig av mengden av olje og fett i avløpsvannet, samt konsentrasjonen av suspendert materiale.

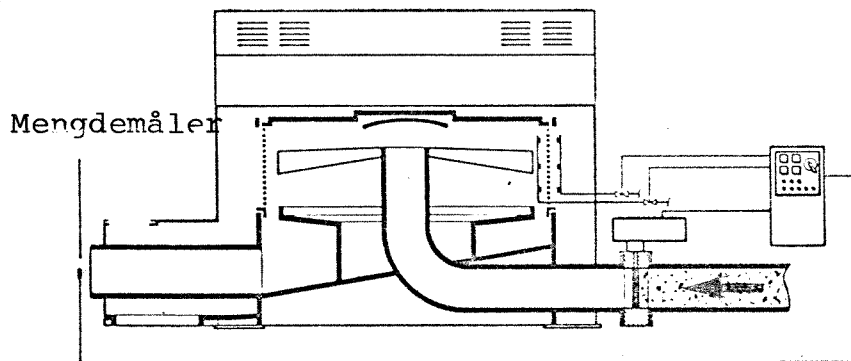
Når konsentratmengden når en på forhånd innstilt maksimumverdi, 5 - 10% av tilført avløpsvann, stenges innløpet til silen, fase 2 og fase 3, rengjøringsfasen, igangsettes. Under rengjøringsfasen fortsetter siltrommelen å rotere mens et sett utvendige vanddyser sender tynne, kraftige vannstråler mot silduken og fjerner faste stoffer, olje og



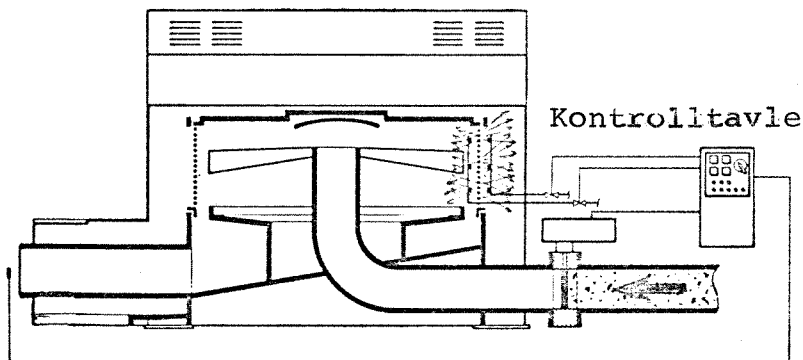
Figur 22. Hurtigroterende trommelsil - "Sweco Wastewater Concentrator".

Fase 1

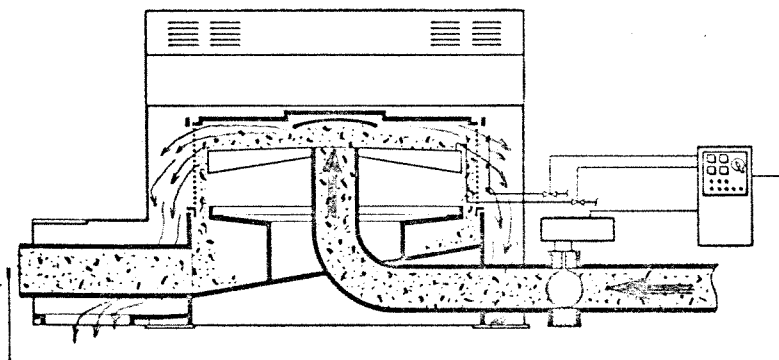
Innløpsventilen åpen: Avløpsvannet tilføres i sentrum og kastes mot den roterende silen.

Fase 2

Innløpsventilen stengt: Når mengden av konsentratet utgjør 5 - 10% av den totale mengde tilført avløpsvann, stenges innløpsventilen automatisk.

Fase 3

Rengjøring: Silen fortsetter å rotere mens den spyles ren med vann eller damp. Tid for rengjøring er ca. 30 sek. Normal gangtid mellom hver spyling er 5 min.

Fase 4

Innløpsventilen åpen: Etter spylingen åpnes innløpsventilen automatisk.

Figur 23. Funksjonsskisse for "Sweco Wastewater Concentrator".

fett fra maskeåpningene. Etter 10 sek. stenges de utvendige dysene og et sett tilsvarende dyser på innsiden av trommelen åpnes og vasker sildukens innside i 20 sek. med varmt vann, iblandet et oppløsningsmiddel. Etter rengjøringsfasen åpnes innløpsventilen, fase 4, og avløpsvannet tilføres silen inntil konsentratet igjen når en innstilt maksimum mengde.

Når vannet treffer siltrommelen, vil en del treffe trommelens rammeverk og bli kastet tilbake mot midten hvor det samles opp og føres tilbake til innløpet. Den totale mengde "tilbakesprut" utgjør ca. 2% av tilført avløpsvann, og har samme konsistens som dette.

Silen leveres normalt i to standard størrelser, 30" og 60", med dimensjoner som angitt i tabell 22. Det finnes også en 12" unit til bruk ved rene forsøksinstallasjoner.

Silens kapasitet og renseeffekt fremkommer av tabell 23 og er avhengig av følgende faktorer:

1. Mengden av tilført avløpsvann.
2. Mengde og konsistens av forurensing.
3. Vannets hastighet når det treffer silduken.
4. Maskevidde og form.
5. Varighet og frekvens av spyling.
6. Type oppløsningsmiddel brukt til rengjøring.
7. Siltrommelens periferihastighet.

Tabell 22 - "Sweco Wastewater Concentrator", dimensjoner.
(59, 60)

Betegnelse	Størrelse
<u>60"</u>	
Ytre diameter, cm	214
Lengde x bredde x høyde, cm	294 x 214 x 175
Effektbehov (uten spyling), Kw	3,75
Trommeldiameter, cm	153
Maskevidde, mm	10 - 105
Åpent areal/toalt areal, %	47
Kapasitet, m ³ /h	180 - 455
Trommelens periferihastighet, m/s	3,4 - 4,3
Varmebehov for varmtvann, KWh	14,6

Tabell 22 forts.

Betegnelse	Størrelse
<u>30"</u>	
Ytre diameter, cm	137
Lengde x bredde x høyde, cm	218 x 137 x 175
Effektbehov (uten spyling), KW	1,1
Trommeldiameter, cm	76
Maskevidde, mm	10 - 105
Kapasitet, m ³ /h	34 - 180
Trommelens periferihastighet, m/s	3,4 - 4,3
Varmebehov for varmtvann, KWh	14,6

Da vannets hastighet idet det treffer silduken må holdes relativt konstant, bør mengden av tilført avløpsvann holdes innenfor et bestemt optimalt operasjonsområde. For å oppnå dette har man funnet det riktig å basere et silarrangement på flere små enheter i stedet for en eller et mindre antall større enheter. Det nødvendige antall enheter koples således automatisk inn og ut alt etter som tilrenningen varierer.

Silens kapasitet minker ved økende konsentrasjon av suspenderte materialer i avløpsvannet. Mengden av olje, fett og lignende stoffer kan redusere kapasiteten med opp til 50%. Erfaringene fra prøveinstallasjoner viser at man må spyle hyppigere ved rensing av avløpsvann i tørrværsperioder enn ved perioder med sterk nedbør og høy infiltrasjon.

Ved høye belastninger øker vannets hastighet til et maksimum hvor silens renseeffekt reduseres fordi et større antall partikler knuses mot silduken og presses igjennom maskeåpningene. Vannhastigheten er også begrenset av sildukens styrke. Kapasiteten øker imidlertid med økende vannhastighet. Det finnes derfor en vannhastighet som vil gi en optimal renseeffekt, denne er oppgitt å være ca. 3,5 m/s. For å oppnå denne vannhastigheten må trykket i innløpet til silen holdes på ca. 0,3 kp/cm² tilsvarende 3 m vannsøyle. Maksimum kapasitet for den største enheten begrenses derfor til ca. 130 l/s, som tilsvarer en belastning på omtrent 300 m³/m² · h.

Vannhastigheten kan holdes forholdsvis konstant ved variasjoner i tilrenningen innenfor et bestemt operasjonsområde ved å variere åpningen mellom de stasjonære fordelingsplatene og en overliggende, variabel plate, se figur 23.

Renseeffekten øker med minkende maskevidde, mens kapasiteten minker. Maskevidden bestemmes derfor utfra en optimal renseeffekt ved høyest mulig kapasitet. Sildukens maskevidde og form er sammen med vannets hastighet avgjørende for dukens levetid som i de fleste tilfeller er den begrensende faktor for silens funksjon. Minimum levetid ved forsøksinstallasjoner er oppgitt til 6 timer. Levetiden minker ved økende vannhastighet og mindre maskevidde. Det arbeides med å øke sildukens levetid til et sted mellom 500 og 1.000 timer. Det ser idag ut til at dette problem kan løses og at det om få år vil være mulig å produsere en silduk med opp til 1.000 timers levetid.

Nest etter sildukens levetid er rengjøringen den primære faktor for silens effektivitet. Etter at man hadde forsøkt flere alternativer, deriblant damp, fant man at rengjøring med varmt vann (ca. 80° C, 4,5 kp/cm² 115 l/h) iblandet et oppløsningsmiddel var den beste løsningen, både teknisk og økonomisk sett. Av mulige oppløsningsmidler ble natrium hypokloritt (NaOCl, 14% oppløsning) funnet mest anvendelig. Nødvendig mengde 14% oppløsning er ca. 2 l/h.

Igjentetting av silduken minsker ved økende vannhastighet, større maskevidde, større rengjøringsfrekvens og større periferihastighet. For råkloakk er normal driftstid 5 minutter med 30 sekunders rengjøringsperiode. For overløpsvann i våtværperioder og ved sterk infiltrasjon er driftstiden mellom 5 - 60 minutter. Driftstiden varierer med tiden på døgnet liksom mengden og konsentrasjonen av forurensningen i avløpsvannet. Rengjøringsfrekvensen er således størst om dagen, mens det om natten kan gå opp til 8 timer mellom hver spyling. Til utvendig spyling med kaldt vann benyttes et trykk på 5 - 6 kp/cm² og ca. 20 liter pr. minutt. Som vannkilde brukes rensset avløpsvann eller rent vann.

Siltrommelens periferihastighet har liten innvirkning på renseeffekten. Derimot vil kapasiteten øke med økende hastighet. Passende hastighet er 60 o/min.

Tabell 23 gir en oversikt over forsøksresultater i forbindelse med en prøveinstallasjon i Portland, Oregon (58). Det har ialt vært utført 5 prøveinstallasjoner, alle på vestkysten av Amerika. Variasjonen av forsøkene har vært fra et par måneder og opp til litt over 2 år. I Skandinavia har silen vært prøvekjørt over en 3 måneders periode ved Åkeshov reningsverk utenfor Stockholm. Resultatene fra denne undersøkelsen forelå ikke på det tidspunkt denne utredningen ble skrevet.

Av tabell 23 fremgår det at silen er meget effektiv for fjerning av flytestoffer og sedimenterbart materiale. Med hensyn til suspendert stoff og BOF er renseeffekten noe mindre enn for et konvensjonelt sedimenteringsanlegg.

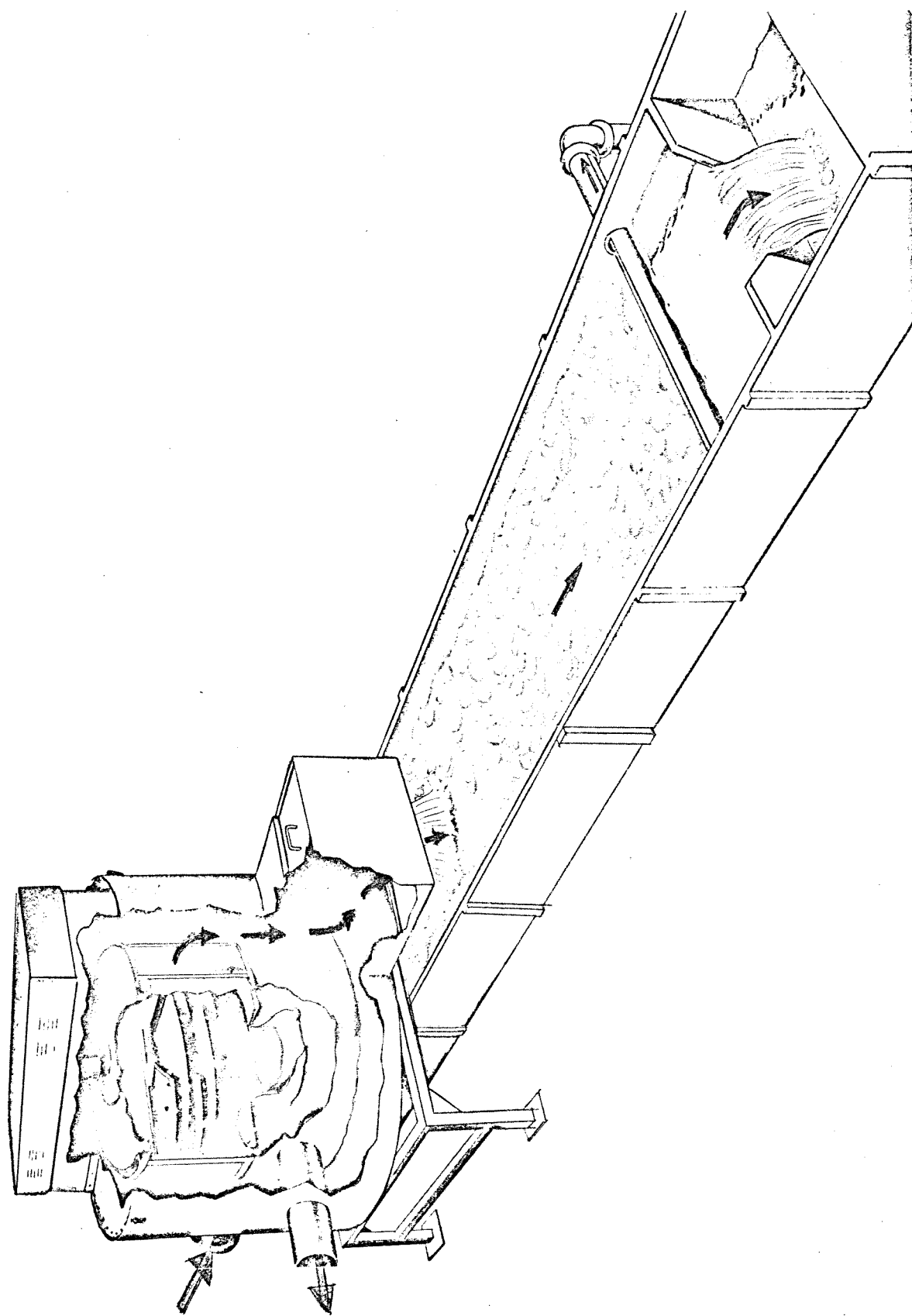
Tabell 23 - Driftsdata for "Sweco Wastewater Concentrator".
(58)

Betegnelsen	Min.	Mid.	Maks.
Suspendert stoff i tilløp, mg/l	50	122	244
Sedimenterbart stoff i tilløp, mg/l	2,5	5,7	7,0
BOF ₅ i tilløp, mg/l	70x)	150x)	350x)
Suspendert stoff i avløp mg/l		87	
Sedimenterbart stoff i avløp, mg/l		0,09	
BOF ₅ i avløp, mg/l		120	
Tilrenning, l/s		100	
Reduksjon av flyttestoffer, %		100	
Reduksjon av sedimenterbart materiale, %		98	
Reduksjon av suspendert stoff, %		34	
Reduksjon av BOF ₅ , %		21	
Konsentratmengde/tilført avløpsvann, %		8	
Suspendert stoff i konsentrat, mg/l		542	
Sedimenterbart materiale, ml/l		73	
BOF ₅ , mg/l		530x)	

x) Omtrentlig verdi.

Silens høye renseeffekt med hensyn på flyttestoffer skyldes i første rekke den store mengden oppløst luft i avløpsvannet fra silen og den derav følgende flotasjonsprosess. Siltrommelens relativt hurtige rotasjon og vannets hastighet idet det treffer silduken fører til at avløpsvannet blir mettet med luft. I utløpet danner den oppløste luften en mengde finfordelte luftbobler som fører olje, fett og suspenderte partikler til overflaten dersom avløpsvannet ledes inn i et basseng med en oppholdstid på 3 - 4 minutter, se figur 24. De utskilte stoffer kan fjernes fra overflaten ved hjelp av et skumtrau plassert på tvers av bassenget nær utløpet.

Sedimenterbare stoffer, suspenderte partikler og større flyttestoffer fjernes av silen, mens olje og fett samt ytterligere suspendert materiale fjernes av flotasjonsenheten. BOF reduksjonen følger stort sett reduksjonen av suspendert materiale.



Figur 24. "Sweco Wastewater Concentrator" med flotasjonsenhet.

Silen har følgende fordeler:

1. Kompakt, lite arealbehov.
2. Fjerner de fleste flyttestoffer inklusive olje og fett ved bruk av flotasjonsenhet umiddelbart etter silen.
3. Høy reduksjon av sedimenterbart materiale.
4. Relativt bra reduksjon av suspendert materiale og BOF.
5. Høy mobilitet.

Selv om silens egenskaper rent renseteknisk sett ser meget lovende ut, har den fremdeles flere svakheter som gir silen et meget begrenset bruksområde. Av ulemper bør følgende nevnes:

1. Konsentratet fra silen er volumiøst og må ytterligere avvannes.
2. Silens relativt hurtige rotasjon gjør at silen krever stort vedlikehold og tilsyn.
3. For at silen skal fungere effektivt uten større driftsforstyrrelser og slitasje bør det installeres finrist samt sandfang foran silen.
4. På grunn av høyt falltap gjennom silen må det i de fleste situasjoner installeres et pumpearrangement foran silen.
5. Begrensninger i mengden av tilført avløpsvann til hver silenhet krever et arrangement av flere små enheter med automatisk styring.
6. Kort, intermittent drift på grunn av høye krav til rengjøring av silduken.
7. Det kreves høytrykkspumpe samt energi til oppvarming av spylevannet. I de fleste tilfeller må spylevannet tilsettes en kjemisk oppløsning for å fjerne olje og fett fra silduken.
8. Større mengder olje og fett i avløpsvannet reduserer sterkt silens kapasitet.
9. Rengjøringsoperasjonen krever automatisk styring.
10. Silduken som benyttes idag har en relativt kort levetid.
11. Silen har totalt sett høye driftsomkostninger.
12. Silen er ikke tilstrekkelig utprøvd for rensing av råkloakk.

Av ovenfor nevnte svakheter er det spesielt konsentratets volum, innvirkningen av olje og fett samt sildukens korte levetid som skaper de største problemer og som begrenser bruken av silen ved rensing av råkloakk.

Et effektivt spylesystem samt bruk av kjemikalier vil kunne redusere igjentettingsproblemet og øke silens effektive driftstid. Problemer av økonomisk karakter gjør at sildukens levetid neppe kan økes til mer enn 1.000 timer.

I de tilfeller hvor konsentratet ikke kan føres tilbake til avløpsnett for rensing ved et permanent renseanlegg, må det installeres avvanningsutstyr. Til videre avvanning kan følgende utstyr benyttes separat eller i kombinasjon med annet utstyr:

1. Konvensjonelle fortykkere hvor overløpsvannet føres tilbake til silens innløp.
2. En mindre silenhet av samme type koplet i serie med en eller flere større silenheter eller en fortykker.
3. Andre mindre silenheter som mer effektivt kan minske konsentratets volum.
4. Vakuumfilter.
5. Sentrifuger.

Den kombinasjon som i denne forbindelse synes å være den mest interessante, er bruken av sentrifuge direkte tilkoplet en eller flere silenheter. En slik kombinasjon vil være arealbesparende samtidig som det vil gi en meget høy renseeffekt og et godt avvannet slam. Driftsomkostningene vil imidlertid bli relativt høye, avhengig av kravet til sentratet fra sentrifugen og den nødvendige mengde kjemikalier som må tilsettes i innløpet til sentrifugen.

"Purac skivefilter"

Denne siltypen består av et antall roterende, sirkulære silskiver forsynt med en silduk med passende maskevidde. Skivene er festet på en horisontal aksel gjennom sentrum og innebygd i et sylindrisk silkammer av stål, se figur 21.

Filterskivene arbeider parvis, dvs. vannet som skal renses føres inn radielt mellom de vertikaltstilte skivene gjennom en åpning på silkammerets innløpsside. Silens arbeidsprinsipp kan lettest sammenlignes med en kanal hvor sideveggene består av et filtermedium som det forurensede vannet strømmer igjennom. Den partikulære forurensning fanges opp av filtermediet og holdes tilbake i kanalen

hvor det stadig konsentreres. Strømretningen på det tilførte avløpsvannet og silskivens rotasjonsretning fører det gradvis fortykkede slammet mot en utløpsåpning på motsatt side av innløpsåpningen. Fra utløpsåpningen føres slammet ved hjelp av gravitasjon direkte ned i en oppsamlingsbeholder eller det føres via et transportarrangement til et sentralt lagringssted for videre behandling eller transport til endelig deponeringssted.

Silskivenes innside rengjøres kontinuerlig ved hjelp av et spylearrangement. Til spyling brukes vanligvis rensset avløpsvann med et trykk på 2 - 3 kp/cm². Spyleretningen er mot filtreringsretningen, dvs. fra yttersiden og inn gjennom maskeåpningene.

Etter å ha passert silskiven føres vannet fra silkammeret inn i utløpskammeret som er plassert på motsatt side av innløpskammeret. Silen arbeider normalt med et maksimalt falltap på 0,5 meter.

Filteret produseres i 10 standardstørrelser med et totalt filterareal fra 3 til 28 m². Tabell 24 gir en oversikt over silens dimensjoner og enkelte spesifikke data.

Skivfilteret er spesielt utvikelt til rensing av spillvann fra papir- og celluloseindustrien samt avvanning og gjenvinning av papirmasse. Silen har også vært anvendt til rensing av spillvann fra slakterier.

Tabell 24 - "Purac Skivfilter" - dimensjoner og driftsdata

Betegnelse

Bredde, ca. cm	170 - 258
Lengde, ca. cm	110 - 361
Høyde, ca. cm	150 - 240
Vekt, tonn, ca. kg	550 - 3.600
Effektbehov, HK	3/4 - 4,5
Trykk spylevann, kg/cm ²	2 - 3
Forbruk spylevann, ca. l/min.	120 - 800
Trykkluft for automatikk, kg/cm ²	2 - 5
Forbruk, luft, ca. N.L./min.	15

I den senere tid er skivfilteret blitt modifisert for å anvendes til rensing av råkloakk etter maskinrenset rist og sandfang.

