

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse:  
Postboks 333, Blindern  
Oslo 3

Brekke 23 52 80  
Gaustadalleen 46 69 60  
Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 0-82124/F-83448
Undernummer: I
Løpenummer: 1597
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:  MATEMATISK MODELL FOR AVLØPSRENSSEANLEGG VA-5/84	Dato: 20.februar 1984
	Prosjektnummer: 0-82124/F-83448
Forfatter(e):  Oddvar Lindholm og Bjarne Paulsrud	Faggruppe: Urban hydrologi
	Geografisk område: Norge
	Antall sider (inkl. bilag): 100

Oppdragsgiver:  Statens Forurensningstilsyn og NIVA	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.): 409/83
---	--


Ekstrakt:

NIVA's matematiske modell for avløpsrenseanlegg er beskrevet renseteknisk og systemteknisk. En engelsk og en amerikansk matematisk modell for avløpsrensing er også gjennomgått og kommentert. Det er foreslått en del nye rensetekniske ligningssett i NIVA's modell.

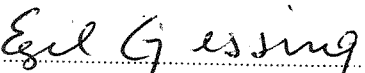
4 emneord, norske:
1. Matematisk modell
2. Avløpsrenseanlegg
3. Optimalisering
4. Simulering
VA-5/84

4 emneord, engelske:
1. Mathematical model
2. Waste water treatment
3. Optimization
4. Simulation
VA-5/84

Prosjektleder:


  
Oddvar Lindholm


Divisjonssjef:

  
Egil Gjessing

ISBN 82-577-0756-2

For administrasjonen:

  
John Erik Samdal

  
Lars N. Overrein

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

OSLO

O - 82124

F - 83448

MATEMATISK MODELL

FOR

AVLØPSRENSSEANLEGG

Oslo, 20. februar 1984

Saksbehandler: Oddvar Lindholm

Medarbeider: Bjarne Paulsrud

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side:
1. FORORD	3
2. SAMMENDRAG	4
3. BESKRIVELSE AV NIVA's MATEMATISKE MODELL FOR AVLØPSRENS- ANLEGG - VERSJON FRA 1973	6
3.1. Innledende orientering	6
3.2. Optimaliseringsmetodikk i renseanleggsmodellen	9
3.3. Detaljert beskrivelse av funksjonene i NIVA's rens- anleggsmodell	11
3.4. Generering av data for influenten til renseanleggsmodellen	23
3.5. Kostnadsfunksjoner i renseanleggsmodellen	25
4. SYSTEMTEKNISK OG EDB-TEKNISK BESKRIVELSE AV NIVA's MODELL	39
5. LITTERATUR OM MATEMATISK REPRESENTASJON AV RELEVANTE AVLØPS- RENSPROSESSER	49
5.1. Generelt	49
5.2. Beskrivelse av Sewage Treatment Optimisation Model (STOM)	50
5.3. Beskrivelse av EPA-modell for analyse av avløpsrense- anlegg	55
6. FORSLAG TIL NYE OG KORRIGERTE MATEMATISKE FUNKSJONER I NIVA's AVLØPSRENSANLEGGMODELL	60
6.1. Skal man benytte kompliserte biokinetiske ligninger?	60
6.2. Vurdering av rensfunksjonene i STOM-modellen	61
7. REFERANSER	66
VEDLEGG A. Skrifter hvor NIVA's RENSEANLEGGMODELL ER BESKREVET	68
VEDLEGG B. LISTE OVER SYMBOLER BENYTTET I FORTRAN-PROGRAMMET FOR RENSANLEGGMODELLEN	69
VEDLEGG C. OVERSIKT OVER KOMMANDO-RUTINER I EDB-PROGRAMMET	73
VEDLEGG D. SENSITIVITETSANALYSE PÅ UTSLAG I RENSERESULTATER NÅR PARAMETRE OG RENSEEFFEKTFUNKSJONER VARIERER	78

## 1. FORORD

I 1973 var NIVA's matematiske modell for avløpsrenseanlegg fullført innenfor rammen av PRA-prosjektet.

Modellen har siden vært brukt til forskningsmessige oppgaver på NIVA, til et dr. ing.-arbeide ved NTH og til et konkret renseanlegg-prosjekt hos konsulentfirmaet ing. Grøner A/S.

Bruk av matematiske modeller kan være nyttig ved prosjektering av en del avløpsrenseanlegg og til å finne optimale driftsparametre. Likeledes vil det være et nyttig redskap når ulike tiltak i et avløpsdistrikt skal veies mot hverandre.

Siden kunnskapene om renseteknologi nå er betydelig bedre enn i 1973, er det behov for oppjustering og forbedring av NIVA's renseanleggmodell.

Da den tidligere rapporteringen om modellen er spredd på mange ulike rapporter, har man funnet det hensiktsmessig å samle alle gjeldende og relevante opplysninger om NIVA's avløpsrensemodell i denne rapporten.

Prosjektet er finansiert av Statens Forurensningstilsyn (SFT) og NIVA i fellesskap. Forskningsleder Oddvar Lindholm har vært prosjektleder. Forskningsleder Bjarne Paulsrud har hatt ansvaret for forslagene til forandringene i de rensetekniske funksjonene i modellen.

Oddvar Lindholm

Oslo, 20. februar 1984

## 2. SAMMENDRAG

Det finnes mange matematiske modeller for avløpsrenseanlegg i andre land. Det innebærer likevel fordeler for det norske VA-miljøet at en norsk modell finnes. Disse fordelene har sammenheng med det følgende:

- a) Av alle de matematiske modeller man har gjennomgått i litteraturen har ingen mulighet til å beregne kjemisk felling. I Norge er dette vanligvis den mest interessante avløpsrenseprosessen.
- b) Det er viktig å ha en egen modell som man kjenner til bunns, og som lett kan tilpasses spesielle ønsker og nyutviklinger. Man kan også da lettere skape et miljø i Norge hvor andres modeller kan importeres.
- c) NIVAs modell er skreddersydd for en samkjøring med NIVAs avløpsledningsnettmodell. Således kan hele ledningsnettmed rensesanlegget behandles samlet.
- d) NIVAs rensesanleggmodell er ment å kunne kjøres for meget store variasjoner i tilført vannmengde, som f.eks. under nedbørperioder. Det er derfor lagt inn muligheter for fordrøyingsvolum tilknyttet rensesanlegget, en rekke overløp på ulike steder i renseprosessen, samt muligheter for parallellkjøring av vannstrømmer (og enhetsprosesser).
- c) En modell som er NIVAs egen vil kunne skape interesse for en systematisk og kausal forståelse for hvilke forhold som virker på renseseffekten, og øke innsatsviljen for å oppnå en bredere underliggende kunnskap om de ulike enhetsprosessene. Den motsatte tendensen er å betrakte rensesanleggene som en "black-box"-modell hvor kun relasjonen beslutningsvariable - renseseffekt trekkes inn.

I Norge er hydrauliske overbelastninger vanlige i forbindelse med nedbør perioder. Ingen av de modeller man har gjennomgått i litteraturen har mulighet til å gjennomføre beregninger i nedbørperioder hvor influenten varierer svært mye i kvantitet og kvalitet.

Det er riktignok lagt inn en forutsetning om steady state tilstand fra øyeblikkssituasjon til øyeblikkssituasjon i NIVAs modell. Dette er en uriktig forutsetning, da renseprosessen trenger betydelig tid for å innstille seg fra en belastningstilstand til en annen.

Imidlertid vil denne feilen vanligvis overlages i stor grad av det som går i overløp og tilleggsutslippene fra sedimenteringsenhetene i nedbørperiodene.

Kapittel 3 gir en fullstendig beskrivelse av renseanleggsmodellens versjon fra 1973. Kapittel 4 gir en systemteknisk og EDB-teknisk beskrivelse av NIVAs modell.

Kapittel 5 beskriver de to utenlandske modellene for avløpsrenseanlegg som er vist seg å være mest interessante og relevante.

I kapittel 6 vises de ligningene man ønsker å benytte i den reviderte versjonen av NIVAs avløpsrenseanleggmodell. Disse er alle tatt fra den engelske modellen kalt STOM og som er beskrevet i kapittel 5. Forandringene berører ikke den kjemiske delen av renseanleggmodellen. Forslagene til forandring er ikke implementert på det datamediet programmet ligger. Eventuelle brukere må derfor selv sørge for oppdateringen av EDB-programmet.

### 3. BESKRIVELSE AV NIVA'S MATEMATISKE MODELL FOR AVLØPSRENSSEANLEGG - VERSJON FRA 1973.

#### 3.1 Innledende orientering

Arbeidet med NIVA's matematiske modell for avløpsrenseanlegg ble påbegynt i januar 1972 innenfor rammen av PRA-prosjekt 4.6., "Systemanalyse av avløpsanlegg". Dette prosjektet hadde som mål å utvikle matematiske modeller for en samlet analyse av avløpsanleggene. Det ble derfor utviklet fire EDB-programmer som dels kunne brukes separat og dels kobles sammen til en totalanalyse av avløpsanlegg.

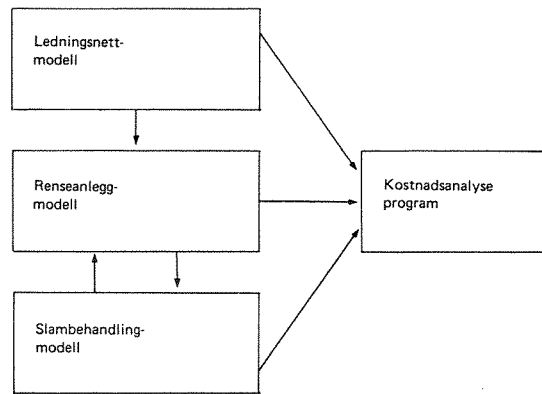
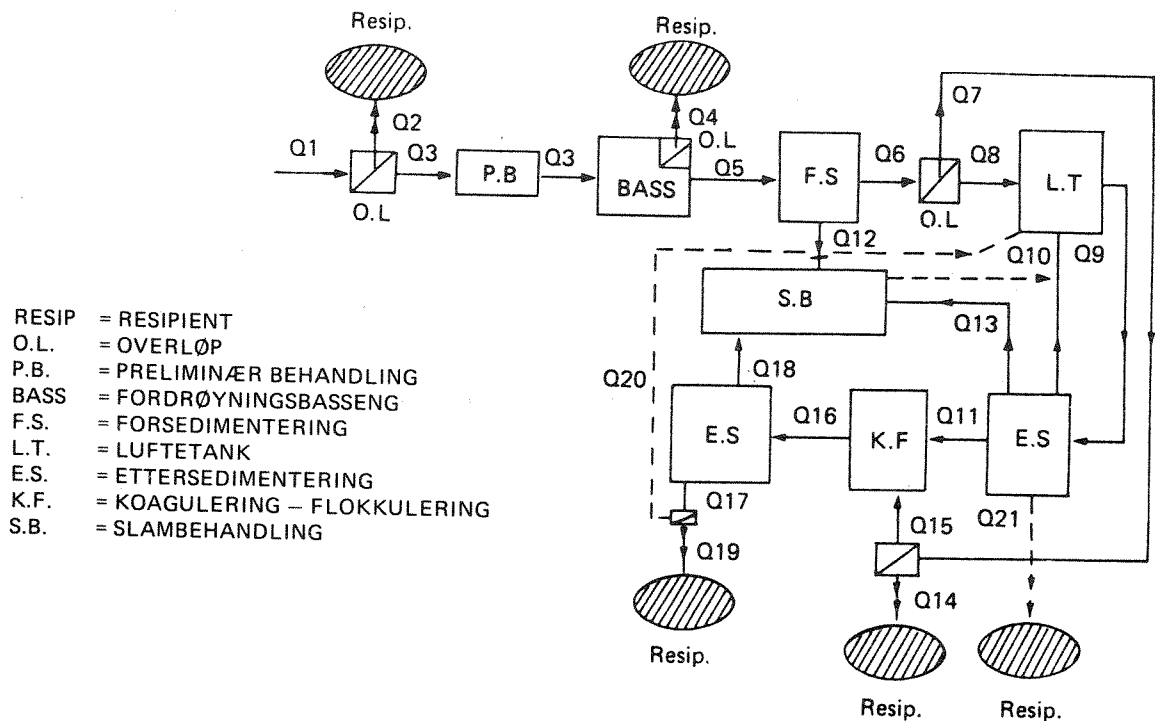


Fig. 1. Datastrømmer mellom programmene.

Figur 1 viser hvilke modeller som er utviklet og koblingen mellom dem.

I denne rapporten vil bare renseanleggmodellen bli behandlet. Figur 2 viser hvilke enheter denne modellen består av og mulige strømmer mellom enhetene.



Figur 2. Transport av vann og forurensninger i rensesanleggmodellen.

Hovedhensikten med denne modellen er å studere virkningene i et rensesanlegg som mottar både avløps- og regnvannsavrenning i en gitt periode. Kombinasjonen av ledningsnettmodellen og rensesanleggmodellen kan da bli brukt for å analysere hvordan et fellessystem eller et separatsystem vil virke i et gitt område. På basis av regnintensitetskurver, totale nedbørmengder og regnhypigheter for ett år kan noen representative regnskyll bli valgt (5 - 10). Disse basisregnskyllene kan bli gitt som input til ledningsnettmodellen for et gitt område. Resultatene uttrykt som vannføringer (l/s) og forurensningstransporter (g/s) som funksjon av tiden kan videre bli brukt som input-data til rensesanleggmodellen. Figur 2 viser basisenhetene i modellen. Som indikert kan vannstrømmen passere det kjemiske steget før det biologiske og omvendt.

Det er også mulig å la en del av strømmen passere utenom det biologiske og flyte direkte inn i det kjemiske steget. Enhver enhet kan utelates om ønsket. Det skulle derfor være mulig å simulere



de fleste aktuelle renseanlegg. Både innhold av organisk stoff (BOF) og fosfor er inkludert i modellen. Renseeffektfunksjonene for hver enhet er for det meste basert på empiriske sammenhenger, siden prosess-kinetikken er noe usikker med hensyn til å forutsi renseeffekter for et tilfeldig renseanlegg.

Anleggs- og årskostnader blir også beregnet i modellen. Anleggs-kostnadene er basert på empiriske enhetskostnader. Hver enhet har sin kostnadsfunksjon. Dette programmet kan bli kjørt fra både batch og interaktiv timesharing terminal. Men den interaktive kommunikasjon mellom datamaskin og operatør er essensiell, siden optimaliserings-teknikken er basert på en prøve-feil metode. Før hver analyse må brukeren velge beregningssteget (i minuttet) mellom hver strømnings-situasjon i regnskylllet. Ved å øke beregningssteget fra 1 til 10 minutter vil datamaskin-utgiftene bli redusert med 80 - 90%. Vanligvis vil dette ikke påvirke nøyaktigheten i nevneverdig grad. For hver beregningssituasjon er det forutsatt en konstant tilstand i renseanlegget. Det endelige resultat blir oppnådd når programmet legger sammen alle de beregnede situasjonene. Hvis mesteparten av ett års nedbør kan bli representert av fem basis-regnskyll som hvert i middel resulterer i en avrenning til renseanlegget på ca 150 minutter, vil 751 ulike situasjoner måtte beregnes for det spesielle renseanlegget. Siden UNIVAC 1108 trenger 3/1000 sek. for å beregne hver enkelt situasjon, vil datamaskinen trenge 0.23 sek. for å beskrive hvordan et spesielt renseanlegg arbeider i en årsperiode. Det er da forutsatt at beregningssteget er satt til 10 minutter.

I forsedimentering er avsetningen av faste stoffer antatt å følge Husmanns kurve (2). BOF renseeffekten i luftetanken er antatt å følge Wuhrmans observasjoner (2). En korreksjon for hydraulisk belastning i luftetanken er gjort ifølge Munz (2).

Det er også gjort en korreksjon for temperatur i luftetanken. Denne korreksjonen er tatt fra Eckenfelder (3) og justert etter upubliserede observasjoner i Norge.

Mengden av overskuddsslam fra det biologiske steget blir beregnet på basis av slambelastning og temperatur (4). Virkningsgraden i ettersedimenteringsenheten vil variere fra renseanlegg til renseanlegg. Vi har til vårt bruk tilpasset observasjonsdata fra referanse (5) i litteraturlisten. Dette er et forhold av konsentrasjon mellom suspendert stoff (SS) i utløpet og overflatebelastningene. Størrelsen biologisk oksydenforbruk (BOF) i suspendert stoff (SS) er tatt fra Eckenfelder (6). Renseeffektfunksjoner for det kjemiske steget er for det meste basert på tidligere observasjoner i NIVA's forskningsprosjekt på Kjeller for fysikalsk/kjemisk behandling av avløpsvann.

Renseanleggprogrammet består av 3 000 FORTRAN instruksjoner fordelt på syv subrutiner. Programmet er bare kjørt på UNIVAC 1108 dataanlegg. Programmet kan kjøres både fra batch og teletype terminaler.

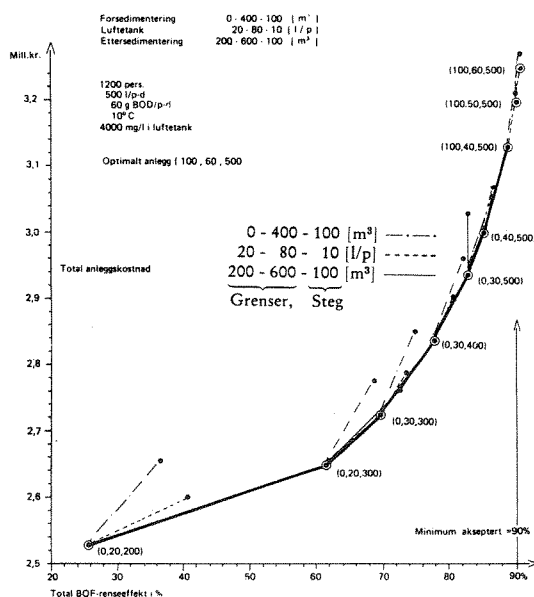
### 3.2. Optimaliseringsmetodikk i renseanleggmodellen

Den optimaliseringsteknikk som brukes, er en kombinasjon av en prøvefeil metode og en kostnadsgradientmetode.

Brukeren må oppgi om BOF eller fosfor skal være optimaliseringsparameter, videre hvilken total renseseffekt som kreves, hvilke enhetsprosesser i renseanlegget som skal være med i optimaliseringen og hvilke yttergrenser og steg maskinen skal velge for de ulike parametre.

I optimaliseringsrutinen beregnes automatisk den marginale økning i renseseffekt og kostnad for hvert av de tiltak som er aktuelle (Enhetsprosesser i renseanlegget og volum av fordrøyningsbasseng). Programmet øker den enhet, med ett steg, som har størst effekt pr. investert krone.

Figur 3 viser hvordan datamaskinen beregner kostnadsgradienten for de ønskede variabler og velger ut den gunstigste. Den øker den korresponderende variabelen med et gitt steg mens de andre holdes konstante. Prosessen gjentas automatisk inntil den spesifiserte renseseffekt er oppnådd. Det optimale anlegg beregnes derfor steg for steg. Den optimale kombinasjon av enheter skrives deretter ut.



Figur 3. Eksempel på optimalisering.

### 3.3 Detaljert beskrivelse av funksjonene i NIVA's renseanleggmodell

De kostnadsfunksjoner som nå ligger i modellen, er ikke forutsatt å gjelde for anlegg mindre enn tilsvarende 5.000 p.e.

Prosesslikningene bygger vesentlig på empiriske data. Følgende forutsetninger er gjort:

- a) Foran overløpene er det antatt at forurensningene er homogent fordelt i vannmassene.
- b) Vannføring inn til en behandlingsenhet er lik vannføring ut av enheten. (Ikke for fordrøyningsbasseng.)
- c) "Complete mixing" i fordrøyningsbassenget dersom denne enheten er med i beregningene.
- d) Ingen avlagring eller renseeffekt i fordrøyningsbassenget.
- e) Av den BOF som kommer til forsedimenteringen, er 28% avsettbart, 36% kolloidalt og 36% løst.
- f) Antar nok oksygen i luftetank til enhver tid.
- g) Renseeffekten i luftetanken påvirkes ikke av pH eller giftstoffer, da disse parametre ikke finnes i modellen.
- h) Returslammengden virker ikke inn på overflatebelastningen i ettersedimenteringen.
- i) I vektoren Q 15 (se figur 2) er forholdet mg suspendert stoff/ mg BOF = 1.4.
- j) Omrøringshastigheten, pH og kjemikaliedosering er optimal i flokkuleringsenheten.

For hver øyeblikkssituasjon er det antatt stasjonær tilstand i systemet.

Alle strømvektorer har i dag tilordnet en vannføring  $Q$  (l/s), en fosforstrøm  $P$  (g/s) og en BOF-strøm (g/s). I tillegg har enkelte vektorer suspendert stoff (g/s) og en oppsplitting av BOF i partikulært og løst stoff.

Ved hjelp av de overløp som er skissert i figur 2, kan vannstrømmene dirigeres i den størrelse og den retning man ønsker.

Fordrøyningsbassenget magasinerer opp flomtopper som siden kan slippes ut etter visse kriterier. Dersom man ønsker å fjerne en enhet fra anlegget, settes volumet av denne enhet lik null.

Det går forøvrig frem av figur 2 at man ved å manipulere med overløpene kan velge om de biologiske enheter skal komme foran de kjemiske eller omvendt.

#### Fjerning av organisk stoff:

##### Forbehandling

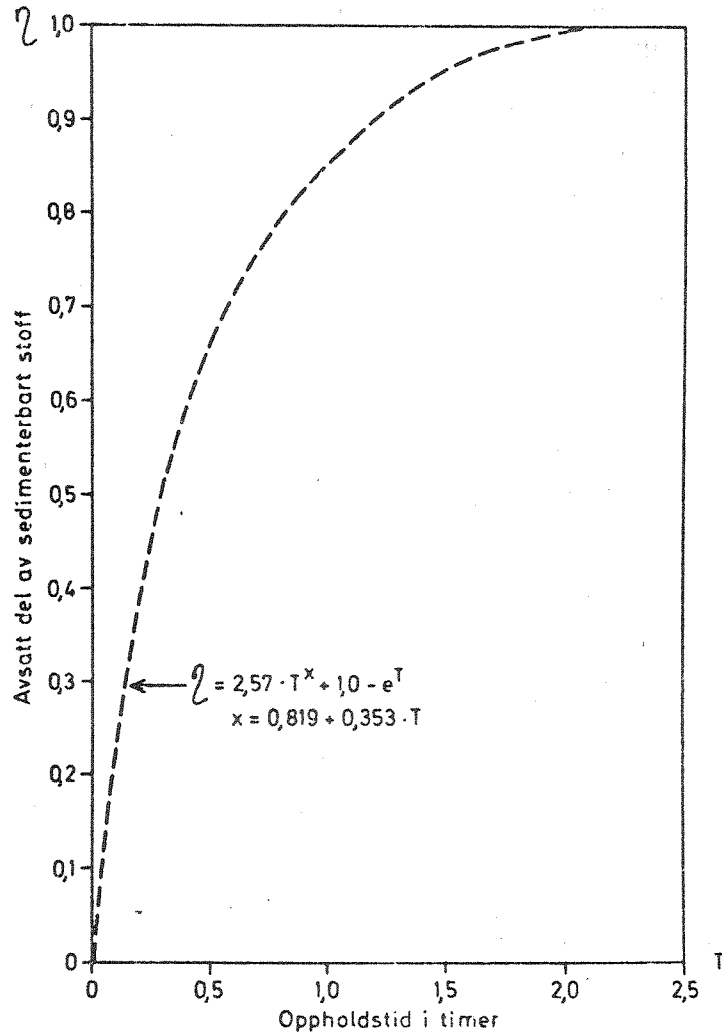
Den første enheten i modellen er forbehandling, se figur 2. Denne enheten regnes ikke å ha noen effekt i renseprosessen, men bidrar likevel i de totale kostnader. Forbehandling innebærer i prinsippet rist og sandfang.

##### Fordrøyningsbasseng

I fordrøyningsbassenget regnes det ikke med avlagringer eller noen annen form for renseseffekt. Det antas imidlertid at forurensningene som tilføres bassenget, øyeblikkelig er fullstendig blandet (complete mixing). Konsentrasjonen i influent kan derfor i samme tidspunkt være forskjellig fra konsentrasjonen i effluent.

### Forsedimentering

For beskrivelse av forsedimenteringsprosessen er Husmanns kurve anvendt (2). Se figur 4.



Figur 4. Avsatt del av sedimenterbart stoff som funksjon av oppholdstid i forsedimentering.

Det er foreløpig antatt at den BOF-mengde som kommer til forsedimenteringen, består av:

- 28% avsettbart stoff
- 36% kolloidalt stoff
- 36% løst stoff.

Ifølge figur 4 vil derfor 28% BOF fjernes i forsedimenteringen ved en oppholdstid på 2.5 timer.

### Luftetank

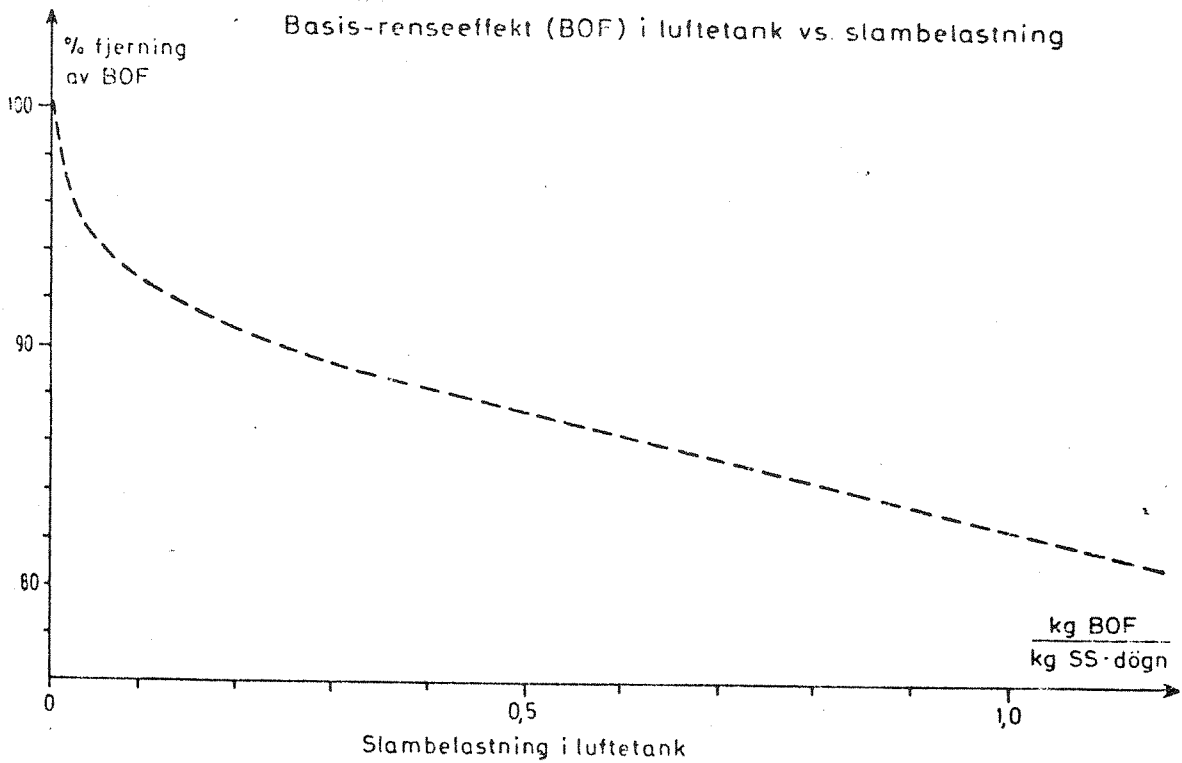
Renseeffekten som oppnås i forbindelse med den biologiske behandlingen, tar følgende faktorer i betraktning: Nominell slambelastning, hydraulisk belastning og temperatur i luftetanken. Disse tre hovedfaktorer påvirkes av en rekke "underfaktorer" som volum av luftetank, mengde suspendert stoff i returslam og luftetank, returslamforhold og tilført BOF mengde. Figur 5 viser den benyttede sammenheng mellom slambelastning og basisrenseeffekt med hensyn til BOF. Denne sammenheng er avledet av Wuhrmanns kurver, se Munz (2),  
Basisrenseeffekt er basert på en temperatur på 20°C og en hydraulisk belastning tilsvarende ca. 500 l/p.d.

Basisrense-effekten, med hensyn til BOF, modifiseres i henhold til den reelle hydrauliske belastning slik figur 6 viser. Denne sammenheng er tatt fra Munz (2), Basisrenseeffekten modifiseres dessuten for temperaturen i luftetanken slik figur 7 viser. Denne sammenheng er basert på Eckenfelder (3) samt en justering etter observerte forhold i Norge.

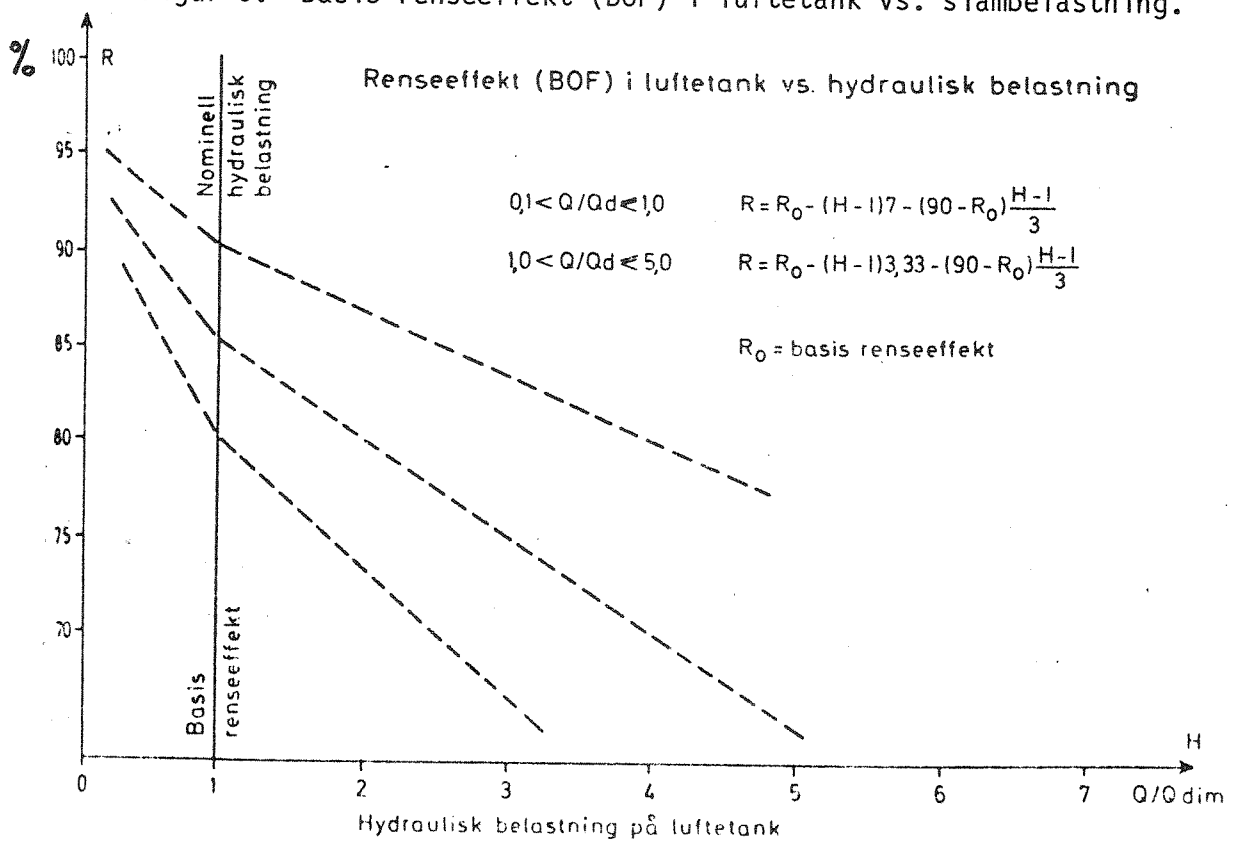
Overskuddsslam fra luftetanken i modellen står i forhold til slambelastningen og temperaturen i luftetanken. Hopwood og Downing (4). Den matematiske sammenheng er vist i figur 8.

### Ettersedimentering - Biologisk

Overflatebelastning i meter pr. time er foreløpig den eneste faktor i modellen som påvirker den biologiske ettersedimenteringsenheten. Som figur 9 viser, er det lagt inn en sammenheng mellom overflatebelastning og suspendert stoff i effluenten. Se Planz (8) i litteraturlisten. Denne sammenheng vil imidlertid variere sterkt fra anlegg til anlegg, og om man er i tvil om hvilken som skal brukes, bør man prøve flere alternativer for å se hvilket utslag dette gjør.

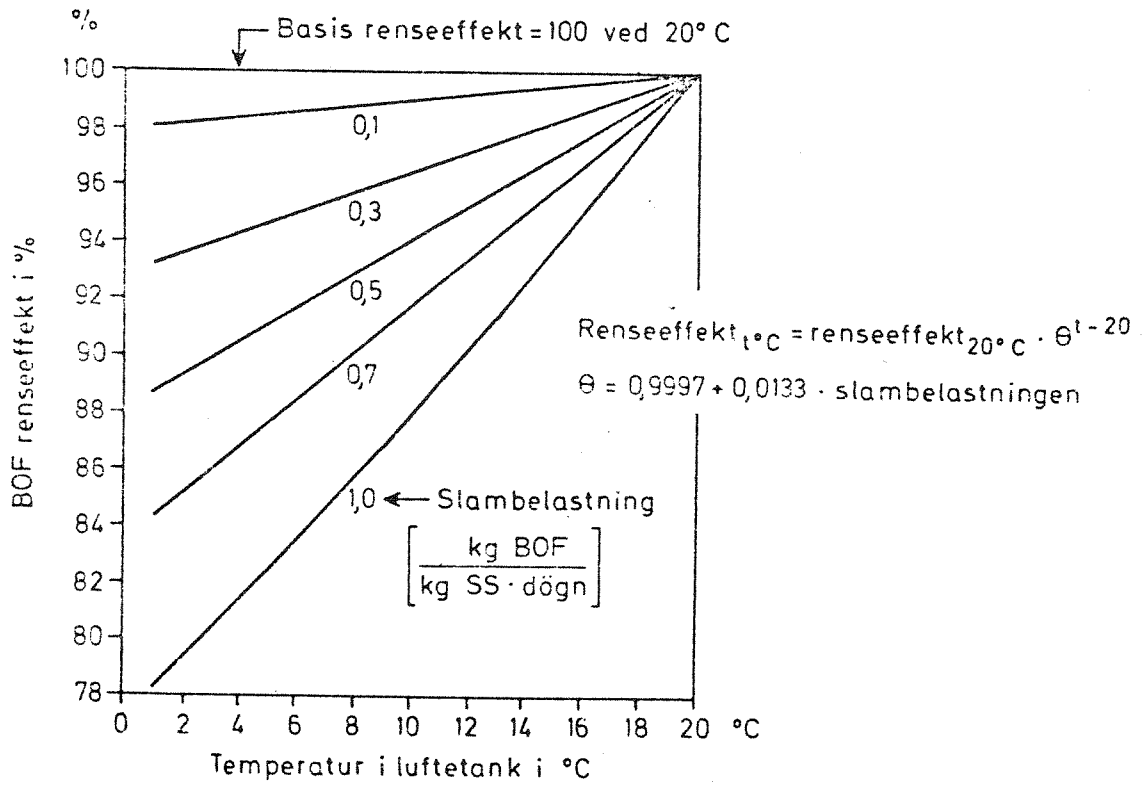


Figur 5. Basis-renseeffekt (BOF) i luftetank vs. slambelastning.

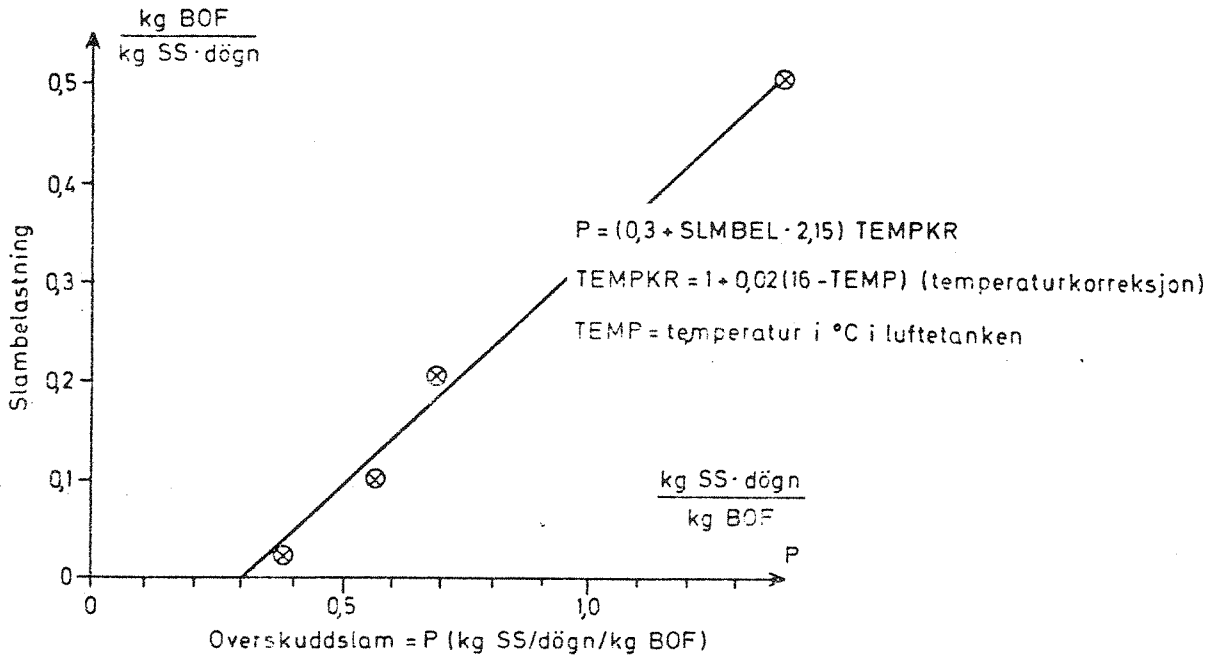


Figur 6. Renseeffekt (BOF) i luftetank vs. hydraulisk belastning.

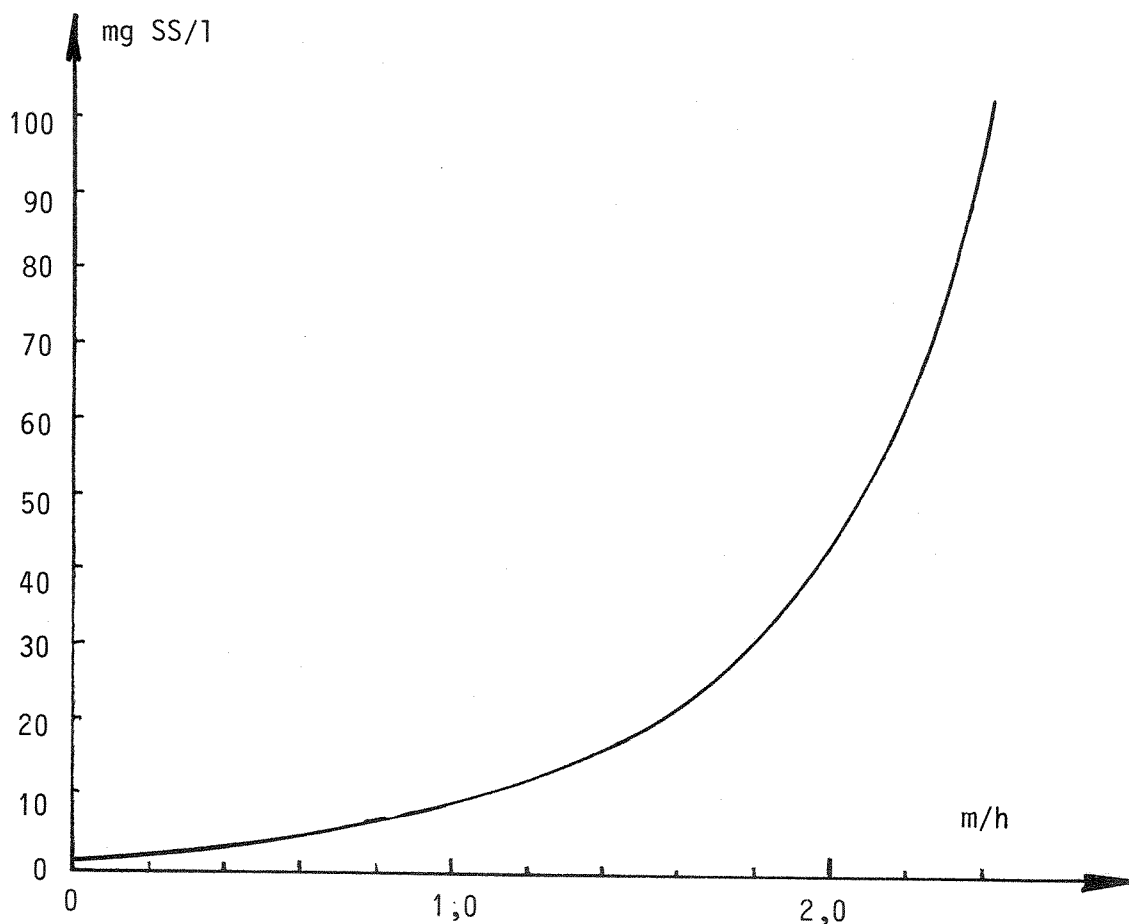




Figur 7. Renseeffekt (BOF) som funksjon av temperatur.



Figur 8. Overskuddsslamm fra luftetank vs. slambelastning.



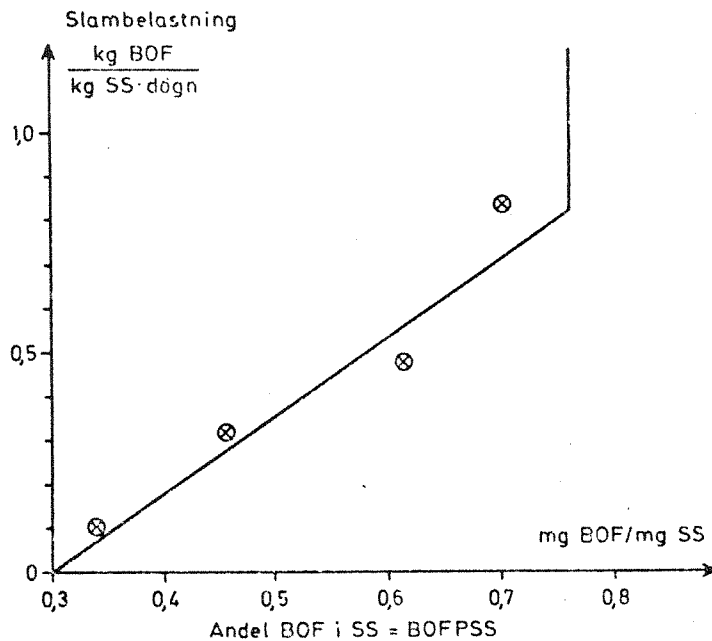
Figur 9. Suspendert stoff i effluenten fra biologisk ettersedimentering (SSEFL).

Formelen lyder:  $SSEFL = 2 + 5 \cdot V + 2.86V^{5.13}$ , der  $V$  er overflatebelastning i m/h.

For å beregne BOF i effluenten fra biologisk ettersedimentering, er det i figur 10 satt opp en sammenheng mellom BOF-innhold i SS fra denne enheten og slambelastningen. Denne sammenheng er hentet fra Eckenfelder (6).

I ettersedimenteringens effluent skilles det mellom løst og partikulært BOF. Det vil si at noe BOF kommer som løst BOF fra luftetrinnet og noe som partikulært fra ettersedimenteringen. Dette legges sammen i effluenten fra ettersedimenteringen.

$$\begin{aligned} \text{SLMBEL} &\leq 0,8 \\ \text{BOFPSS} &= 0,3 + 0,58 \cdot \text{SLMBEL} \\ \text{SLMBEL} &> 0,8 \\ \text{BOFPSS} &0,76 \end{aligned}$$



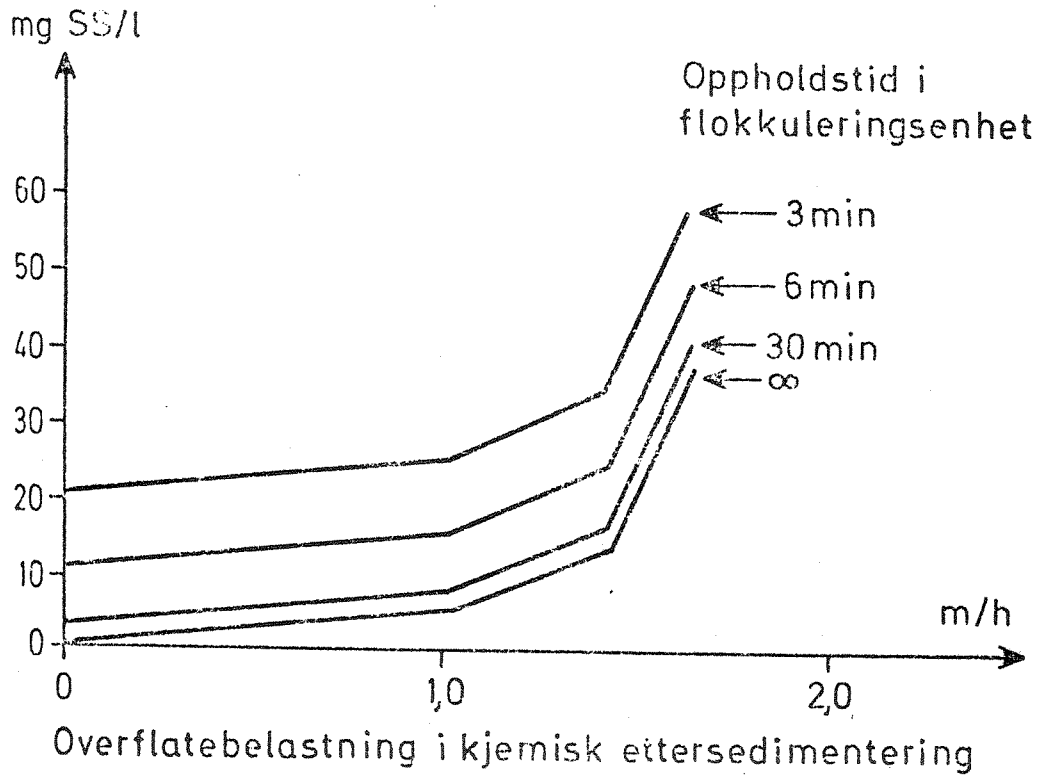
Etter W. W. Eckenfelder. International association on water Pollution research 1969

Figur 10. Andel av BOF i suspendert stoff fra biologisk ettersedimentering vs. slambelastning.

### Kjemisk trinn

Flokkuleringsenheten og ettersedimenteringen i det kjemiske trinnet er i modellen behandlet samlet, slik figur 11 viser.

Overflatebelastningen i den kjemiske ettersedimenteringen og oppholdstiden i flokkuleringsenheten er de eneste faktorer som påvirker modellens kjemiske trinn. Det er derfor antatt at man har automatikk som alltid sørger for optimal pH og kjemikaliedosering.



Figur 11. Suspendert stoff i effluenten fra kjemisk ettersedimentering (SSKET).

Utslipet av BOF i partikulært materiale fra kjemisk ettersedimentering (BOFKET) er:

$$\text{BOFKET} = \text{SSKET} \frac{\text{BOFETS}}{40 + \text{SSAL}} \quad \text{der:}$$

SSKET er suspendert stoff fra kjemisk ettersedimentering. (Fig.11.)

BOFETS er BOF i partikulært materiale fra biologisk ettersedimentering. (Fig. 9 og 10.)

SSAL = ALDOS x K der K velges som input i programmet (f.eks. = 0.15), og ALDOS er dosert mengde aluminiumsulfat (mg/L).

Utslipet fra kjemisk ettersedimentering er summen av partikulært BOF (BOFKET) og løst BOF fra luftetanken, BOF (9). (Det forutsettes at det løste organiske stoffet som ikke fjernes i luftetanken fortsetter uhindret gjennom resten av renseanlegget.)

Fjerning av fosfor:

P (2) er fosfor i strøm nr. 2 og betegnes som:

$P (2) = P (1) \times \frac{Q (2)}{Q (1)}$ , der Q (2) og Q (1) er vannføring i l/s i strømmene nr. 1 og 2. (Se fig. 2.)

$P (3) = P (1) \times \frac{Q (3)}{Q (1)}$  [g/s].

Fosforstrømmen i strøm nr. 5 beregnes som produktet av middelkonsentrasjonen av tot. P i fordrøyningsbassenget til enhver tid, og vannføringen i strøm nr. 5.

Fosformengden fra forsedimenteringen P (6) blir:

$P (6) = P (5) - (BOF (5) - BOF (6)) \times 0.014$ .

Dette innebærer at reduksjonen av fosfor (tot. P) i forsedimenteringen er satt til 1.4% av tilsvarende for BOF [i g/s].

$P (7) = P (6) \times \frac{Q (7)}{Q (6)}$

$P (8) = P (6) \times \frac{Q (8)}{Q (6)}$

Utløpet fra luftetanken beregnes ikke. Isteden beregnes utløpet fra biologisk ettersedimentering.

$P (11) = P (8) - 0.2 \left( \frac{BOF (8) - BOF (11)}{BOF (8)} \right) \times P (8)$

Dette innebærer at renseseffekten for tot. P settes maksimalt til 20% i den biologiske delen. Dessuten reduseres denne maksimale renseseffekten for tot. P i takt med renseseffekten for BOF.

$$P (14) = P (7) \times \frac{Q (14)}{Q (7)}$$

$$P (15) = P (7) \times \frac{Q (15)}{Q (7)}$$

Konsentrasjonen av tot. P inn i koaguleringsenheten er PIN mg/l .

$$PIN = ((P (11) + P (15)) / (Q (11) + Q (15))) \times 1\ 000.$$

Forholdet mellom rent AL (DOSAL) og  $ALSO_4$  (ALDOS) er

$$DOSAL = ALDOS \times 0.081.$$

Hvis DOSAL er mindre enn  $0.87 \times PIN$  gjelder følgende likning:

$$P (17) = (PIN - DOSAL \times 1.15) \times (1 + (SSKET / (SSEFL + (SSQIS / Q (15)) \times 1\ 000 + DOSAL \times 4.52))) \times Q (17) / 1\ 000$$

SSEFL er innhold av suspendert stoff i effluenten fra biologisk ettersedimentering.

Utslipet av tot. P fra kjemisk del øker dermed med konsentrasjonen av fosfor inn og suspendert stoff i effluenten fra kjemisk ettersedimentering. Utslipet minker med økende dosering av  $ALSO_4$  og med innholdet av SS fra biologisk ettersedimentering og SS i strøm av Q (15).

$$SSQ15 = 1.4 (0.64 - RGRFS \times 0.28) \times BOF (5) \times \frac{Q (15)}{Q (6)} \quad [g/s] .$$

RGRFS er rensegrad i forsedimentering (fig. 4).

Innholdet i parenteser representerer effluenten fra forsedimenteringen av kolloidalt (36%) og avsettbart stoff (max. 28%) av strømmen BOF (5) som slipper gjennom forsedimenteringen. Videre er det forutsatt 40% høyere innhold av SS enn BOF.

Dersom DOSAL er større eller lik  $0.87 \times PIN$ , gjelder følgende likning:

$$P(17) = (SSKET * PIN / (PIN * 3.94 + (DOSAL - PIN * 0.87) * 2.98 + SSEFL + (SSQ15 / Q(15)) * 1000.)) * Q(17) / 1000.$$

De to foregående nevnte likninger for P (17) gjelder når det kjemiske trinnet kommer etter det biologiske. Dersom det kjemiske trinnet kommer før det biologiske, blir

$$PIN = (P(15) / Q(15)) * 1000.$$

I likningene for P (17) sløyfes dessuten SSEFL, men forøvrig er likningene identiske. P (21) blir da utløpet fra biologisk etter sedimentering og er :

$$P(21) = P(20) - 0.2 \left( \frac{BOF(8) - BOF(21)}{BOF(8)} \right) * P(20)$$

$$P(20) = P(17) * \frac{Q(20)}{Q(17)}$$

$$P(19) = P(17) * \frac{Q(19)}{Q(17)}$$

Totalt utslipp fra renseanlegget blir så:

$$P \text{ utløp} = P(21) + P(19).$$

### 3.4 Generering av data for influenten til renseanleggmodellen

Influenten til renseanlegget betegnes med:

$Q (l) = \text{vannføring } l/s$

$BOF (l) = \text{organisk stoff } , g/s.$

$P (l) = \text{totalt fosfor } , g/s.$

Dersom man i kommandoen REGN (se vedlegg C) gir beskjed om at BOF skal være hovedparameter, regnes BOF (l) som summen av BOF i spillvann (BS) (produktet av antall p.e. og sp.produksjon av BOF) og den verdi for BOF som står på datatapen fra ledningsnettberegningen. Her er det fare for at bidraget fra befolkningen genereres både i renseanleggmodellen, og at dette bidraget også ligger inne på datatapen for overvannsbidraget fra ledningsnettets! Ett av stedene må derfor dette bidraget sløyfes.