Av installasjoner for rensing av råkloakk finnes det idag en mindre enhet ved forskningsstasjonen på Sjølundaverket i Malmø, og i månedskiftet februar/mars 1973 ble et større

Silanlegg tatt i bruk på Hovseter i Oslo til rensing av avløpsvann fra ca. 6.000 personekvivalenter. Ved sistnevnte installasjon anvendes skivefilteret som et mekanisk rensetrinn istedet for sedimenteringsenhet foran den kjemiske renseprosess. Installasjonens kapasitet er ca. 42 l/s. Produsenten av skivefilteret har dessverre ikke de driftsdata som er nødvendige for en nærmere vurdering av silens effektivitet ved rensing av råkloakk.

Ved en sammenligning av skivesilen med en vanlig trommelsil er det meget som taler for at skivesilen har de samme driftsproblemer som trommelsilen. Det antas at konsentratet fra skivesilen vil ha noe mindre vanninnhold. På grunn av skivesilens oppbygging vil den effektive silflaten være større for en skivesil enn for en trommelsil med tilsvarende ytre dimensjoner. Det antas derfor at skivesilens kapasitet er noe større enn trommelsilens for samme type silduk.

Skivesilen utføres i forskjellige størrelser med kapasiteter fra 3,5 l/s til 165 l/s.

7.3 Sedimentering

Sedimenteringsbasseng

Sedimentering er en ren fysikalsk prosess hvor suspenderte partikler i avløpsvannet bunnfelles ved hjelp av tyngdekraften og partiklenes egenvekt.

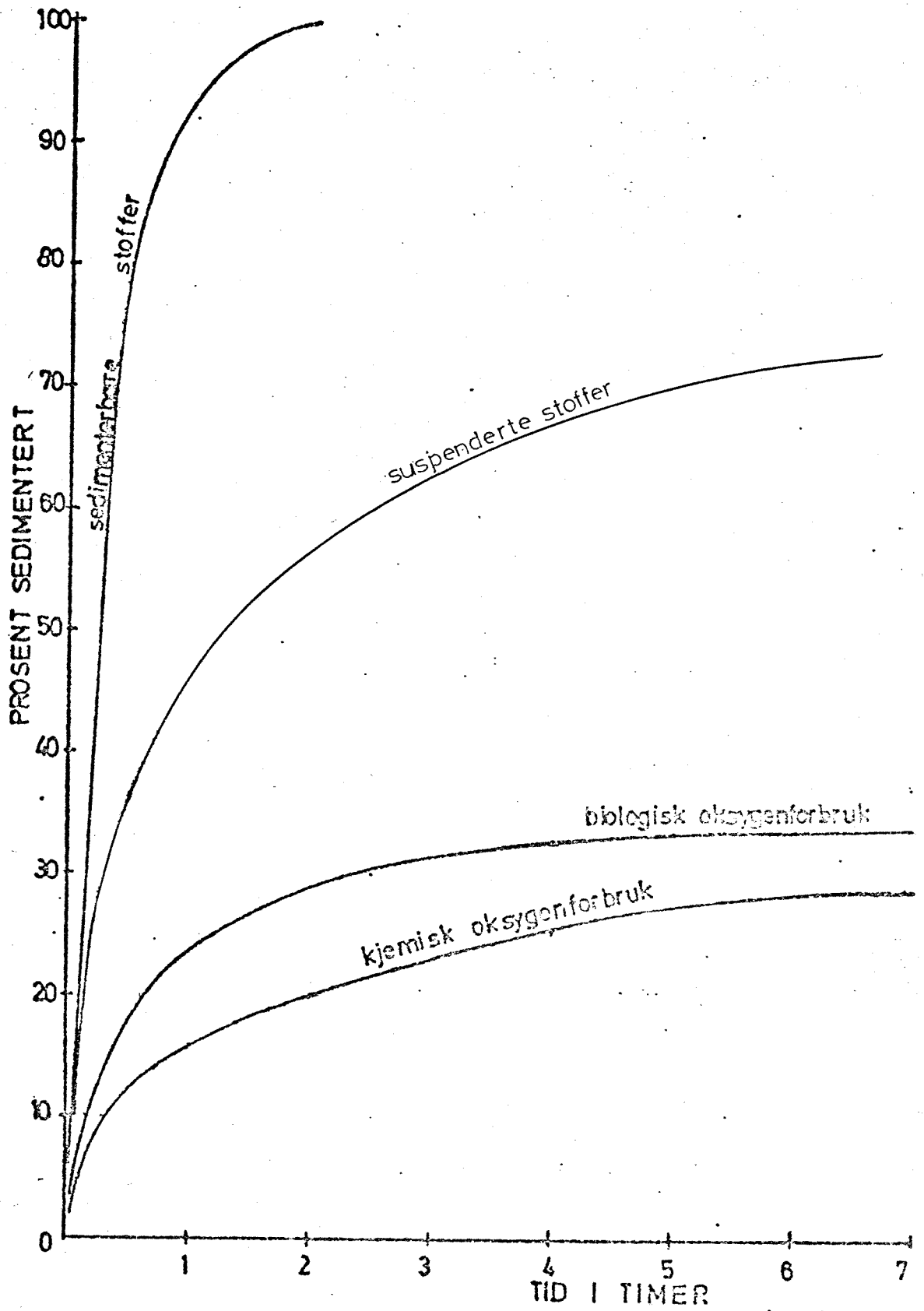
Sedimenteringsprosessen er kontinuerlig og krever spesielt utformede tanker med stort flateareal og volum som gir relativt lang oppholdstid.

Etter at det sedimenterbare materialet er bunnfelt, fjernes det ved hjelp av skraper som fører slammet til en oppsamlingslomme. For mindre kvadratiske sedimenteringstanker bunnfelles stoffene direkte ned i oppsamlingslommen. Fra oppsamlingslommene føres slammet til en lagringstank for videre behandling.

De aller fleste sedimenteringsbassengene er utstyrt med en anordning nær utløpet for oppsamling av flytestoffer som samler seg på overflaten.

Sedimenteringsbassengenes renseeffekt er avhengig av bassengets utforming, overflatens areal, innløps- og utløpsarrangement og oppholdstiden. Normal oppholdstid ved sedimentering av råkloakk er 1,5 til 2 timer. For denne oppholdstiden varierer renseeffekten fra 90 - 99% for sedimenterbart materiale, 50 - 70% for suspenderte stoffer, 50 - 60% for flytestoffer, 25 - 60% for olje og fett og 25 - 35% for BOF5.

Prosessen blir primært brukt til avskilling av sedimenterbare stoffer samt grovere flytestoffer. Kortslutnings-



Figur 25. Oppholdstidens innvirkning på sedimenteringsprosessen.

strømmer som følge av tetthetsstrømmer, vindpåvirkninger og belastningsvariasjoner skaper hydrauliske forstyrrelser som resulterer i variasjoner i oppholdstiden og ineffektiv fjerning av svevestoffer (små, lette, suspenderte partikler) og finere flytestoffer som små partikler og emulsjoner.

Sedimenteringsbassengets form kan være rektangulært, kvadratisk eller sirkulært.

Selv om sedimenteringsprosessen er den enkleste form for rensing av avløpsvann som er i bruk idag, er dens anvendelse til midlertidig, enkel behandling av avløpsvann fra større befolkningsemengder begrenset på grunn av stort arealbehov og byggevolum og de derav følgende relativt høye kapitalinvesteringer. I de tilfeller hvor anlegget er plassert i nærheten av bebyggelse eller kan påvirkes av klimatiske forhold bør bassengene overbygges. Dette medfører ytterligere omkostninger.

Det er blitt gjort mange forsøk på å minske sedimenteringsbassengets volum- og arealbehov uten å redusere prosessens renseeffekt vesentlig.

Av figur 25 fremgår det at en reduksjon av oppholdstiden (volumet) fra f.eks. 2 til 1 time ikke vil forårsake større forandringer i renseeffekten. Derimot vil en reduksjon av oppholdstiden til under 1 time straks gi merkbare forandringer. Ved en oppholdstid på under 1 time vil sedimenteringsprosessen bli sterkt påvirket av variasjoner i tilrenningen.

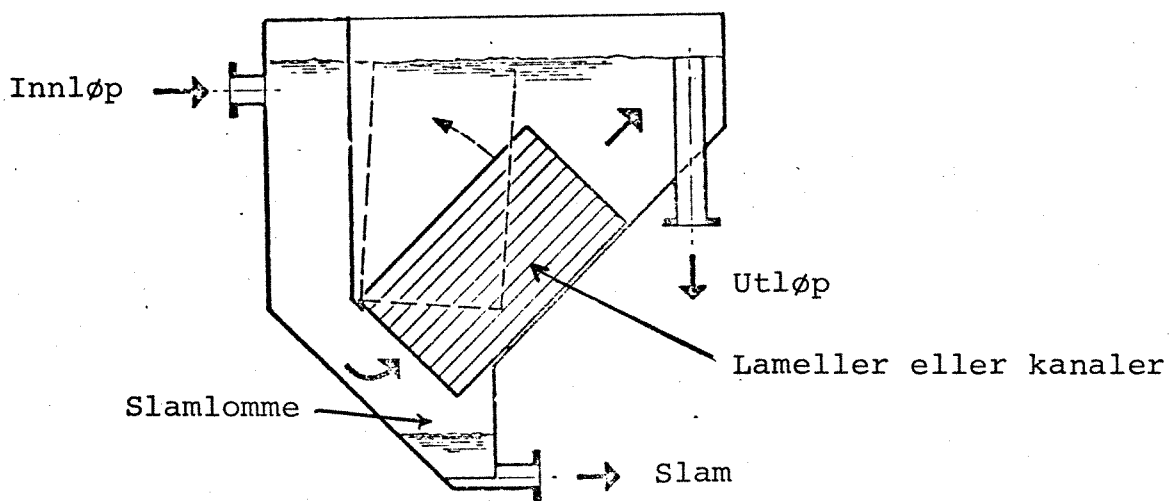
En betydelig reduksjon av oppholdstiden uten vesentlig forandring av renseeffekten kan derfor kun skje ved en modifikasjon av selve renseprinsippet.

Den prosess som i denne forbindelse synes å være mest interessant er den såkalte skråsedimentering.

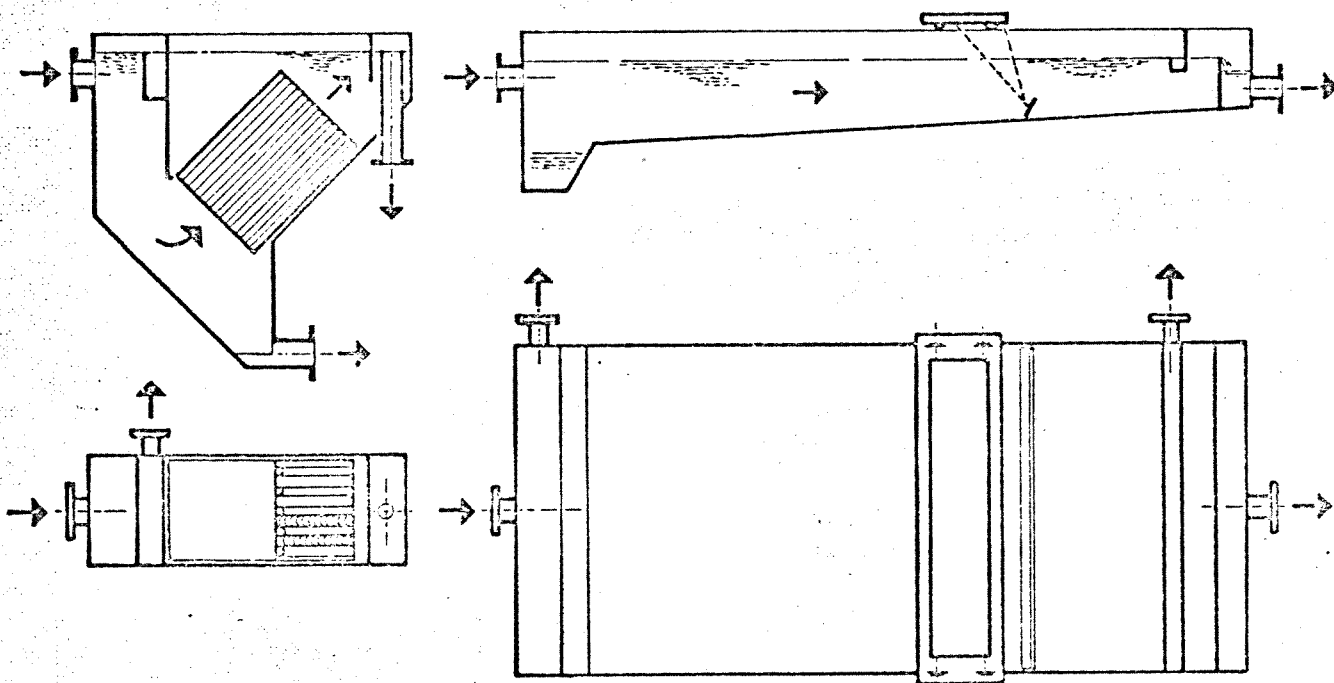
Skråsedimentering

Figur 26 viser skråsedimenteringsprosessen lamellsedimentering eller rørsedimentering. Avløpsvannet føres inn i et basseng fylt med tverrsgående, skråstilte plater eller kanaler (rør) med heksagonalt eller kvadratisk tverrsnitt. Bassenget inndeles således i en mengde små sedimenteringsbasseng. De suspenderte stoffene avskilles på lamell- og kanalveggene og føres med gravitasjon nedover veggene og ned i en underliggende slamlomme. For at lamellene eller kanalene skal være selvrensende må hellingvinkelen være ca. 55 - 60°.

Skråsedimenteringsbassengets kapasitet minker med økende konsentrasjon av sedimenterbare stoffer og øker med antall lameller/kanaler.



Figur 26 Skråsedimentering.



Figur 27 Skjematisk sammenligning av skråsedimentering og konvensjonell sedimentering.

I forhold til et konvensjonelt sedimenteringsbasseng kan plassbehovet reduseres med ca. 50 - 70%, figur 27. På grunn av dyrere innredning er omkostningene pr. volumenheter større for rør og lamellsedimentering, men de totale byggeomkostninger er derimot betraktelig mindre.

For å minske vedlikeholdsproblemene kan lamellene og kanalene bygges opp av moduler i plast som lett kan tas ut for rengjøring.

Denne type sedimenteringsenheter har vært anvendt til separering av sedimenterbare stoffer fra avløpsvann, også råkloakk. Renseeffekten oppgis å være tilsvarende et konvensjonelt sedimenteringsanlegg.

Groing, tilstopping og akkumulering av slam er etter sigende ikke blitt observert, men det er imidlertid meget som tilsier at nettopp dette problemet vil bli størst ved anvendelse av skråsedimentering til rensing av råkloakk.

Sandfang

Sandfang er en form for sedimenteringsbasseng som normalt benyttes som en beskyttelsesanordning foran andre renseprosesser. Bassengets funksjon er å fjerne sand og andre mineralpartikler som kan skape driftsproblemer for den etterfølgende prosess.

Bassenget kan være rektangulært eller sirkulært. De rektangulære bassengene konstrueres slik at vannets horisontale hastighet er tilnærmet konstant uansett mengden av tilført avløpsvann. Hastigheten velges slik at kun mineralpartikler bunnfelles. Konstant hastighet kan også oppnås ved luftinnblåsning. Ved denne metoden settes vannet i en roterende bevegelse hvor periferihastigheten holdes relativt konstant.

For dypvannsutslipp med diffusor bør det i de fleste tilfeller plasseres et sandfang umiddelbart foran utslippskummen. Dette, sammen med en finrist foran sandfanget, vil redusere driftsproblemene i forbindelse med utslippsledningen til et minimum.

For nærmere detaljer og dimensjoneringskriterier vedrørende sedimenteringsbasseng, skråsedimentering og sandfang henvises det til eksisterende faglitteratur samt kurskompendier utgitt av Norske Sivilingeniørers Forening (NIF). (31).

De omtalte sedimenteringsanlegg er for større mengder avløpsvann av en permanent karakter og vil derfor kun være anvendbare i de tilfeller hvor man på forhånd har bestemt at den enkle behandlingen skal være en del av et fremtidig permanent renseanlegg.

Slamavskillere

Avskilling av suspenderte stoffer og flyttestoffer i såkalte slamavskillere har hittil vært meget vanlig for mindre bebyggelser. For mindre befolkningskonsentrasjoner (opptil ca. 4-300 personer) i nærheten av tettsteder vil bruk av slamavskillere som midlertidig rensemetode fremdeles være aktuelt inntil avløpsvannet kan overføres til et hovedledningsnett.

Det kan likeledes være aktuelt å anvende slamavskillere som permanente renseanlegg i de tilfeller hvor resipientforholdene er gode og det av økonomiske og tekniske årsaker ikke lar seg gjøre å overføre avløpsvannet til et større ledningsnett. Ved utslipp fra større befolkningskonsentrasjoner vil det utfra et renseteknisk synspunkt være bedre og mer økonomisk å bygge et mekanisk renseanlegg med kontinuerlig fjerning av det utfelte slammet.

Dersom slamavskilleren dimensjoneres i henhold til eksisterende erfaringer og tømmes med jevne mellomrom, vil slamavskilleren under normale forhold virke tilfredsstillende.

Slamavskillere dimensjonert for midlertidig bruk er mer ømfintlige for store belastningsvariasjoner enn en slamavskiller dimensjonert for permanent bruk. Store belastningsvariasjoner vil kunne føre til dårlig utskillelse og i enkelte tilfeller til delvis utspyling av utfelt slam.

Hvor slamavskillere etterfølges av et dypvannsutslipp med diffusor vil hyppige utspylinger av slamavskilleren skape store driftsproblemer. Slike utspylinger vil også føre til slamavleiringer i enden av dypvannsutslippet samt estetiske forurensninger på overflaten av resipienten.

Alle slamavskillere bør derfor utstyres med en omløpsledning som trer i funksjon når tilrenningen overstiger en på forhånd fastsatt verdi.

I slamavskillere gjennomgår det utfelte slammet en anaerob nedbrytningsprosess (uten tilgang på oksygen). Under denne biologiske prosess utvikles det gasser som bringer en del av slammet opp til overflaten i tanken. Denne gassutviklingen kan skape ugunstige sedimenteringsforhold som vil redusere avskillerens renseeffekt.

Avløpsvann fra slamavskillere er som oftest oksygenfritt og surt. Ved utslipp til en svak resipient, som f.eks. en liten innelukket fjord, vil det kunne oppstå alvorlige forurensningsproblemer. I slike tilfeller bør utløpsarrangementet utformes slik at avløpsvannet blir luftet

I enkelte tilfeller vil det være gunstig å infiltrere avløpsvannet i grunnen, eller hvis grunnen ikke egner seg for infiltrasjon, gjennom kunstig bygde sandfiltergrøfter.

Infiltrasjon av avløpsvannet fra slamavskillere er mest aktuelt ved permanente anlegg.

For permanente slamavskillere har Statens Vann- og Avløpskontor (SVA) utarbeidet følgende dimensjoneringskriterier:

Tømming, antall pr. år	Volum, liter/person	
	1	2
Slamvolum kum nr. 1	300,0	200,0
Vannvolum kum nr. 1	65,0	65,0
Nødvendig våtvolum kum nr. 1	365,0	265,0
Nødvendig våtvolum kum nr. 2	62,5	62,5
Nødvendig våtvolum kum nr. 3	62,5	62,5
Totalt nødvendig våtvolum	490,0	390,0

Ved utslipp til gode sjøresipienter vil det nødvendige våtvolum kunne reduseres. Dette gjelder generelt for midlertidige slamavskillere, men også for permanente installasjoner.

Hvor meget volumet kan reduseres avhenger av belastningens variasjon i den tid slamavskilleren er i drift samt antall tømninger pr. år. For midlertidige installasjoner vil også slamavskillerens antatte midlertidige driftstid spille en vesentlig rolle.

Muligheten for utspyling av slamavskilleren øker med minskende spesifikt våtvolum. Ved store variasjoner i tilrenningen og kort midlertidig driftstid kan utspyling bli et problem. I slike tilfeller bør det spesifikke våtvolum økes.

Tømmefrekvensen avhenger av slamavskillerens beliggenhet, adkomst, deponeringsmulighet for slammet og kommunens økonomi. Det er derfor bare i spesielle tilfeller at det kan regnes med tømning hyppigere enn 4 ganger pr. år.

Varigheten av slamavskillerens midlertidige driftstid avhenger av hvilket utbygningstempo som blir fastlagt for eksisterende og nytt avløpsnett samt hvilke andre muligheter man har til rensing av avløpsvannet og når disse kan tas i bruk.

Statens Vann- og Avløpskontor har foreslått følgende spesifikke slammengder som dimensjoneringsgrunnlag for midlertidige slamavskillere ved en dimensjonerende vannmengde på 250 l/p.d.:

Antall tømninger pr. år	1	2	4	6	12
Spesifikk slammengde, l/p.d.	0,8	1,1	1,2	1,3	1,5

Tabell nr. 25 angir nødvendig spesifikt våtvolum for slamavskillere basert på ovennevnte verdier og følgende forutsetninger:

Midlertidig varighet, antall år	< 3	3 - 5	5 - 8
Antall kamre	2	3	3
Vannets teoretiske oppholstid i hvert kammer, timer (eks. slamvolum)	3	3	4

En prinsipptegning av slamavskiller er vist i figur nr. 28.

De oppgitte forutsetninger avhenger av de lokale forhold og kan derfor variere fra sted til sted.

Tabell 25 - Nødvendig spesifikt våtvolum for midlertidige slamavskillere.
(Benevning i liter/person).

Tømming, antall pr. år	1			2			4			6		
	<3	3 - 5	5 - 8	<3	3 - 5	5 - 8	<3	3 - 5	5 - 8	<3	3 - 5	5 - 8
Midlertidig varighet, år												
Slamvolum kum nr. 1	300	300	300	200	200	200	110	110	110	80	80	80
Vannvolum kum nr. 1	30	30	40	30	30	40	30	30	40	30	30	40
Våtvolum kum nr. 1	330	330	340	230	230	240	140	140	150	110	110	120
Våtvolum kum nr. 2	30	30	40	30	30	40	30	30	40	30	30	40
Våtvolum kum nr. 3		30	40		30	40		30	40		30	40
Totalt våtvolum	360	390	420	260	290	320	170	200	230	140	170	200

For tømming 12 ganger pr. år får man følgende dimensjoneringsverdier.