Når BOF er hovedparameter, betraktes som antydnet, forurensningstransporttallet på tapen som BOF, g/s . Renseanleggmodellen beregner likevel også tot. P. For å få et tall for bidraget fra datatapen (overvannet fra ledningsnettets) beregnes da P (l) som:

$P (l) = ((BOF (l) - BS) / 250) + PS$ , der PS er tot. P i spillvann (antall p.e. x tot. fosfor pr. person) og BS tilsvarende for BOF. I dette tilfellet relateres dermed overvannets tot. P som  $l : 250$  i forhold til BOF i overvannet.

Dersom man i kommandoen REGN gir beskjed om at fosfor skal være hovedparameter, blir forurensningstransporttallet på datatapen forutsatt å være tot. fosfor , g/s .

Selv om renseanleggmodellen i dette tilfellet har fosfor som hovedparameter, blir likevel BOF også beregnet. BOF (l) beregnes da som:



$BOF(1) = (P(1) \times 150) + BS$  , der

$P(1)$  er verdien fra datatapen.

Som man ser er det her en inkonsistens i forhold til når BOF er hovedparameter.

### 3.5 Kostnadsfunksjoner i renseanleggmodellen

Alle kostnadene beskrevet i dette avsnittet er fra 1973.

Anleggskostnader:

I figur 12 til 21 er vist kostnadslikningene fra versjonen i 1973 for ulike enhetsprosesser som for tiden er innlagt i renseanleggmodellen. Likningene bygger for det meste på data fra USA, og er ikke ment å være gjeldende for norske forhold. Disse likningene må betraktes som kun brukbare til uttestinger av modellen.

Det er en forutsetning at en eventuell bruker bør komme med sine egne kostnadsfunksjoner om han mener disse er bedre.

Figur 12, anleggskostnader for fordrøyningsbassenger, er basert på opplysninger over telefon fra et ing. firma. Figur 13, anleggskostnader for overbygning, laboratorier og preliminær behandling, er basert på egne vurderinger og kostnader for overbygningen på NIVA's anlegg på Kjeller og Løxa-anlegget i Bærum. Figurene 14, 15, 16, 17 og 18, er basert på data fra EPA-rapport nr. 17090 DAN Washington, D.C., Oct. 1971. Det er regnet med 7 kroner pr. dollar for å få norske priser. Videre ble det regnet med 10% prisstigning siden rapporten fra EPA kom ut. Det er videre antatt et vannforbruk på  $0.5 \text{ m}^3/\text{døgn}$  og person (i fig. 18).

Figur 19, anleggskostnader for kjemikaliedosering, er basert på grove vurderinger og skjønn.

Figur 20, flokkuleringsbasseng, er basert på kostnadene for luftbasseng, figur 15, med et tillegg på 15% for rørverk.

Figur 21, som viser slambehandlingskostnader, er i særlig grad basert på grove vurderinger.

### VVS og elektriske installasjoner

For VVS og elektriske installasjoner er det regnet 20% av de øvrige anleggskostnader.

### Arskostnader

Kjemikaliedosering:

$$k = \text{ALDOS} \cdot \text{QDIM} \cdot 365 \cdot 0.35 \cdot 0.001$$

k = kr/år

ALDOS = mg/l dosert aluminiumsulfat

QDIM = Midlere vannmengde i m<sup>3</sup>/d (antall personer x spes. avløp)

Kapitalkostnader:

Rentesats, avskrivningstid for maskinelt og elektrisk utstyr, avskrivningstid for bygningsmessig utstyr velges før hver beregning.

Anleggskostnadenes fordeling mellom maskinelt og bygningsmessig kapital er valgt som følger:

$$\begin{aligned} \text{Bygn. renseanlegg} &= \text{KPREHUS} \times 0.8 + \text{KFORS} \times 0.7 + \text{KLUFTK} \times 1.0 \\ &+ \text{KBASS} \times 1.0 + \text{B.SED} \times 0.8 + \text{SLAMB} \times 0.7 \\ &+ \text{KFLOK} \times 0.7 + \text{KETKEM} \times 0.8 + 0.2 \times \text{KDOS} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Mask. renseanlegg} &= \text{KPREHUS} \times 0.2 + \text{KFORS} \times 0.3 + \text{B.SED} \times 0.2 \\ &+ \text{KSLAMB} \times 0.3 + \text{KFLOK} \times 0.3 + \text{KETKEM} \times 0.2 \\ &+ \text{KSLAPU} + \text{KLUUTS} + 0.8 \times \text{KDOS} + \text{KELV} \end{aligned}$$

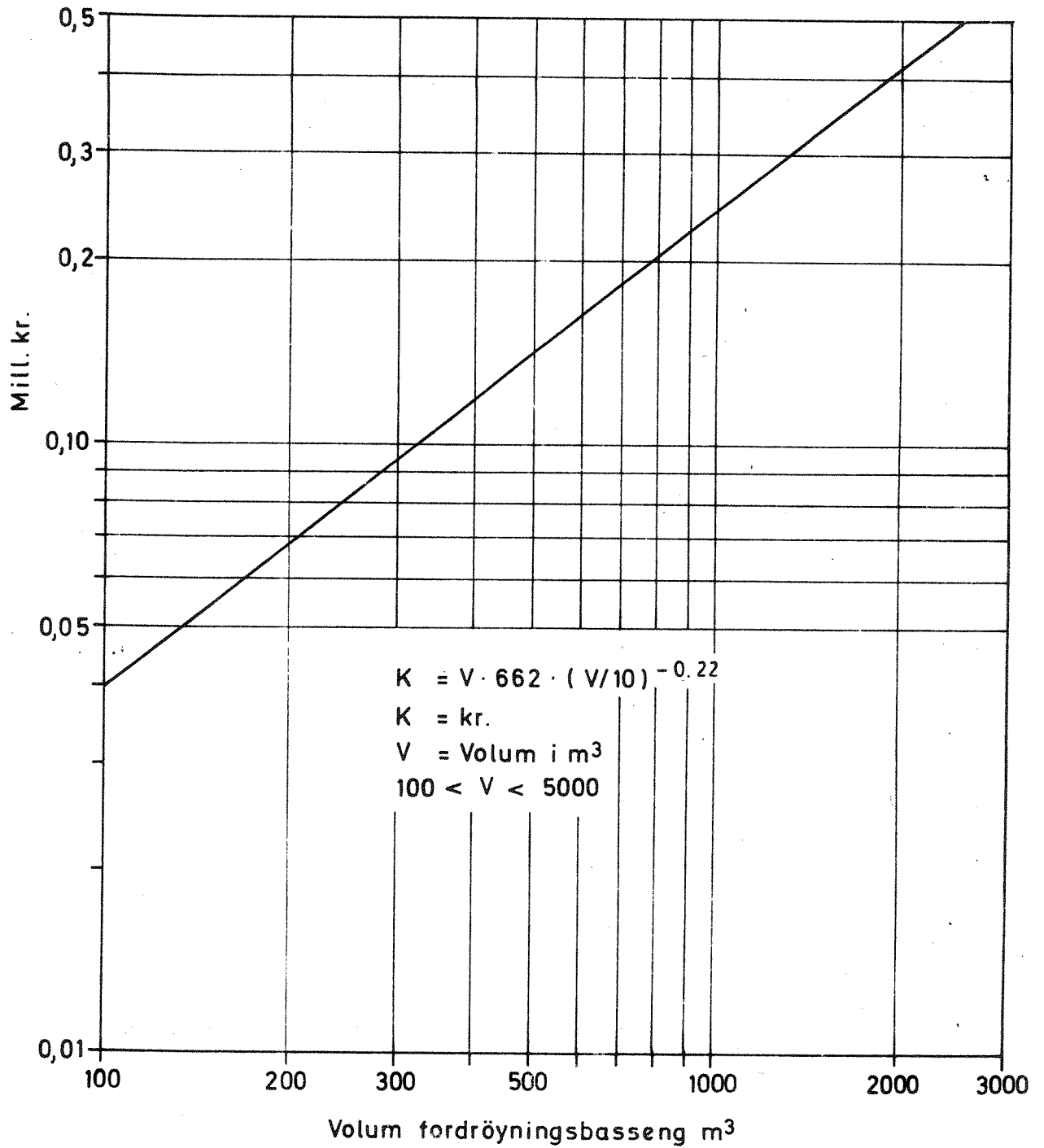
KPREHUS	=	Overbygning, preliminær behandling, laboratorie,.....
KFORS	=	Forsedimentering
B.SED	=	Biologisk ettersedimentering
KSLAMB	=	Slambehandling
KFLOK	=	Flokkulering
KETKEM	=	Kjemisk ettersedimentering
KSLAPU	=	Slampumper
KLUUTS	=	Trykkluftningssystem
KDOS	=	Kjemisk doseringsutstyr
KELV	=	Elektrisk og VVS
KBASS	=	Fordrøyningsbasseng
KLUFTK	=	Luftetank

Vedlikeholds- og driftsutgifter er beregnet slik som vist i figur 22. De er basert på vurderinger og skjønn.

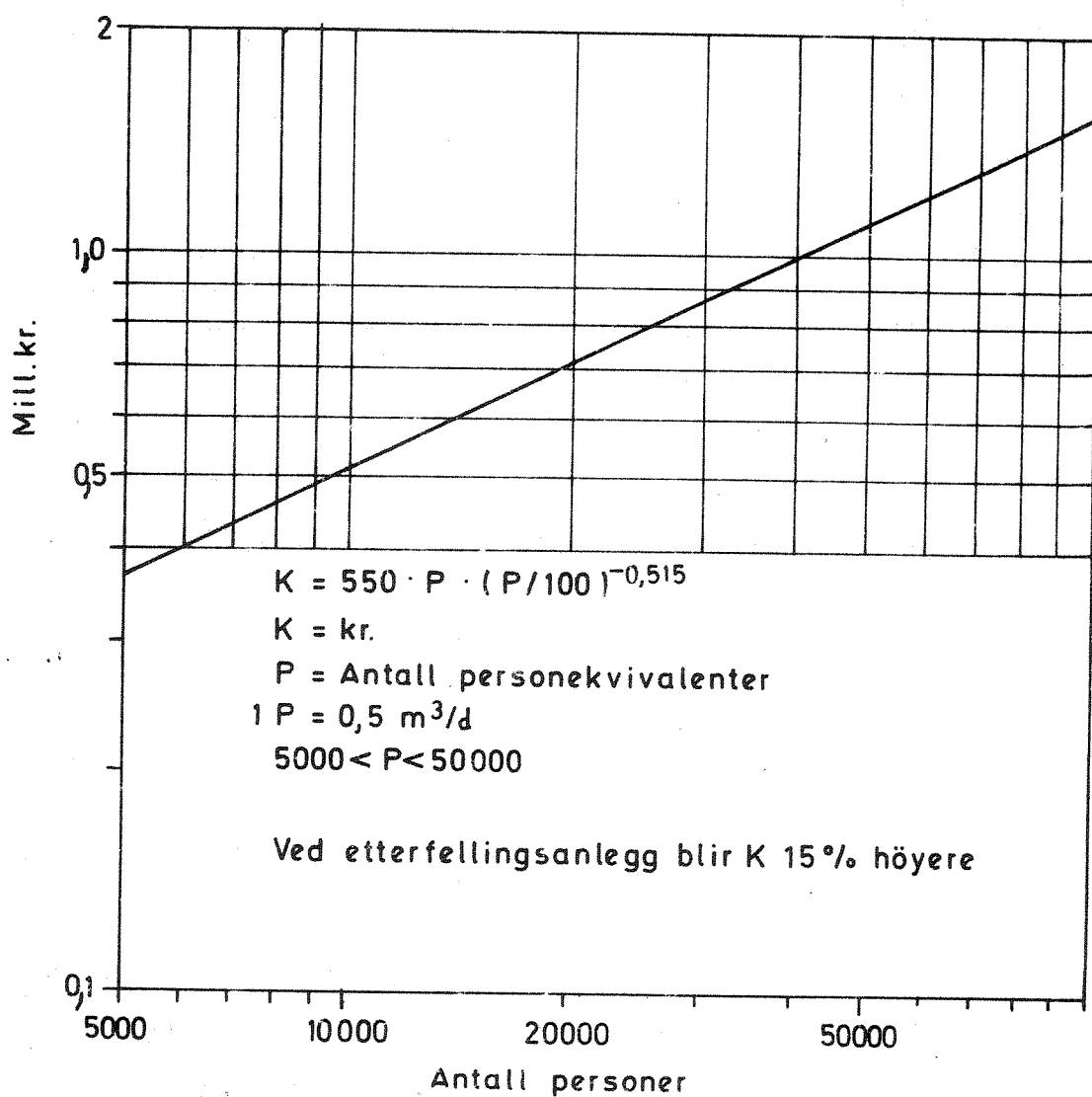
#### Totale anleggskostnader

Til de netto anleggskostnader tillegges 40% for å få brutto anleggskostnader. Denne prosentats skal dekke investeringsavgift, renter i byggetiden, prosjekteringsutgifter, kontroll og div. generelle omkostninger.

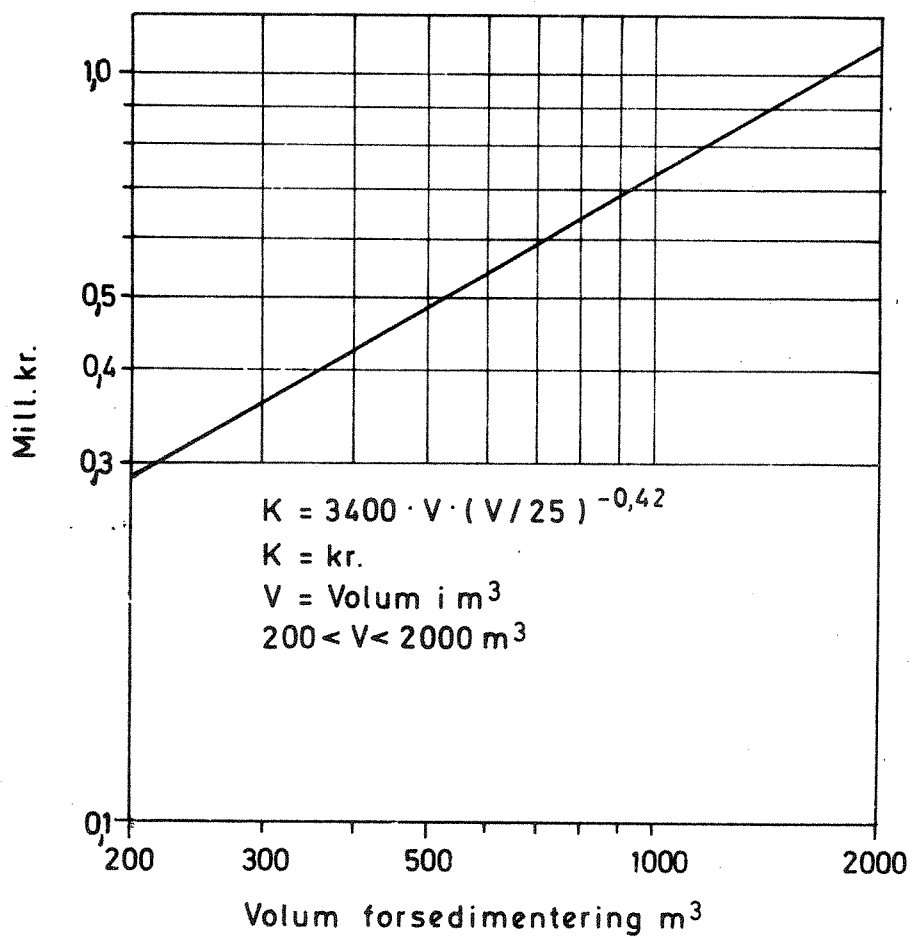
Apne nedgravde bassenger med betongplate i bunn.



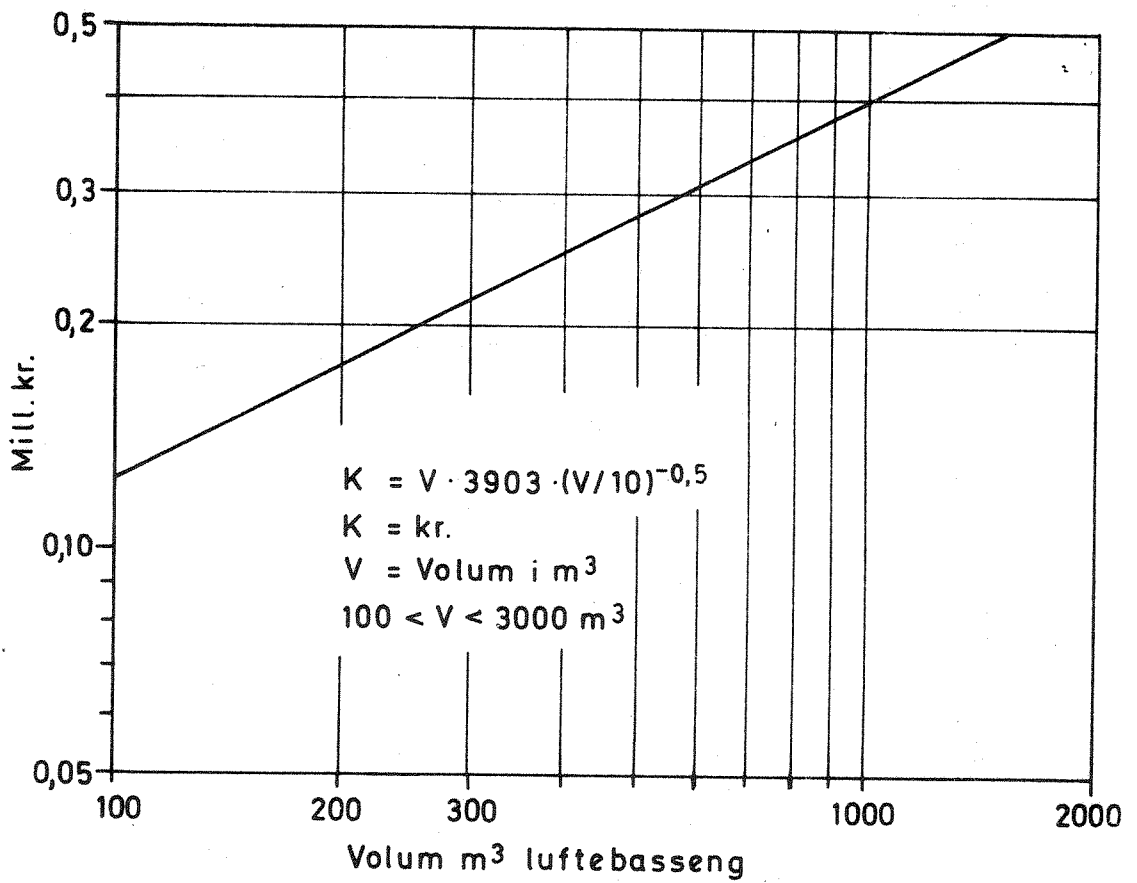
Figur 12. Anleggskostnader for fordrøyningsbassenger.



Figur 13. Anleggskostnader for overbygning, laboratorier, preliminær behandling.

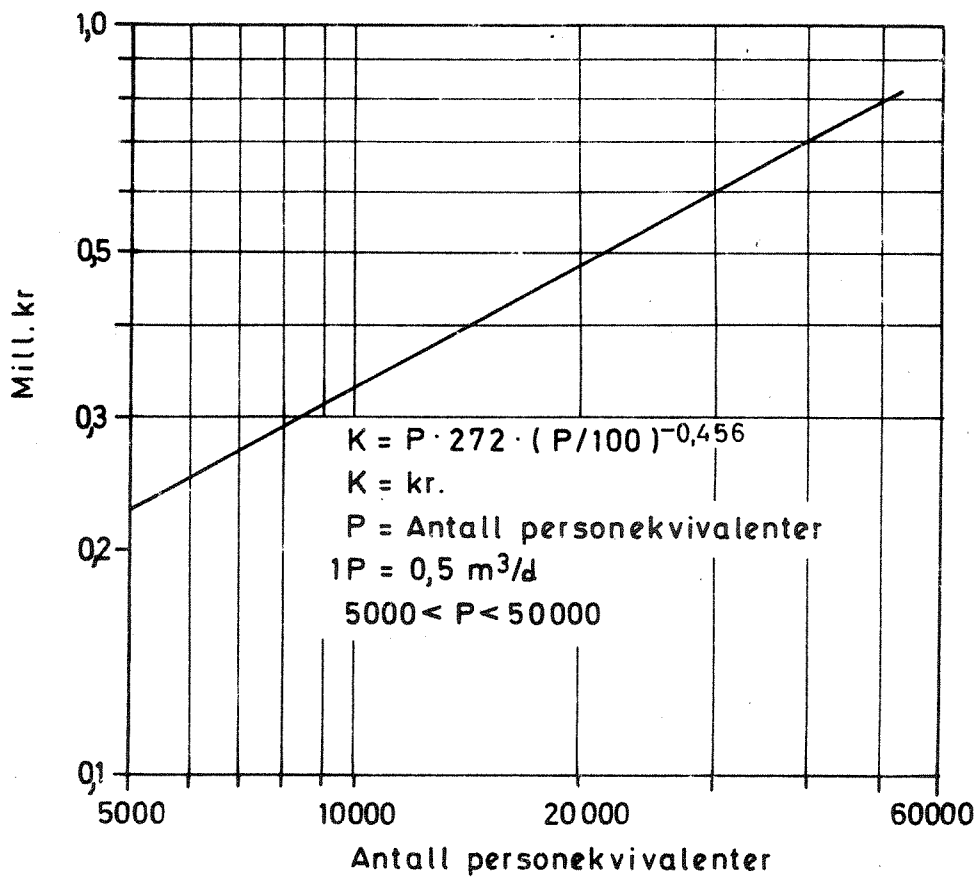


Figur 14. Anleggskostnader for forsedimentering inkl. skrapper.

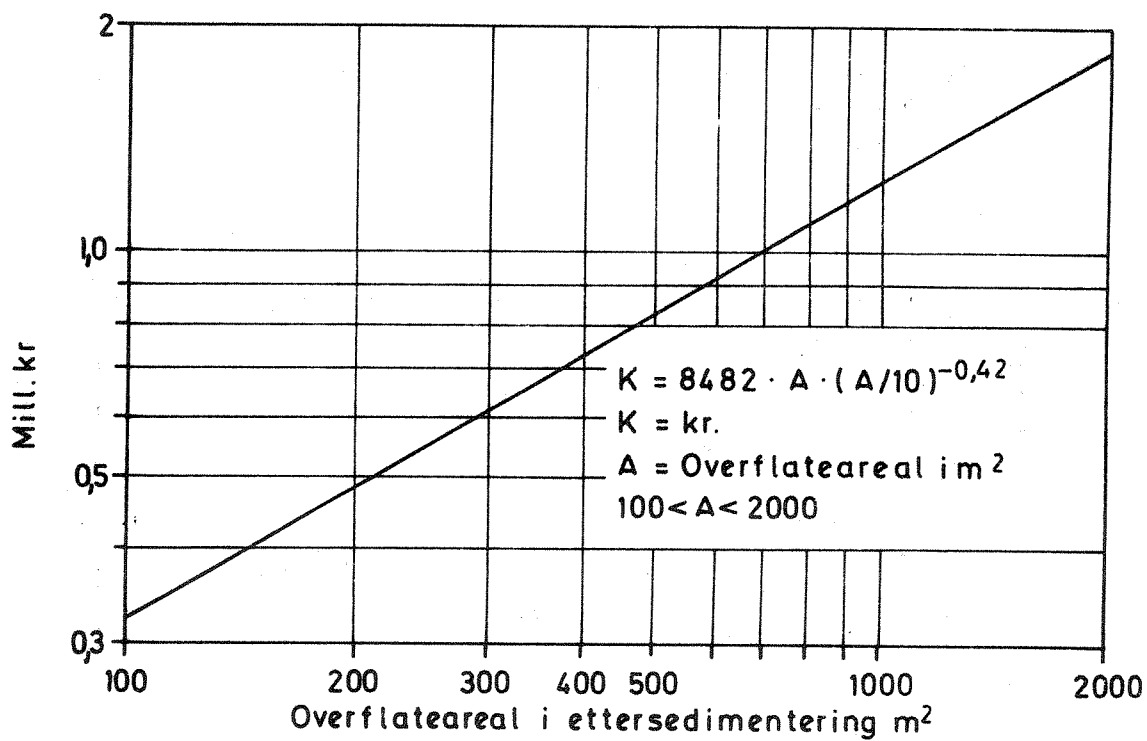


Figur 15. Bygningsmessige anleggskostander for luftebasseng.