Midlertidig varighet, år	<3	3 - 5	5 - 8
Slamvolum kum nr. 1	45	45	45
Vannvolum kum nr. 1	30	30	40
Våtvolum kum nr. 1	75	75	85
Våtvolum kum nr. 2	30	30	40-
Våtvolum kum nr. 3		30	40
Totalt våtvolum	105	135	165

7.4 Flotasjon

Sedimenteringsprosessen er primært utviklet for en avskilling av sedimenterbare stoffer samt grovere flytestoffer. Kortslutningsstrømmer, tetthetsstrømmer, belastningsvariasjoner og andre hydrauliske forstyrrelser resulterer svært ofte i ineffektiv fjerning av svevestoffer samt av finere flytestoffer som småpartikler og emulsjoner.

For å oppnå en mer effektiv fjerning av slike flytestoffer må partiklenes vertikalhastighet økes eller gjennomstrømningshastigheten i sedimenteringsbassengene minkes. Det første vil som oftest være den mest økonomiske løsningen.

Følgende faktorer har vært undersøkt for å øke vertikalhastighet:

1. Binde luftbobler til partiklene, flotasjon.
2. Øke tetthetsforskjellen mellom flytestoffene og oppløsningsmediet ved hjelp av:
 - a) Saltvann.
 - b) Koagulering av flytestoffene.

Man har lenge trodd at tilsetting av saltvann til avløpsvann ville bryte emulsjoner på grunn av dets høye innhold av ioner som kan anta ulike valensverdier. Etter at emulsjonen var brutt kunne man lettere oppnå en koagulering av partiklene. Denne hypotese har det ennå ikke vært mulig å bevise. Det er imidlertid mye som tyder på at ioner i selve avløpsvannet har deemulgert de stoffer som lar seg deemulgere før disse når resipienten (28).

Tilsetting av ioner til avløpsvannet for fjerning av olje og fett har hittil ikke vist seg å ha særlig stor praktisk verdi. Derimot har tilsetting av ioner i form av polyelektrolytter i kombinasjon med flotasjon vist seg å gi gode resultater.

Tilsetting av saltvann for å øke avløpsvannets tetthet har liten innvirkning på flytestoffene. Det kan for eksempel nevnes at en 50% blanding av rent saltvann og avløpsvann vil øke blandingens tetthet med litt over 1% i forhold til avløpsvannets tetthet. Det er først når avløpsvannet blandes fullstendig i saltvann uten nevneverdig å senke dets tetthet at flytestoffene kan bli påvirket.

Av de nevnte prosesser er det flotasjon som har vist seg å være mest effektiv. Det er imidlertid ikke alle typer flotasjonsprosesser som kan brukes. Direkte innblåsing av luft gjennom diffusorer (mekanisk flotasjon) har vist seg ikke å ha nevneverdig innvirkning på utskillingen av finere flytestoffer. Det kan i denne forbindelse nevnes at erfaringer fra renseanlegg i Sverige tilsier at forlufting av avløpsvannet har liten innvirkning på mengden av adskilte flytestoffer.

Flotasjonsprosessens effektivitet avhenger av den relative størrelse mellom boblene og partiklene som skal fjernes, samt boblenes totale overflateareal. Ved direkte innblåsing av luft gjennom diffusorer vil boblene ha en diameter på ca. 1 mm (28). Bobler i denne størrelsesorden har liten evne til å binde til seg, adsorbere, olje og fett i emulgert form eller andre mikroskopiske partikulære flytstoffer.

For en effektiv fjerning av hydrofobie partikler må luftboblene være mikroskopiske. Dette kan oppnås ved hjelp av oppløst luft - flotasjon som kan inndeles i trykk-flotasjon og vakuum-flotasjon. Begge prosessene resulterer i dannelselse av luftbobler med en midlere diameter på ca. 80 μ m (28).

Ved trykk-flotasjon økes luftens oppløselighet i vann ved å tilføre luft under høyt trykk (5 - 7 kp/cm²). Når denne mettede blanding av luft og vann blandes med avløpsvannet under atmosfærisk trykk, utskilles luften fra vannet og danner små bobler som stiger mot overflaten. Ved vakuum-flotasjon senkes trykket over vannflaten under det atmosfæriske trykk slik at luftens oppløselighet i vannet minkes og det dannes små bobler av den frigjorte luften. Mengden av frigjorte luftbobler er størst ved trykk-flotasjon og det er også denne prosessen som har vist seg å være mest effektiv.

Figur 29 viser oppbyggingen av et konvensjonelt trykk-flotasjonsanlegg for rensing av avløpsvann. Anlegget består hovedsaklig av høytrykkspumpe for retur av rensed avløpsvann til trykktank, kompressor for tilførsel av luft til trykktank, tilførselsanordning for den luftmettede delstrømmen og flotasjonsbasseng med anordning for fjerning av overflateslam samt bunnfelt slam.

Normalt dimensjoneres et flotasjonsanlegg for en overflatebelastning på 4 - 6 m³/m²/h og en oppholdstid på 35 - 50 minutter. I forhold til et vanlig sedimenteringsanlegg med en overflatebelastning på 1 - 1,5 m³/m²/h og en oppholdstid på 1,5 - 2 timer, vil man ved bruk av et flotasjonsanlegg kunne oppnå en arealbesparelse på 60 - 75% og en volumreduksjon på ca. 60%.

For høybelastede flotasjonsanlegg er dimensjoneringskriteriene en overflatebelastning på 8 - 13,5 m³/m²/h og en oppholdstid på 15 - 30 minutter.

Mengden av rensed avløpsvann som returneres og mettes med luft utgjør ca. 10 - 20% av den totale tilrenning til anlegget.

Retur av 10 - 20% avløpsvann forårsaker en ekstra belastning på flotasjonsprosessen. Dette kan unngås ved å ta blandingsvannet direkte fra innløpet etter at dette har passert rist og eventuelt sandfang. Faren for driftsproblemer er imidlertid større ved et slikt opplegg

Flotasjonsprosessen anvendes vanligvis etter at avløpsvannets innhold av sedimenterbare stoffer er blitt redusert. Dette kan skje ved bruk av rist og sandfang eller en kombinasjon av rist og et silarrangement.

Flotasjonsprosessens totale reduksjon av partikulære flytstoffer oppgis til 80 - 90% og til 25 - 79% for olje og fett.

Reduksjonen av suspenderte stoffer er 25 - 35%. For høybelastede flotasjonsanlegg er reduksjonen av suspenderte stoffer noe lavere, mens reduksjonen av flyttestoffer er omtrent den samme. Nevnte verdier gjelder uten tilsetning av kjemikalier.

Prefabrikerte flotasjonsenheter leveres i størrelsesorden opp til 40 m² som rektangulære eller sirkulære tanker av korrosjonsbeskyttet stål. Flotasjonsenheter på over 40 m² utføres av økonomiske grunner i betong på stedet.

Den mekaniske flotasjonsprosessen ble opprinnelig utviklet innen gruveindustrien som en separasjonsprosess for mineralpartikler. Trykkflotasjonen er en videreutvikling som raskt fikk innpass innen andre grener av industrien hvor den primært har vært anvendt til:

1. Fjerning av olje fra spillvann fra raffinier og enkelte metallindustrier.
2. Fjerning av fiber fra papirindustrien.
3. Fjerning av fett og suspenderte stoffer fra slakterier og næringsmiddelindustrien.
4. Fjerning av fettsyrer og såpe fra fremstilling av animalske/vegetabiliske oljer og såpe.
5. Fjerning av suspenderte stoffer fra vaskerier.

Idag anvendes flotasjonsprosessen som en delprosess for rensing av drikkevann og kommunalt avløpsvann.

Det er imidlertid først i de aller siste årene at man har begynt å anvende flotasjonsprosessen som en primær renseprosess for fjerning av suspendert stoff og da spesielt flyttestoffer fra kommunalt avløpsvann med utslipp til sjøresipient.

I perioden 1964 - 1969 ble det foretatt en større undersøkelse i forbindelse med dypvannsutslipp av avløpsvann fra Rio De Janerio. Undersøkelsen omfattet foruten oseanografiske, økologiske og miljømessige undersøkelser også prøvedrift og evaluering av en høybelastet trykkflotasjonsprosess for fjerning av flyttestoffer (15). Det ble ialt foretatt 17 prøvekjøringer av 9 timers drift med en flotasjonsenhet bestående av et sirkulært flotasjonsbasseng utstyrt med skraper for fjerning av overflateslam og bunnfelt slam, resirkulasjonspumpe, kompressor, trykktank og doseringsutstyr for kjemikalier. Resultatet av prøvedriften kan sammenfattes i følgende hovedpunkter:

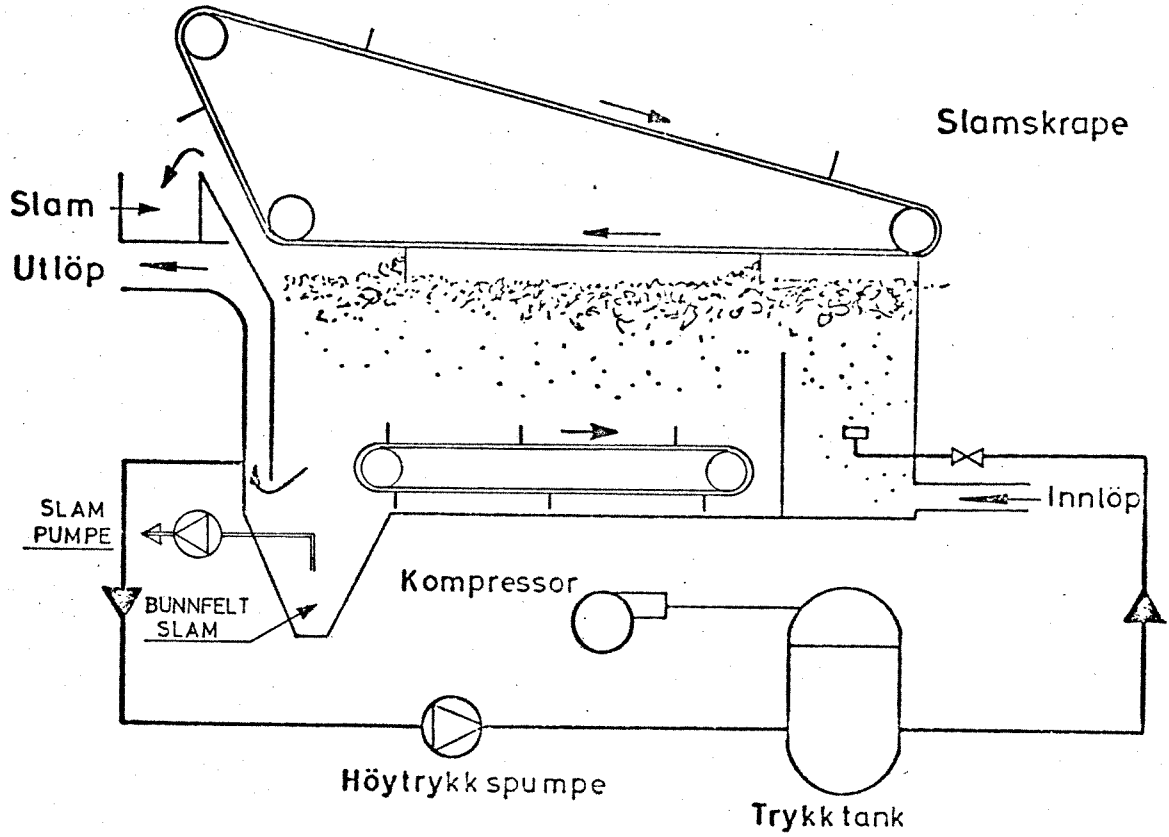
1. Bruk av høybelastede sedimenteringsbasseng foran flotasjonsprosessen hadde ingen vesentlig innvirkning på prosessens effektivitet ved fjerning av flyttestoffer forutsatt at avløpsvannet først passerer rist, sandfang og kvern.

2. Man fikk liten eller ingen reduksjon av flytestoffer når konsentrasjonen i innløpet var mindre enn 0,8 mg/l. Ved høyere konsentrasjoner i innløpet stabiliserte konsentrasjonen av flytestoffer i utløpet seg på en midlere verdi under 1,0 mg/l. Dette er halvparten av hva man kan oppnå med et konvensjonelt sedimenteringsanlegg.
3. Det ble ikke påvist noen vesentlig variasjon i reduksjonen av flytestoffer i forhold til overflatebelastning i området 4 - 13,5 m³/m²/h. Som dimensjonerende overflatebelastning ble det foreslått brukt 10 - 13,5 m³/m²/h.
4. Mengden av frigjort luft i flotasjonsbassenget influerte sterkt på reduksjonen av flytestoffer. Optimal mengde ble bestemt til 5 - 10 liter pr. m³ tilført avløpsvann.
5. Reduksjonen av suspendert stoff varierte fra 4,6 - 36% og var i større grad avhengig av overflatebelastning og mengden av frigjort luft.
6. Direkte luftoppløsning i en delstrøm av avløpsvannet etter at dette har passert rist, sandfang og kvern er mulig både teknisk og økonomisk sett.
7. Et renseanlegg basert på en høybelastet flotasjonsprosess vil gi en areal- og volumbesparelse på ca. 80% i forhold til et konvensjonelt sedimenteringsanlegg.

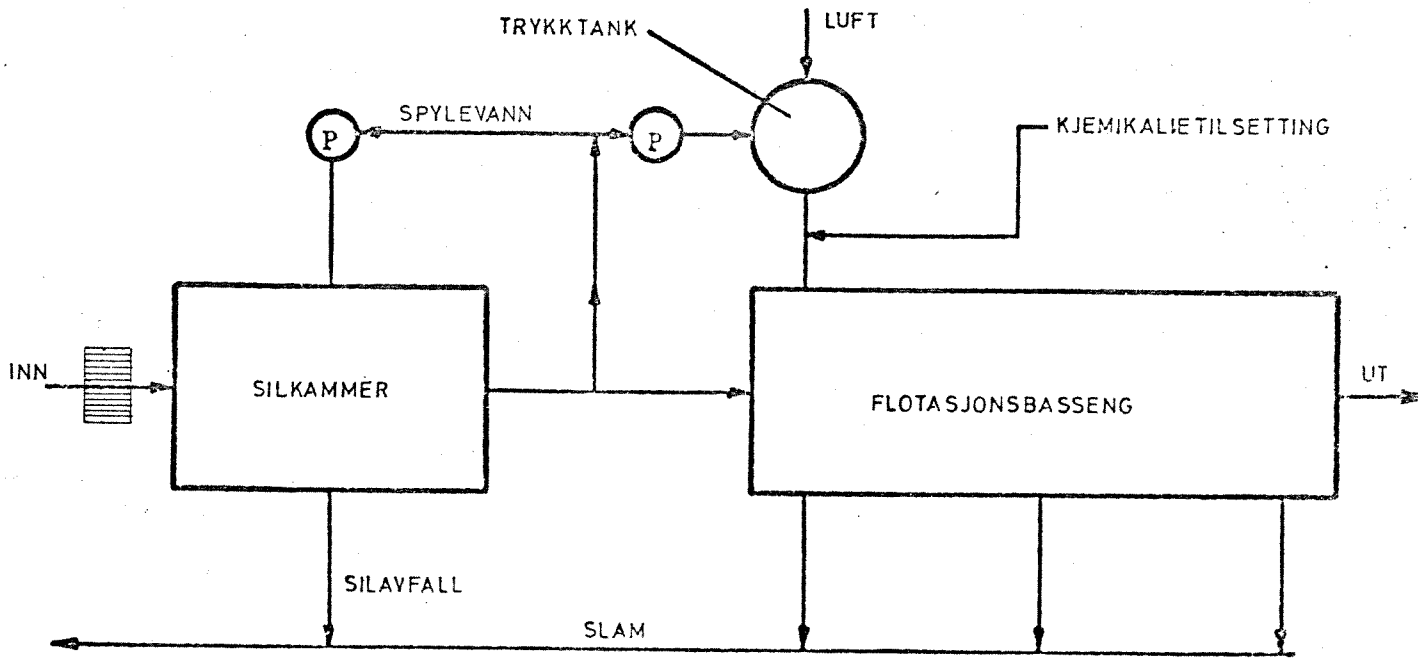
Et annet flotasjonsforsøksprosjekt som er blitt vist stor oppmerksomhet i USA er rensing av overløpsvann fra kombinert- og separatsystemer med en kombinasjon av roterende siler og trykkflotasjon. Prosjektet som var et såkalt "demonstration grant pilot plant project", ble gjennomført i Milwaukee i perioden 1969 - 1970 under ledelse av Ecology Division, Rex Chainbelt Inc. (61).

Renseprosessens flyteskjema er vist i figur 30. Prosessen består av en lavtrykkspumpe som løfter avløpsvannet opp til en manuell rensert rist med 13 mm lysåpning. Deretter ledes vannet inn i et silkammer med en roterende åttekantet siltrommel. Siltrommelen har en diameter på ca. 230 cm og en lengde på 183 cm. Trommel flaten er dekket av 8 paneler av rustfri stålduk med en maskeåpning på 297 mm. Effektivt silareal varierte fra 50 - 63% av det totale trommelareal. Trommelen var dimensjonert for en hydraulisk belastning på 122 m³/m²/h. For spyling av silduken ble det brukt rensert avløpsvann.

Fra silkammeret ble 80% av avløpsvannet ført til et flotasjonsbasseng, mens de resterende 20% ble ledet til en trykktank hvor vannet ble mettet med luft før det ble tilsatt hovedstrømmen i flotasjonsbassengets innløp.



Figur 29. K nvensjonell flotasjonsprosess for avløpsvann.



Figur 30. Flyteskjema for sil/flotasjonsanlegg..

I de tilfeller hvor det ble brukt kjemikalier ble disse tilsatt i silkammeret eller til den luftmettede delstrømmen umiddelbart etter trykkreduksjonsventilen. For reduksjon av bakterier ble det tilsatt klor til delstrømmen.

Det er blitt trukket følgende konklusjoner av resultatene fra forsøksdriften som ialt omfattet 55 separate forsøk:

1. Optimale driftsforhold ble fastslått til:

For siling

Spyling	0,7 - 1,0 % av tilrenning
Falltap	30,5 cm
Trommelhastighet	4,7 o/min.
Neddykking	50 - 63 %

For flotasjonsprosessen

Flyteslammengde	0,74 - 1,41 % av tilrenning
Delstrøm	20 % av tilrenning
Trykk	3,5 kp/cm ²
Luftmengde	7,5 m ³ /h pr. 100 m ³ /h delstrøm
Overflatebelastning	8,1 m ³ /m ² /h
Kjemikaliedosering	20 mg/l FeCl ₃ 4 mg/l Polyelektrolytt

2. Renseeffekt:

	% reduksjon	
	Kun siling	Siling/flotasjon
Suspendert stoff	27 ± 5	43 ± 7
Kjemisk oksygenforbruk (KOF)	26 ± 5	41 ± 8
Biokjemisk oksygenforbruk (BOF)	27 ± 5	35 ± 8

Oppgitte verdier er uten kjemikaliedosering. Ved bruk av kjemikalier var tilsvarende renseeffekt 71% ± 9, 57% ± 11 og 60% ± 11.

- Siling/flotasjon er en effektiv metode for resning av overløpsvann fra kombinertsystemer.
- Ved tilsetning av fellingskjemikalier og klor kunne kvaliteten av det rensede overløpsvann generelt sett sammenlignes med utløpet fra et mekanisk/biologisk anlegg.
- Bruken av sil/flotasjonsanlegg for rensing av

overløpsvann fra kombinertsystemer er et alternativ til separatsystem som viser betydelige økonomiske besparelser.

Angitt renseeffekt gjelder for langvarige overløpsperioder.

På bakgrunn av de relativt gode resultater fra forsøksdriften er det blitt prosjektert 2 sil/flotasjonsanlegg i Wisconsin med kapasiteter på 3.100 og 1.300 m³/h. Et lignende anlegg for 3.800 m³/h blir nå planlagt for rensing av overløpsvann fra et område nær San Francisco.