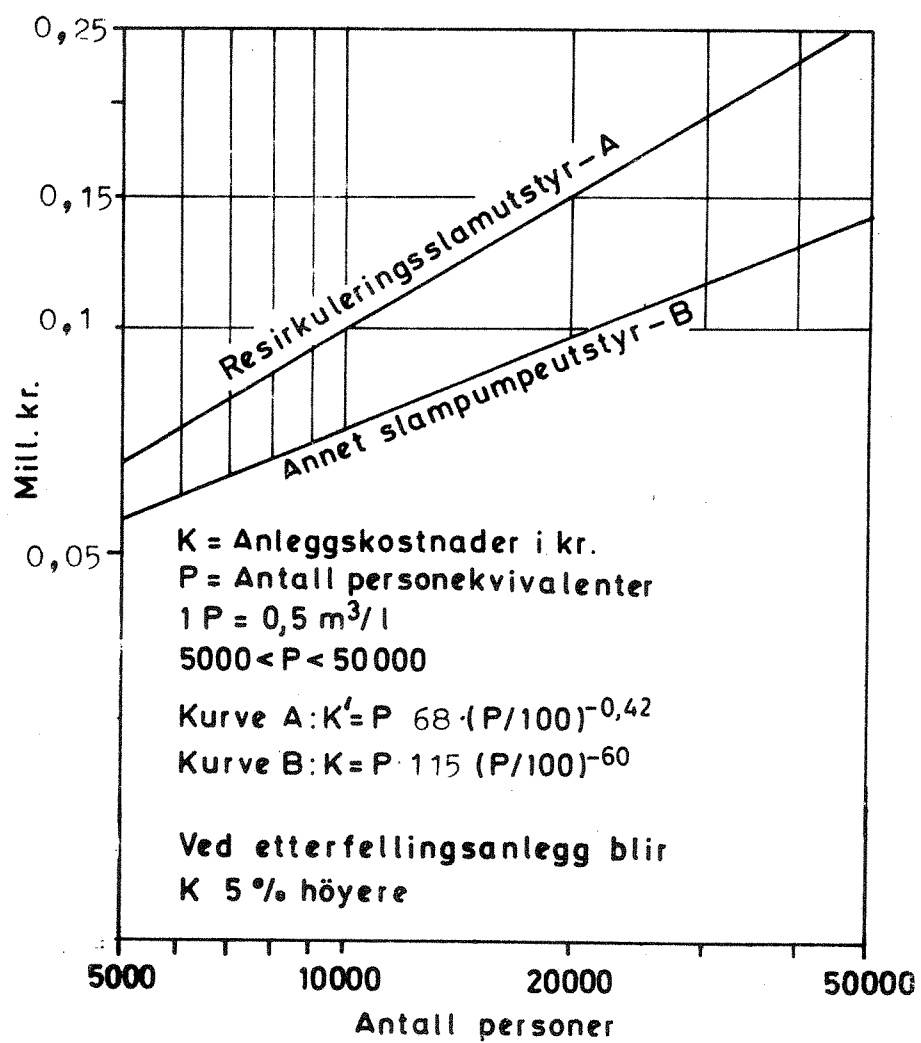




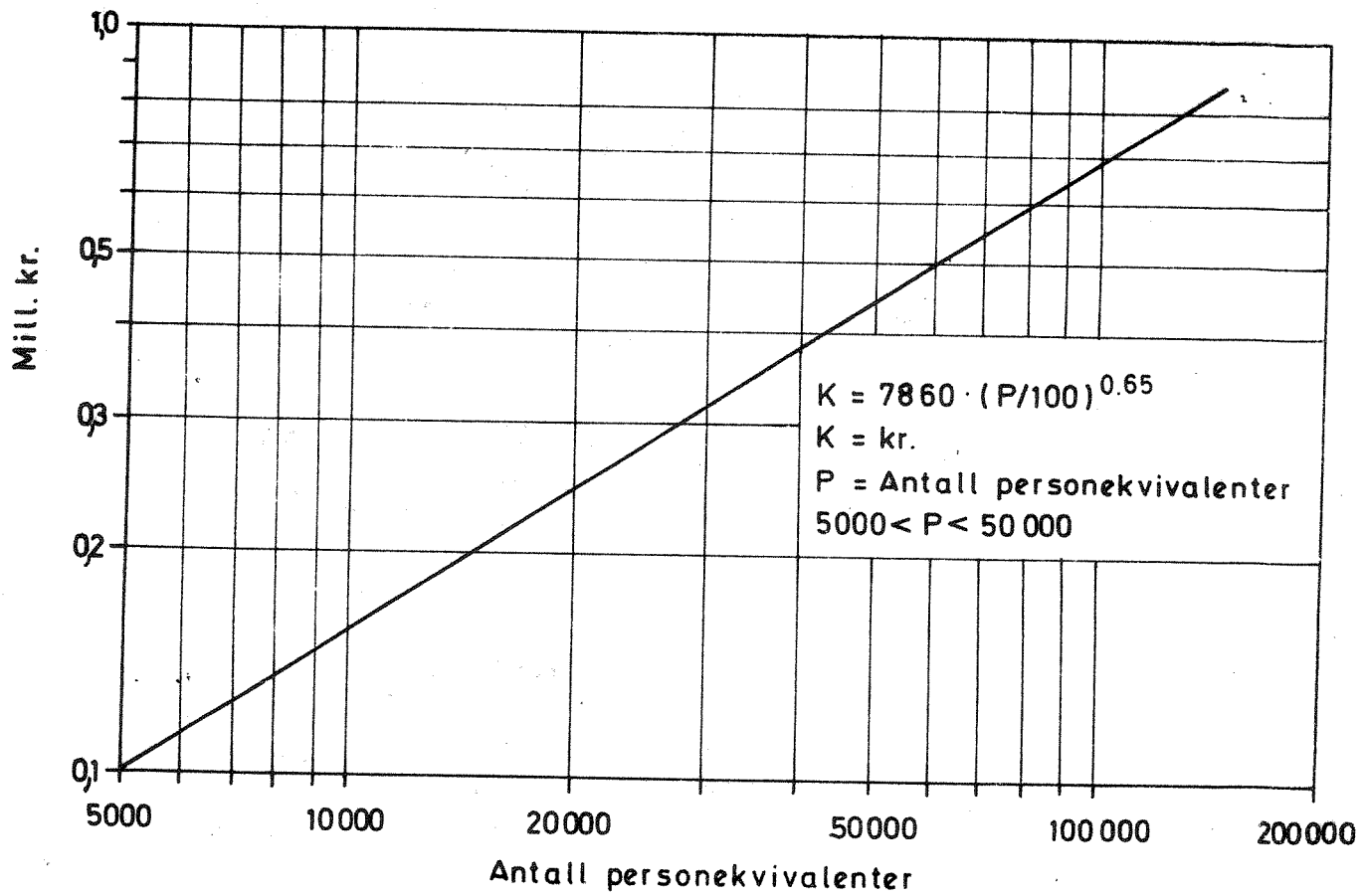
Figur 16. Anleggskostnader for trykkluftsystem.



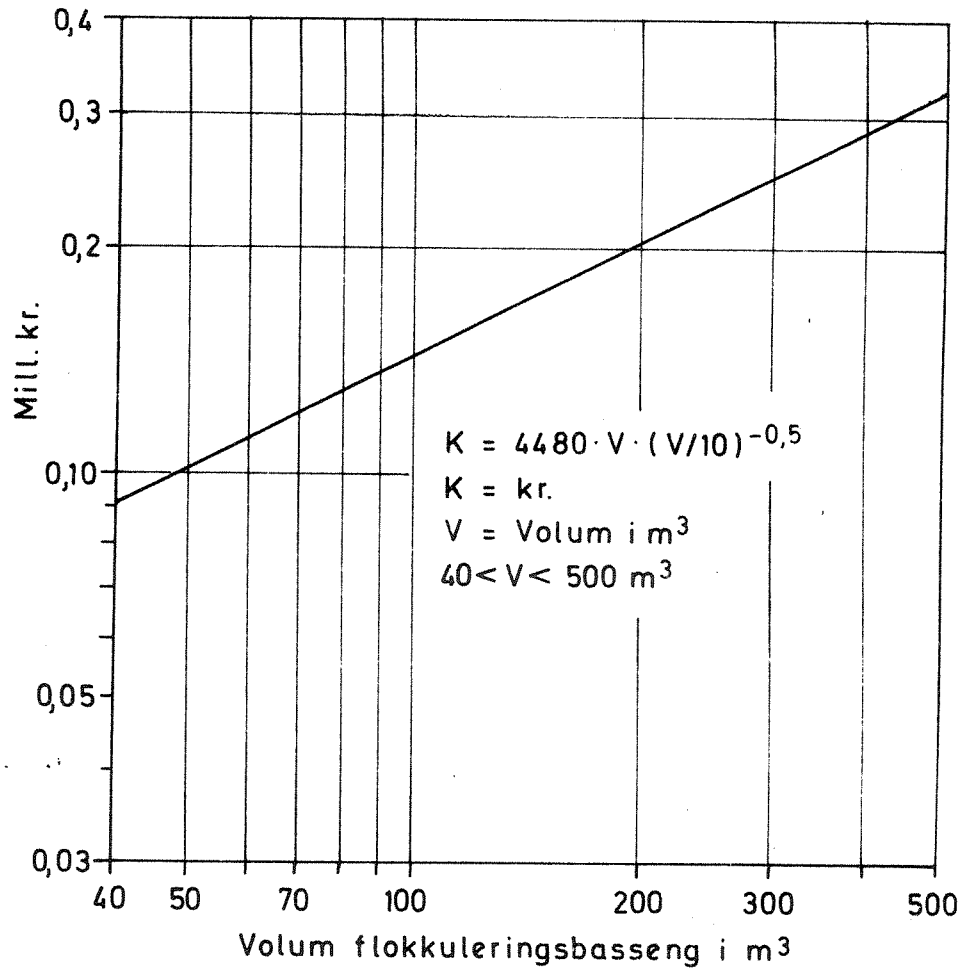
Figur 17. Anleggskostnader for ettersedimentering inkl. skraper



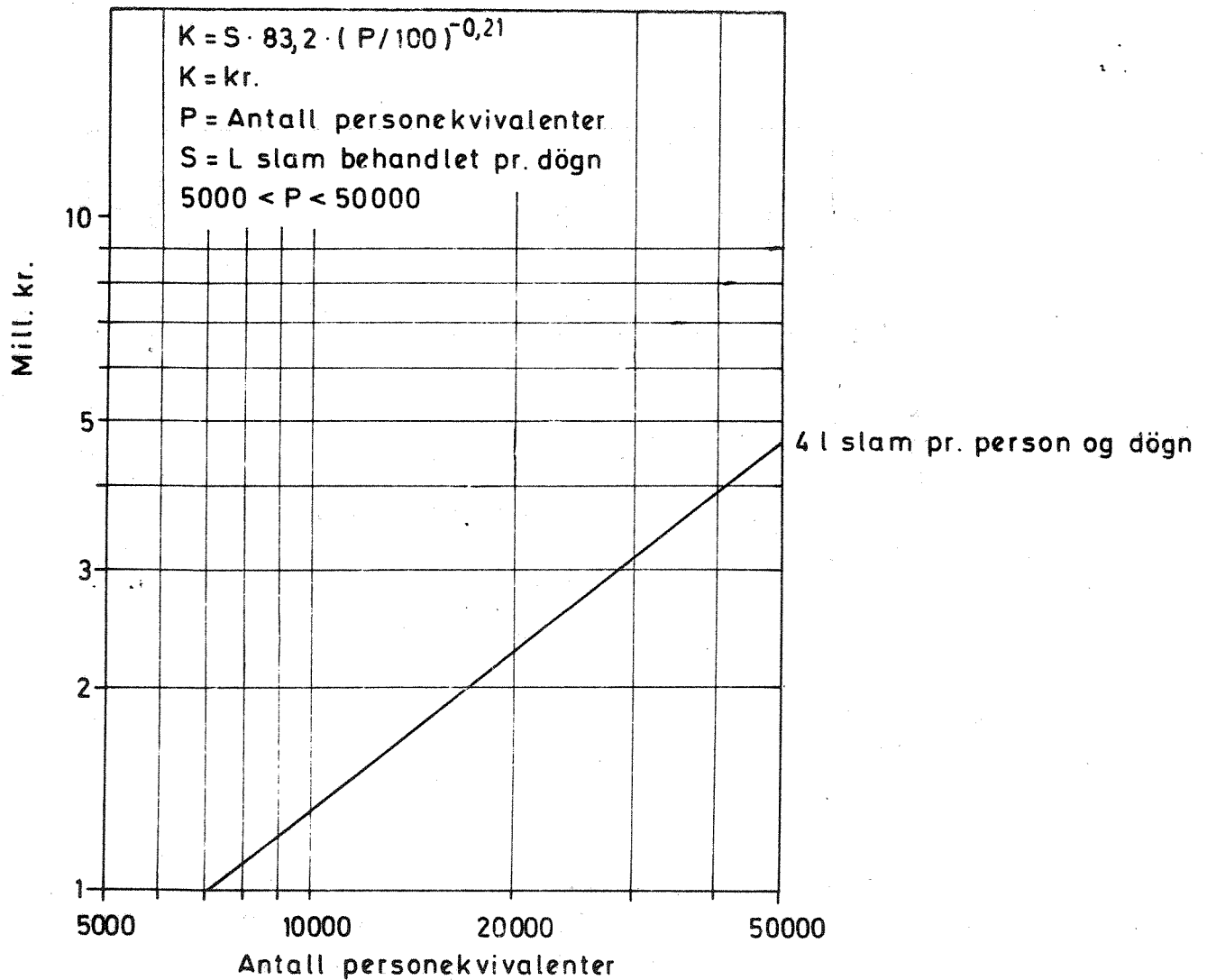
Figur 18. Anleggskostnader for slampumpeutstyr i rensanlegg.



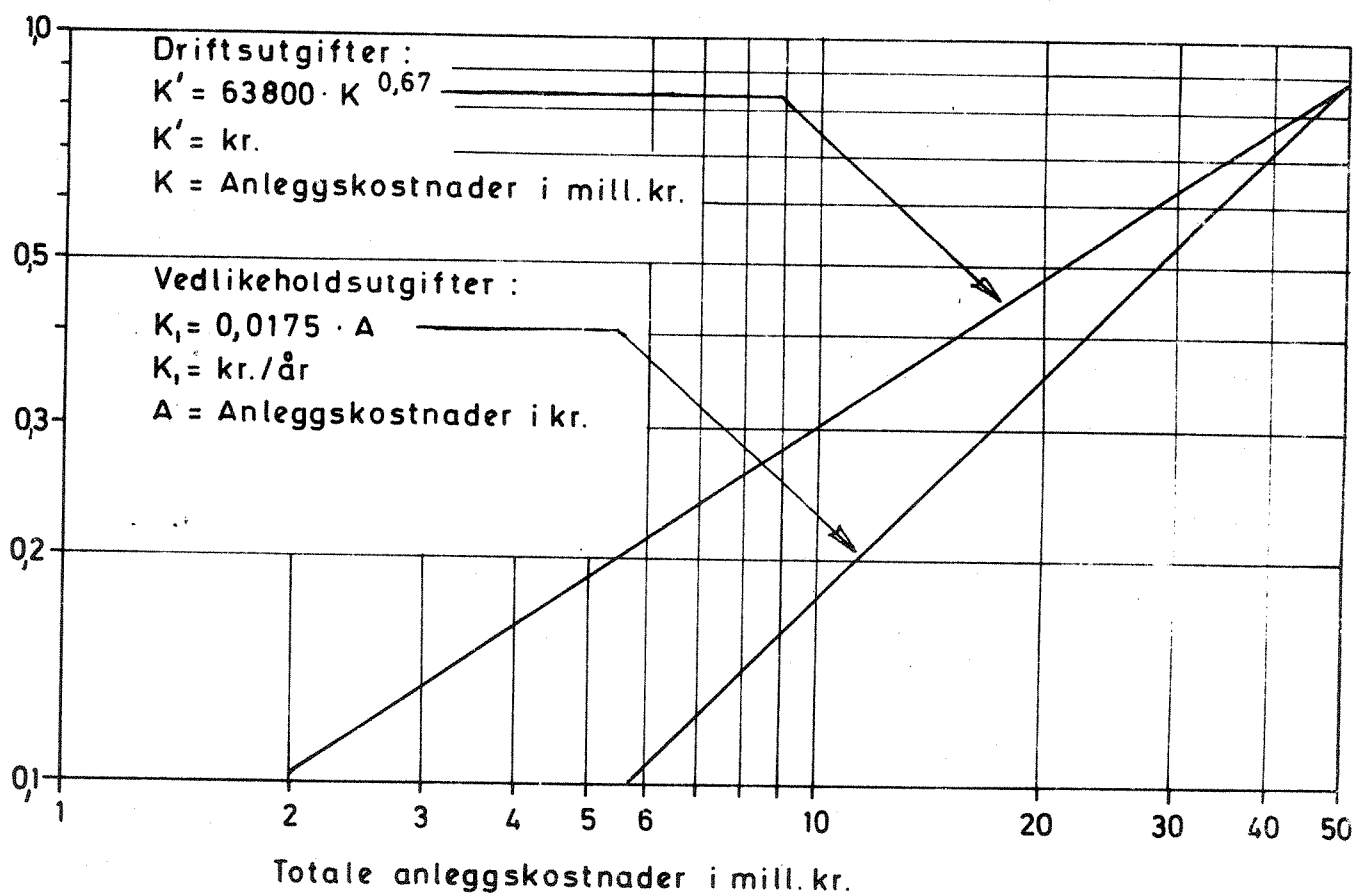
Figur 19. Anleggskostnader for kjemikaliedosering og lagring.



Figur 20. Anleggskostnader for flokkuleringsbasseng inkl. omrørerverk.



Figur 21. Anleggskostnader for slambehandling.  
Fortykking og sentrifugering.



Figur 22. Drifts- og vedlikeholdsutgifter for renseanlegg.

#### 4. SYSTEMTEKNISK OG EDB-TEKNISK BESKRIVELSE AV NIVA'S RENSEANLEGG-MODELL

Figur 23 viser et systemdiagram for hvordan kommandodirektivene er koblet.

Figur 24 viser hvordan et av disse kommandodirektivene, "REGN", opererer datateknisk.

I figur 25 er den boksen som er kalt "SREGN" ytterligere vist detaljert her.

I tabell 2 er avhengighetsforhold mellom strømmene av organisk stoff og diverse parametre vist.

Et eksempel på noen av utskriftene som fåes er vist i figur 26 og 27.

Utskrift fra renseanleggprogrammets kommando REGN N, hvor utskriftsalternativ 2 er valgt. Strøm-nummereringen refererer til figur 2. Av figur 26, ser vi at i strøm 1 i minutt 1 kommer 100 l/s og 15 g BOF/s. I strøm 8 i minutt 1 er tallene 100 l/s og 11.3 g BOF/s. Dette gjelder regnskyll nr. 1 på tapen.

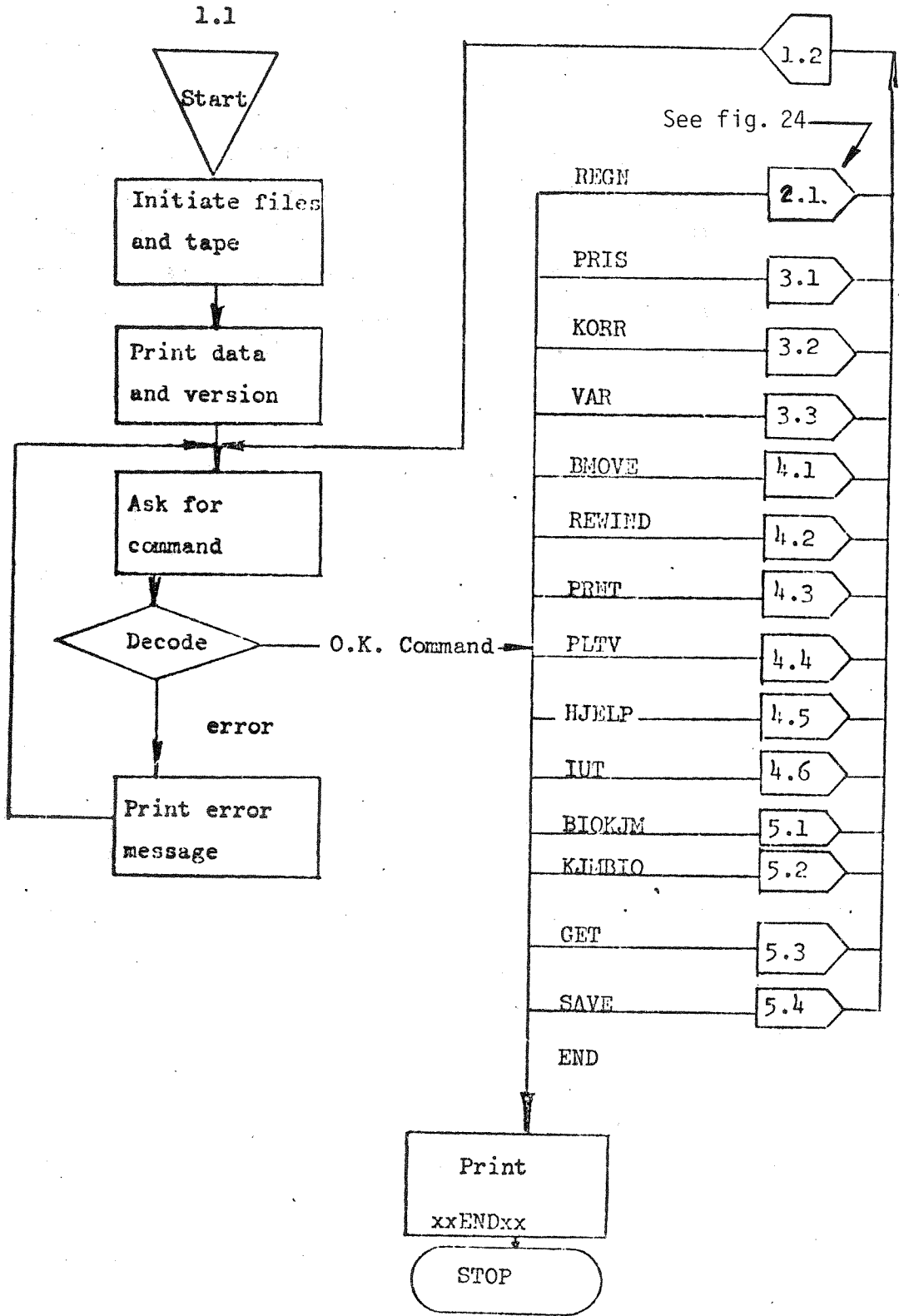
Siden tidsintervallet her er valgt til 10 minutter, vil neste rad representere minutt nr. 11. For minutt nr. 11 kan vi se at nødoverløpet er trådt i funksjon og strøm nr. 4 viser at 2316.7 l/s og 392.4 g BOF/s strømmer ut i resipienten.

Figur 27 viser oppsummeringen på årsbasis for strømmene 1, 2, 3, 4, 14 og 19 for fem basisregnskyll, samt for tørrvæsavrenningen den resterende del av året.

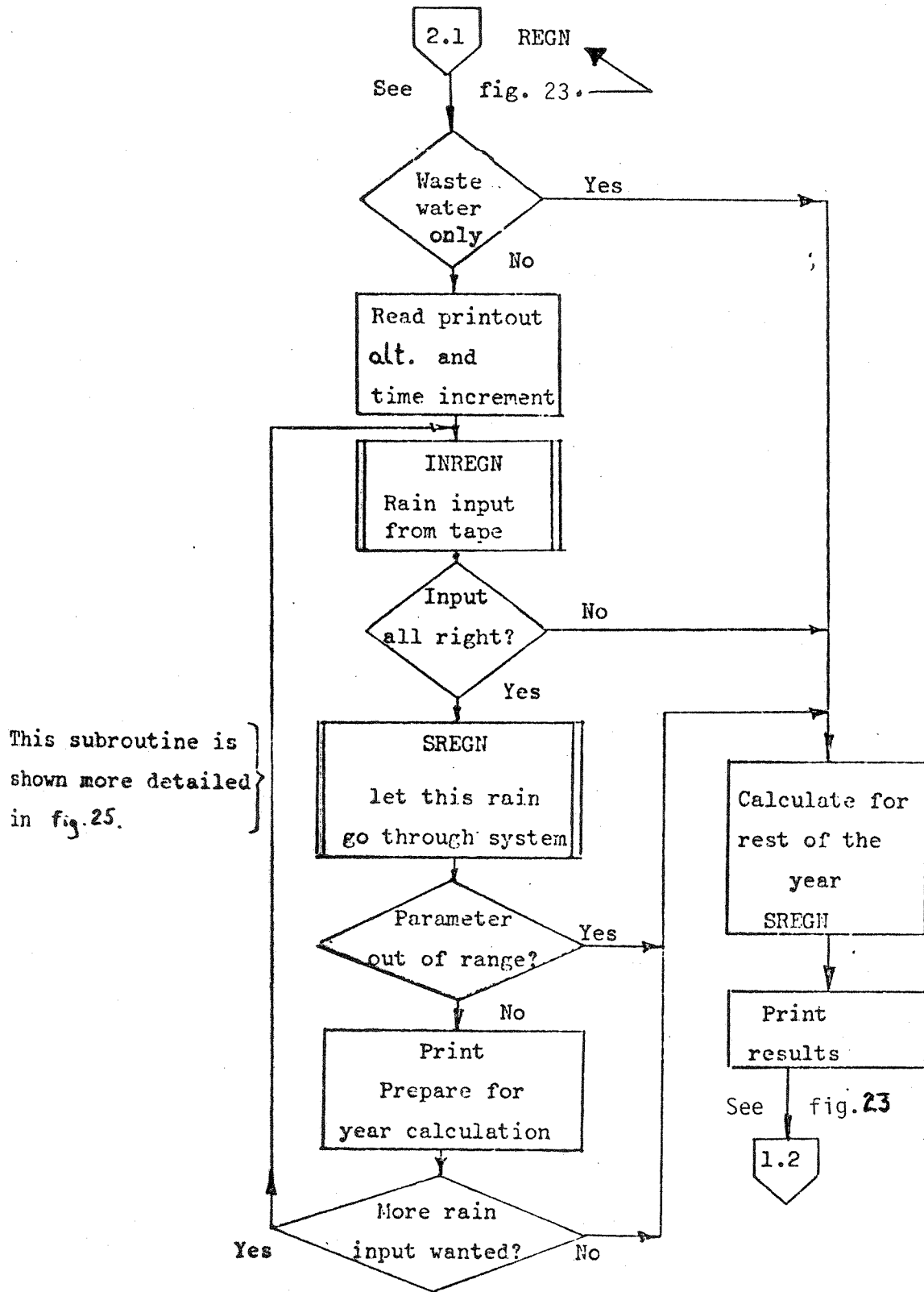
Man kan f.eks. se at basisregn nr. 1 opptrer to ganger pr. år. Den resulterende avrenning fra fordrøyningsbassenget varer i fire timer pr. år (dersom systemet ikke hadde inneholdt fordrøynings-



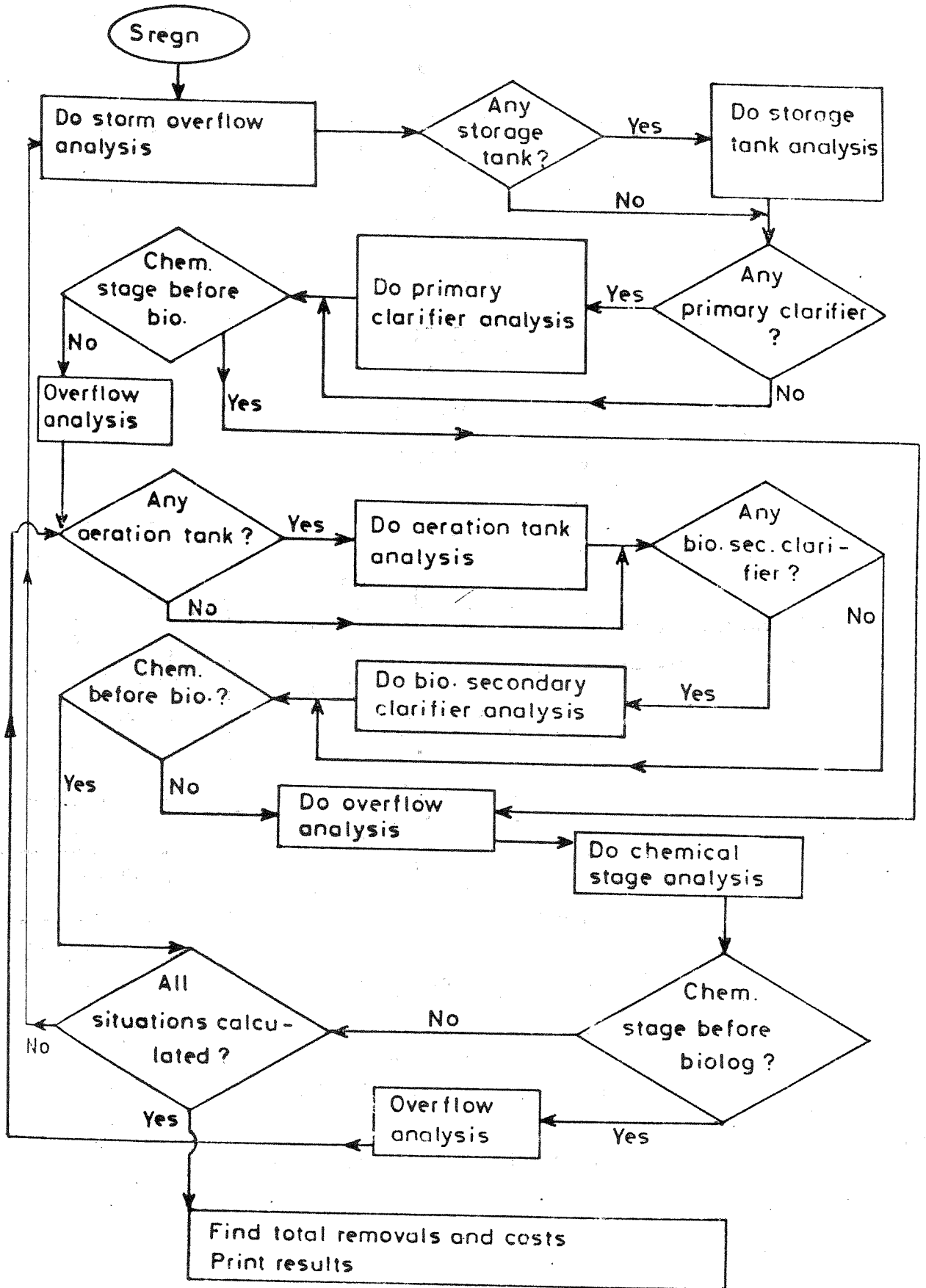
basseng, ville avrenningspåvirkningen på renseanlegget vart i 1 time pr. år). Basisregn 1 resulterer i at 476 kg BOF/regn passerer strøm 1, mens 952 kg BOF/år passerer strøm 1. Fra tørrværsavrenningen passerer 188 724 kg BOF/år strøm 1, mens totalt pr.år passerer 278 182 kg. I det tallet er overvannets bidrag inkludert. I første kolonne fra høyre kan man se at renseeffekt i tørrvær er 92.0%, mens midlere pr.år er 74.3%.



Figur 23. Sewage treatment model. Flowchart.



Figur 24. Flowchart for the command REGN.



Figur 25. Flowchart treatment plant model.

Tabell 2. Avhengighetsforhold for BOF på ulike steder i renseanleggmodellen.

BOF (2)	=	f (Q(1), BOF (1), Q20V)
BOF (3)	=	f (Q(1), BOF (1), Q20V)
BOF (4)	=	f (Q(1), BOF (1), Q20V, VBASG1, QMAX, QBASS)
BOF (5)	=	f (Q(1), BOF (1), Q20V, VBASG1, QMAX, QBASS)
BOF (6)	=	f (Q(1), BOF (1), Q20V, VBASG1, QMAX, QBASS, VOFORS)
BOF (7)	=	f (Q(1), BOF (1), Q20V, VBASG1, QMAX, QBASS, VOFORS, Q70V)
BOF (8)	=	f (Q(1), BOF (1), Q20V, VBASG1, QMAX, QBASS, VOFORS, Q70V)
BOF (9)	=	f (Q(1), BOF (1), Q20V, VBASG1, QMAX, QBASS, VOFORS, Q70V, SLMBEL, Q(8)/QDIM, TEMP)
BOF (11)	=	f (Q(1), BOF (1), Q20V, VBASG1, QMAX, QBASS, VOFORS, Q70V, SLMBEL, Q(8)/QDIM, TEMP, OVETSD)
BOF (14)	=	f (Q(1), BOF (1), Q20V, VBASG1, QMAX, QBASS, VOFORS, Q7/V, Q140V)
BOF (15)	=	f (Q(1), BOF (1), Q20V, VBASG1, QMAX, QBASS, VOFORS, Q70V, Q140V)
BOF (17)	=	f (Q(1), BOF (1), Q20V, VBASG1, QMAX, QBASS, VOFORS, Q70V, SLMBEL, Q(8)/QDIM, TEMP, OVETSD, Q140V, ALDCS, VOFLKJ, OVETKJ)

SLMBEL = f(SSLT, LTPEK, ANTPEK, BOFPEK)



Opplegg av regnskyll på datatapen

Data fra ledningsnettmodellen kan skrives direkte ut på magnetisk tape. Denne tapen kan så brukes uten videre av renseanleggmodellen. I det etterfølgende er opplegget for datainputer på magn.tapen vist.

Til NIVA's renseverk program trengs inngangsverdier for vannmengde (Q) og forurensning (BOF). Disse taes fra tape som internt har FORTRAN unit nummer 22. Til UNIVAC 1108 tilordnes tapen med:

"ASG, T 22, C, tapenr.

Formatet og innholdet på tapen er følgende:

Blokk nr.	Ord nr.	Symbol	Innhold
1	1	KK	Antall regnskyll i året av denne type. (Heltall.)
	2	NN	Antall minutter med vann og forurensning til anlegget fra dette regnskyll. (Heltall.)
2	1	QSPL	Spillvann i liter pr. sek. (Real.)
	2	BSPL	Forurensning i spillvann i mg/l. (Real.)
	3	INT	Intensitet av regnskyll i liter pr. sek. og hektar. (Real.)
	4	NED	Tid det regnet i minutter. Til tiden er lagt en basis på 160 minutter. (Real.)
3	1	Q(1)	Vannmengde i 1.minutt. l/sek.
	2	Q(2)	Forurensning i 1.minutt. g/sek.
	3		Vannmengde i 2.minutt.
	4		Forurensning i 2.minutt.
		.	
		.	
	2xNN-1		Vannmengde i NN min.
	2xNN		Forurensning i NN min.
4		som blokk nr. 1	
5		som blokk nr. 2	
6		som blokk nr. 3	
		osv. til End of file-merket etter siste regnskyll	

### Kommentarer

Regnskyll: Informasjon i 3 påfølgende blokker utgjør et regnskyll. Spillvannsverdiene QSPL og BSPL benyttes nå ikke av programmet. Spillvannsverdiene beregnes ut ifra vannforbruk pr. person og antall personer og BOF-mengden ut ifra BOF pr. person og antall "BOF"-personer. DVS. all informasjon i midtblokken er informativ, men inngår ikke i beregningene.

KK benyttes til å beregne hvor lenge det kommer vann inn på årsbasis.

NN benyttes for å vite hvor mange ord blokk 3 består av.

### Programmering

Anta at de variable i 1. blokk kalles KK og NN, i 2. blokk SP (4) og i 3. blokk Q (600).

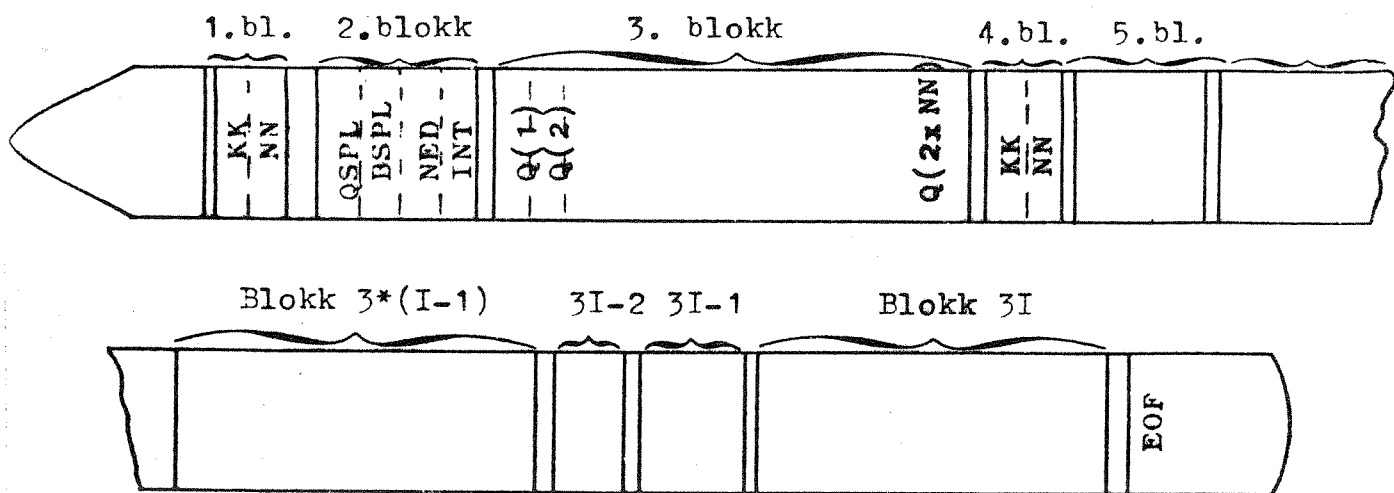
Etter at disse cellene har fått sine verdier, kalles NTRAN (se beskrivelse av denne rutine) som følger:

```
CALL NTRAN (22, 1, 2, KK, IST)
CALL NTRAN (22, 22)
IF (IST.NE.2) GO TO error
CALL NTRAN (22, 1, 4, SP, IST)
CALL NTRAN (22,22)
N2=2*NN
CALL NTRAN (22, 1, N2, Q, IST)
CALL NTRAN (22, 22)
IF (IST. NE. N2) GO TO error
```

Denne sekvensen gjentas så for alle regnskyll som skal på tapen. Etter siste regnskyll legges End of file:

```
CALL NTRAN (22, 9)
```





Figur av tapen.

## 5. LITTERATUR OM MATEMATISK REPRESENTASJON AV RELEVANTE AVLØPSRENSSEPROSESSER

### 5.1 Generelt

Det finnes svært mange artikler og rapporter som forsøker å uttrykke renseseffekter eller prosessforløpene matematisk for enkeltelementer. De fleste har det felles at de parametere som beskriver prosessforløpet ikke har særlig relevans for den praktisk prosjekterende ingeniør eller for det kommunale mannskap som driver rensaneanleggene. Dessuten har de fleste arbeidene konsentrert seg om enkeltelementer i rensesprosessene. Med andre ord er det svært få arbeider hvor en sammenkobling mellom et rensaneanleggs vanlige forekommende elementer er gjort, med praktisk anvendbare parametere.

I dette studiet er et program utviklet i England og et i USA funnet å fylle de samme intensjoner og muligheter som ligger i NIVAs rensaneanleggmodell på en best mulig måte. Disse vil bli beskrevet i det følgende.

Hovedforskjellene mellom NIVAs rensaneanleggmodell og den engelske og amerikanske er:

- NIVAs modell har et kjemisk rensessteg, slik at fosforfjerning også kan simuleres.
- NIVAs modell er ment å kunne kjøres sammen med avløpsledningsnettmodellen NIVANETT, slik at lange tidsserier på inntil et år kan simuleres og oppsummeres.
- NIVAs modell inkluderer et fordrøyingsvolum, samt en rekke interne overløpsmuligheter.
- NIVAs modell har ikke integrert slambehandling i prosessen. Dette har begge de andre modellene.

## 5.2 Beskrivelse av Sewage Treatment Optimisation Model (STOM)

Den engelske modellen kalt STOM-modellen er den som kommer nærmest opp mot de funksjoner og den utformingen som dette prosjektet har ønsket å se på.

I det etterfølgende gis en generell beskrivelse av modellen. Se Chambers et.al. (10) og Bowden et.al. (11). Arbeidet med å utvikle modellen startet i 1970 av "Construction Industry Research and Information Association" (CIRIA). I 1977 ble arbeidet overtatt av "Water Research Center" (WRC). Modellen ble introdusert for brukere i 1980 og har blitt brukt meget siden. Modellen er blitt utarbeidet ved hjelp av arbeidsgrupper bestående av tilsammen 20 personer fra universiteter, konsulenter, forskningsinstitusjoner og lokale og sentrale myndigheter.

Målet med arbeidet har vært å skaffe en modell som kan simulere, dimensjonere og optimalisere driften og størrelsen på rensenanlegget og enhetsprosessene.

Det blir klart presisert at modellen ikke erstatter designerens intuisjon og erfaring, men er ment å være et effektivt hjelpemiddel i arbeidet med optimalisering av driften av eksisterende og prosjekteringen av nye rensenanlegg.

I perioden mellom introduksjonen i oktober 1980 og mars 1982 hadde programmet vært brukt over 800 ganger til beregning av 84 rensenanlegg. Lokale myndigheter var de største brukerne. Ca. 90 % av kjøringene var for eksisterende rensenanlegg i drift. For disse rensenanleggene har problemstillingene i hovedsak vært:

- Innvirkning på effluentens kvalitet, slamproduksjon og driftskostnader ved en hypotetisk økning i belastningen på rensenanlegget.
- Bestemmelse av maksimal belastning før effluentkravene overskrides.

- Utredning av hvordan renseanlegget best kan utvides for på billigst mulig måte å klare en øket belastning med et gitt utløpskrav.
- Bestemmelse av det mest økonomiske alternativet til erstatning av eksisterende enheter som er ute av funksjon eller er uønsket.
- Sammenligning av målte effekter i et gitt anlegg mot de som fås ved bruk av modellen.
- Utredning av alternative driftsopplegg med f.eks. omdirigering og regulering av strømmer.
- Vurdering av innsparte driftskostnader ved en kontrollert økning av utslippet fra renseanlegget.
- Analyse av renseseffektens variasjon over året.

Ca. 10 % av modellens bruk er konsentrert på nye eller planlagte renseanlegg, og de mest aktuelle problemstillingene har vært:

- Analyse av anleggs- og driftskostnader, samt funksjonsanalyse av ulike utforminger og dimensjoner på renseanlegget.
- Søking etter billigste rensealternativ når en effluentstandard er gitt.

Forøvrig er modellen brukt internt på WRC til forskningsformål og til undervisning av studenter på universitetene.

Majoriteten av STOM-modellens brukere har til nå primært vært interessert i modellens vannfase-del. Funksjonen til slambehandlingsdelen har ikke blitt gjenstand for særlig interesse foreløpig. Kommentarer mottatt på WRC indikerer imidlertid ikke at forandringer i modellen er nødvendig nå.

De fleste brukerne av STOM (Sewage Treatment Optimization Model) har ikke hatt bruk for kostnadsdata med særlig god nøyaktighet. De har derfor brukt standardfunksjonene for kostnader som ligger i modellen. Brukerne har hovedsakelig brukt kostnadsdata til å sammenligne alternative driftssituasjoner eller enhetsprosessutforminger.

Hovedbruken av modellen er gått til å studere utvidelsesalternativer av eksisterende renseanlegg eller til studier av alternative driftsstrategier.

Optimaliseringsteknikken er basert på en test av gradienter for kost/nytte av ulike beslutningsvariable (fjellklatringsteknikk) for så å velge "bratteste" vei mot toppen (optimum).

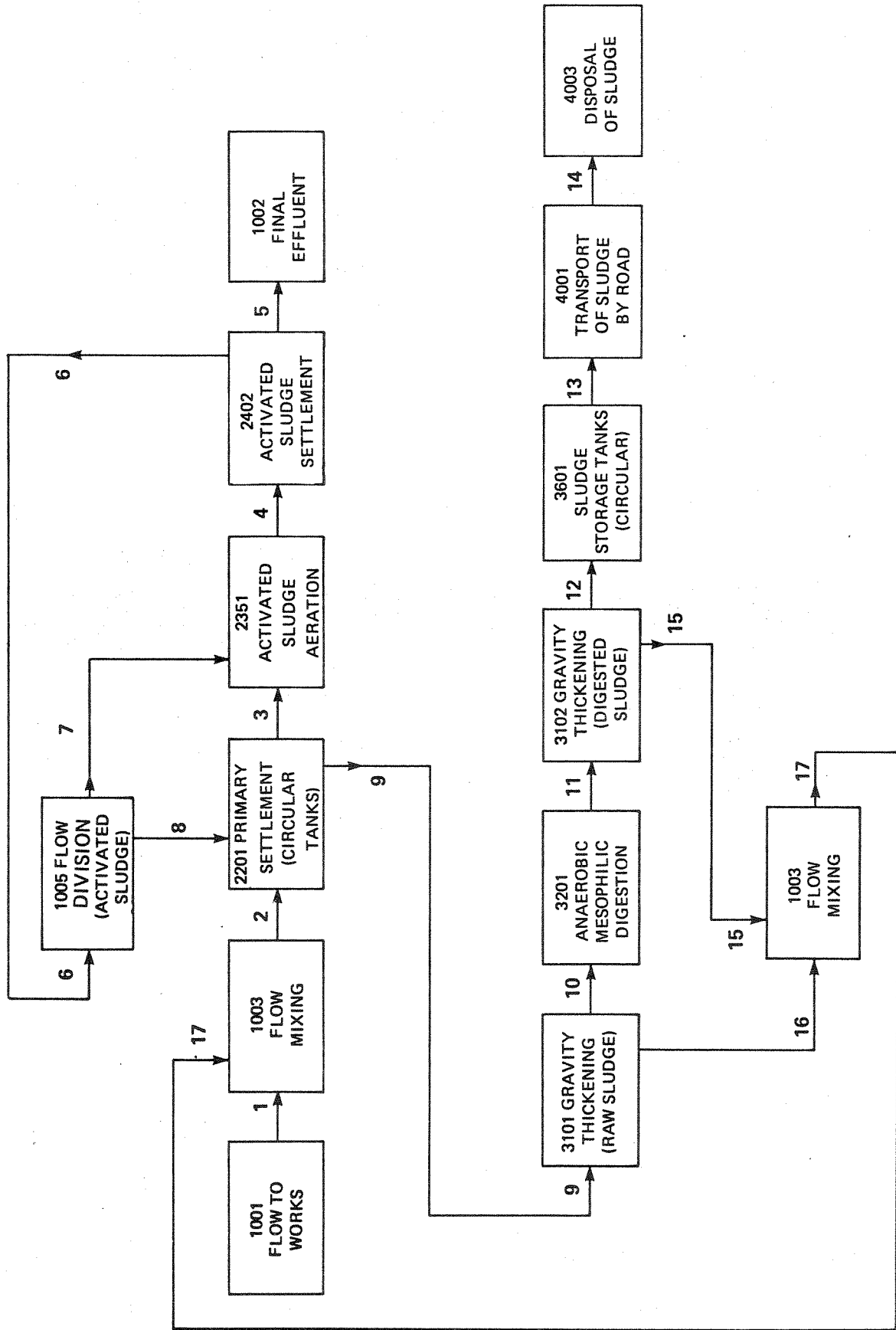
Det har vist seg at kun en "topp" er funnet. Det er således ingen fare for suboptimalisering siden det globale optimum vil være den eneste toppen. Analyser har dessuten vist at optimum har et ganske "flatt område" rundt seg. Dette betyr at en viss variasjon i parameterene rundt optimum tåles uten at kostnadene for anlegget økes vesentlig for samme renseseffekt. Figur 28 viser et typisk eksempel på en mulig renseanleggutforming.

Kvaliteten på parameterene i vannfasens strømmer er representert ved:

Volym pr sekund ( $m^3/s$ )  
Temperatur ( $^{\circ}C$ )  
Suspendert stoff (mg/l)  
BOF<sub>5</sub> (mg/l)  
Amm. nitrogen uttrykt som N (mg/l)  
Løst oksygen (mg/l)

Slamfasens parametere er:

Volym pr sekund ( $m^3/s$ )  
Masse-fluks (tonn/dag)  
Tørrstoffinnhold i % av masse  
Flyktig materiale i % av tørrstoffmasse.



Figur 28. Eksempel på renseanlegg utforming.

Oppdelingen av parameterene i løst og suspendert fraksjon er ikke gjennomført konsekvent. Blant annet på grunn av dette er det innført visse forhold mellom BOF-fjerning og SS-fjerning.

Modellen analyserer bare for konstant vannføring og konstant konsentrasjon på influenten (Steady state).

Kostnadsdelen av modellen er basert på fikserte former på kostnadsfunksjonene.

For eksempel er kostnadene for sedimenteringstanken en funksjon av volumet. Kostnadsdataene som brukeren ønsker gis som punkter (koordinatene) i et diagram. Modellen interpolerer så mellom punktene. Drift- og vedlikeholdskostnader beregnes som prosentdel av anleggskostnadene, bortsett fra for filterpresser og slamdisponering. Dersom brukeren ikke gir egne kostnadsdata bruker modellen de innlagte standardkostnadene.

De innlagte enhetsprosessene er i dag de følgende:

#### Forbehandling av vannfasen

- Rektangulære og sirkulære forsedimenteringsbasseng.

#### Behandling av vannfasen

- Luftetank, aktivslam. (Diffusorluftere og overflateluftere).
- Biologiske filtre (enkeltpassering, resirkulering, dobbeltfiltrering).
- Sedimentering i sirkulære tanker.

#### Etterbehandling av vannfasen

- Gressarealer.
- Mikrosiler.
- Oppstrøms sandfilter.
- Nedstrøms sandfilter.

#### Behandling av slamfasen

- Fortykningstanker for råslam.
- Råtnetanker.
- Fortykningstanker for behandlet slam
- Kjemisk kondisjonering
- Tørkesenger
- Filterpresser.

### Slamdisponering

- På jorder.
- I landbruket.
- I havet.

### 5.3 Beskrivelse av EPA-modell for analyse av avløpsrenseanlegg

Et EDB-program som kommer nær opp til NIVAS ønsker for en modell for avløpsrenseanlegg er EPAs modell beskrevet bl.a. i (14) av Eilers et. al. og av Rossman (15).

Programmet kan brukes til å simulere og til å optimalisere avløpsrenseanlegg. Som i STOM-modellen er slambehandlingsenhetene en integrert del (sammenkoblet med vann renseenhetene) av hele renseanlegget.

Programmet er ment som et støtte for planleggere i en preliminær utvelgelse av alternative utforminger av enhetsoperasjonene. Man kan få beregninger som viser utslag i kostnader, energiforbruk og markbehov. Disse faktorene kan kombineres i en kriteriefunksjon eller behandles som begrensninger i systemutformingen.

Alle enhetsprosessene er programmert som selvstendige subrutiner, slik at forandringer, supplement og utskiftninger i programmet lett kan utføres.

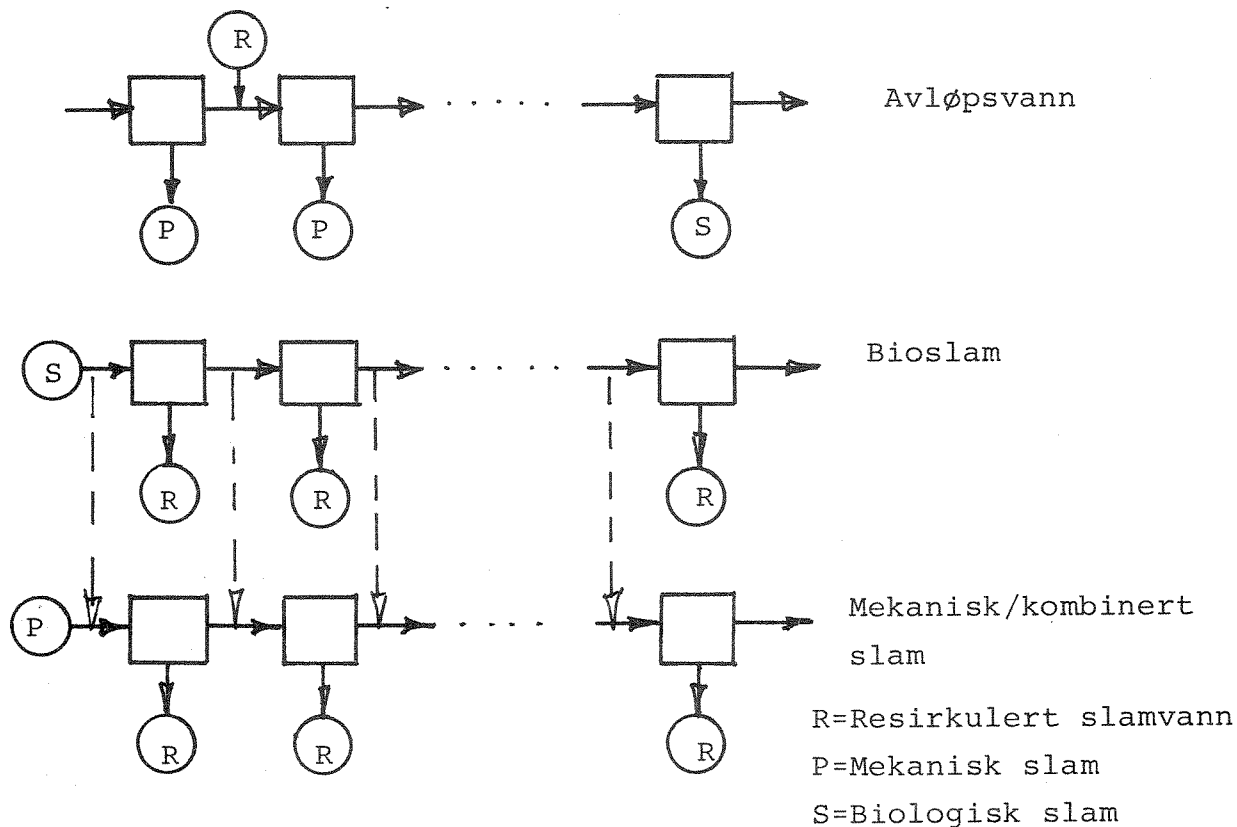
Følgende enhetsprosesser er inkludert i EPA-modellen:



Tabell 3. Enhetsprosesser i EPA-modellen.