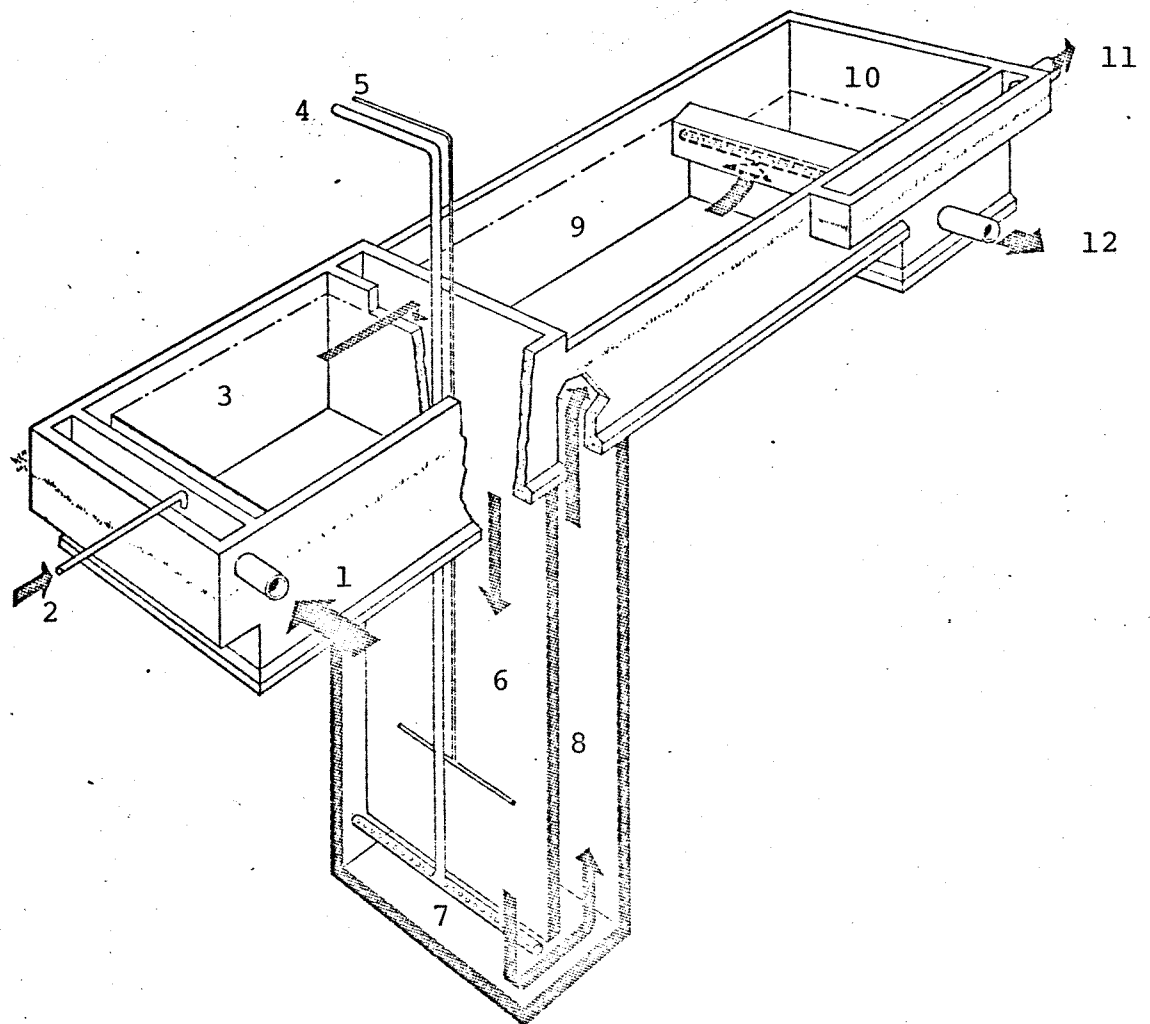
Det bør her presiseres at ovennevnte renseprosess er spesielt utviklet for rensing av overløpsvann fra kombinertsystemer og således kun vil være i intermittert drift.

Elektrolux Mikroflotasjon.

En annen flotasjonsprosess som bør nevnes, er det såkalte Electrolux Mikroflotasjonssystemet. Systemet bygger liksom det konvensjonelle flotasjonssystemet, på at luft løses i vann under trykk. I motsetning til vanlig praksis, hvor ca. 20% av tilrenningen mettes med luft, mettes hele vannmassen under samme trykk. Dette oppnås ved at spillvannet føres ned i en blandingssjakt til et relativt stort dyp, hvorved man utnytter det hydrostatiske trykket. Luften tilføres vannet ved hjelp av kompressorer og et diffusorsystem på bunnen av blandingssjakten. Når vannet stiger opp, minker trykket og luften utskilles som mikroskopiske bobler. Systemets prinsipp er illustrert i figur 31. Det tilførte spillvannet tilsettes fellingskjemikalier før det føres inn i et flokkuleringsbasseng. Herfra ledes vannet ned i en luftnings- og blandingssjakt hvor det møter en oppadgående strøm av luftbobler fra lufterne på bunnen av sjakten. Luften oppløses gradvis i den nedadgående vannstrømmen inntil det når en metting på 50 - 70% av den maksimale oppløslighet ved rådende hydrostatiske trykk. På sin vei opp i oppstigningssjakten minker oppløsligheten med det hydrostatiske trykket og luften frigjøres. Antall luftbobler øker gradvis med stighøyden og binder seg til det suspenderte materialet som dermed løftes til overflaten i flotasjonsbassenget. For å øke bindingsevnen mellom luftboblene og det suspenderte materialet tilsettes det som oftest en polyelektrolytt i luftningssjakten. Dette medfører også en sammenbinding av det suspenderte materialet slik at boblene innesluttet og dermed øker løftekraften.

Systemet er foreløpig bare delvis utprøvd til rensing av spillvann og da fortrinnsvis som en sekundær renseprosess etter mekanisk rensing. Overflatebelastningen er oppgitt til ca. 9 m³/m²/h og den totale oppholdstid til ca. 20 - 25 minutter. Ved kjemikalietilsetning oppgis renseeffekten å være 98 - 99% for forureningskomponenter som suspendert og sedimenterbare stoffer, BOF og fosfor. Areal- og volumbehovet er ca. 80 - 85% av et konvensjonelt sedimenteringsanlegg. Kapitalomkostningene oppgis å være 30 - 50% lavere enn for et sedimenteringsanlegg med tilsvarende kapasitet.

Den største fordelene med systemet er at luften oppløses i



- | | |
|------------------------------------|-------------------------|
| 1 - Tilløp avløpsvann | 7 - Lufter |
| 2 - Fellingskjemikalier | 8 - Oppstigningssjakt |
| 3 - Flokkuleringsbasseng | 9 - Flotasjonsbasseng |
| 4 - Trykkluft | 10 - Slamtank |
| 5 - Polyelektrolytter | 11 - Utløp rensset vann |
| 6 - Luftings- og
blandingssjakt | 12 - Utløp slam |

Figur 31. Prinsippskisse av Electrolux Mikroflotasjonssystem.

hele vannmassen ved en teknisk sett enkel metode. Dette medfører store mengder oppløst luft som er disponibelt for flotasjon ved et relativt lavt effektbehov. Den enkle tekniske oppbyggingen minsker muligheten for driftsproblemer.

Den nødvendige byggedybde, 8 - 10 m, er derimot en negativ faktor som sterkt begrenser systemets anvendelse.

Systemets enkle oppbygging gjør det imidlertid meget interessant, og muligheten for en tilpasning av systemet for rensing av råkloakk burde undersøkes. I denne forbindelse burde man undersøke muligheten av å eliminere flokkuleringsbassenget og kombinere luftnings- og blandingssjakten med sandfang. Flotasjonsbassenget må da utstyres med både overflateskraper og bunnskraper for fjerning av slam.

Sammendrag.

Anvendelse av flotasjonsprosesser til midlertidig rensing av kommunalt avløpsvann vil av økonomiske grunner måtte begrenses til de tilfeller hvor avløpsvannet inneholder større mengder finere flytestoffer og hvor et utslipp av disse stoffer til resipienten kan forårsake store estetiske og hygieniske problemer. Eksempelvis kan nevnes utslipp til havneområder hvor større slakterier, fiskeindustrier, verksteder etc. er tilknyttet avløpsnett.

Som en oppsummering kan det generelt sett sies at trykkflotasjen uten kjemikalietilsetning har følgende fordeler ved rensing av kommunalt avløpsvann sett i forhold til et konvensjonelt sedimenteringsanlegg.

1. Den dimensjonerende lave oppholdstid og høye overflatebelastning medfører en betydelig reduksjon av areal- og volumbehov.
2. Høy renseeffekt av flytestoffer.
3. Lavere anleggskostnader.
4. Bedre prosesskontroll.
5. Kan leveres som kompakte prefabrikerte enheter.

Følgende ulemper bør nevnes:

1. Lavere reduksjon av suspenderte stoffer. Dette vil medføre høyere konsentrasjoner av suspenderte partikler i utløpet i forhold til utløpet fra et sedimenteringsanlegg.
2. Høyere driftsomkostninger.

7.5 Andre rensesystemer

Swirl-flow systemer

Andre, enkle rensesystemer som bør omtales er de systemer som utnytter sentrifugalkraften i en roterende vannmasse for separasjon av suspendert stoff fra spillvann. Hydrosykloner sentrifuger og rundsandfang er typiske eksempler hvor vannets roterende bevegelse forårsaker en separasjon av suspendert stoff fra væskefasen. På grunn av et lavt energibehov er det kun rundsandfanget som har funnet anvendelse til direkte rensing av spillvann. I rundsandfanget frembringes den roterende vannbevegelsen enten ved hjelp av en sentralt stående rotor drevet av en elektromotor (type Pista) eller ved utnyttelse av vannets egen kinetiske og potensielle energi (type Geiger) fig. 3. Som navnet tilsier er bruken av rundsandfang imidlertid begrenset til utskilling av sand og andre tyngre partikler fra avløpsvannet.

I USA og England (10) (47) har det i den senere tid funnet sted en videreutvikling av prinsippet og man har utviklet såkalte swirl-flow og helical regulator/separator. De to prosessene er begge basert på en roterende vannbevegelse, forårsaket av vannets egen energi, men skiller seg fra hverandre ved at vannet i swirl-flow systemet beveger seg i tilnærmet sirkulære baner mens det i helical systemet har en spiralformet bevegelse. Systemene er spesielt utviklet for regulering av mengden av overløpsvann fra et kombinert avløpssystem, samt konsentrering og utskilling av det suspenderte materialet i overløpsvannet. Konsentratet fra enheten føres tilbake til avløpsnettets for videre behandling i renseanlegg.

Enheterne funksjonerer effektivt selv ved store variasjoner i den hydrauliske belastning og er istand til å separere sedimenterbare såvel som lette, organisk suspenderte partikler.

Enheterens egenskaper og enkle utførelse har ført til at man i USA idag planlegger større renseanlegg etter modulprinsippet hvor enhetene plasseres i serie og parallelle systemer. Systemet er primært påtenkt til rensing og konsentrasjon av suspenderte stoffer i avløpsvann fra kombinertsystemer, men meget tyder på at prosessen også vil kunne anvendes til enkel behandling av avløpsvann fra separatsystemer.

Vortex-fenomenet

Når en vannmasse settes i en roterende bevegelse i en beholder med en symmetrisk, sylindrisk form, antar vannflaten en parabolisk form, det vil si at vannflaten er høyere langs

veggen enn i midten av sylindere. Inneholder vannet olje, fett eller andre flyttestoffer, vil disse skli nedover vannflaten og samle seg i midten som anskueliggjort i figur 33A. Nedbøyningsfenomenet av vannflaten har fått navnet vortex.

Figur 33B viser en prinsippskisse av en oljeutskiller basert på vortex-fenomenet. Oljeutskiller som er utviklet av Royal Naval Scientific Service i England (64), består av en sylindrisk beholder med en saktegående rotor (ca. 20 o/min.) nær bunnen og en hurtigroterende rotor (ca. 300 o/min.) nær overflaten. Oljen som samler seg i midten av beholderen samles opp i en mindre sylinder plassert i beholderens sentrum. Fra oppsamlingssylindere pumpes den konsentrerte oljen ut av beholderen og til en lagringstank for endelig deponering eller videre behandling. Tilsvarende rensesystemer er også under utvikling i Frankrike.

En kombinasjon av swirl-flow systemet og vortex-fenomenet til en enkel behandlingprosess for avløpsvann synes meget nærliggende og interessant.

Hydrosykloner

I Sverige har det vært utført forsøksdrift med hydro-sykloner til rensing av avløpsvann. Det foreligger imidlertid ingen resultater fra undersøkelsen på det nåværende tidspunkt.

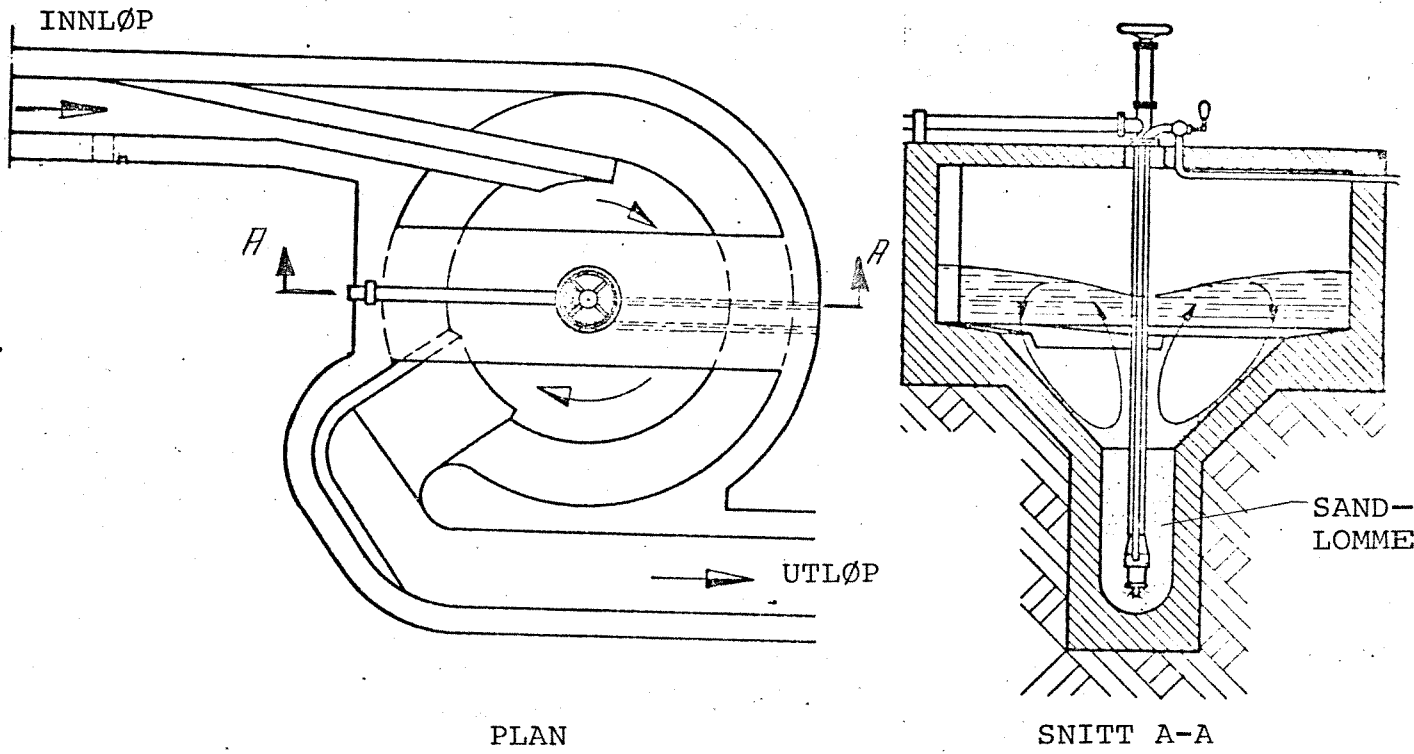
Da hydrosyklonene er avhengig av høytrykkspumper og dermed har et relativt stort energibehov, er bruken av hydro-sykloner begrenset til separasjon av større partikler fra en liten tilrenning med høy konsentrasjon av suspenderte stoffer.

Hydrosykloner kan forholdsvis lett tilpasses et modulsystem og mulighetene for en serie- og paralleldrifft bør undersøkes nærmere.

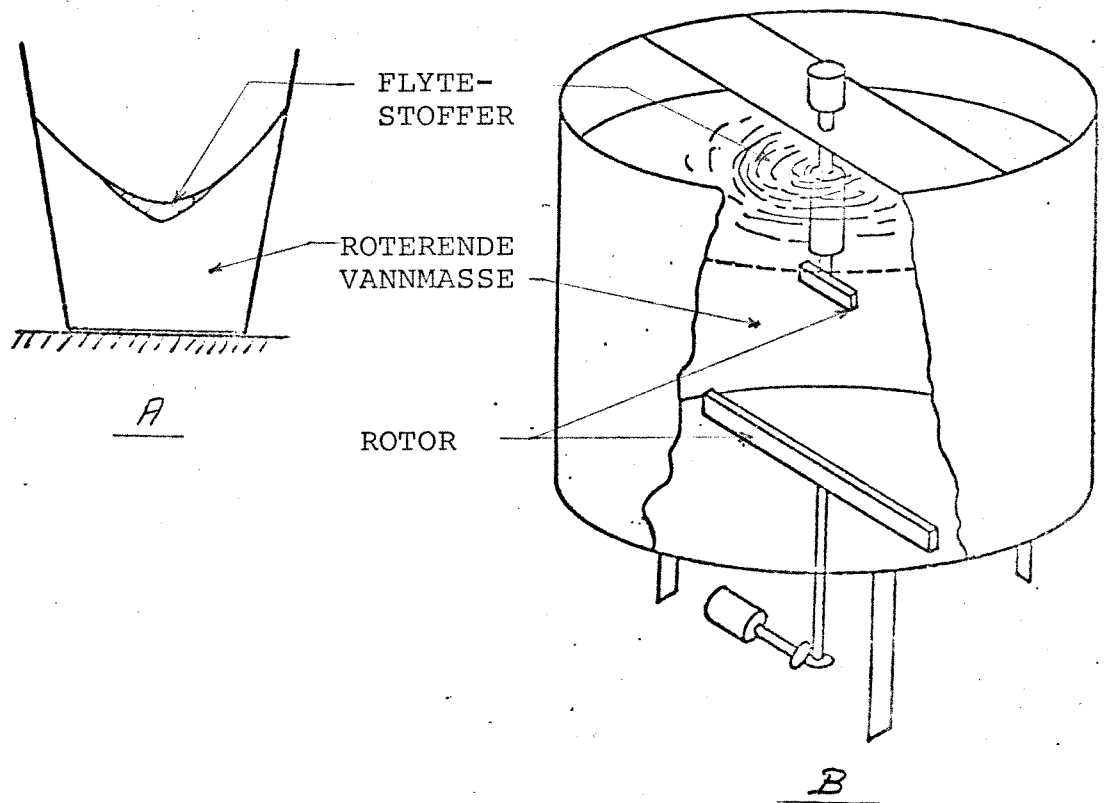
Flytende rensesanlegg

De rensesprosesser som hittil har vært beskrevet er alle forutsatt installert på land. Dette vil i de aller fleste tilfeller medføre ekstra omkostninger til grunnerstatning, utgravning og fundamentering. Dessuten vil det i forbindelse med eksisterende utslipp ofte være vanskelig å finne passende sted og nødvendig areal. Dette gjelder spesielt i sentrale bydeler og innen havneområder.

På denne bakgrunn synes tanken på flytende rensesanlegg å være meget interessant. Idéen har vært fremmet tidligere, men da i form av større skip ombygd til flytende, avanserte



Figur 32. Rundsandfang, type Geiger.



Figur 33. Prinsippskisse av vortex-fenomenet.

renseanlegg for rensing av avløpsvann fra skip i større havnebyer. De såkalte "O-skip" og "Ø-skip" (O = olje, Ø = økologi) var basert på en modifisering av eldre Liberty-skip. Idéen med disse skipene var at de på grunn av sin mobilitet også kunne benyttes til rensing av avløpsvann fra større kystbyer i turistsesongen og ellers som et midlertidig rensesanlegg i kritiske situasjoner i kystområder.

Noe lignende, men i adskillig mindre målestokk, kan være aktuelt for midlertidig rensing av avløpsvann fra større tettsteder langs den norske kyst. Figur 34 A og B anskueliggjør hvordan et slikt flytende rensesanlegg kan anvendes.

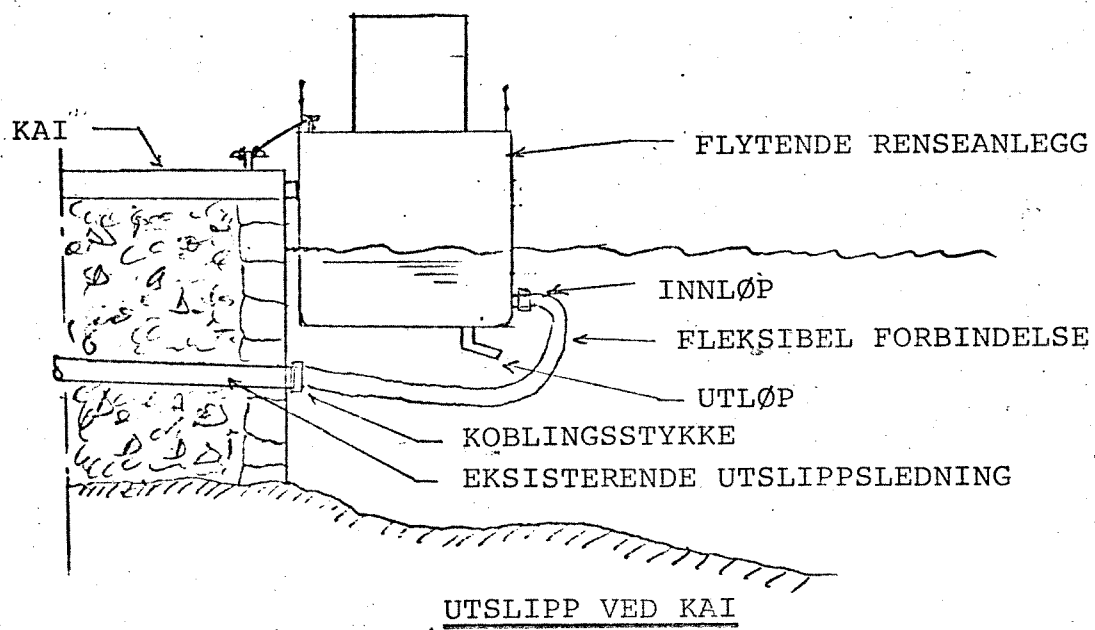
Det er klart at et slikt system vil ha en høy grad av mobilitet og forholdsvis enkelt vil kunne tilkoples eksisterende utslipp i kystområder.

Anvendelsen av flytende anlegg er imidlertid begrenset til de kystområder som er beskyttet mot havets og bølgenes voldsomme naturkrefter.

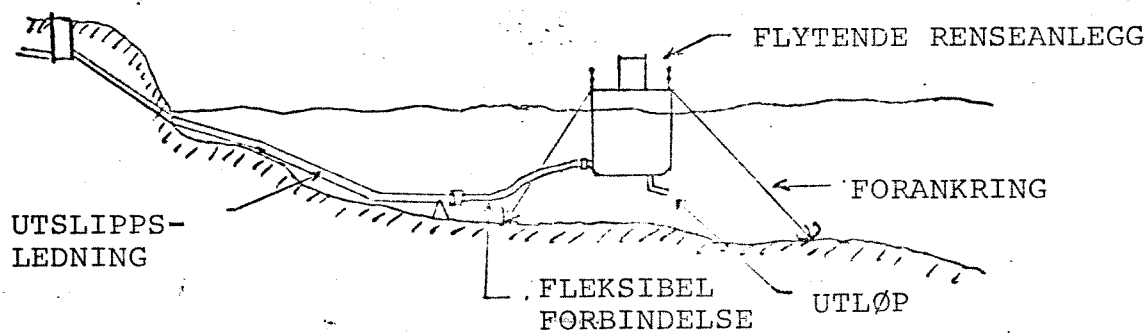
Det bør også påpekes at det er kun de renseprosesser som bare i liten grad blir påvirket av ytre krefter (sjøgang) som kan anvendes i slike anlegg, som f.eks. mikrosiler.