Vannbehandling	Slambehandling
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Pumping av råkloakk</li> <li>• Forbehandling</li> <li>• Forsedimentering</li> <li>• Aktiv slam (lufting) og ettersedimentering</li> <li>• Biologisk filter</li> <li>• Biorotor</li> <li>• Klorering</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fortykker (gravitasjon)</li> <li>• Flotasjon (luft)</li> <li>• Råtnetank</li> <li>• Aerobisk stabilisering</li> <li>• Varmebehandling</li> <li>• Slamvasking (elutring)</li> <li>• Sandtørkesenger</li> <li>• Vakuumfilter</li> <li>• Sentrifuge</li> <li>• Forbrenning</li> <li>• Lastebil-transport/spredning på arealer</li> <li>• Lastebil-transport/fylling</li> <li>• Tanker for slamdeponering</li> </ul>

Renseanleggmodellen består av tre linjer, en for avløpsvann, en for slam fra biologisk rensing og en for slam fra forsedimenteringen eller kombinert slam. Koblingen er vist i figur 29. Figuren viser hvordan linjene er koblet sammen.



Figur 29. Kobling av elementene i EPAs renseanleggmodell.

Blandingen av bioslam med mekanisk slam er vist med prikket linje for å indikere at eksakt blandingspunkt avhenger av valget av enhetsprosesser i bioslam linjen

Innen hver linje er det bare tillatt med seriekobling av elementene. Luftetank og ettersedimentering er behandlet som ett element, da det er en resirkuleringsstrøm mellom disse.

Strømvektorene mellom elementene består av de parametere som er vist i tabell 4.

Tabell 4. Parametere i strømvektorene.

Q	Volumstrøm, mill. gall. pr dag.
SOC	Suspendert organisk karbon, mg/l.
SNBC	Suspendert ikke nedbrytbart karbon, mg/l.
SON	Suspendert organisk nitrogen, mg/l
SOP	Suspendert organisk fosfor, mg/l
SFM	Suspendert fiksert masse, mg/l.
SBOD	Suspendert BOD <sub>5</sub> , mg/l.
VSS	Flyktig suspendert stoff, mg/l.
TSS	Totalt suspendert stoff, mg/l.
DOC	Oppløst organisk karbon, mg/l.
DNBC	Oppløst ikke nedbrytbart karbon, mg/l.
DN	Oppløst nitrogen, mg/l.
DP	Oppløst fosfor, mg/l.
DFM	Oppløst fiksert masse, mg/l.
ALK	Alkalinitet, mg/l.
DBOD	Oppløst BOD <sub>5</sub> , mg/l.
NH3	Ammonium nitrogen, mg/l
NO3	Nitrat nitrogen, mg/l.

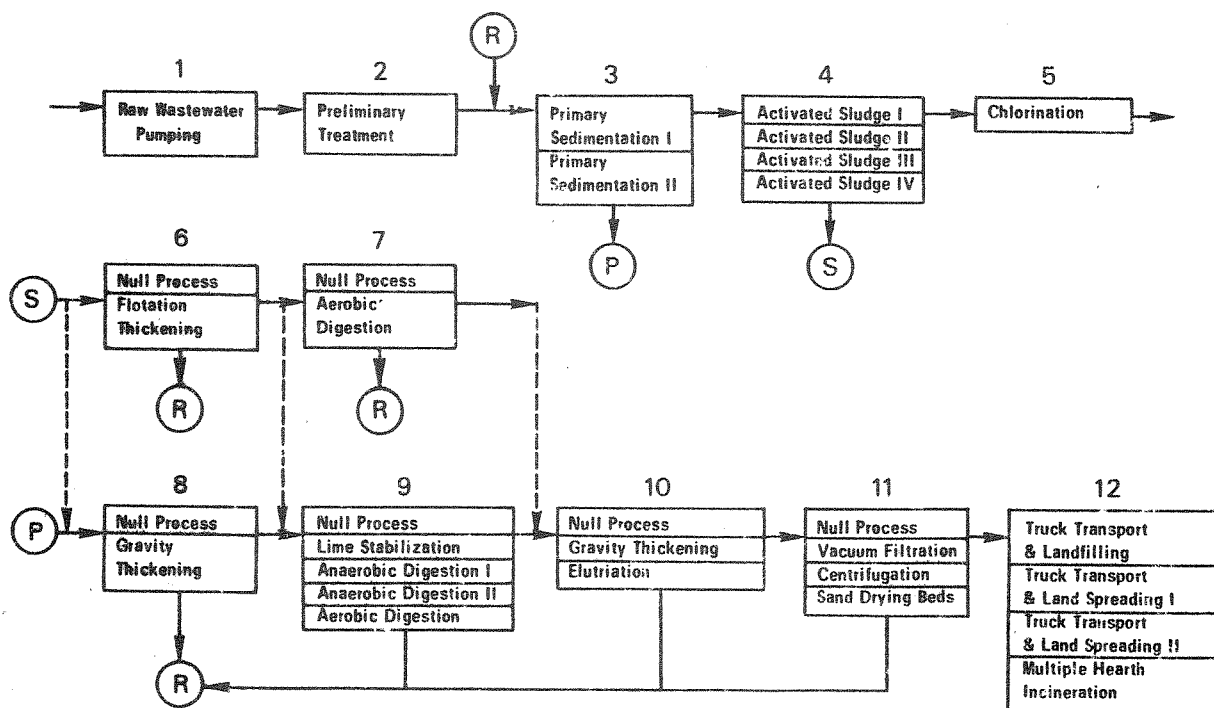
Hovedstegene for å kunne utforme eller optimalisere et renseanlegg er:

1. Bestem antall behandlingssteg i avløpsvann- og slamlinjene.
2. Bestem hvilke prosessopsjoner og designparametere som skal brukes i hvert steg.
3. Tilordn hver slamstrøm fra avløpsvannlinjen til enten mekanisk- eller bioslam linjen.

- Bestem til hvilket steg i avløpsvannlinjen strømmene fra slambehandlingen skal gå.

Figur 30 viser hvordan man kan etablere en struktur som utgangspunkt for en beregning. Følgende interessante momenter kan noteres:

- Flere design-opsjoner for samme prosess er inkludert ved steg 3, 4, 9 og 12 (se figur 30).
- Slam fra forsedimenteringen blir sendt til mekanisk slam linjen mens slam fra aktivslamsteget blir sendt til bioslam steget.
- Null-prosess opsjonen er brukt flere steder for å øke antall mulige utforminger modellen kan arbeide med (velg i).
- Innblandingst punktet for biologisk og mekanisk slam vil avhenge av på hvilket steg bioslam-behandlingen slutter.
- Returstrømmen fra slambehandlingen blandes inn før steg 3 i avløpsvannlinjen.



Figur 30. Flytdiagram med flere mulig opsjoner.

Når et fleropsjonsdiagram som vist i figur 30 er etablert, kan EPA-modellen søke den utforming av anlegget som best møter kriteriene brukeren setter. Disse kriteriene er anleggskostnader, drift- og vedlikeholdskostnader, totale årskostnader, energiforbruk, energiproduksjon (fra råtnetank), netto energiforbruk, arealbruk og subjektive "uønskelighets-parametere".

"Uønskelighetsfaktoren" fremkommer ved at brukeren tilordner hver prosess en faktor varierende fra 0 til 10. Jo høyere faktor desto mer uønskelig vil prosessen være. Mer subjektive verdier som lukt, hygiene, trafikkbelastning etc. kan dermed tas hensyn til, selv om dette skjer på en meget grov og subjektiv måte.

Modellen kan behandle effluent-standarder for  $\text{BOF}_5$ , SS, P,  $\text{NH}_3\text{-N}$  og  $\text{NO}_3\text{-N}$ .

Modellen opererer på to forskjellige måter:

a) Optimalisering

Den kombinasjon av prosessopsjoner som best fyller kriteriene blir valgt.

Programmet kan også bli spurt om å identifisere de M nestbeste utformingene innenfor X % av den beste. M og X velges av brukeren.

b) Simulering

Programmet kan beregne materialstrømmer og kostnader for en gitt utforming. Brukeren får da en mer detaljert og nøyaktig utskrift av hva som skjer i renseanlegget enn det han får dersom optimalisering benyttes.

## 6. FORSLAG TIL NYE OG KORRIGERTE MATEMATISKE FUNKSJONER I NIVAs AVLØPSRENSSEANLEGGMODELL

### 6.1 Skal man benytte kompliserte biokinetiske ligninger?

I litteraturen finnes mange referanser hvor omfattende ligningssett for de kinetiske biologiske reaksjonene er beskrevet.

I slike ligningssett inngår ofte for eksempel parametere som avdøingshastighet, sorpsjonskoeffisienter, inhibisjonskoeffisienter, utbyttekonstanter for biomasse, veksthastighet for bakterier, etc.

Selve aktivslamprosessen kan beskrives best ved bruk av de biokinetiske ligningene, forutsatt at man kjenner influenten kvantitativt og kvalitativt meget godt, samt viktige driftsparametere tilsvarende godt.

I NIVA-modellen for avløpsrenseanlegg har vi imidlertid besluttet å bruke kjente dimensjoneringskriterier og enkle styringsparametere som er vel kjent blant driftsoperatører og prosjekterende ingeniører.

Grunnene til dette er hovedsakelig:

- Drifts- og vedlikeholdsstandarder varierer svært mye fra anlegg til anlegg og også i samme anlegg over tid. Dette vil influere svært mye på rensresultatene og helt overlagre betydningen av å kunne simulere en renseprosess nøyaktig under kontrollerte betingelser.
- Selv under gode og stabile driftsforhold vil ukontrollerbare hendelser inntreffe som har stor betydning for renseprosessen. Dette kan for eksempel være utfall av viktige komponenter i renseanlegget, utslipp av giftige eller inhiberende stoffer til kloakknett, stans i pumpestasjoner etc.
- Mulighetene til en nøyaktig kjent input av vannføring og kvalitet samt variasjonene over tid er relativt små. Et avvik i bedømmelsen eller målingene av vannføring og konsentrasjoner innenfor  $\pm 20\%$  av korrekt verdi til enhver tid, må sees som et rimelig godt resultat.

- Det er fordel å ha enkle, oversiktlige ligninger og sammenhenger som er knyttet til kjente og operasjonelle drifts- og dimensjoneringsparametere.
- NIVAs avløpsrensseanleggmodell har som et av hovedmotivene for sin eksistens, å kunne analysere lange perioder med nedbør og snøsmelting. De rent kvantitative forholdene med f.eks. tap i overløp blir da dominerende i forhold til mer eller mindre forfinede renseprosessligninger.

## 6.2 Vurdering av rensesfunksjonene i STOM-modellen

### Forsedimentering

Det er her benyttet rent empiriske ligninger basert på data fra en rekke fullskala rensesanlegg (både aktivslamanlegg og biofilteranlegg).

Innholdet av suspendert stoff i utløpsvannet fra forsedimenteringen er gitt ved følgende formel:

$$S_2 = \frac{14}{\theta} \cdot v^{0,4} S_1^{0,4}$$

mens  $BOF_5$ -innholdet i utløpsvannet er gitt ved formelen:

$$B_2 = B_1^* + aS_2$$

$$a \sim \frac{B_1 - B_1^*}{S_1}$$

$S_1$  og  $S_2$  = midlere innhold av suspendert stoff i hhv. innløp og utløp av forsedimenteringen (mg/l).

$v$  = overflatebelastning (m/h).

$\theta$  = "treatability"-koeffisient.

$B_1$  og  $B_2$  = midlere innhold av  $BOF_5$  i hhv. innløp og utløp av forsedimenteringen (mg/l).

$B_1^*$  = midlere innhold av løst  $BOF_5$  i innløpet til forsedimenteringen (mg/l).

a = andelen av  $BOF_5$  i det suspenderte stoffet i utløpsvannet (kg/kg).

Modellen antar altså at konsentrasjonen av suspendert stoff i utløpsvannet fra forsedimenteringen er avhengig av konsentrasjonen av suspendert stoff i innløpet til bassenget, overflatebelastningen på bassenget og en "treatability"-koeffisient. Denne koeffisienten vil variere fra anlegg til anlegg og skal ta hensyn til faktorer som bl.a. det suspenderte stoffets sedimenteringsegenskaper, bassengutforming og slamfjerningsrutiner. Koeffisienten har verdier i området 0,5 - 1,5, hvor tall mindre enn 1 angir forhold dårligere enn gjennomsnittet og tall høyere enn 1 angir forhold bedre en gjennomsnittet.

BOF-innholdet i utløpsvannet fra forsedimenteringen er angitt som summen av oppløst og suspendert BOF. Det er videre forutsatt at den løste BOF-delen er den samme som i innløpet og at BOF-andelen i det suspenderte stoffet er det samme i utløpet som i innløpet til forsedimenteringen, dvs. at det ikke foregår noen biokjemisk omsetning i enheten.

Sammenlignet med NIVA-modellen (se pkt. 3.3) er det klart at denne engelske modellen har større muligheter for å ta hensyn til lokale forhold (bl.a. innholdet av suspendert stoff og BOF i innløpet til forsedimenteringen). Dette vil være spesielt fordelaktig når modellen skal brukes for vurderinger av driftsforholdene ved eksisterende renseanlegg, men ikke spesielt interessant når det gjelder f.eks. teknisk-økonomiske vurderinger av ulike prosesskombinasjoner.

#### Biologisk rensing (aktivslammetoden)

Den matematiske modellen for aktivslamprosessen er satt sammen av to deler: én for luftetanken og én for sedimenteringstanken.

Modellen for luftetanken er relativt komplisert (se figur 31) og kan brukes til å forutsi innholdet av løst BOF i utløpet fra luftetanken, BOF-innholdet i det suspenderte stoffet i utløpet, slamproduksjonen og oksygenforbruket i luftetanken. Når det gjelder de detaljerte ligninger for de ulike biokjemiske reaksjonene vist i figur 31, så henvises det til (12).

Modellen for sedimenteringstanken i aktivslamanlegg tar hensyn til mange av de faktorer som påvirker avskillingen av aktivslam. Dette gjelder bl.a. overflateareal av sedimenteringstanken, vannføring, støtbelastning, returslamforhold, innhold av suspendert stoff i luftetanken og slammets sedimenteringsegenskaper. Følgende empiriske ligning gir sammenhengen mellom disse viktigste parametrene:

$$\left(\frac{A}{rF}\right)^{0.32} = \frac{SSVI^{0.77} S_1 (K + r)}{23 \cdot 10^3 r}$$

Hvor:

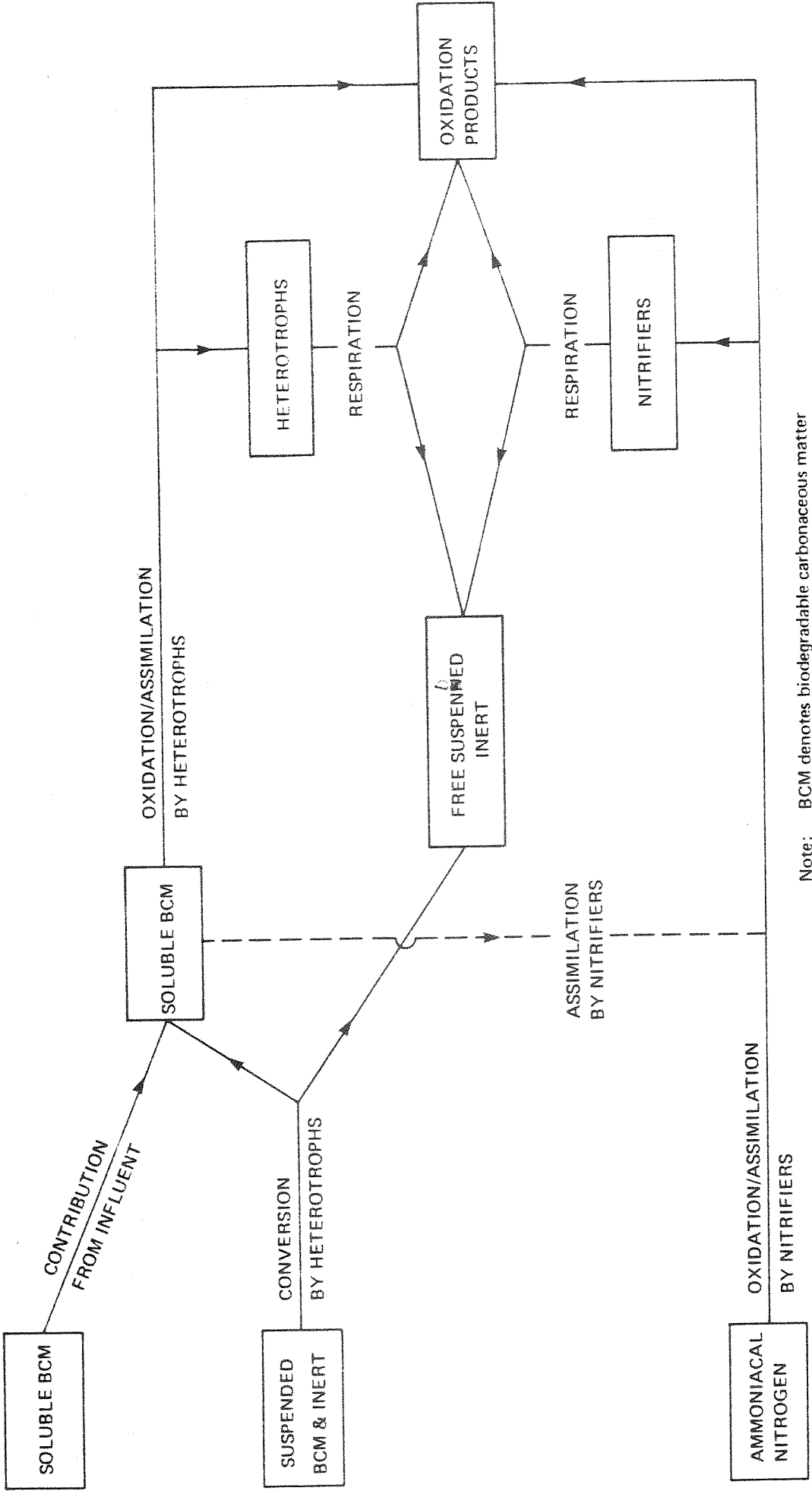
- A = Overflatearealet av sedimenteringstanken (m<sup>2</sup>).
- F = Midlere avløpsmengde som behandles (m<sup>3</sup>/s).
- r = Returslamforholdet (mengde returslam i forhold til innkommende avløpsmengde).
- K = Maks timefaktor.
- S<sub>1</sub> = Midlere innhold av suspendert stoff i luftetanken (mg/l).
- SSVI = Spesifikk slamvolumindeks (slamvolumet målt på slamprøve med tørrstoffinnhold = 3500 mg/l) (ml/g).

Kvaliteten på utløpsvannet fra ettersedimenteringen er gitt ved ligningene:

$$B_2 = B_2^* + aS_2$$

$$S_2 = B_2^* \frac{c-1}{a}$$





Figur 31. Biokjemiske reaksjoner som det er tatt hensyn til i modellen for aktivslamprosessen.

hvor

$B_2$  = Midlere  $BOF_5$ -innhold i utløpsvannet (mg/l)

$B_2^*$  = Midlere innhold av løst  $BOF_5$  i utløpsvannet (mg/l).

$S_2$  = Midlere suspendert stoff innhold i utløpsvannet (mg/l).

a = Andelen av  $BOF_5$  i det suspenderte stoffet i utløpsvannet (kg/kg)

c =  $\frac{B_2}{B_2^*}$ . Det benyttes en standardverdi på 2,5 for dette forholdet.

Sammenligner man STOM-modellen for aktivslamanlegg med NIVA-modellen er det igjen klart at den engelske versjonen tar hensyn til langt flere faktorer og er bedre teoretisk fundert enn den norske. Dette vil si at STOM-modellen er mere egnet for f.eks. driftsoptimalisering av eksisterende renseanlegg hvor man legger inn verdier fra egne målinger og analyser i modellen. For en grov teknisk-økonomisk vurdering av ulike prosesskombinasjoner vil NIVA-modellen være fullt tilfredsstillende, men det er ikke noe mer tungvint å bruke STOM-modellen for dette formål heller da man kan ha liggende inne standard-verdier for alle de inngangs-variabler man ønsker.

### Kjemisk rensing

STOM-modellen omfatter ikke kjemisk rensing da denne form for avløpsbehandling er lite utbredt i England. De matematiske funksjoner for kjemisk felling som allerede finnes i NIVA-modellen, er vurdert på nytt, og en er kommet til at disse fortsatt kan brukes slik de er.

## 7. REFERANSER

1. Watkins, L.H.: "The design of Urban Sewers System."  
Road Research Technical Papers No. 55.  
Dept. of Scientific and Industrial Research, London 1962.
2. Munz, W.: "Die Wirkung verschiedener Gewässerschutzmassnahmen  
auf den Vorfluter."  
Hydrologie, Zürich 28.2.1966.
3. Eckenfelder, W.W. and O'Connor, D.I.: "Biological Waste  
Treatment."  
Pergamon Press, New York 1961.
4. Hopwood, A.P. and Downing, A.L.: "Factors Affecting the Rate  
of Production and Properties of Activated Sludge in Plants  
Treating Domestic Sewage". J. Inst. Sew. Purif., Vol. 64, 1964.
5. Eye, I.D.: "Extended Aeration Plant."  
Jour. Water Pollution Control Federation, p. 1313, 1969.
6. Eckenfelder, W.W.: International Association on Water  
Pollution Research, p. 592, Pergamon Press 1969.
7. Lindholm, O.G.: "Modelling of Sewage Systems."  
Models for Environmental Pollution Control.  
Ann Arbor Science Publishers Inc., Michigan, USA. 1973.
8. Planz, P.: "Extended Aeration Plant."  
Jour. Water Pollution Control Federation, 1969.
9. Smith, R. og Eilers, R.: A Generalized Computer Model for  
Steady-State performance of the Activated Sludge Process.  
U.S. Dept. of the Interior. Okt. 1969.

10. Chambers, R.H. and Spearing, B.W.: "Effective use of STOM". Wat. Pol-  
lut. Control p. 655-664, 1982.
11. Bowden, K., Gale, R.S. and Wright, D.E.: "Evaluation of the CIRIA pro-  
totype model for the design of sewage-treatment works". Wat. Pol-  
lut. Control, p. 192-205, 1976.
12. Water Research Centre: "Sewage Treatment Optimization Model". User  
manual and description. Technical Report TR 144, 1981.
13. Water Research Centre: "Cost information for water supply and sewage  
disposal". Technical Report TR 61, nov. 1977.
14. Eilers, R.G. et.al.: "Short course proceedings. Applications of com-  
puter programs in the preliminary design of Wastewater treatment  
facilities". EPA-report 600/2-78-185 a and b. Ohio, sept. 1978.
15. Rossmann, L.A.: "Computer-aided synthesis of wastewater treatment and  
sludge disposal systems". EPA-report 600/2-79-158. Ohio, dec.  
1979.

VEDLEGG A.

REFERANSER HVOR NIVA'S AVLØPSRENSEMODELL ER BESKREVET

1. Lindholm, O.: "Fremdriftsrapport nr. 2. Systemanalyse av avløpsanlegg." 0 - 53/71, 26.7.1972. NIVA, Oslo.
2. Lindholm, O.: "Sammenfattende rapport frem til 1.4.1973. Systemanalyse av avløpsanlegg." 0 - 53/71, 1.4.1973, NIVA, Oslo.
3. Lindholm, O.: "Fremdriftsrapport nr. 4. Systemanalyse av avløpsanlegg." 0 - 53/71, 1.12.1973, NIVA, Oslo.
4. Lindholm, O.: Fremdriftsrapport nr. 5. Systemanalyse av avløpsanlegg." C4 - 01, 23.2.1976, NIVA, Oslo.
5. Lindholm, O.: "Systemanalyse av avløpsanlegg." NIVA's årbok 1973, Oslo.
6. Lindholm, O.: "Systemanalyse av avløpsanlegg." PRA-rapport nr. 1, mai 1975, Oslo.
7. Lindholm, O.: "Modelling of Wastewater Disposal Systems." Models for Environmental Pollution Control. (Bok.), Ann Arbor Science Publishers Inc., 1973.