Muligheten for anvendelse av f.eks. neddykkbare slamavskillere som modulsystemer av prefabrikerte plastbeholdere bør kanskje utredes nærmere.

Fordelen med et neddykket anlegg er at dette er mindre påvirket av de klimatiske og meteorologiske forhold som eksisterer ved vannflaten.



A

UTSLIPP GENERELT

B

Figur 34. Prinsippskisse av flytende renseanlegg.

8.0 AVFALL

Selv om renseeffekten ved enkelte av de omtalte behandlingsprosesser er relativt lav, vil det alltid produseres et avfall som må deponeres på en estetisk og hygienisk sett forsvarlig måte.

Det vil i det påfølgende bli gitt en oversikt over mengden og konsistensen av det avfall som de omtalte renseprosesser produserer. Videre vil det bli gitt en generell oversikt over de vanligste behandlings- og deponeringsmetoder.

8.1 Mengder

Mengden av utskilt materiale avhenger av renseprosess, avløpsvannets innhold av suspendert stoff, det suspenderte stoffets konsistens, avløpsnett og mengden av tilført avløpsvann.

Tabell 26 gir en sammenstilling av avfallsmengder fra enkelte av de omtalte behandlingsmetoder. De oppgitte verdier er i enkelte tilfeller basert på svært sparsommelige opplysninger og må derfor betraktes som omtrentlige verdier som kun gir en antydning av utskillingsgraden.

Tabell 26 - Sammenstilling av avfallsmengder

Renseprosess	Type avfall	Avfallsmengde 1)		Vanninnhold %
		l/p.d.	m ³ /1000 m ³	
Sedimentering	Bunnfelt slam	1,5 - 3	2 - 6	95,0 - 98,0
	flyteslam		0,003 - 0,2	60,0 - 90,0
Sandfang	"Sand"	5 - 20 ²⁾	ca. 0,06	14,0 - 34,0
Slamavskillere	Slam	0,5 - 2	—	93,0 - 99,0
Flotasjon	Flyteslam	—	3 - 7	92,0 - 97,0
	Bunnfelt slam	—		98,0 - 99,0
Rister	Risteavfall	2 - 10 ²⁾	1 - 30 ³⁾	80,0 - 95,0
Siler:	Slam			
"Sweco"-sil		—	50 - 100	99,9 - 99,9
Mikrosiler		—	10 - 20	99,0 - 99,5 ⁴⁾
"Selecto-strainer"		—	5 - 10	97,0 - 99,0 ⁵⁾
"Roto-Sieve"		—	ca. 0,1	90,0 - 95,0
"Hydrasieve"		—	4 - 15	96,0 - 99,0
		—	0,5 - 1	85,0 - 90,0

1) Basert på midlere tilrenning fra kombinertsystemet.

2) l/p.år. "

3) l/1000 m³

4) Med vannspyling

5) Med trykkluft

Det kan trekkes følgende konklusjoner av sammenstillingen:

1. Mengden av "sand", ristavfall og flyteslam (fra et konvensjonelt sedimenteringsanlegg) utgjør volummessig sett som oftest små mengder i forhold til den totale mengde rensset avløpsvann.
2. Volummessig sett er den totale mengde slam større for et silanlegg enn for et konvensjonelt sedimenteringsbasseng. Dette skyldes primært at slammet fra enkelte silanlegg har stort vanninnhold. Den totale mengde fraskilt suspendert stoff er normalt 30 - 70% av mengden fra et konvensjonelt sedimenteringsanlegg.
3. Volumet av det fraskilte slammet varierer sterkt med type silanlegg (0,01 - 10%).
4. Volumet av slam fra et flotasjonsanlegg tilsvarer stort sett det som produseres ved en konvensjonell sedimenteringsprosess. Total mengde fraskilt suspendert stoff er imidlertid noe mindre for et flotasjonsanlegg.

8.2 Konsistens

Det avfallet som produseres ved enkel behandling av avløpsvann, kan generelt sett deles inn i følgende tre hovedtyper:

1. Ristavfall.
2. "Sand".
3. Slam.
 - a) Flyteslam.
 - b) Bunnfelt slam.

Ristavfall er alt avfall som skilles ut ved hjelp av grov- og finrister. Dette omfatter primært større gjenstander av både organisk og uorganisk materiale. Eksempelvis kan nevnes filler, kluter, papir, sanitærbind, grener, gummiartikler og plast. Ristavfallet har et vanninnhold på 80 - 95% og består av 50 - 80% organisk materiale. Avfallet kan forholdsvis lett avvannes ned til et vanninnhold på 65%.

"Sand" omfatter som oftest mindre uorganiske faste stoffer som primært skilles ut i et sandfang. Vanlige stoffer er sand, silt, grus, andre mineralske partikler, mindre gjenstander av metall og kaffegrut. Utskilt "sand" har normalt et vanninnhold på 14 - 35% og inneholder 15 - 50% organisk materiale. Dette avfallet lar seg lett avvanne.

Den heterogene massen av forurensningsstoffer som skilles ut ved sedimentering, siling eller flotasjon kalles slam. Dersom slammets skilles ut på vannets overflate, benevnes det som flyteslam, i motsetning til bunnfelt slam som er det slammets som avleires på bunnen av f.eks. et sedimenteringsbasseng.

Det finnes flere hovedtyper av slam. Alt etter den rensesprosess som anvendes karakteriseres slamtypene som mekanisk, biologisk og kjemisk slam.

Slammets fra omtalte behandlingsmetoder kan således karakteriseres som mekanisk slam.

Mekanisk slam består av en blanding av forskjellige organiske og uorganiske stoffer. I et sedimenteringsanlegg utgjør den organiske delen normalt ca. 75 - 85 vektprosent av tørrstoffinnholdet. For et silanlegg må man regne med at den prosentvise fordeling mellom organiske og uorganiske stoffer vil være annerledes. For et silanlegg uten sandfang vil således den uorganiske fraksjonen øke.

Foruten organiske og uorganiske stoffer inneholder det fraskilte slammets store mengder mikroorganismer. Av disse er det spesielt mengden av bakterier og virus, samt parasittegg som er av interesse ved valg av slambehandling og endelig deponeringsmetode.

Slammets innhold av tungmetaller og enkelte syntetiske/organiske stoffer (biosider) er av interesse ved deponeringsmetoder som f.eks. jordforbedringsmiddel, ukontrollert fylling og dumping i sjø. Konsentrasjonen av slike stoffer kan i enkelte tilfeller være relativt høy.

Slammets innhold av mikroorganismer og relativt lett nedbrytbart organisk stoff gjør at det etter relativt kort tid begynner å råtne. Under råtneprosessen frigjøres det større mengder illeluktende gasser.

Slammets vanninnhold avhenger av rensemetoden, men vil som oftest ligge i området 95 - 99,5%. Slammets avvannes relativt dårlig på grunn av en geleaktig konsistens. Ved mekanisk avvanning kan vanninnholdet reduseres til et minimum av ca. 70%. Vanligst er ca. 80%.

8.3 Behandling og deponering

En behandling av avfallet etter at dette er skilt ut fra avløpsvannet, har som formål å redusere de økonomiske, estetiske og hygieniske problemer forbundet med transport og deponering. Økonomiske fordeler oppnås ved reduksjon av volumet ved hjelp av avvanning. Hygieniske fordeler

oppnås ved reduksjon av patogene bakterier og parasitt-egg samt ved å stabilisere det organiske materialet eller på annen måte forhindre utviklingen av illeluktende gasser.

Avvanningen av avfallet kan skje gravimetrisk gjennom vanlig avrenning eller mekanisk ved hjelp av presser, sentrifuger eller ulike typer filtre,

Innholdet av bakterier og organisk materiale kan reduseres ved anaerob (uten tilskudd av oksygen) eller aereob stabilisering (med tilskudd av oksygen). Ved kjemisk behandling forandres de fysiske og kjemiske forhold slik at de fleste bakteriene dør og mikroorganismene ikke lenger er istand til å bryte ned det organiske materialet. I den senere tid er også termisk behandling av avannet slam blitt aktuelt.

Den nødvendige behandling av avfallet avhenger av den endelige deponeringsmetode og type og mengde avfall.

Ristavfall

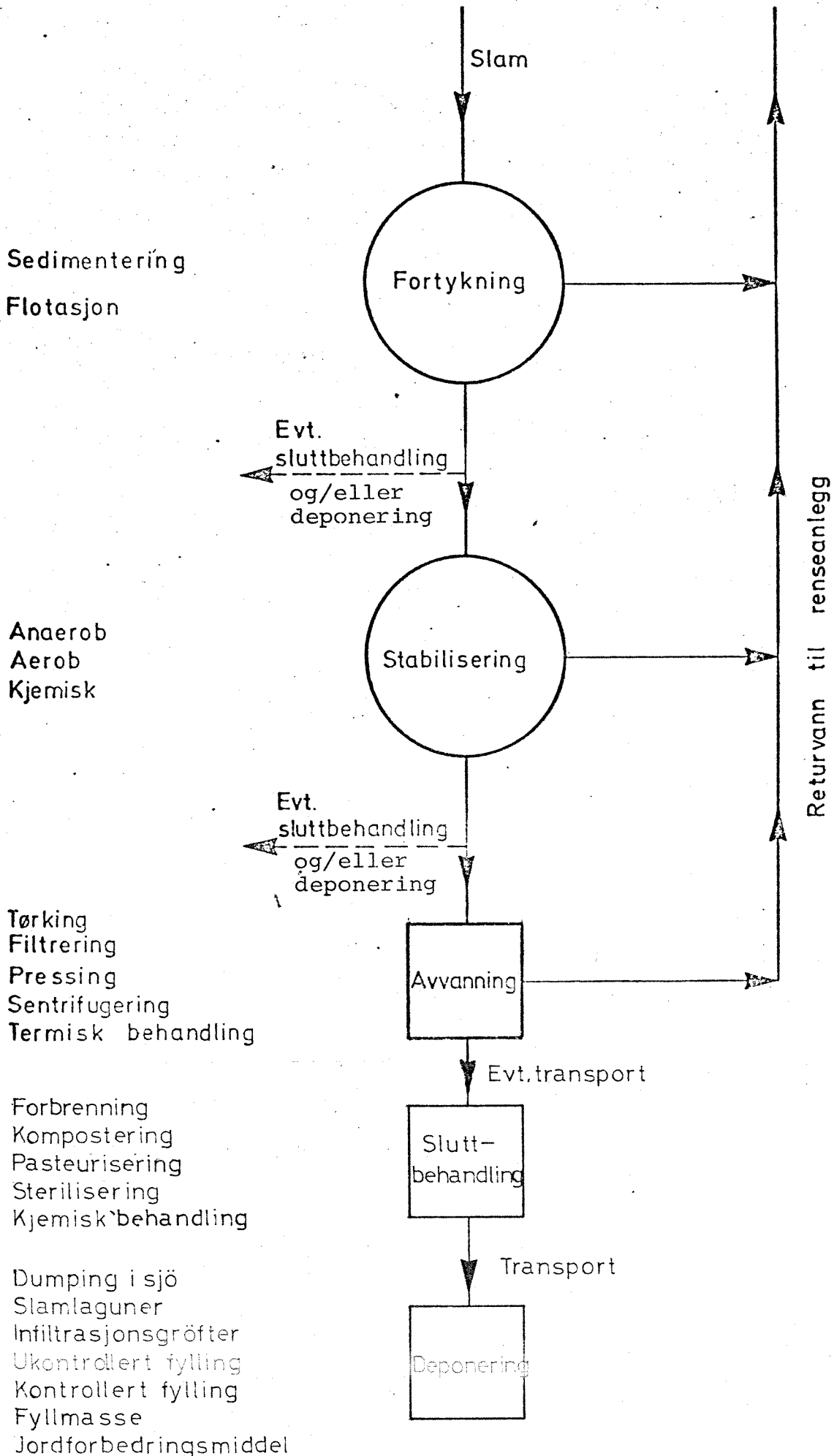
På grunn av ristavfallets relativt høye innhold av organisk materiale og små mengder, er nedgraving den vanligste deponeringsmetode. Deponering av ristavfall på godkjent kontrollert fylling er idag det beste og billigste alternativ. Før deponering avvannes avfallet ved vanlig avrenning over en 24 timers periode eller ved mekanisk avvanning ved hjelp av en presse. Kalk, klor eller lignende kjemikalier kan tilsettes for å hindre luktproblemer eller utvikling av insektlarver. Avfall som nedgraves må tildekkes med minst 15 - 20 cm jordmasse. Nedgravingen må etter norsk lov kun foretas på de steder hvor det ikke foreligger noen fare for forurensing av grunnvannsforekomster, vassdrag eller sjøområder.

Forbrenning av ristavfall er mulig. Avfallet forbrennes da vanligvis sammen med flyteslam i små, spesielle flyteslamovner eller sammen med avannet slam og/eller fast avfall i større, sentrale forbrenningsanlegg. Ved forbrenning bør ristavfallets vanninnhold ikke være høyere enn 65%.

"Sand"

I de tilfeller hvor avløpsvannets innhold av "sand" skilles ut separat som f.eks. i et sandfang, er det vanlig å deponere dette materialet på en vanlig fylling eller å bruke det som fyllmasse. Dette kan imidlertid kun gjøres uten ulemper når innholdet av organisk materiale er lavt.

Mengden av organisk materiale kan reduseres ved å vaske "sanden" i en såkalt "sandvasker" før deponering.



Figur 35. Behandling og deponeringsmetoder for slam.

Slam

Av de omtalte rensemetoder er det foruten rister og sandfang kun et par silsystemer samt flotasjon som produserer relativt små slammengder. De fleste silanordninger forårsaker derfor et slamproblem som må løses på en økonomisk og hygienisk forsvarlig måte før man kan si at behandlingen av avløpsvannet er løst på en tilfredsstillende måte.

Figur 35 gir en oversikt over de vanligste behandlings- og deponeringsmetoder for slam.

I de tilfeller hvor den enkle behandlingen av avløpsvannet er av kort varighet og tilrenningen relativt liten, skulle det være teknisk og økonomisk mulig å avvanne avfallet ved renseanlegget før det deponeres på f.eks. kontrollert fylling.

Ved større installasjoner av lengre varighet bør det overveies om man skal foreta en behandling og mekanisk avvanning av slammet før endelig deponering finner sted.

9.0 ØKONOMISKE VURDERINGER

Det er mange faktorer som må tas med i en økonomisk vurdering av enkle behandlingsmetoder selv om denne kun har til hensikt å gi et tilnærmedesvis riktig bilde av de totale anleggskostnader, drifts- og vedlikeholdskostnader.

De primære faktorer som påvirker de totale anleggskostnader er som følger:

1. Type renseutstyr inkludert:

utstyr til forbehandling (rister, sandfang)
pumper
kontrollinstrumenter

2. Slambehandlingsutstyr inkludert:

pumper
kontrollinstrumenter
lagrings- og opplastningsutstyr

3. Bygningmessige arbeider inkludert:

Grunnarbeider.
Fundamentering.
Anlegg for renseutstyr.
Overbygning (størrelse og utforming).
Maskinell montasje.
Elektriske installasjoner.
Ventilasjon.
Spesielle bygningstekniske problemer.
Tilkobling til avløpsnett.
Utløp og utslippsledning.
Adkomst.
Arrondering.

4. Erstatninger og grunnervervelse.

5. Prosjekteringsomkostninger.

Driftsomkostningene avhenger i det alt vesentligste av:

1. Bemanning.
2. Energibehov.
3. Kjemikaliebehov.
4. Avfall.
 - a. mengde
 - b. behandlingsmetode
 - c. transport
 - d. deponeringsform.

Da det kun er blitt gjennomført et fåtall permanente installasjoner av enkelte av de omtalte renseprosesser, danner det foreliggende informasjonsmaterieell et for dårlig grunnlag for en vurdering av driftsomkostninger. Generelt kan det sies at driftskostnadene for et sil-anlegg som oftest vil ligge lavere enn et sedimenteringsanlegg, mens driftskostnadene for et flotasjonsanlegg vil ligge høyere.

For de fleste anlegg vil kostnadene til betjening og behandling av avfallet være dominerende.

På grunnlag av innhentede informasjoner og tidligere erfaringer kan de årlige vedlikeholdskostnader beregnes etter en prosentsats på 1-3% av de totale anleggskostnader, avhengig av renseutstyr og anleggsstørrelse.

Tabell 27 gir en oversikt over kostnader for en del av det utstyr som er blitt beskrevet under pkt. 7.0. Enkelte priser er basert på kostnader i det land utstyret produseres, men er ved hjelp av erfaringstall fra norske leverandører blitt regnet om til omtrentlig kostnad i Norge.

Det finnes svært få oppgaver over kostnader for sil/flotasjonsanlegg eller såkalte høybelastede flotasjonsanlegg, og de oppgaver som finnes er beregnet på grunnlag av store anlegg og er derfor ikke brukbare for norske forhold. Generelt sett antas kostnadene for et flotasjonsanlegg å være 50-70% av kostnadene for et tilsvarende konvensjonelt sedimenteringsanlegg.

For å kunne gi en antydning av størrelsen av de totale anleggskostnader for en enkel behandling av avløpsvann, er det for en del utstyr foretatt en overslagsmessig beregning i forhold til anleggets midlere belastning. Anleggets maksimum kapasitet er satt til 2,5 ganger den midlere belastning. Anlegget forutsettes fullt overbygd.

Beregningene er basert på grove antakelser om bygningskostnader og kostnader i forbindelse med grunnervervelse. Kostnadene inkluderer ikke behandling av avfallet, og er beregnet ut fra dagens prisnivå. Det er tillagt 20% for uforutsette utgifter.

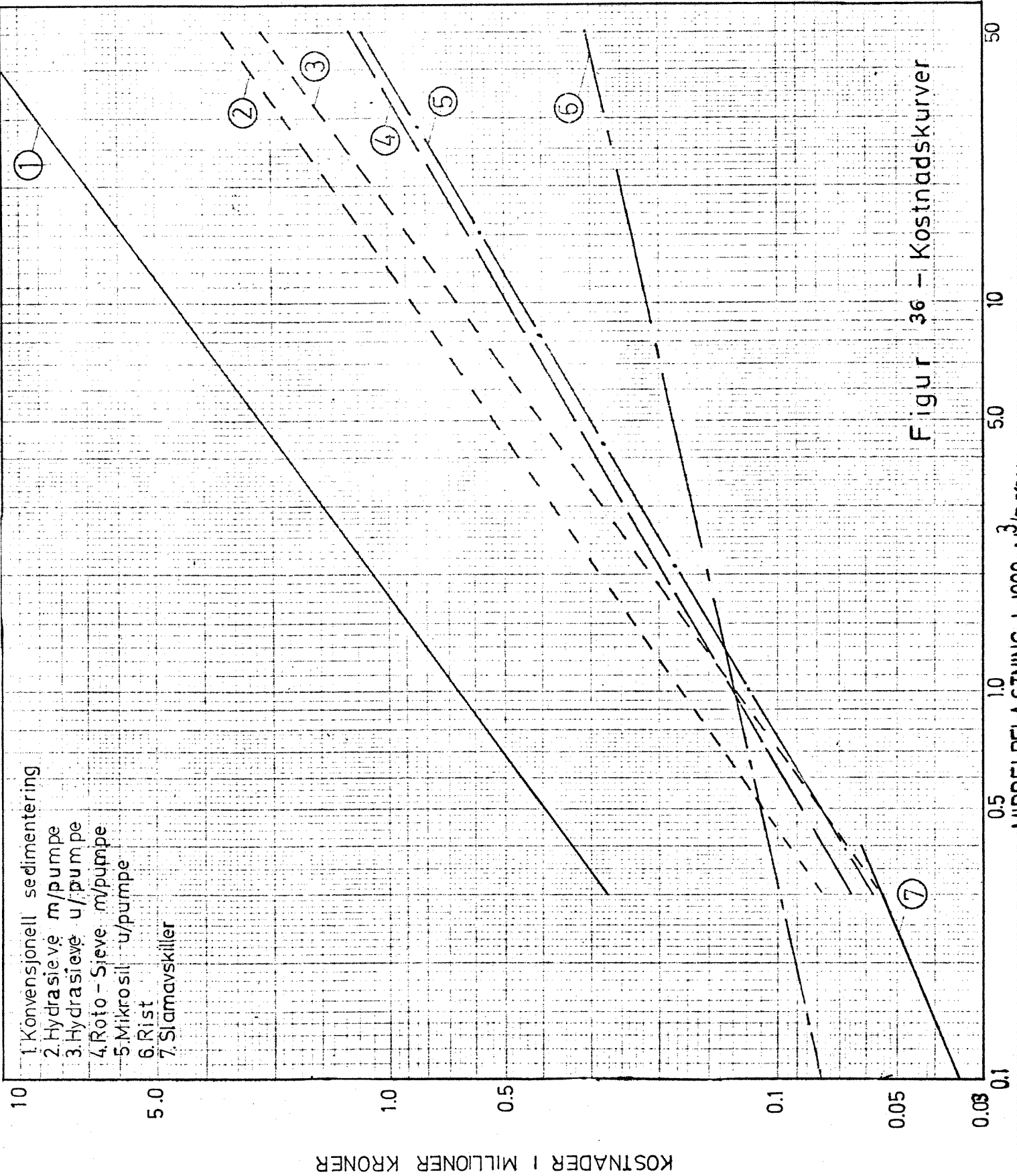
For oversiktens skyld er det gitt en grafisk fremstilling, figur 36, av kostnadsvariasjonene i forhold til et konvensjonelt sedimenteringsanlegg.

Anleggskostnadene for et konvensjonelt sedimenteringsanlegg er hentet fra kostnadskurver utarbeidet av NIVA, og er justert for prisstigning. Kostnader for slambehandling er trukket fra, mens det er gjort tillegg for full overbygning av anlegget.

Tabell 27 - Utstyrskostnader.
Basert på prisnivået i 1972-73.