Vedlegg B

RENSEANLEGGSMODELL

Liste over symboler

FORTRANSYMBOL	BENEVNING	FORKLARING
ANNUM (1) = ANNUMA	kr/år	Annuitet for maskinelt og elektrisk utstyr
ANNUM (2) = ANNUBY	kr/år	Annuitet for bygningsmessige arbeider
ANNUM (3) = VEDLL	kr/år	Vedlikeholdskostnader
ANNUM (4) = DRIFT	kr/år	Pass, energi og driftsutgifter
ANNUM (5) = KEMIKA	kr/år	Kjemikaliekostnader
ANNUM (6) = AARSK	kr/år	Totale årskostnader
ALDOS	mg/l	Kjemikaliedosering
ANTHPE	stk.	Antall hydrauliske personekvivalenter
ANTPEK	stk.	Antall BOF-personekvivalenter
BF15K	g/s	Partikulært BOF i Q17 med opprinnelse fra Q15
BF15L	g/s	Løst BOF i Q15
BOF(N)	g/s	Mengde BOF i delstrøm nr. N
BOFT(N)	g	Total mengde BOF passert i strøm nr. N for ett regnskyll (eller tidsintervall)
BOFTT(N)	g	Total mengde BOF passert i strøm nr. N for en rekke regnskyll
BOFETS	g/s	BOF i susp. stoff fra bio. ettersed.
BOFKET	g/s	Partikulært BOF i Q17 med opprinnelse fra Q11
BOFPEK	g/p.d.	BOF pr. person og døgn
BOFSPL	g/s	BOF i tørrversavrenning
DIMREN	%	Basisrenseeffekt i luftetank
H	1 pr. s/ 1 pr. s	Hydraulisk belastningsfaktor for luftetank (FIG. 16)
LTPEK	l/pers.ekv.	Liter luftetank pr. BOF-ekvivalent

RENSEANLEGGSMODELL

Liste over symboler

FORTRANSYMBOL	BENEVNING	FORKLARING
NMASK	år	Avskrivningstid for maskinelt utstyr
NBYGG	år	Avskrivningstid for bygninger
OVETKJ	m <sup>2</sup>	Overflate kjemisk ettersedimentering
OVETSD	m <sup>2</sup>	" biologisk "
OVSKSL	l/døgn	Overskuddsslam fra biologisk enhet
PRANL(1) = KPREHU	kr.	Anleggskostnad for preliminær behandling, kontrollhus, utv. anlegg
PRANL(2) = KFORS	kr	Anleggskostnad for forsedimentering
PRANL(3) = KBASS	kr	Anleggskostnad for fordrøyningsbasseng
PRANL(4) = KLUFTK	kr	Anleggskostnad for luftetank
PRANL(5) = KSLAPU	kr	" " returslappumper
PRANL(6) = KLUUTS	kr	" " luftenutstyr
PRANL(7) = KETSED	kr	" " bio. ettersedim.
PRANL(9) = KFLOK	kr	" " flokkulering
PRANL(10) = KETKEM	kr	" " kjem. ettersedim.
PRANL(11) = KANLNE	kr	Totale anleggskostnader, netto
PRANL(12) = KANLTO	kr	" " , brutto
PTIME	m/h	Overflatebelastning i bio. ettersed.
PP	%	Rentenivå
Q(N)	l/s	Vannføring i strøm nr. N
QT(N)	l	Vannmengde passert i strøm nr. N i et regnskyll (tidsintervall).
QTT(N)	l	Vannmengde passert i strøm nr. N i flere regnskyll
QISPL	l/s	Tørrvarsavrenning
Q10M	l/s	Maksimal returslammengde

RENSEANLEGGSMODELL

Liste over symboler

FORTRANSYMBOL	BENEVNING	FORKLARING
Q(N)V	1/s	Overløpsinnstilling for overløp N
QBASS	1/s	Maksimalt tillatt avløp fra fordrøyningsbasseng
QDIM	1/s	Dimensjonerende vannføring for renseanlegg
QDIM3	m <sup>3</sup> /døgn	" " " "
REN	%	Renseeffekt i luftetank etter hydraulisk- og temperaturkorreksjon
RENEFF	%	Renseeffekt (inkl. overløp) i et tidspkt.
RETUR	1 pr. s/ 1 pr. s	Returslamforhold
RGRFS	0,0-1,0	Rensegrad i forsedimentering m.h.t. avsettbart stoff
SLAMKJ	1/døgn	Slamproduksjon fra kjemisk trinn
SLFORS	1/døgn	" " forsedimentering
SLMBEL	1,0/døgn	Slambelastning i luftetank
SSAL	mg/l	Susp. stoff p.g.a. kjem. dosering
SSEFL	mg/l	" " fra bio. ettersedim.
SSKET	mg/l	" " " kjem. "
SSLT	mg/l	" " i luftetank
SSQ15	g/s	" " " Q15
SSRS	mg/l	" " " returslam
TEMP	°C	Temperatur i luftetank
TEMPKR		Faktor for korreksjon av slamproduksjon
TETA		Faktor i temperaturkorreksjonen for reneeffekt i luftetank
TFLOK	timer	Oppholdstid i flokkuleringsenhet



RENSEANLEGGSMODELL

Liste over symboler

FORTRANSYMBOL	BENEVNING	FORKLARING
TIDFS	timer	Oppholdstid i forsedimentering
TOTREN	%	Total renseseffekt, inkl. overløp, summert over en gitt tidsperiode
VBASGI	m <sup>3</sup>	Volum av gitt fordrøyningsbasseng
VBASKA	m <sup>3</sup>	Kalkulert mengde vann magasinert i fordrøyningsbasseng
VBASKM	m <sup>3</sup>	Maksimal mengde vann lagret i fordrøyningsbasseng iflg. beregningen
VF	gram	Lagret mengde BOF i fordrøyningsbasseng (= f (tid))
VOFLKJ	m <sup>3</sup>	Volum av flokkuleringsenhet
VOFORS	m <sup>3</sup>	Volum av forsedimentering
VTIME	m/h	Overflatebelastning i kjem. ettersed.
X		Faktor i hydraulisk overbelastningsformel

Vedlegg C.

KOMMANDODIREKTIVER FOR RENSEANLEGGMODELL

De etterfølgende kommandoer opererer renseanleggprogrammet. Kommandoene kan enten gis fra teletype terminaler eller punches på hullkort og kjøres i batch terminal.

Strøm-nummerere henvises til strømmene på figur 2.

- BIOKJM      Vannstrømmen passerer biologisk trinn før det kjemiske renetrinn. Bør gis selv om kjemisk trinn ikke er med.
- KJMBIO      Vannstrømmen passerer kjemisk trinn før biologisk.
- PRIS        Beregner totale anleggs- og årskostnader for renseanlegget.
- PRIS ALT    Beregner anleggs- og årskostnader for alle enhetsprosessene spesifisert.
- REGN N     Beregner midlere renseeffekt for ett helt år hvor årets avrenning beregnes steg for steg. N er ett helt tall som sier hvor mange regnskyll på den tilordnede magnetiske tapen som skal beregnes. Vanligvis er dette så mange basisregnskyll som man har lagt inn på tapen fra ledningsnettprogrammet. Hvis SPLN skrives i stedet for N, vil programmet bare beregne for tørrværsavrenning. Før beregningen starter, svarer teletype terminalen UTSKR? IDEL? Fosfor? Operatøren svarer med to tall og et tegn (Y eller N): M T X.
- Ved batchkjøring legges et punchkort e.l. etter REGN N.

- M = 0 gir en meget forkortet utskrift, mens
- M = 1 gir midlere renseeffekt i de enkelte regnskyll
- M = 2 gir detaljerte output til batch terminalen for alle viktige strømmer i fig. 2 og for alle avrenningssituasjoner
- T = Tidsintervallet mellom hver avrenningssituasjon i minutter (vanligvis mellom 1 og 10 minutter)
- X = Y Fosfor blir hovedparameter og forurensningene på datatapen betraktes som fosfor
- X = N BOF blir hovedparameter og forurensningene på datatapen betraktes som BOF.

KORR Denne kommandoen benyttes for innstillingen av et renseanlegg før beregningene starter, eller når anlegget ønskes variert før nye beregninger foretas. Teletype-terminalen svarer WHAT GROUP? Operatøren svarer da med tallet G hvor  $G = 1, 2, 3$  eller 4. Ved batchkjøring legges et punchekort med ett av disse tall umiddelbart bak KORR-kortet.

Settes  $G = 1$ , kan følgende faktorer korrigeres:

G = 1

Q20V	Maksimalt tillatt vannføring for Q3 (l/s)
QBASS	Maksimalt utløp fra fordrøyningsbasseng (l/s)
Q70V	Maksimalt tillatt vannføring for Q8 (l/s)
VBASGI	Volum av fordrøyningsbasseng ( $m^3$ )
VOFORS	Volum av forsedimentering ( $m^3$ )
OVETSD	Overflate av biologisk ettersedimentering ( $m^2$ )
LTPEK	Volum av luftetank pr. p.ekv. (l/p)
TEMP	Temperatur i luftetank
Q4MAX	Maksimal vannføring overført fra nødoverløp i fordrøyningsbassenget til resipient (Q4MAX = 0 betyr at alt fra nødoverløpet Q4 går direkte til forsedimentering.)

G = 2

Q140V	Maksimalt tillatt vannføring for Q15 (l/s)
Q190V	Maksimalt tillatt vannføring for Q20 (l/s)
VOFLKJ	Volum i flokkuleringstank ( $m^3$ )
OVETKJ	Overflate i kjemisk ettersedimentering ( $m^2$ )
ALDOS	Dosering av aluminiumsulfat (mg/l)
K	Fraksjon suspendert stoff p.g.a. ALDOS (=0.15)

G = 3

BOFPEK	Spesifikk BOF produksjon pr. personekvivalent (BOFPE må være = 0 i ledningsnettprogrammet om BOFPEK i renseprogrammet brukes, ellers legges tallet til to ganger) (g/p · d)
ANTPEK	Antall BOF personekvivalenter
ANTHPE	Antall hydrauliske personekvivalenter

G = 3 (forts.)

SSRS	Suspendert stoff i returslam (mg/l)
SSLT	Suspendert stoff i luftetanken (mg/l)
VFBRK	Spesifikt vannavløp pr. p.ekv. ( $m^3/p \cdot d$ )
PPEK	Spesifikk fosfor produksjon (g/p · d)

G = 4

PP	Rentefot (%)
NMASK	Avskrivningsperiode for maskiner og elektrisk utstyr (år)
NBYGG	Avskrivningsperiode for bygn. deler (år)
SLATET	Denne størrelse er uaktuell, men skrives (=75)
EPS	Programmet avslutter beregningene på ett regnskylls avrenning når $Q < TVA + EPS$ . (TVA = tørrvørsavrenning, $Q$ = vannføring til renseanlegget) (l/s)

Ved å svare med gruppenummeret, skriver maskinen ut de data som i øyeblikket ligger inne. Etter dette kan de nye størrelser skrives inn på teletypen eller punches på et eget kort og legges bak kortet med gruppenummeret ved batchkjøringer.

BMOVE Tapen med regnskylldata reverseres ett regnskyll i forhold til posisjonen i øyeblikket.

REWIND Tapen med regnskyll kjøres helt tilbake til utgangsposisjonen.

HJELP En kort brukerskrivelse trykkes ut.

VAR name start end step

Denne kommandoen foretar sensitivitestanalyse for faktoren man ønsker å beregne.

Name = faktorens betegnelse (se KORR-direktivet)

Start= faktorens startverdi i beregningene

End = faktorens endeverdi i beregningene

Step = beregningssteget for faktoren

Før beregningene settes igang, svarer teletypen: ANT?  
UTSKR? IDEL? Operatøren sender tilbake tre tall (event.  
punches ett kort med tre tall som legges bak VAR-kortet  
ved batchkjøringer).

ANT = Antall regnskyll på tapen som skal inkluderes i  
beregningene.

UTSKR = 0 gir en meget enkel utskrift.

UTSKR = 1 gir noe mer data.

UTSKR = 2 gir detaljerte utskrifter.

IDEL er beregningsintervallet i minutter mellom hver av-  
renningssituasjon (1 til 10 min.).

Sendes SPLL istedenfor de tre tallene, beregnes sensitivi-  
teten kun for tørrværsavrenningen.

For hver verdi av parameteren beregnes anleggskostnader  
totalt, årskostnader og korresponderende total renseeffekt.

PLTV Resultatene av VAR-kommandoen plottes i diagram av printerens.  
(Batch-terminalen.)

PRNT Resultatene av REGN N-kommandoen trykkes ut på "on-site"  
batch terminal hvis kjøringen er gjort fra teletype terminal.  
Får summert strømmene pr. år i kg for P og BOF.

PRNT Samme som PRNT, men enklere og billigere utskrift.  
DATA

IUT Resultatene av REGN N-kommandoen trykkes ut for hver strøm  
(hvis detaljert utskrift er forlangt) og tidspunkt.  
Får summert strømmene pr. år for fosfor og BOF. Brukes  
kun hvis kjøringen gjøres fra batch terminal.  
I bilag 3 er vist utskrifts eksempler.

OPTI XYZW Dette er en optimaliseringsrutine som søker en optimal  
kombinasjon av enhetsprosesser inkludert volum av for-  
drøyningsbasseng.

X = B Optimaliserer m.h.t. BOF

X = P Optimaliserer m.h.t. fosfor

Y = % midlere renseeffekt som kreves.

Z = Antall variable som inkluderes i optimaliseringen.

W = Antall regnskyll fra tapen som skal inkluderes i beregningen.

Før beregningene starter, må modellvariablene gis på følgende måte:

Name start end step

En linje (eller kort) for hver variabel.

- SAVE Modellvariablene lagres på masselager i maskinen.
- GET Programmet henter de modellvariablene som ble lagret ved siste SAVE. (De variablene det er snakk om er de som representeres av KORR.)
- END Avslutter programmet.

#### VEDLEGG D.

### SENSITIVITETSANALYSE PÅ UTSLAG I RENSERESULTATER NÅR PARAMETRE OG RENSEEFFEKT-FUNKSJONER VARIERER.

#### A. Parameteranalyse for biologisk rensemodell.

Innvirkningen på totalt fjernet BOF-mengde beregnet i renseanleggmodellen når forskjellige parametre blir variert, er vist i det etterfølgende.

De tre enhetsprosessene som betraktes, er vist i fig. 32.

Det er antatt en tørrværsituasjon i renseanlegg. Basisverdiene for de parametre som varieres, er vist på fig. 32. Oppholdstiden i forsedimenteringen er variert mellom 0 og 2 timer. Utslaget i den totale renseseffekt (for alle tre enhetsprosesser) er vist langs ordinaten i fig. 33. En økning i oppholdstiden vil ha størst effekt ved lave oppholdstider. Variasjonen mellom 0 og 2 timer tilsvarer imidlertid totalt sett bare 5% fjernet BOF. Tilsvarende virkning for en variasjon i oppholdstiden i luftetanken er vist i fig. 34. Oppholdstider under en time har meget drastiske virkninger på den totale renseseffekt. Betydningen av å variere den spesifikke BOF-mengde pr. person pr. døgn er vist i fig. 35.

I fig. 36 er virkningen av å øke konsentrasjonen av suspendert stoff i luftetanken vist. En konsentrasjon under 3 000 mg/l fører til en relativt rask minking av renseseffekten.

Oppholdstiden i luftetank, spesifikk BOF-belastning pr. person og døgn, og konsentrasjon av suspendert stoff i luftetanken virker alle på slambelastningen, som i sin tur er den egentlige årsak til at renseseffekten forandres.

Overflatebelastningen i ettersedimenteringen er variert mellom 0.5 og 2.0 m/h. Utslaget i total renseseffekt er vist i fig. 37.

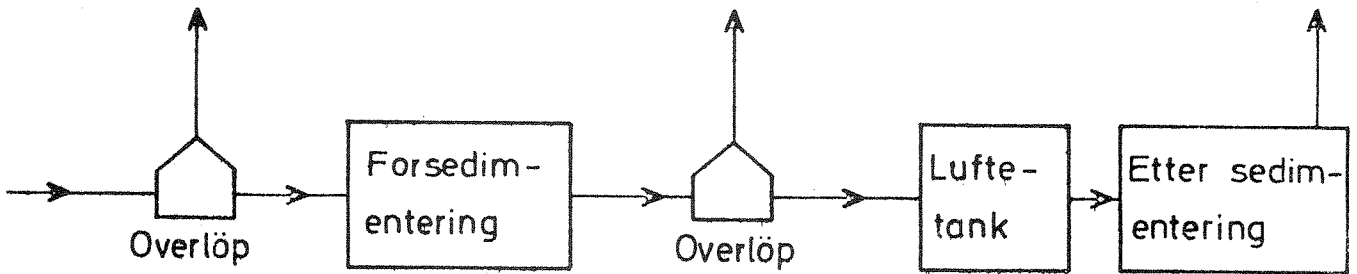
Overflatebelastninger større enn 1.5 m/h fører til sterke reduksjoner i renseseffekten. Temperaturens innvirkning er vist i fig. 38.

Dennes innflytelse er relativt liten. Det er forutsatt at temperatur-

endringene skjer over et lengre tidsrom.

Det spesifikke avløpets innvirkning på den totale fjerning av BOF er plottet i fig. 39. Det er vesentlig å være klar over at når én parameter er variert, er de andre innvirkende parametre holdt konstant lik basisverdiene.





Figur 32. Renseanleggkonstellasjon.

BASISRENSEANLEGGET HAR FØLGENDE DATA:

Antall personekvivalenter	= 10 000
Spesifikt forbruk av vann	= $0.5 \text{ m}^3/\text{d} \cdot P$
Forsedimentering	= $312 \text{ m}^3$ (1.5 timer)
Luftetank	= 63 liter pr. person (3 t)
Ettersedimentering	= $278 \text{ m}^2$ (0.75 m/time)
Spesifikt BOF produksjon	= 60 g BOF pr. pers. pr.døgn
Temperatur	= $10^\circ\text{C}$
Slam i luftetank	= 4 000 mg SS pr. liter

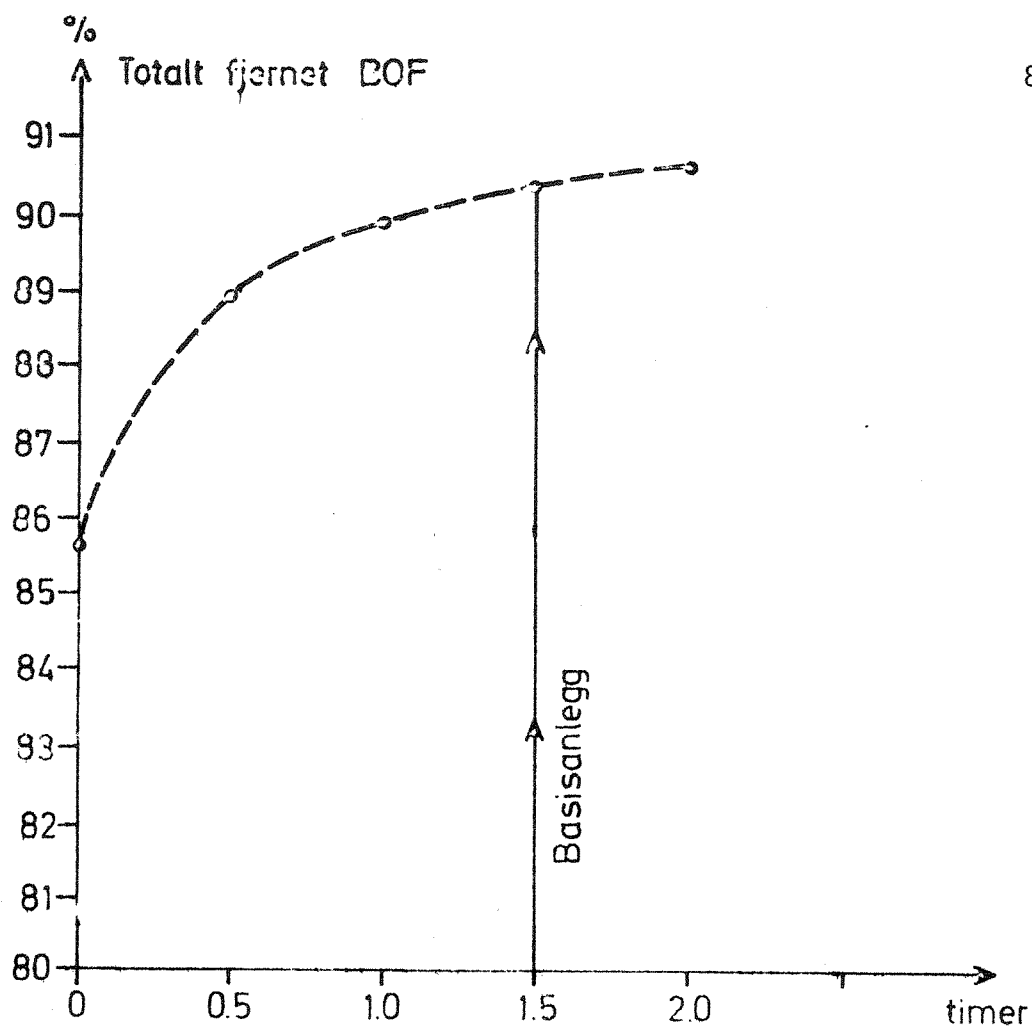


Fig. 33.

Oppholdstid i forsedimentering

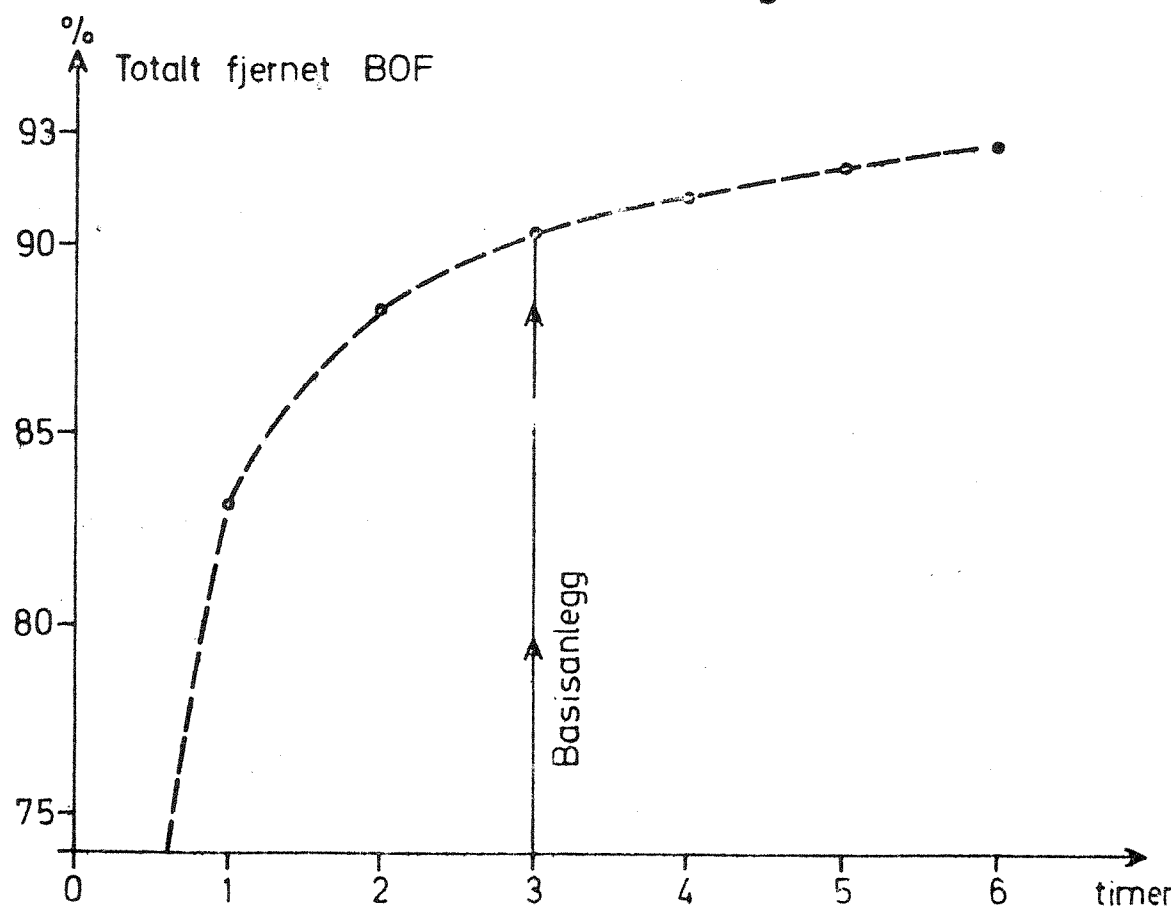
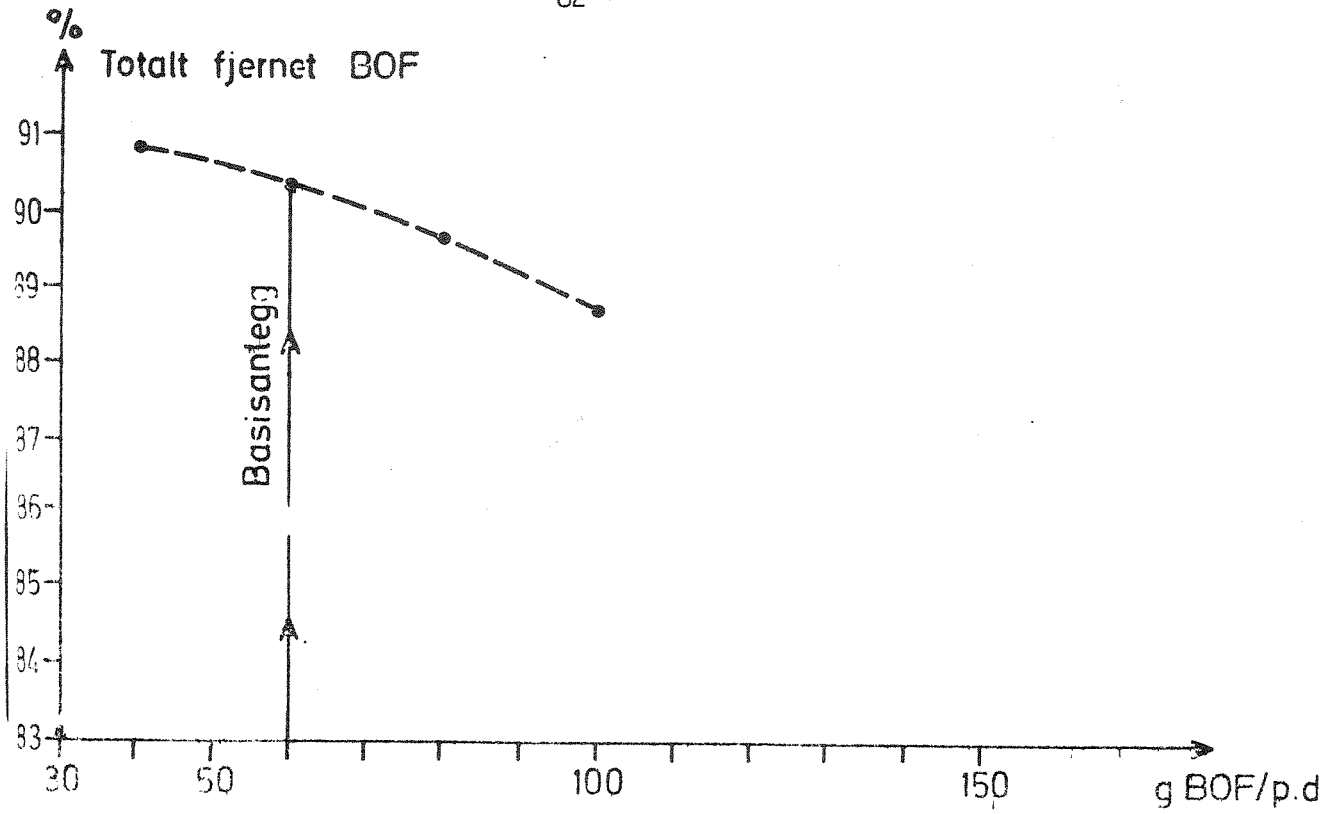
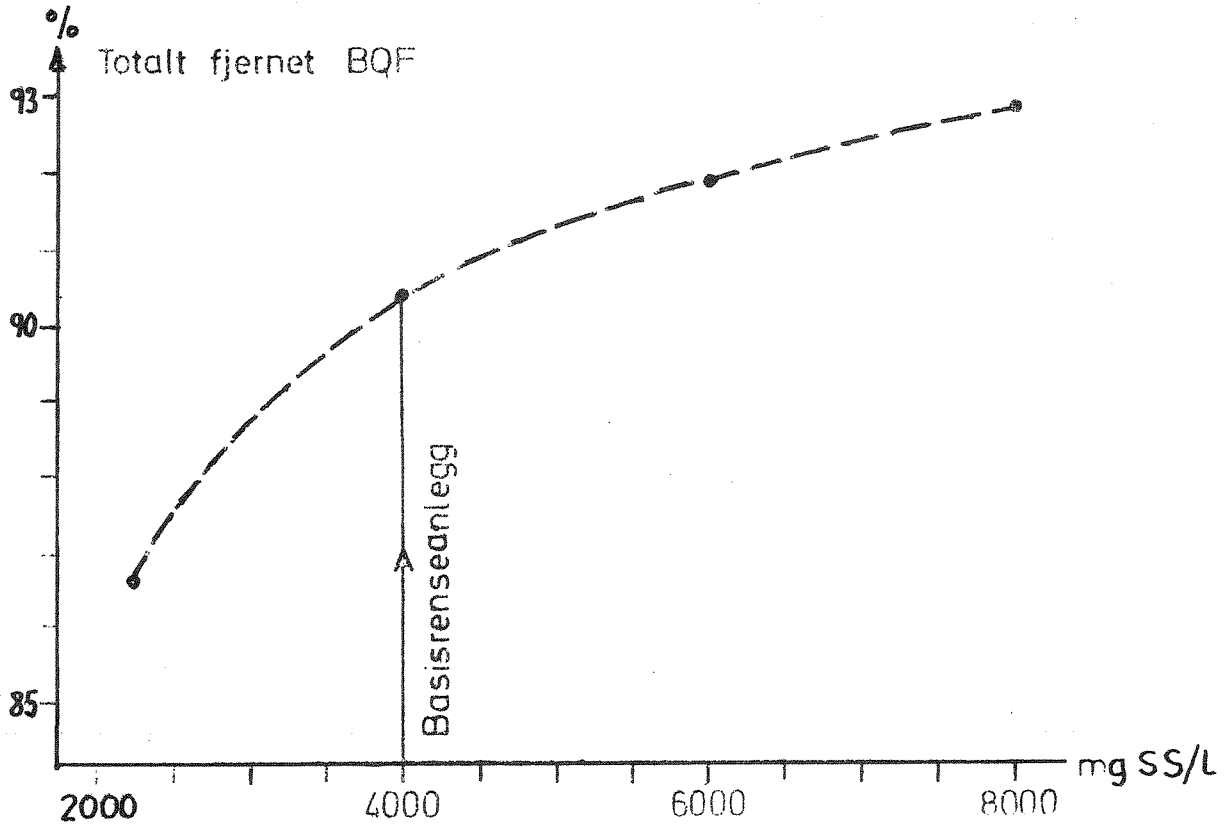


Fig. 34.