Type utstyr	Maks. kapasitet, m ³ /h	Omtrentlige kostnader eks. MVA kr.
<u>Rister</u>		
Maskinrenset, skråstilt, plan rist m/automatikk	150 590 1300 2300	34.000 42.000 52.000 60.000
<u>Mikrosiler</u>		
Med grovduk (0,8 mm åpning) av rustfritt stål.	a) 110 210 330 500 660	51.000 100.000 142.000 167.000 191.000
a) inkl. silkammer av korro- sjonsbeskyttet stål.		
b) inkl. silkammer av betong.	b) 1450 1700	263.000 347.000
Nødvendig automatikk og spyleanlegg inkl.		
<u>"Puræ Skivfilter"</u>		
m/silkammer og automatikk.	12 600	60.000 300.000
<u>"Sweco Rotary Screen"</u>		
Komplett med automatikk. Pumper ikke inkl.	180 455	96.000 180.000
<u>"Hydrasieve"</u>		
Med fordelingskammer, men uten pumper. 1,5 mm spaltåpning.	35 70 115 150 185	30.000 37.000 52.000 62.000 71.000
<u>"Roto-Sieve"</u>		
Rustfri siltrommel med 1,0 mm perforering. Pumpe ikke inkl.	40 1) 230 1) 430 1)	37.000 41.000 57.000

1) Basert på rent vann.



Det fremkommer av kostnadskurvene at det er liten forskjell i de totale anleggskostnadene for ulike silanlegg og rister for en middelbelastning under ca. $1500 \text{ m}^3/\text{døgn}$ (17,4 l/s). Bygningskostnadene vil være dominerende i dette området.

For større belastninger vil utstyrskostnadene dominere, og her er ristanlegg det rimeligste alternativ.

Kostnadene for silanlegg viser at et "Hydrasieve"-anlegg med pumpe er det dyreste alternativ, mens forskjellen mellom mikrosil og "Roto-Sieve" er relativt liten. Dersom det er nødvendig å pumpe avløpsvannet til mikrosilen, vil kostnadskurven ligge over kurven for "Roto-Sieve", og forskjellen i kostnadene mellom et "Hydrasieve"-anlegg uten pumpe og et mikrosilanlegg med pumpe vil bli relativt liten.

Et silanlegg med "Roto-Sieve" uten pumpe vil være det rimeligste alternativ, dvs. ha lavest totale anleggskostnader.

De høye kostnadene for et "Hydrasieve"-anlegg skyldes i første rekke silens relativt lave kapasitet pr. enhet. Dette medfører at det er et behov for flere enheter i et "Hydrasieve"-anlegg enn f.eks. et mikrosilanlegg. Det er mulig at prisen pr. hydrosilenhet vil kunne reduseres ved kjøp av et større antall enheter. Det er ikke tatt hensyn til dette i kostnadsberegningene.

Mengden av fraskilt avfall, dets konsistens, og valg av behandling- og deponeringsmetode vil i sterk grad påvirke de totale anleggsomkostninger. Kostnadene for avfallsbehandling må derfor tas med ved et reelt kostnadsoverslag for å få best mulig sammenligningsgrunnlag.

Da det er store variasjoner i driften av de ulike siltyper, bør et endelig valg av behandlingsutstyr avgjøres på grunnlag av de totale, årlige kostnader og ikke på grunnlag av de totale anleggskostnader.

De totale anleggskostnadene for silanlegg vil ved en midlere kapasitet på mindre enn $1.500 \text{ m}^3/\text{d}$ være ca. 20% av kostnadene for et konvensjonelt sedimenteringsanlegg (slambehandling ikke inkludert). Tilsvarende tall for anlegg med større kapasitet er ca. 10 - 15%.

10.0 SAMMENDRAG

Formål

Som ledd i en samling og transport av alt avløpsvann til større renseanlegg vil det i en overgangsperiode være behov for enkle, driftssikre og billige anlegg for fjerning av grove partikler og flytestoffer. Slike anlegg vil først og fremst være aktuelle i forbindelse med utslipp til gode sjøresipienter.

Man har allerede idag oversikt over omlag 190 dypvannsutslipp i våre kystområder.

Gjennom nærværende vurdering har man forsøkt å gi en detaljert beskrivelse av utstyr og prosesser som idag anvendes, eller som er under utvikling, for en enkel behandling av kommunalt avløpsvann. Det er likeledes gitt en objektiv bedømmelse av utstyret og en oversikt over de renseeffekter som er oppnådd ved permanente anlegg eller gjennom prøvedrift.

Forurensningsstoffenes innvirkning på sjøresipient

Hittil har man ikke kunnet påvise permanente skadevirkninger på det marine økosystem fra omhyggelig planlagte dypvannsutslipp til åpne sjøresipienter. På den annen side er det ingen som kan forutsi hvilke skader en stadig flom av forurensningskomponenter vil ha på lengere sikt. Grunnen til dette er at en eventuell forandring i det marine livssystem er en langsom prosess og kan derfor bare oppdages gjennom undersøkelser over lengere tidsperioder.

Da våre nære kystområder er en viktig matressurs, er det i første rekke disse områder som må beskyttes. Kravene til rensing av avløpsvann ved utslipp til sjøen behøver imidlertid ikke være så restriktive som de krav man idag stiller for utslipp til våre ferskvannsressurser.

Alle stoffer som tilføres våre kystområder er potensielle forurensningsstoffer. Avløpsvannet inneholder følgende primære forurensningskomponenter:

1. Patogene mikroorganismer
2. Flytende partikler, olje og fett
3. Suspendert materiale
4. Organiske stoffer
5. Næringssalter
6. Toksiske stoffer
7. Sedimenterbare stoffer

Det har hittil ikke være mulig å bevise at bading i forurenset saltvann er direkte helsefarlig. Saltvannets bakteriside effekt og en utnyttelse av fortynningsmulighetene i utslippsområder vil redusere de direkte hygieniske problemer til et minimum.

Flyttestoffer kan skape store estetiske forurensningsproblemer, spesielt når utslippet ligger innenfor havneområder eller i nærheten av friluftsområder. Grovere flyttestoffer bør derfor fjernes fra avløpsvannet før det slippes ut i sjøresipienten.

Kommunalt avløpsvann inneholder som oftest relativt små mengder finere flyttestoffer, og da slike stoffer dessuten er mer eller mindre bundet til andre faste stoffer i avløpsvannet, vil en reduksjon av slike stoffer ikke være en primær faktor ved valg av behandlingsmetode.

Avløpsvannets turbiditet kan forandre mengden av lys til sjøens dypere liggende lag og således påvirke den fotosyntetiske prosess i det marine miljø. En enkel behandling vil ikke kunne redusere dette problem i noen vesentlig grad. En kombinasjon av enkel behandling og effektiv fortynning vil kunne gi en tilfredsstillende løsning.

En reduksjon av oksygeninnholdet i åpne sjøområder på grunn av nedbrytningen av avløpsvannets innhold av organiske stoffer er liten. En reduksjon av slike stoffer er derfor ikke noen vesentlig faktor ved valg av behandlingsmetode for avløpsvann.

Våre kunnskaper om næringssaltenes innvirkning på saltvannsresipienten tilsier at det ikke eksisterer noe grunnlag for fjerning av slike stoffer ved utslipp til åpne sjøområder. Ved utslipp til estuarområder og fjorder med sterkt begrensede vannmasser bør avløpsvannets innhold av fosfor reduseres.

Det er foreløpig ikke blitt påvist at avløpsvannets innhold av toksiske stoffer har ført til direkte forgiftning av det marine miljø. Faren for en akkumulering av toksiske stoffer gjennom næringskjeden er imidlertid stor, og en forgiftning av mennesker gjennom fisk og skalldyr fra forurensete områder er et alvorlig problem. En effektiv reduksjon av avløpsvannets innhold av grovere partikler vil redusere problemet. Problemet kan imidlertid bare løses ved å eliminere tilførselen av toksiske stoffer til avløpsvannet ved "kildene".

Ved dårlig fortynning og ugunstige strømningsforhold kan sedimenterbare stoffer i avløpsvannet akkumuleres over et større område i nærheten av utslippet. En slik akkumulering kan påvirke den marine plantefauna og det bentiske organismesamfunn.

Hvor fortynningsmulighetene og strømforholdene er dårlige bør de sedimenterbare stoffer i avløpsvannet fjernes.

En enkel behandling av kommunalt avløpsvann bør ha som

formål å redusere avløpsvannets innhold av grovere flyttestoffer, sedimenterbart stoff og suspenderte partikler.

Mulige behandlingsmetoder

Av prinsipielle rensemetoder for avløpsvann er det først og fremst de mekanisk/fysiske rensemetoder som er av interesse for en enkel behandling. Behandlingsmetodene kan deles inn i følgende hovedgrupper:

1. Rister
2. Siler
3. Sedimentering
4. Flotasjon
5. Andre systemer.

1. Rister

Rister er den enkleste form for behandling av avløpsvann.

Det finnes to hovedtyper - grovrister og finrister. Grovristeren har en lysåpning mellom stavene på mer enn 25 mm, mens finrister har en lysåpning på 5 - 25 mm. Grovristeren brukes primært som en beskyttelsesanordning for pumpestasjoner o.l. Finrister anvendes også som en beskyttelsesanordning, men vil kunne fjerne grovere partikulære stoffer samt større flyttestoffer. Mengden av ristegods varierer stort, men vil som oftest ligge i området 2 - 10 l/p. år eller 1 - 30 l/1000 m³ avløpsvann.

Hvor kun rister skal benyttes til behandling av avløpsvann, bør det brukes finrister med en lysåpning på 10 - 15 mm, eller to rister i serie med en lysåpning på 20 - 30 mm for den første risten og 6 - 10 mm for den andre.

2. Siler

Det finnes mange forskjellige siltyper. De hovedtyper som har størst interesse for enkel behandling av avløpsvann er stasjonære siler og roterende trommel- og skivesiler.

Stasjonære, buete horisontalsiler vil i kombinasjon med finrister kunne brukes til behandling av mindre mengder avløpsvann (under 1.000 m³/dag). Siltypen brukes idag i England til rensing av råkloakk med utslipp til sjøresipient.

"Hydrasieve" er en stasjonær siltype som på grunn av sin enkle konstruksjon, lave arealbehov, fleksible kapasitet og manglende energibehov har en meget høy anvendelsesmulighet. Silen anvendes idag i USA til rensing av kommunalt avløpsvann og overløpsvann. Silen kan lett tilpasses et modul-

system og kan uten større vanskeligheter flyttes fra et utslipp til et annet. Silens konstruksjon krever imidlertid en disponibel fallhøyde på ca. 2 - 2,5 m. Det må derfor installeres lavtrykkspumpe når nødvendig fallhøyde ikke er tilstede.

Silflaten krever regelmessig rengjøring, én til to ganger pr. uke, avhengig av avløpsvannets mengde og innhold av fibermateriale, olje og fett.

Det fraskilte avfallet har et vanninnhold på 85 - 90%. Silen har en renseeffekt på 20 - 40% suspendert stoff. Mengden av fraskilt avfall er ca. 0,5 - 1 m³ pr. 1 000 m³ rensset avløpsvann.

Følgende trommelsiler er blitt utviklet for rensing av kommunalt avløpsvann.

1. "Selectotrainer" (USA)
2. "Roto-Sieve" (Sverige)
3. "Dorrco Fine Screen" (England)
4. Mikrosiler (USA, England)
5. "Sweco Wastewater Concentrator" (USA)

"Selectotrainer" består av en roterende, horisontal siltrommel plassert i et silkammer av stål. Silen er spesielt utviklet for fjerning av grovere faste stoffer, fekalier og enkelte andre organiske stoffer presses gjennom silflaten sammen med avløpsvannet. Silens renseeffekt antas å være 10 - 15% for suspendert stoff. Slammengden er ca. 0,1 m³ pr. 1 000 m³ rensset avløpsvann. Silen produseres bare i en størrelse, men kan gjennom parallellkopling lett tilpasses et modulsystem. Silen kan lett forflyttes.

"Roto-Sieve" består av en langsomt roterende, skråstilt siltrommel forsynt med innvendig spiralskrue. Silen kan fåes i tre størrelser og er hittil blitt anvendt til rensing av industrielt spillvann. Det er blitt utført forsøksdrift på kommunalt avløpsvann. Renseeffekten er ca. 30% for suspendert stoff. Slammengden er ca. 4 - 15 m³/1 000 m³ rensset avløpsvann.

Mikrosiler består i hovedsaken av en roterende, horisontal siltrommel hvor avløpsvannet ved gravitasjon føres aksialt inn i trommelen, gjennom silflaten, ut i silkummen og via overløp til utløpsledningen. Det fraskilte slammet samles opp i et oppsamlingstrau plassert over og parallelt med trommelaksen. Silflaten krever kontinuerlig spyling med vann eller trykkluft og regelmessig rengjøring med damp og kjemikalier. Små mengder olje og fett kan føre til igjentetting av maskeåpningene.

Mikrosiler har hovedsaklig vært anvendt til etterpolering

av biologisk rensed avløpsvann, men har i den senere tid blitt modifisert for rensing av råkloakk. Midlere renseseffekt for suspendert stoff er ca. 45%. For sedimenterbart stoff er renseseffekten ca. 90%. Anvendelse av mikrosiler til behandling av råkloakk er fremdeles forbundet med relativt store driftsproblemer som bør løses på en økonomisk og teknisk tilfredsstillende måte før en enkel behandling av avløpsvann med mikrosiler vil bli aktuell.

"Sweco Wastewater Concentrator" er en hurtigroterende, vertikal trommelsil som er spesielt utviklet til rensing av overløpsvann fra kombinertsystemer. Konsentratet fra silen er volumiøst og utgjør ca. 5 - 10% av den totale mengde rensed avløpsvann. Renseseffekten for suspendert stoff er ca. 34% og for sedimenterbart materiale ca. 98%. På grunn av høyt falltap gjennom silen må det i de fleste tilfeller installeres et pumpearrangement foran silen. Silen krever mye vedlikehold og tilsyn. (Hyppig skifting av silduk.) Begrensninger i mengden av tilført avløpsvann til silenheten krever et arrangement bestående av flere små enheter med automatisk styring. Silen er idag ikke tilstrekkelig utprøvd for rensing av råkloakk.

"Purac Skivfilter" består av et antall roterende, sirkulære skiver forsynt med silduk. Skivene er festet til en horisontal aksel gjennom sentrum og innebygd i et sylindrisk silkammer av stål. Silen er spesielt utviklet til rensing av spillvann fra papir- og celluloseindustrien, samt avvanning og gjenvinning av papirmasse. Silen er blitt modifisert for rensing av råkloakk og det finnes idag en installasjon på Hovseter i Oslo for rensing av avløpsvann fra ca. 6 000 personekvivalenter. Silen anvendes her som et mekanisk rensetrinn i forbindelse med et kjemisk rensianlegg. Det foreligger ingen driftsdata som kan angi silens effektivitet ved rensing av råkloakk.

Av enkle, billige behandlingsmetoder gir siler generelt sett den største reduksjon av sedimenterbart stoff, suspendert stoff og grovere flytestoff.

3. Sedimentering

Sedimentering er en renseprosess som krever spesielt utformede tanker med stort flateareal og volum. Oppholdstiden er normalt 1,5 til 2 timer. Renseseffekten for sedimenterbart materiale er 90 - 99%, for suspenderte stoffer 50 - 70% og for flytestoffer 50 - 60%. Prosessens store areal- og volumbehov begrenser bruken av konvensjonell sedimentering til permanente anlegg.

Bruken av skråsedimentering kan redusere plassbehovet med 50 - 70%.

Sandfang er en form for sedimenteringsbasseng som bare

benyttes til utskilling av avløpsvannets innhold av sand og annet stoff med gode sedimenteringsegenskaper. I kombinasjon med finrister og enkelte siltyper vil imidlertid sandfang kunne anvendes til enkel behandling av avløpsvann ved dypvannsutslipp til gode sjøresipienter.

Et sedimenteringsanlegg bør bare anvendes i de tilfeller hvor man på forhånd har bestemt at den enkle behandlingen av avløpsvannet skal være en integrert del av et fremtidig permanent renseanlegg.

For midlertidig utslipp fra mindre befolkningskonsentrasjoner i nærheten av større tettsteder, vil bruken av riktig dimensjonerte slamavskillere fremdeles være aktuelt.

Det kan likeledes være aktuelt å anvende slamavskillere som permanente renseanlegg i de tilfeller hvor resipientforholdene er gode og det av økonomiske og tekniske årsaker ikke lar seg gjøre å overføre avløpsvannet til et større avløpsnett.

4. Flotasjon

Det finnes flere typer flotasjonsprosesser for rensing av avløpsvann. Trykkflotasjon er den mest effektive. Avløpsvannet tilføres ved denne prosessen en mettet blanding av vann og luft under trykk. Når trykket reduseres og blandingen tilføres avløpsvannet dannes det små luftbobler som binder til seg og fører partikulære forurensningsstoffer til overflaten. Overflateslammet avskummes i floatsjonsbasseng av et mekanisk skraperverk.

Konvensjonelle flotasjonsanlegg dimensjoneres for en overflatebelastning på 4 - 6 m³/m² h og en oppholdstid på 35 - 50 minutter. Høybelastede flotasjonsanlegg dimensjoneres for 8 - 13,5 m³/m² h og en oppholdstid på 15 - 30 minutter.

Ved bruk av flotasjonsanlegg kan man oppnå en areal- og volumreduksjon på 60 - 80% i forhold til et konvensjonelt sedimenteringsanlegg.

Den totale reduksjon av partikulære flytestoffer er 80 - 90%, av olje og fett 25 - 70% og av suspenderte stoffer 25 - 35%.

Flotasjonsanlegg kan leveres som kompakte prefabrikerte enheter.

På grunn av relativt høye driftskostnader er anvendelsen av flotasjonsanlegg til enkel behandling av avløpsvann sterkt begrenset.

I de tilfeller hvor avløpsvannet inneholder større mengder

finere, partikulære flyttestoffer og emulsjoner vil flotasjon i kombinasjon med tilsetning av kjemikalier være en meget effektiv behandlingsmetode.

5. Andre rensesystemer

Av rensesystemer som er under utvikling og som kanskje kan bli aktuelle for en enkel behandling av avløpsvann, er det i første rekke de prosesser som baserer seg på de fysiske forhold i en roterende vannmasse som har størst interesse.

Av prosesser under utvikling kan nevnes swirl-flow og vortex systemer samt hydroykloner.

Anvendelse av flytende renseanlegg basert på enkle behandlingsprosesser er et interessant alternativ for havneområder og andre steder hvor utslippet ligger beskyttet mot havet.

Avfall

Selv om renseseffekten ved enkel behandling av avløpsvannet er relativt lav, vil det alltid produseres avfall som må deponeres på en estetisk, hygienisk og miljømessig sett forsvarlig måte.

Det er store variasjoner i volumet av fraskilt avfall ved ulike behandlingsmetoder. Således kan volumet av risteavfall være 1 - 30 l/1000 m³ rensed avløpsvann, mens det tilsvarende volumet ved bruk av "Sweco Wastewater Concentrator" er 50 - 100 m³/1000 m³. Tilsvarende verdier for konvensjonell sedimentering er 2 - 6 m³/1000 m³. Midlere verdi for silanlegg vil ligge i området 4 - 15 m³/1000 m³.

Det fraskilte materialets vanninnhold vil variere i området 90 - 99,5%. Ristavfall har normalt et vanninnhold på 85 - 90%. Midlere verdi for avfall fra silanlegg ligger innen området 90 - 99%. Tilsvarende verdi for slam fra konvensjonelt sedimenteringsanlegg er 95 - 98%.

Avfall fra rist lar seg lett avvanne, og problemene forbundet med transport og deponering av avfallet er relativt små.

Slam fra silanlegg kan ha høyt vanninnhold og vil da forårsake store tekniske og økonomiske problemer ved behandling, transport og deponering.

Økonomi

Det foreligger få oppgaver over anleggs-, drifts- og vedlikeholdskostnader.

En overslagsmessig beregning viser at det er liten forskjell i de totale anleggskostnadene for ulike silanlegg og rister for en midlere kapasitet under ca. 1 500 m³/døgn. Bygningskostnadene vil være dominerende i dette området, og derfor den avgjørende faktor.

Ved høyere kapasitet vil utstyrskostnadene dominere. Risteanlegg er her det rimeligste alternativ. Et kostnads-overslag av silanleggene "Hydrasieve", "Roto-Sieve" og mikrosil viser at "Hydrasieve" med pumpeanlegg gir de største anleggskostnader, mens "Roto-Sieve" uten pumpeanlegg vil være det rimeligste.

Generelt sett vil de totale anleggskostnadene for silanlegg ved en midlere kapasitet under 1 500 m³/døgn være ca. 20% av kostnadene for et konvensjonelt sedimenteringsanlegg. For en midlere kapasitet over 1 500 m³/h vil det tilsvarende tall være 10 - 15%.

De store variasjonene i driften av ulike silanlegg vil få avgjørende betydning for de totale årskostnadene. Et endelig valg av behandlingsutstyr må derfor baseres på de totale årlige kostnader og ikke på de totale anleggskostnader.

På grunn av utilstrekkelige driftserfaringer har det ikke vært mulig å lage en oversikt over driftskostnader for ulike silanlegg. Det er imidlertid klart at kostnadene for betjening og behandling av avfallet vil være dominerende.

Avhengig av renseutstyr og anleggsstørrelse kan de årlige vedlikeholdskostnadene settes til 1 - 3% av de totale anleggskostnader.

11.0 KONKLUSJON

1. En enkel behandling av avløpsvann med utslipp til god sjøresipient bør primært baseres på en reduksjon av avløpsvannets innhold av sedimenterbare og suspenderte stoffer samt grovere partikulære flytestoffer.
2. Det er i første rekke mekanisk/fysiske renseprosesser som er aktuelle for en enkel behandling av kommunalt avløpsvann. Av de mange prosesser er det spesielt rister og silanlegg som utkrystalliserer seg som aktuelle. For utslippsledninger med diffusor bør behandlingen også omfatte sandfang.
3. Bruk av rister er den enkleste og rimeligste behandlingsform. Rister kan bare anvendes til en reduksjon av grovere sedimenterbart og suspendert stoff samt større flytestoffer, og da helst i forbindelse med dypvannsutslipp til sjøresipient med særlig gunstige strømningsforhold. Det bør primært benyttes maskinrensede finrister med en lysåpning på 10 - 15 mm. For rister med lysåpninger under 10 mm bør det i tillegg installeres en grovere rist (20 - 30 mm) oppstrøms.
4. For midlertidig utslipp fra mindre befolkningsgrupper vil bruken av riktig dimensjonerte slamavskillere fremdeles være aktuell.
5. I de tilfeller hvor avløpsvannet inneholder større mengder finere, partikulære flytestoffer og emulsjoner vil flotasjon i kombinasjon med tilsetning av kjemikalier være en effektiv behandlingsmetode. Trykkflotasjon med oppløst luft er den mest aktuelle flotasjonsprosessen.
6. Av silanlegg er det i første rekke følgende utstyr som har interesse, og som økonomisk kan anvendes for enkel behandling av avløpsvann.
 - a) "Hydrasieve"
 - b) "Selectotrainer"
 - c) "Roto-Sieve"
 - d) Mikrosil
 - e) "Purac skivfilter"
7. De nevnte silanlegg består av utstyr som er spesielt utviklet eller modifisert for rensing av avløpsvann. Bruken av silanlegg er imidlertid såpass ny at det finnes få permanente anlegg, og driftserfaringene er utilstrekkelige til å kunne danne grunnlag for en teknisk og økonomisk vurdering for å finne frem til den beste løsning i hvert enkelt tilfelle.
8. De totale anleggskostnadene for et silanlegg vil ved en midlere kapasitet under 1.500 m³/døgn være ca. 20% av kostnadene for et konvensjonelt sedimenteringsanlegg. For en midlere kapasitet over 1.500 m³/h vil det tilsvarende tall være 10 - 15%. Slambehandlingsanlegg er ikke inkludert.

9. Den store variasjonen i driften av ulike silanlegg samt mengden og konsistensen av fraskilt avfall, forårsaker store variasjoner i de årlige driftskostnadene.
10. Eksisterende faglitteratur viser at de fleste silanlegg fremdeles er under utvikling og at det er et stort behov for nærmere undersøkelser før slike anlegg kan anvendes på en teknisk og økonomisk forsvarlig måte. De primære faktorer som bør undersøkes er:
 - a) Dimensjoneringsparametere
 - b) Renseeffekt
 - c) Mengde og konsistens av fraskilt avfall
 - d) Driftskostnader.

12.0 VURDERING AV FORSKNINGSBEHOV

Av aktuelle prosesser for enkel behandling av kommunalt avløpsvann til sjøresipient er det i første rekke silanlegg som bør undersøkes nærmere.

Som tidligere nevnt finnes det idag få permanente silanlegg for rensing av avløpsvann. Det er likeledes gjennomført et fåtall undersøkelser av de ulike siltyper. Driftserfaringene er således mangelfulle og dannet et utilstrekkelig grunnlag for et forsvarlig valg av behandlingsutstyr i hvert enkelt tilfelle.

Anvendelsen av silanlegg som eneste behandlingsprosess for rensing av avløpsvann er forholdsvis ny, og de fleste silanlegg er derfor fremdeles i en utviklingsfase.

Det drives idag forskning på bruk av ulike siltyper i flere land. Anvendelsen av mikrosil undersøkes i Tyskland, England og USA. Det finnes leverandører og produsenter for mikrosilutstyr i Norge, men det er hittil ikke blitt installert slikt utstyr til rensing av avløpsvann.

Det er kun blitt gjennomført undersøkelser av "Selectotrainer" i USA, men utstyret er nå kommet til Sverige hvor det antagelig vil bli foretatt prøvedrift. Utstyret kan leveres av norsk leverandør.

Det finnes idag et eksemplar av silen "Hydrasieve" i Norge. Utstyret som er innkjøpt av leverandøren vil primært bli anvendt til prøvedrift. Det foreligger planer og prøvedrift i Oslo-området innen utgangen av 1973. Ved Henriksdal Rensingsverk i Stockholm foregår det for tiden prøvedrift av "Hydrasieve" utstyrt med silduk med forskjellige maskeåpninger.

Ved Hovseter renseanlegg i Oslo er det installert et "Purac Skivfilter". Anlegget er i drift, men det er ikke foretatt konkrete undersøkelser av driftsparametere og virkningsgrad. En slik undersøkelse vil imidlertid bli satt igang innen utgangen av 1973. Det finnes videre en skivfilterinstallasjon ved Reningsteknisk Forsøksstation i Sjølunda ved Malmø.

I mai 1973 ble det i Årnes i Akershus installert en "Roto-Sieve" for behandling av avløpsvann fra en mindre befolkningsgruppe. Silen er installert ved et par renseanlegg i Sverige, men da som en delprosess innenfor anlegget. Det er blitt gjennomført prøvedrift for enkel behandling av avløpsvann.

På grunnlag av det informasjonsmateriell som er blitt innhentet og de betraktninger som er blitt gjort, er det vår konklusjon at det finnes et behov for nærmere undersøkelser av en del av de silanlegg som er aktuelle for en enkel behandling av avløpsvann.

Undersøkelsen bør primært omfatte følgende silanlegg:

- a) "Hydrasieve"
- b) Mikrosil
- c) "Selectostrainer"
- d) "Roto-Sieve"
- e) "Purac Skivfilter"

Nevnte silutstyr kan leveres av norske leverandører.

Mange steder langs norskekysten har vi næringsmiddel- og annen industri med høyt utslipp av finfordelt fett, emulsjoner og andre flyttestoffer som i forurensingssammenheng er sterkt dominerende i forhold til kommunale utslipp. I slike tilfeller kan flotasjonsanlegg i kombinasjon med kjemikalier by på vesentlige fordeler ut fra et renseteknisk synspunkt. Driftsbetingelser og renseseffekt for slike enheter bør derfor undersøkes nøye for bruk i slik sammenheng.

Det finnes derfor et sekundært behov for en nærmere undersøkelse av anvendelsen av flotasjonsanlegg for enkel behandling av avløpsvann med høyt innhold av finere flyttestoffer. I USA drives det idag en intens forskning på bruk av flotasjon til rensing av overløpsvann fra kombinertsystemer. Resultatet av forskningen vil imidlertid i liten grad kunne anvendes innen behandling av kommunalt avløpsvann fra separatsystemer.

Det finnes ingen permanente flotasjonsanlegg for rensing av kommunalt avløpsvann i Norge. Sverige har flere flotasjonsanlegg, men disse er primært delprosesser i et større anlegg. Reningsteknisk Forsøksstation i Sjølunda ved Malmø har et forsøksanlegg for enkel behandling, men anlegget er ikke tatt i bruk.

Det norske firmaet Alwatech har levert flotasjonsanlegg til norsk industri for fjerning av fett uten tilsetning av kjemikalier. De har også levert anlegg til utlandet og har prosess for rensing av avløpsvann fra slakterier, fiskemel, filetering, sildeolje, etc. Forsøk med flotasjon og tilsetning av kjemikalier er gjort for rensing av avløpsvann fra slakterier i Norge.

En nærmere undersøkelse av de aktuelle sil- og flotasjonsanlegg bør være av en praktisk karakter og omfatte de viktigste driftsparametere. Undersøkelsen bør således begrenses til en kartlegging av følgende faktorer:

- a) Kapasitet
- b) Renseeffekt
 - Sedimenterbart stoff
 - Suspendert stoff
 - Flytestoff
- c) Mengde og konsistens av fraskilt avfall
- d) Behandling av fraskilt avfall
- e) Driftsinstruks
- f) Driftskostnader.

LITTERATURFORTEGNELSE

1. Simensen, Terje og Lisbeth, Paul (1968). Grunnkurs i avløpsteknikk. Avløpsvannets utledning og fortykning i resipient. NIVA.
2. Baalsrud, Kjell (1967). Sea Water Pollution. Manuscript for "Encyclopedia of Marine Resources". NIVA.
3. Baalsrud, Kjell (1970). Forurensning av sjøen. Særtrykk fra boken Naturvern og næringslivet, Elingaard Forlag. NIVA.
4. Lov om vern mot vannforurensning av 26. juni 1970.
5. Norges Vassdrags- og Elektrisitetsvesen (1971). Orientering for kommunale myndigheter vedrørende lov om vern mot vannforurensning av 26. juni 1970.
6. Askew, M.W. "Effluent pretreatment for coastal discharge", Effluent and Water Treatment Journal, april 1970.
7. NIVA (1972). PRA-prosjekt nr. 5. Utslipp av forurenset vann i resipient. Undersøkelse av eksisterende dypvannsutslipp. Fremdriftsrapport nr. 1.
8. Engineering-Science, Inc. (1967). "Characterization and treatment of combined sewer overflows". City and County of San Francisco Department of Public Works. F.W.P.C.A. Grant WPD -112-01-66.
9. Symposium on Storm/Sanitary Pollution Control. "The Problem: One Answer". June 2. 1970, Portland, Oregon. (Referat)
10. Field, Richard og Struzeski, E.J. "Management and Control of Combined Sewer Overflows". Journal WPCE Vol. 44, No. 7, juli 1972.
11. NIVA (1972). PRA-prosjekt nr. 5.2. Utslipp av forurenset vann i resipient. Undersøkelse av eksisterende dypvannsutslipp. Fremdriftsrapport nr. 3.
12. California State Water Resources Control Board. "Concepts in Open Coastal Disposal of Municipal Wastewater". Paper presented at the 44 th. Annual Conference of WPCF, San Francisco, oct. 5, 1971.
13. Newton, J.R. (1972). Water Pollution Research Laboratory, England. Privat korrespondanse.

14. Institute of Water Pollution Control. Proceedings of Symposium - Water Pollution Control in Coastal Areas. Bournemouth, 19 - 21 May 1970.
15. Peixoto, E.C. og Volpi, C.A., "Marine Waste Disposal at Rio De Janero - Water Quality Evaluations and Design". Paper presented at the 5 th. International Water Pollution Resvorch Conference, July-August 1970. Published by Pergamon Press Ltd. 1971.
16. Institute of Water Pollution Control. "Effects of Marine Sewage Disposal". Paper presented at the Annual Conference at Douglar, Isle of Man, Sept. 1969.
17. Beckman, Wallace J. "Engineering Considerations in the Design of an Ocean Outfall". Journal Water Pollution Control Federation, oktober 1970, s.1805-1831.
18. Carter, H.H., Carpenter, J.H. og Whaley, R.C, "The Bactericidal Effect of Seawater under Natural Conditions", Journal Water Pollution Control Federation, Vol. 39, No. 7, July 1967.
19. Oslo Vann- og Kloakkvesen, forprosjekt 1962 - 1968.
20. Oslofjorden og dens forurensningsproblemer Del II. Utredning av tekniske løsninger. NIVA 1970.
21. Vannforsyning og avløpsforhold i Østlandsfylkene. Utredning for Østlandskomiteén. Rapport II. NIVA 1967.
22. Siv.ing. C. Smiths. ANØ. Avløpsvannets kvantitet og sammensetning. NIF. Grunnkurs i avløpsteknikk.
23. Statistisk Sentralbyrå 1969. Framskrivning av folkemengden til 1990.
24. Skarheim, Hans Petter. Privat korrespondanse.
25. Scherfig, Jan og Ludwig, H.F. "Determination of Floatabler and Hexane Extractabler in Sewage". Advances in Water Pollution Research. Proceedings of the Third International Conference held i Munich, Germany September 1966. Volume 3. Published by Water Pollution Control Federation.
26. Pomeroy, Richard. "Floatability of Oil and Grease in Waste Waters". Sewage and Industrial Wastes. Vol. 25, No. 11, Nov. 1953.
27. Nusbaum, I. og Burtman, L. "The Determination of Floatable Matter in Waste Discharges". Journal Water Pollution Control Federation, Vol. 37, No. 4, April 1965.

28. Engineering-Science, Inc. "Determination and Removal of Floatable Material from Waste Water". Prepared for Division of Water Supply and Pollution Control, V.S. Public Health Service. November 1965.
29. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 13. th edition. American Public Health Association, Inc. New York, N.Y.
30. Sewage Treatment Plant Design (1967), Manual of Practice No. 8, Water Pollution Control Federation, Washington D.C.
31. Knudsen, C.H. "Rensing av avløpsvann, fysikalske metoder". Forelesningskompendium. NIF. Grunnkurs i avløpsteknikk.
32. G.M. Fair, J.C. Geyer, D.A. Okun (1966). "Water and wastewater Engineering". Volume 1. John Wiley & Sons, Inc. New York.
33. Zo Bell, C.E. "Bactericidal Action of Sea Water". Proc. Soc. Exp. Bio. Med., 34, 113 (1936).
34. Orlob, G.T., "Viability of Sewage Bacteria in Sea Water". Sewage and Industrial Wastes, 28, 9, 1147, Sept. 1956.
35. Smisson, B, "Design, Construction and Performance of Vortex Overflows." Symp. on Storm Scwage Overflows Inst. Civil Eng. William Clowes and Sons, Ltd., London and Bcccles, Eng.
36. Lee, J.A., et.al., "Ultra Ikigh Rate Filtration of Dilute Sewage Flows." Paper presented at 43rd annual meeting New York Water Poll. Control Assn., New York (January 27, 1971).
37. "Rotary Vibratory Fine Screening of Combined Sewer Overflows". 11023 FDD 03/70, Cornell, Howland, Ilayes and Merryfield, Rept. for EPA (March 1970).
38. "Treatment of Combined Sewer Overflows with Screening Flotation". 11023 FDC, Rex Chainbelt, Inc., Draft Rept. for EPA (June 1970).
39. "Dissolved Air Flotation - City and Country of San Francisco, California". Engineering-Science, Inc. Rept. for San Francisco, Supported by EPA demonstration grant No. 11023 DXC (July 1971).
40. "Dissolved-Air Flotation Treatment of Combined Sewer Overflows". 11020 FKL 01/70, Rhodes Corp., Rept. for EPA (January 1970).
41. "High-Rate Filtration Combined Sewer Overflows", 11023 EYI, Contract No. 14-12-858, Hydrotechnic, Corp. for EPA (April 1972).

42. "Microstraining and Disinfection of Combined Sewer Overflows". 11023 EVO 06/70, Crane Co., Rept. for EPA (June 1970).
43. "Demonstration of Rotary Screening for Combined Sewer Overflows". 11023 FDD 07/71, Dept. of Pub. Works, City of Portland, Ore, Rept. for EPA (July 1971).
44. "Combined Sewers - Microstraining Pilot Tests". EPA Demonstration Crant No. 11023 FWT, Monthly Progress Rept. (July - November 1971).
45. Diaper, E.W.J., and Glover, G.E., "Microstraining of Combined Sewer Overflows". Jour. Water Poll. Control Fed., 43, 2101 (1971).
46. Weller, L.W., and Nelson, M.K., "Diversion and Treatment of Extraneous Flows in Sanitary Sewers". Jour. Water Poll. Control Fed., 37, 343 (1965).
47. "Swirl Concentrator as a Combined Sewer Overflow Regulator". 11023 GSC, Amer. Pub. Works Assn., Chicago, Ill, Draft Rept. for EPA (May 1972).
48. Privat korrespondanse med Dr. Manfred Roth ved Institutt für Siedlungsvvassenban und Wassergütewirtschaft der Universität Stuttgart.
49. Lowndes, M.R. - "Microstraining and its applications", Nov./Dec. 1970, Filtration and Separation.
50. "Microscreening" in Process Design Manual for Suspended Solids Removal, Burn and Roe, Inc. Okt. 1971.
51. E.W.J. Diaper og G.E. Glover. "Microstraining of Combined sewer Overflows". Journal Water Pollution Control Federation, Ud. 43, No. 10, 1971.
52. "Micro-straining, the Modern Economic filtration Process" Informasjonsskriv fra Glenfield & Kennedy Limited, Scotland.
53. G.A. Truesdale og A.E. Birkbeck, "Tertiary Treatment of Activated - Sludge Effluent". Journal of the Institute of Water Pollution Control No. 5, 1968.
54. D.G. Bodien og R.L. Stenburg; "Microscreeing effectively polishes activated sludge plant effluent". Water and Wastes Engineering. September 1966.
55. G.A. Truesdale, A.E. Birkbeck og D. Shaw, "A Critical Examination of Some Methods of Further Treatment of Effluents from Percolating Filters", The Institut of Sewage Purification 1963.
56. "Micro-straining of Sewage Effluent" Report by Ontario Resources Commission, 1960.

57. "Zurn Micro-Matic on Raw Sewage". Rapport fra forsøksinstallasjon ved Erie Sewage Treatment Plant, USA, 1967. Research Bulletin, February 1968.
58. D.M. Marske, "High-rate, Fine-mesh Screening og Combined Wastewater Overflows". Journal Water Pollution Control Federation, Vol. 42, No. 8, 1970.
59. Referat fra "Symposium of Storm/Sanitary Pollution Control", 2. juni 1970, Portland, Oregon.
60. Produktlitteratur fra produsenten, SWECO, Inc., Los Angeles, California.
61. Donald G. Mason, "Treatment of Combined Sewer Overflows Utiåozomg Screening/Dissolved Air Flotation", Paper presented at the WPCF Conference San Francisco, California, October 3 - 8, 1971. Rex Chainbelt Inc.
62. Reinold Köhler, "Das Flotationsverfahren und seine Anwendung in der Abwassertechnik", Wasser Luft und Betrieb, September 1969, Nr. 9.
63. A.A. Kalinske, "Flotation in Waste Treatment", Informasjonsskriv fra Infilco, Inc., Tucson, Arizona.
64. M. Freegarde, "A Novel Oil Collection Device", Effluent and Watertreatment Journal, April 1970.

BILAG

BILAG NR. 1

Liste over firmaer og institusjoner som er blitt kontaktet.

Firma/Institusjon	Land
A/S E. Sunde & CO, Ltd.	Norge
Wisbech Refsum A/S	"
Maskin Zeta A/S	"
Wettesen & Roll A/S	"
Sønnico A/S	"
Thorolf Gregersen A/S	"
Alfsen & Gundersen	"
Argo A/S	"
Østlandskonsult	"
Leije & Thurne AB	Sverige
AB Purac	"
VVS-Utrustning AB	"
Flygt	"
Naturvårdsverket	"
Stockholms Gatukontor	"
J. Krüger A/S	Danmark
F.L. Smidth & CO A/S	"
Sweco Europe S.A.	Belgia
EAWAG	Sveits
Stuttgart Universitet	Tyskland
Research Institute for Public Health Engineering	Holland
Reijksinstituut voor Zuivering Van Afvalwater	"

Firma/Institusjon	Land
Rex Process Division	England
F.W. Brackett & CO, Ltd.	"
Purle Brothers Holdings Ltd.	"
Longwood Engineering Co, Ltd.	"
Permutit Company Ltd.	"
Dorr-Oliver Comany Ltd.	"
Whitehead & Poole Limited	"
Eimco Limited	"
Ames Crosta Mills & CO, Ltd.	"
Simon-Hartley Ltd.	"
Office of Water Polution	"
Glenfield & Kennedy Ltd.	"
Arthur G. Mckee & CO	"
Smith & Loveless	USA
The Permutit Corporation	"
The Bauer Bros. Co	"
Link-Belt Environmental Equipment	"
Infilco	"
Jeffrey Mfg. CO	"
Envirotech Corporation	"
Walker Process	"
Welles Products Corporation	"
FMC Corporation	"
Crane Environmental Systems	"
Environmental Protection Agency	"
Federal Water Pollution Control Administration	"

HOVEDKONTOR:
BREIGT. 10 - TLF. 68 99 60*
K. HJELLNES, SIVILING.
K. EKEBERG, SIVILING.
ANSVARLIGE MEDARBEIDERE:
T. JOHNSEN, SIVILING.
K. MYKLEBOST, SIVILING.

A/S HJELLNES & CO.

RÅDGIVENDE INGENIØRER

M.N.I.F. - M.R.I.F.

BANKGIRO 8002.05.21205

UNDERKONTOR:
YOUNGSTORGET 5v - TLF. 33 01 78*
O. MUNTHE-KAAS, SIVILING.
ANSVARLIG MEDARBEIDER:
P. ALSÉEN, SIVILING.

FBC/gø

OSLO 13. mars 1972.
Postboks 9130 Vaterland

BILAG NR. 2

Fjerning av flytestoffer fra kommunalt utslipp til kystresipient.

Vi har av Norsk institutt for vannforskning fått i oppdrag å foreta en utredning av eksisterende utstyr og prosesser for fjerning av flytende partikulære forurensinger samt olje og fett fra kommunale utslipp til kystresipient. Utredningen er et ledd i det såkalte PRA-prosjektet og tar sikte på å finne frem til driftssikre, effektive og økonomiske anlegg som vil redusere den estetiske forurensing av havner, estuarområder og viktige rekreasjonsområder. Slike anlegg er primært aktuelle i forbindelse med eksisterende utslipp som på et senere tidspunkt vil bli samlet og ført til større, permanente renseanlegg. Utslipp av denne type er det som kjent mange av langs hele den norske kyst.

Det finnes idag et utall av utstyr og metoder for fjerning av partikulære forurensninger, hvor effektive disse er ved fjerning av flytestoffer er uvisst, men muligheten for at utstyret etter visse modifikasjoner kan brukes til fjerning av flytestoffer skulle være stor. En er primært interessert i utstyr som er kompakt og som lett kan installeres på de ulike utslipp. At utstyret er mobilt vil være en fordel, men ikke en absolutt nødvendighet. Utstyret tenkes montert midlertidig (opp til 5 år) eller som permanente installasjoner i forbindelse med senere utbygging til for eksempel mekanisk - biologisk renseanlegg. Et anlegg for fjerning av flytestoffer vil eksempelvis kunne omfatte:

- 1) Grovrist for fjerning av større gjenstander.
- 2) Eventuelt pumpeanlegg.
- 3) Eventuell oppskjæringsanordning.
- 4) Utstyr for fjerning av flytestoffer.

Ved dypvannsutslipp hvor utløpsledningen fra anlegget er utstyrt med diffusor bør en ha muligheten til også å fjerne sand fra avløpsvannet. Da mengden av avløpsvannet kan variere sterkt, vil det være en fordel om utstyret kan tilpasses et modulsystem.

En er først og fremst interessert i å installere utstyret på kommunale utslipp hvor mengden av industrielt avløpsvann er liten. Det kan imidlertid bli aktuelt å benytte seg av lignende anlegg ved fjerning av flytende partikulære stoffer fra enkelte industrielle utslipp som for eksempel fra fiskeindustrien.

Det er klart at en utredning som det her er snakk om, lett kan bli for omfattende. Vi er derfor til å begynne med interessert i å få en oversikt over det utstyr og de prosesser som idag brukes til andre formål, men som kan brukes til fjerning av flytestoffer. Senere vil vi så foreta en nærmere vurdering av utstyr og prosesser som vi mener har størst interesse.

Dersom Deres firma har, holder på å utvikle eller er leverandør for anlegg av foran nevnte type, er vi meget interessert i å få tilsendt brosjyrer, rapporter etc. som gir et klart bilde av anleggets funksjon og effektivitet. Vi vil videre sette pris på å få besøk av en av Deres salgsrepresentanter for en mer inngående utredelse av anleggene.

Vi ser frem til å høre fra Dem.

Med vennlig hilsen
for A/S HJELLNES & CO.

F.B. Christensen

Vår adresse er:

A/S HJELLNES & CO.
Postboks 9130, Vaterland
O s l o l

HOVEDKONTOR:
BREIGT. 10 - TLF. 68 99 60*
K. HJELLNES, SIVILING.
K. EKEBERG, SIVILING.
ANSVARLIGE MEDARBEIDERE:
T. JOHNSEN, SIVILING.
K. MYKLEBOST, SIVILING.

A/S HJELLNES & CO.
RÅDGIVENDE INGENIØRER
M.N.I.F. - M.R.I.F.

BANKGIRO 8002.05.21205

UNDERKONTOR:
YOUNGSTORGET 5v - TLF. 33 01 78*
O. MUNTHE-KAAS, SIVILING.
ANSVARLIG MEDARBEIDER:
P. ALSÉEN, SIVILING.

FBC/bw

OSLO 1 March 9, 1972

Postboks 9130 Vaterland

BILAG NR. 3

Re: Removal of floatables from disposal of sewage and storm runoff to the coastal waters of Norway.

Gentlemen:

As you probably know, the coastal water courses and estuaries of Norway are of great aesthetic, commercial, industrial and recreational value for the Norwegians. The importance of protecting the estuary and near-shore environments was recognized by the Norwegian authorities when the planning of waste disposal systems for coastal communities began in 1971.

Ocean disposal is economical and represents an ultimate disposal method that has been used by the Norwegian seacoast communities since the construction of the first storm sewers. No comprehensive ecological and environmental studies of the detrimental effects that might impair the beneficial uses of the coastal water courses have been conducted. However, until a thorough analysis of ocean disposal and criteria for required waste water treatment can be presented a preliminary, economic solution to the problem of aesthetic pollution, removal of floatable matter, has to be found.

Our firm has by the Norwegian Institute for Water Research been given the task of investigating equipment and processes available for removal of floatables from ocean outfalls. It is in this regard that we now contact you.

The equipment and process that we are looking for must be efficient in removing most floatables. The term floatables as used here refers to fats, oils and solid matter that when discharged to the ocean or estuaries will float to the surface. The process should not remove all the suspended solids since this only will create another problem - namely sludge handling. The equipment will be temporarily installed on the main outfalls along the coast, but might also be part of a permanent waste water treatment plant. We are in other words looking for an effective, inexpensive floatables removal process that can be used on most ocean outfalls from coastal communities. The equipment must be compact and the mobility aspect of the units is important, but not a requirement.

Little or no information on quantities, physical and chemical characteristics of the waste water is available. The gathering of this information is part of a five year research project. However, the outfalls that will be treated consist mainly of sanitary sewage with high amounts of infiltration and runoff and only a small amount of industrial wastes.

It is not the firm's task to choose a specific treatment process or equipment, but rather to collect information about these and to evaluate the efficiency as far as removal of floatable matter.

The equipment or process chosen on the basis of this firm's evaluation will be installed as required on outfalls along the entire Norwegian coast.

If you feel that your firm have equipment or processes that effectively remove floatables, please answer this request as soon as possible, but not later than April 5. Please attach brochures, research data etc. that give a good description of your process and equipment. We will contact you for more detailed information if necessary.

All information in regard to the above mentioned problem is greatly appreciated.

Please reply to the following address:

A/S HJELLNES & CO.
P.O. Box 9130 Vaterland
OSLO 1
NORWAY

Att.: F.B. Christensen

Yours sincerely,

A/S HJELLNES & CO.

F.B. Christensen

Project Engineer

LABORATORY DETERMINATION OF FLOATABLE
MATERIAL IN SEWAGE

GENERAL DISCUSSION

Principle: The floatable material in a sewage sample is concentrated on the surface of the sample in a special Teflon coated Flotation Funnel. The remainder of the sample is drained off and the floatable material collected, washed, and weighed on a glass filter paper. The hexane extractable fraction of the floatable material can be determined subsequently by cutting the filter paper into 1 cm x 1 cm pieces and extracting these.

APPARATUS

Flotation Funnel: A Teflon coated 3-liter Flotation Funnel provided with a 7-mm bore Teflon stop cock is shown in Figure B-3. The Flotation Funnel should be provided with a 10 ml, 40 ml, 200 ml, and 3000 ml mark.

Mixer: Variable speed paddle mixer adjustable from 40 RPM to 100 RPM.

Paddle: Teflon coated brass paddle 75 mm x 25 mm.

Filter Holder: Teflon coated Millipore filter holders. Catalog No. XX 10 047 00.

Filter Papers: Whatman, GF/c. 5.5 cm

Suction Flask

Vacuum Pump

Oven: Adjusted to between 35° C and 40° C.

Cleaning Rod: A 3 mm diameter Teflon coated brass rod 85 cm long.

PROCEDURE

Sample Collection and Preparation

Collect an 8-liter sample in a bucket provided with a bottom outlet. Great care must be taken to sample at points where the waste stream is completely mixed. Best results are obtained when the bucket is dipped directly into the waste stream. Transport the 8-liter sample to the laboratory, place a propeller stirrer in the bucket and stir so floatables are thoroughly mixed throughout the whole 8-liter volume. While stirring, transfer three liters through the bottom outlet into the Flotation Funnel. The sample shall be transferred to the Flotation Funnel within two hours after collection to insure that no significant change in the amount of floatable material takes place.

Place the Flotation Funnel in a rack and fasten securely to prevent even slight movements.

Conduct the test at the same temperature as that of the receiving body of water.

Correction for Density and for Concentration Effects

When a waste to be analyzed is being discharged into a receiving water with a density and ion concentration different from that of waste itself, the density and ion concentration of the waste should be adjusted to that of the receiving water. In the frequent case where the receiving water is ocean water, the density adjustment should be done in the following manner: 1.5 l sample is placed in the Flotation Funnel and 1.5 l filtered sea water for the receiving area added together with mixture of 39.8 NaCl, 8.0 g $MgCl_2 \cdot 6H_2O$, 10.1 g $MgSO_4 \cdot 7H_2O$, and 2.3 g $CaCl_2 \cdot 2H_2O$. The final mixture will then contain 1.5 l sample in a medium of the approximately same density and ion concentration as sea water.

Mixing and Flotation

Place the paddle mixer in the Flotation Funnel, mix, settle, and discharge as shown in Table B-1. It is important that the surface of the sample in the Flotation Funnel remains undisturbed during the discharge to prevent loss of floatables. The discharge rate shall be 500 ml per minute except for the last 30 ml which shall be discharged dropwise.

Filtration and Weighing

Place a washed, dried, and weighed glass filter paper in the Teflon coated filter holder and filter the last 10 ml with the floatable material. Wash with distilled water. An additional piece of preweighed filter paper may be used to wipe the bottom of the filter holder if necessary.

Dry the filter (and the additional piece if used) at 35° C or 40° C for 1-1/2 hours, place in a desiccator for 15 minutes and weigh. Redry to constant weight.

CALCULATIONS

$$\text{mg/l Floatable Material} = \frac{\text{mg/increase in weight of filter}}{\text{volume of sample in liters}}$$

PRECISION AND ACCURACY

Replicate analysis of sewage samples as shown in Table B-II, showed the following standard deviations and recoveries:

TABLE B-II

PRECISION AND ACCURACY OF THE
FLOATABLES DETERMINATION METHOD

<u>Type of Sewage</u>	<u>Avg. Floatables Concentration mg/l</u>	<u>No of Samples</u>	<u>Coef. of Variation</u>	<u>Percent Recovery</u>
Raw*	49. mg/l	5	5.7%	96%
Raw	1.0 mg/l	5	20%	92%
Primary Effluent	2.7 mg/l	5	15%	91%

*) Additional floatable material added from skimmings from a primary tank.

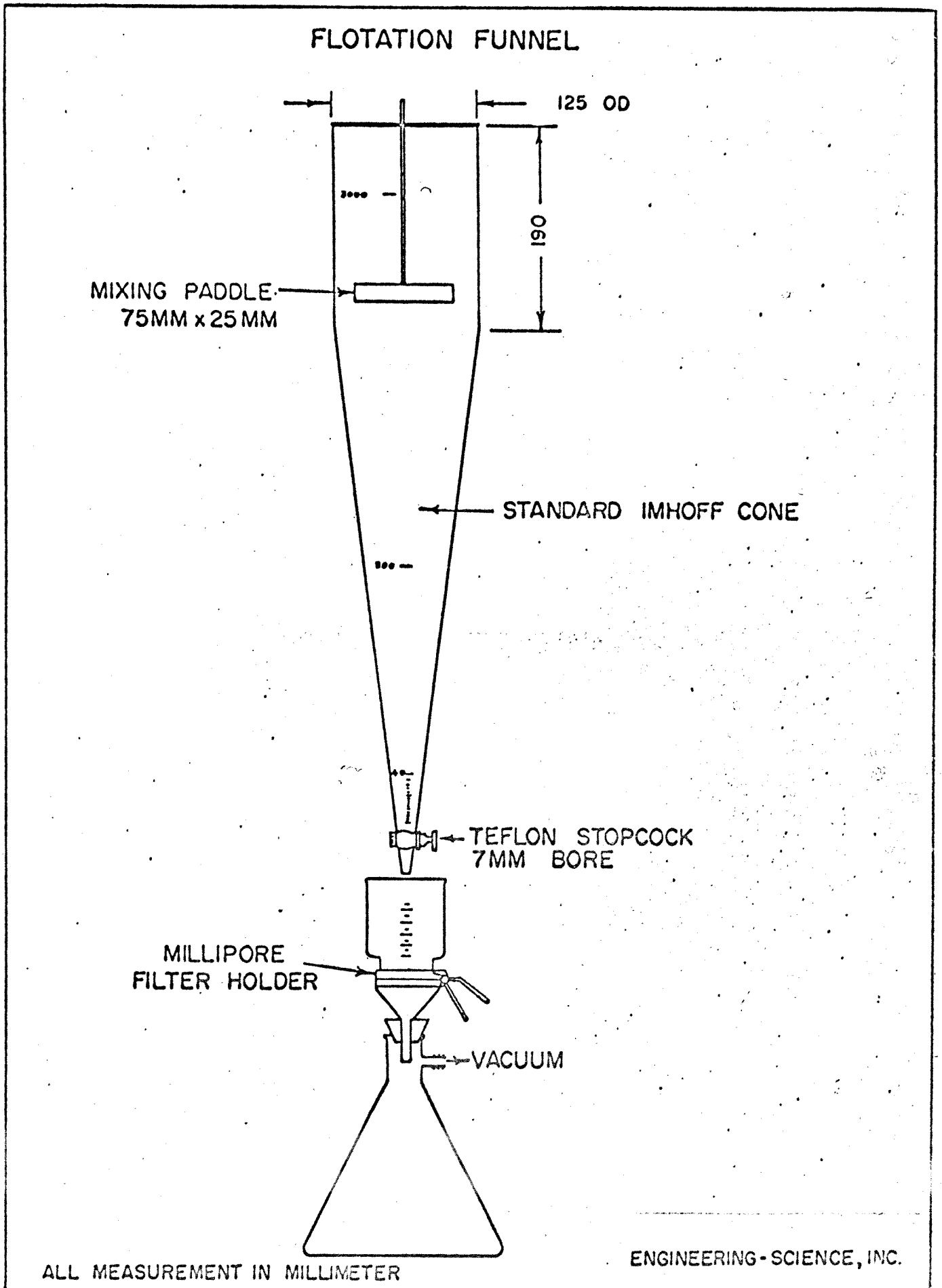
TABLE B-I

MIXING AND FLOTATION SCHEDULE

1. Mix at 40 RPM for 15 minutes.
2. Let settle 5 minutes.
3. Mix at 100 RPM for 1 minute.
4. Let settle 30 minutes.
5. Discharge 2.8 liters at a rate of 500 ml/min. (Use cleaning rod if settled material clogs the stop cock).
6. Wash mixing paddle and sides of the Flotation Funnel with distilled water from a wash bottle until all particulate matter has moved to the bottom of the funnel.
7. Let settle 15 minutes.
8. Discharge down to the 40 ml mark.
9. Let settle 10 minutes.
10. Discharge dropwise to the 10 ml mark.
11. *Add 500 ml distilled water of same temperature as the sample, and repeat steps seven through ten.

*Step 11 can be omitted for samples containing high concentrations of floatable material and low concentrations of suspended solids.

FIGURE B - 3



LIQUID-LIQUID EXTRACTION OF OIL AND
GREASE FROM SEWAGE

GENERAL DISCUSSION

Principle: The salts of the fatty acids are first hydrolyzed by acidification and heating for one hour. Oil and grease is then extracted in a continuous extractor, and the residue remaining after evaporation of the solvent is weighed. Compounds volatilized at or below 85° C will be lost.

Interferences: This method is subject to the same interferences as the Soxhlet Extraction Method.

APPARATUS

Sampling Bottle: A 1-liter Pyrex flask provided with a 34/45 standard ground glass joint and a 1000 ml calibration mark.

Water Bath: Water bath which can be adjusted to 72° - 75° C.

Extraction Apparatus: A Pearson extraction apparatus as shown in Figure B-2.

Glass Filter Paper: Whatman GF/c. 4.25 cm.

Magnetic Stirrer: Precision Scientific Catalog No. 65904 with a 1-1/2 inch Teflon coated stirring bar.

Hot Plate

Aluminum Dishes: 5.5 cm, Van Waters & Rogers, Inc. Catalog No. 25433.

REAGENTS

Hydrochloric acid, conc.

n-Hexane, boiling point 68-69° C, purified grade.

PROCEDURE

Collect a 1-liter volume of sewage in the sampling bottle (which also serves as extraction chamber) and acidify by adding 10 ml conc. HCl. Place the acidified sample in the 72-75° C water bath for one hour. Remove and cool to below 65° C.

Place the Teflon coated magnetic stirring bar in the extraction flask; place the glass filter paper and the monel screen in the cylinder and assemble the extraction apparatus as shown in Figure B-2. Seal the 34/45 joint at the top of the extraction flask with distilled water. Add 150 ml hexane to the Erlenmeyer flask and set the mixer at speed 7 (to obtain a small vortex). Start the extraction and adjust the hot plate so the extraction rate is between 400 ml and 600 ml hexane per hour. (Between 15 minutes and 20 minutes from

the time the hexane begins to condense in the top condenser till it starts overflowing back into the Erlenmeyer flask). Extract for three hours, turn off the hot plate, wait five minutes (fire hazard), and remove Erlenmeyer Flask.

Evaporate the hexane in the Erlenmeyer flask on a water bath or steam bath till only 10-15 ml are left. Transfer quantitatively to a predried and weighed set of aluminum dishes (rinse three times with hexane from a glass wash bottle). The set of aluminum dishes is made by widening the sides of one dish and placing a similar dish inside the first dish (to prevent losses by creeping). Evaporate the hexane in the dishes to dryness at room temperature. Place dishes in an 85° C oven for 5 minutes, cool in a desiccator for 15 minutes and weigh. Repeat drying procedure until observed weight change is less than 0.5 mg for 5 minutes drying.

CALCULATIONS

mg/l Hexane Extractable Material =

$$\frac{(\text{mg increase in weight of dishes} - \text{blank}) \times 1000}{\text{ml sample extracted}}$$

PRECISION AND ACCURACY

An average recovery of 98.5 percent with a standard deviation of 2.3 percent was obtained on Crisco standards. Replicate analyses of three sewage samples containing from 30 mg/l to 100 mg/l Hexane Extractable material yielded standard deviations between 0.7 mg/l and 1.0 mg/l. The coefficient of variation varies from one to three percent in this range.

SPECIAL PRECAUTIONS

Mixing: The mixing speed is very critical. The speed of the mixer should be such that the refluxing hexane is dispersed in small droplets throughout the sample being extracted and a small vortex created. The speed is best adjusted when extracting a clear water sample.

Blanks: The purified hexane varies from batch to batch. A duplicate blank determination should be made on each batch received, and the average subtracted from the extraction results. Since the blank values are relatively small (0.5 mg/150 ml hexane to 3.0 mg/150 ml hexane) and easily corrected for, it will, in most cases, be unnecessary to use the expensive analytical grade hexane.

Rising Sludge: Sludge may rise in some samples and clog the glass filter paper. This occurs mainly in samples containing a high concentration of suspended solids and is most easily prevented by diluting the samples 1:1 with distilled water before preheating. (Too violent mixing will have the same effect).

FIGURE B - 2

PEARSON - THOMAS EXTRACTOR

FIG. A

FIG. B DETAIL OF FILTER ASSEMBLY

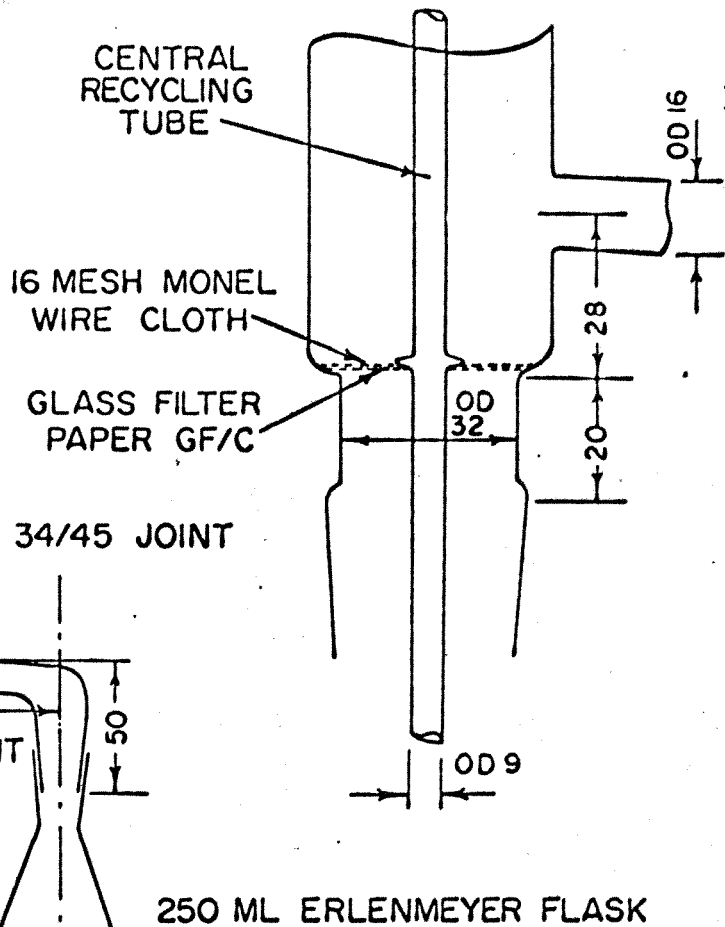
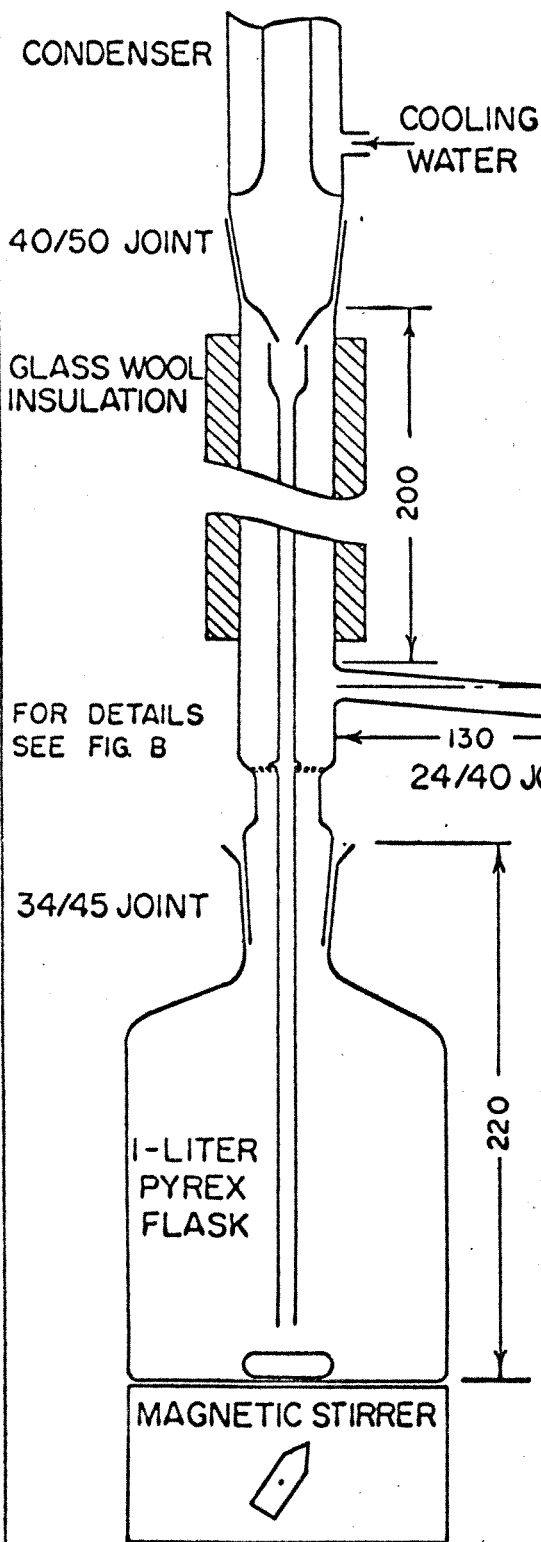
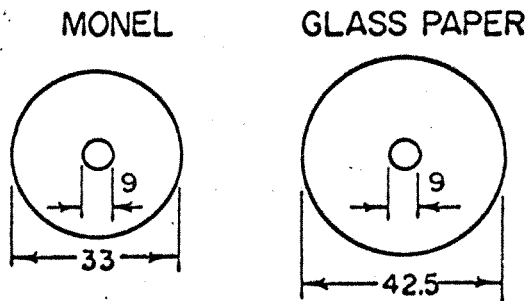


FIG. C DETAIL OF FILTERS



ALL MEASUREMENTS IN MILLIMETER