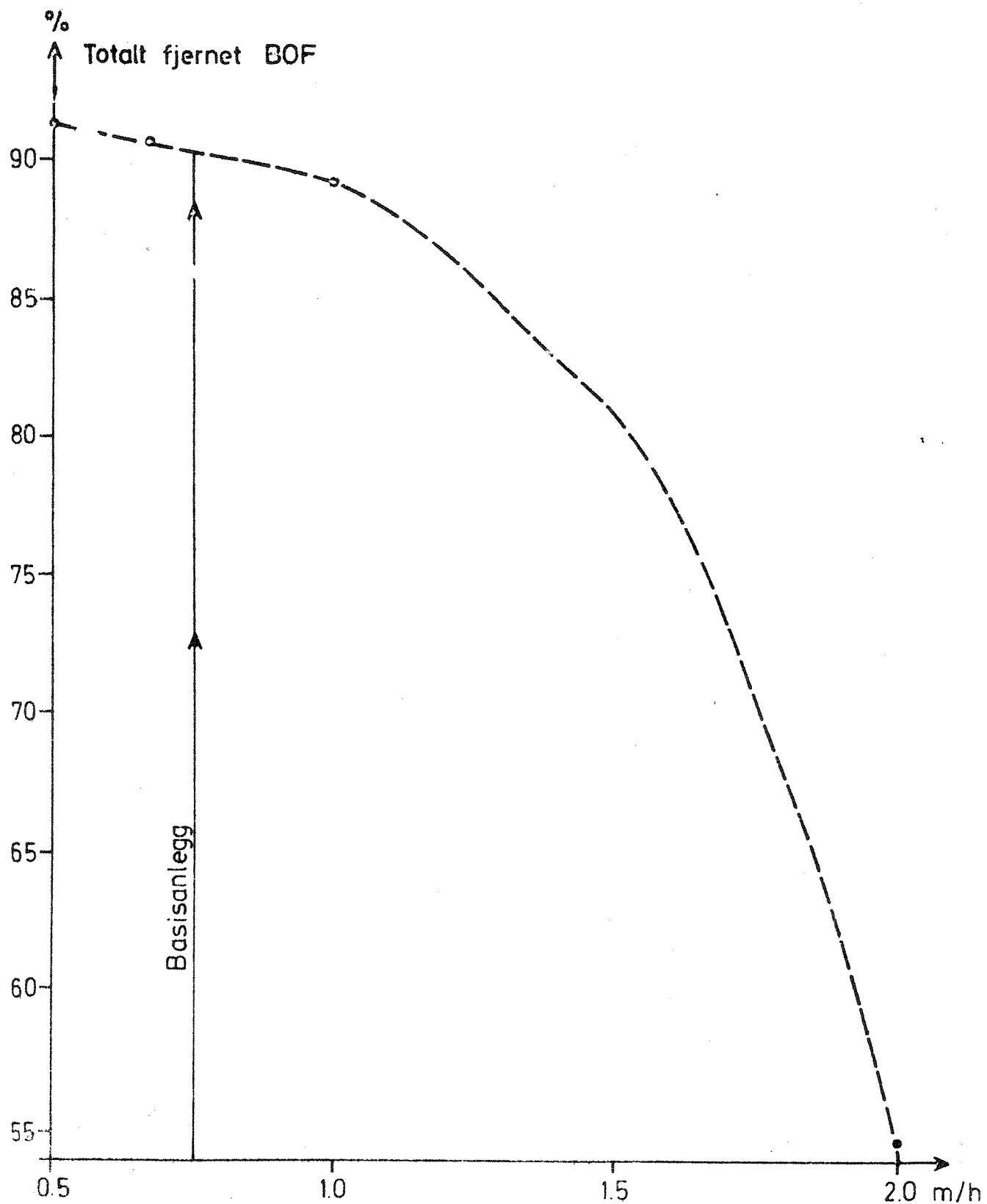
Oppholdstid i luftetank



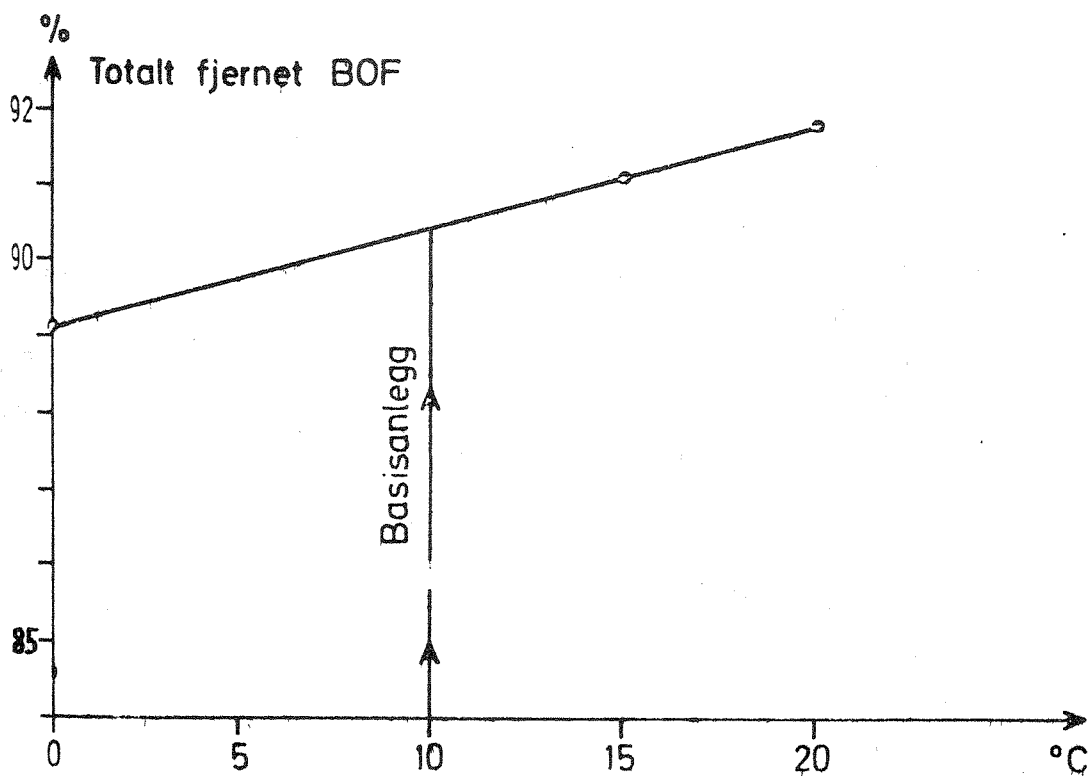
Figur 35. Spesifikk BOF-mengde pr. person pr. døgn.



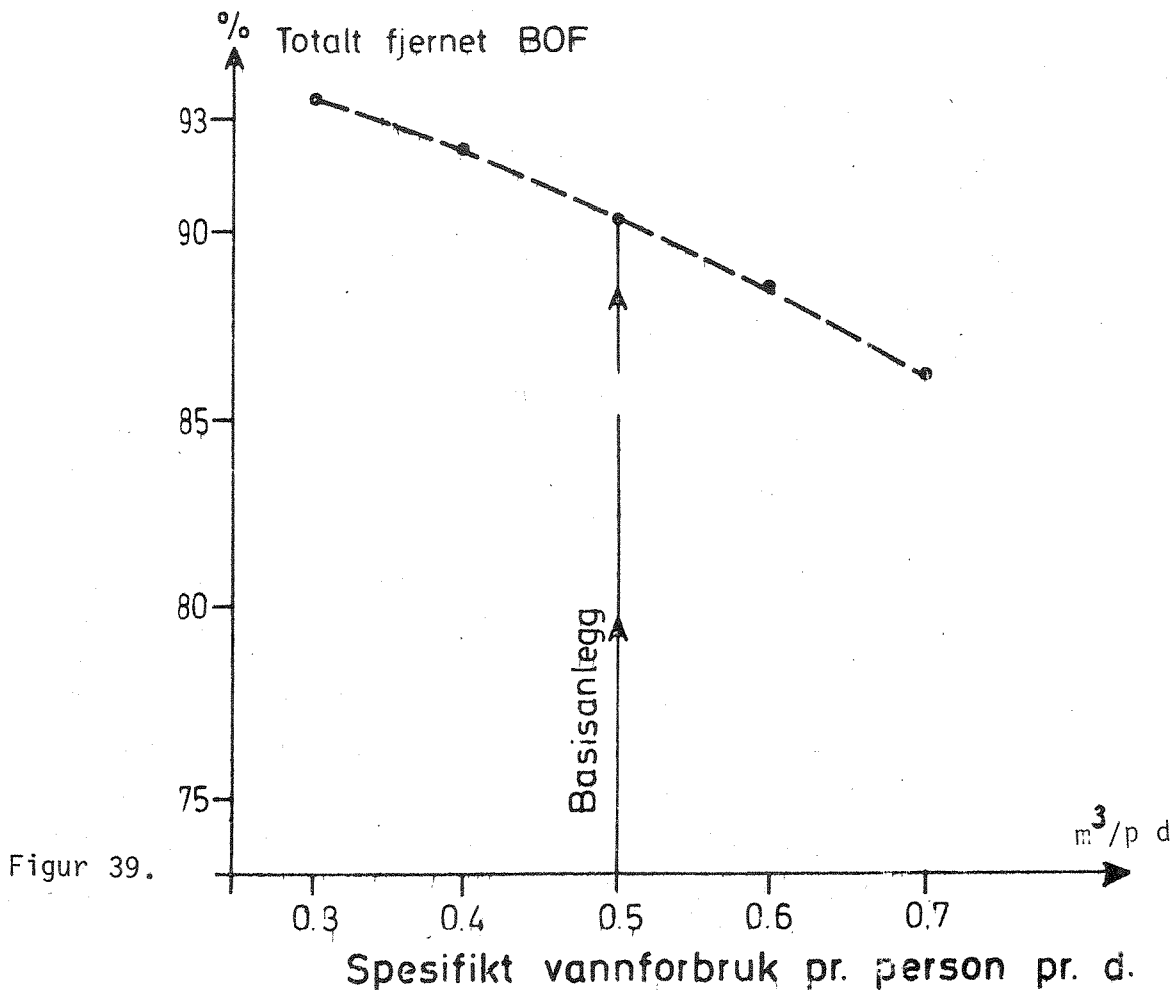
Figur 36. Suspensert stoff i luftetanken.



Figur 37. Overflatebelastning ved ettersedimentering.



Figur 38. Temperatur i luftetank.



Figur 39.

## B. Sensitivitetsanalyse av renseeffekt-funksjoner

De funksjoner som beskriver renseeffekten i de enkelte enhetsprosesser i et renseanlegg, varierer fra anlegg til anlegg. Det er derfor av interesse å vite hvilken innvirkning en slik variasjon i de forskjellige renseeffekt-funksjoner har på den totale virkningsgrad i et avløpssystem med overløp og renseanlegg over et helt års varierende forhold.

I det følgende er et fellesavløpssystem med overløp og renseanlegg analysert med varierte renseeffekt-funksjoner i de forskjellige enhetsprosessene. Fellessystemet er på 260 ha. I feltet er det antatt en befolkningstetthet på 100 p/ha.

I tørrværsavrenningen bidrar hver person med 400 l/døgn avløpsvann og 60 g organisk belastning (BOF<sub>7</sub>) pr. døgn. Nedbøren over året er representert ved seks typeregnskyl. Disse og tilhørende avrenningskoeffisienter er vist i tabell 5.

Tabell 5. Typeregner

Regn nr.	Midlere regnintensitet l/s, ha	Regnvarighet minutter	Antall pr. år	Midlere avrenningskoeffisient
R1	51	9	7	0.5
R2	20	29	26	0.4
R3	13	42	38	0.3
R4	8	54	43	0.3
R5	4	117	100	0.2
R6	1	151	200	0.0

Ved utløpet av ledningsnettet er plassert et renseanlegg med fordrøyningsbasseng, forsedimentering, luftetank (aktivslam) og ettersedimentering. Koblingen og størrelsen av disse enheter er vist på fig. 40. Konsentrasjonen av BOF i overvannets bidrag er antatt å følge kurve II og for enkelte alternativer kurve III i fig. 41.

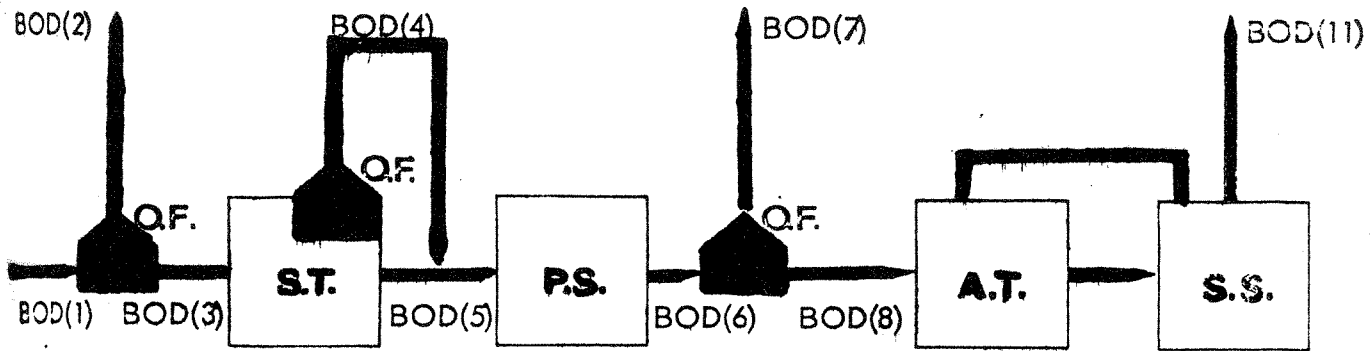
### Forsedimentering

Det er antatt tre forskjellige sedimenteringsforløp i forsedimenteringen. Alternativ 2. i figur 42, er antatt å være mest sannsynlig for kommunalt avløpsvann. De fleste tilfeller vil ligge mellom ytteralternativene 1 og 3. Total mengde BOF som tapes til resipienten fra overløp og renseanlegg i løpet av ett år, er vist langs ordinaten i figur 43. Denne mengden er vist som funksjon av volumet på fordrøyningsbassenget.

Diagrammet i figur 39 viser at de totale årlige utslipp påvirkes relativt lite av den viste variasjon i forsedimenteringsfunksjonene. Forøvrig er differansen mellom de tre alternativer nesten uavhengig av fordrøyningsbassengets volum.

### Luftetank

Renseeffekten i en luftetank kan uttrykkes som en funksjon av slambelastning. I figur 44 er det vist tre alternativer for slike rensefunksjoner. Kurvene gjelder løst organisk stoff da det suspenderte stoff beregnes separat.



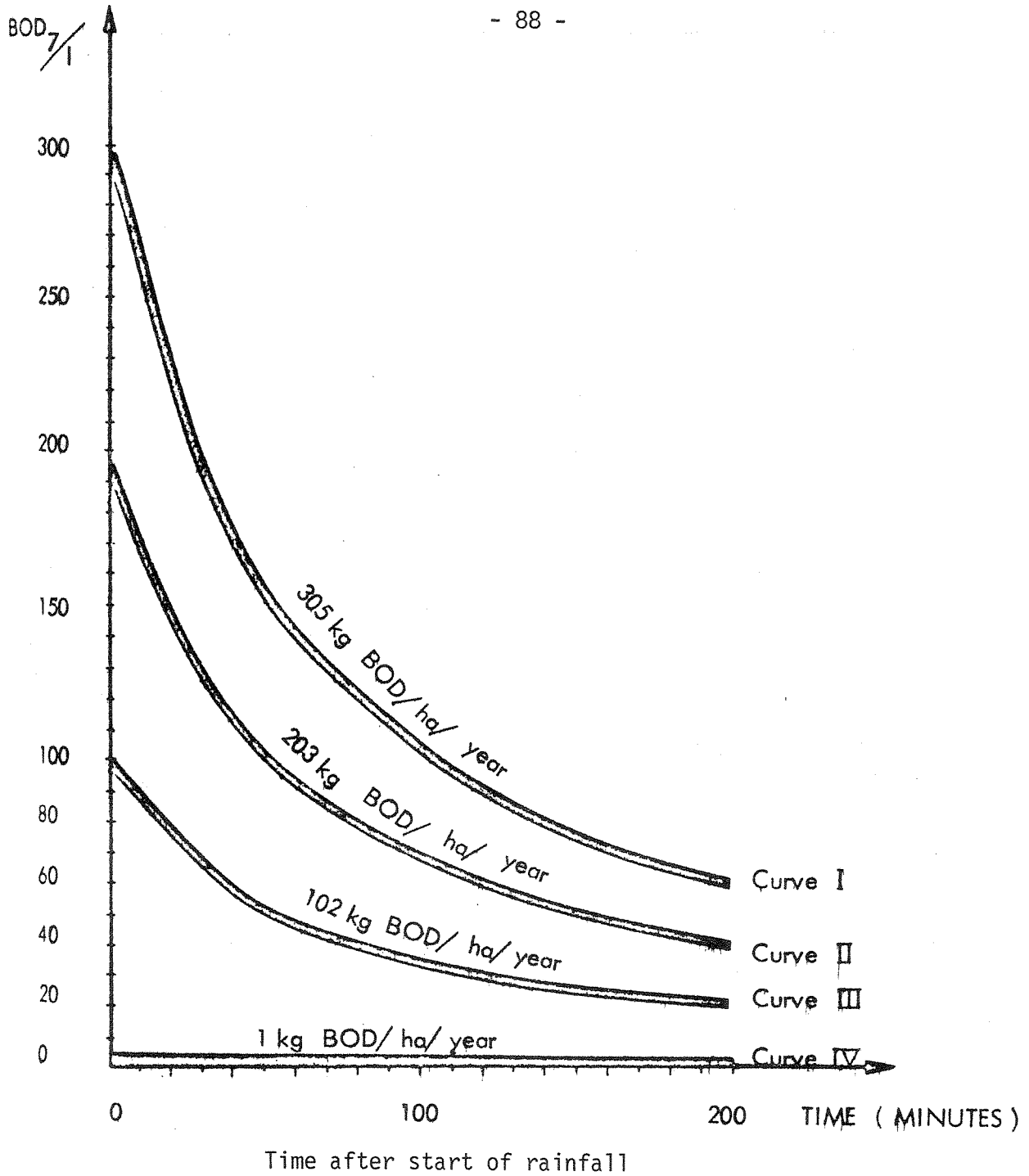
- O.F. = Overflow
- S.T. = Storage tank
- P.S. = Primary sedimentation
- A.T. = Aeration tank
- S.S. = Secondary sedimentation

$$Q(3)_{\max} = 35 \text{ DWF} = 4205 \text{ l/s}$$
$$Q(8)_{\max} = 2 \text{ DWF} = 241 \text{ l/s}$$

Detention in P.S. 1.5 hours at DWF (Average dry water flow)  
Detention in A.T. 8.4 hours at DWF  
Overflow rate in S.S. 0.7 m/h at DWF

Figur 40. Treatment Plant Configuration





Figur 41. Alternatives for amount of BOD in storm water.

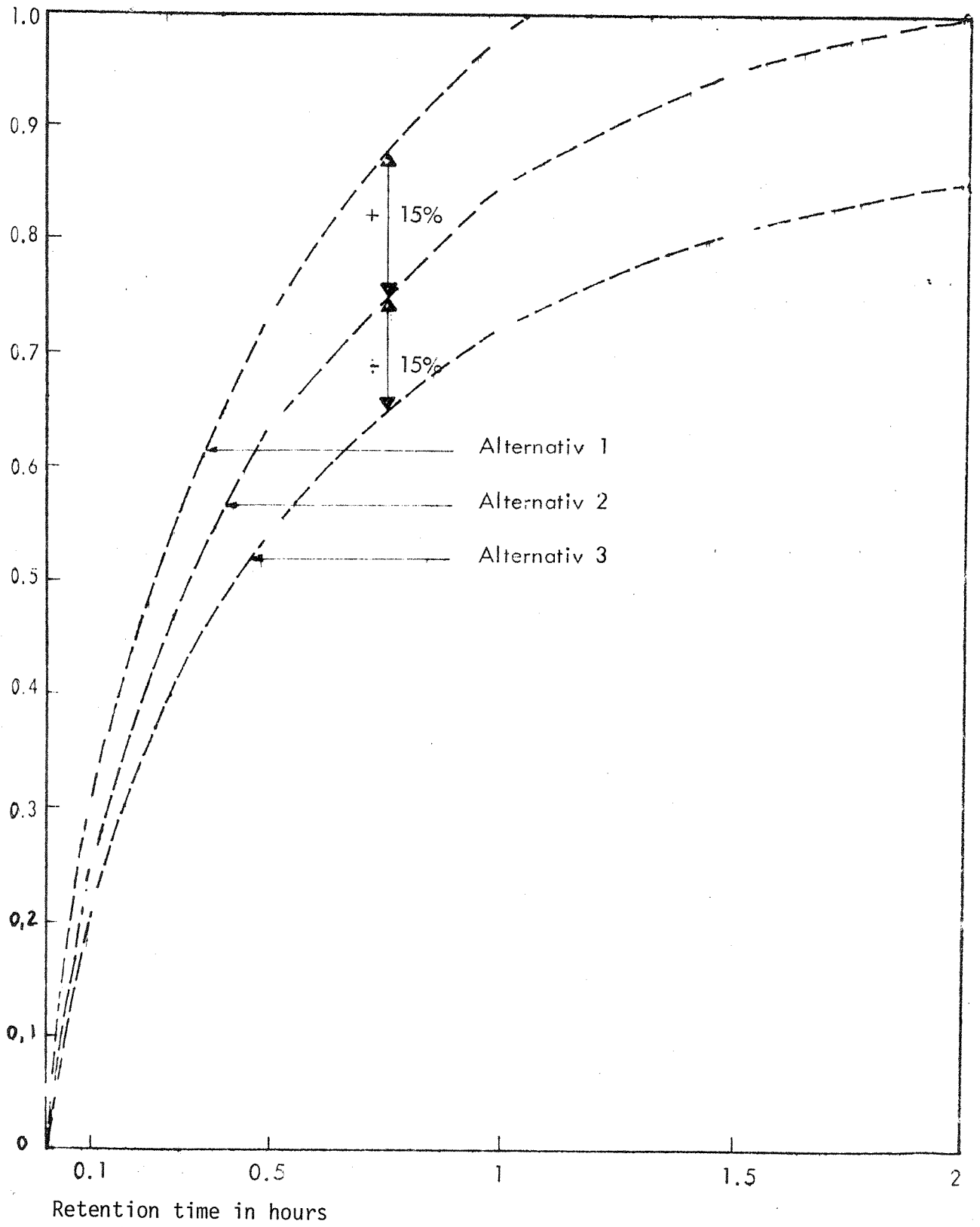


Figure 42. Removed part of settleable solids in primary clarifier .

In storm runoff: 200 kg BOD/HA · YEAR

Hydraulic load and secondary clarifier: 0.7 m/h at DWF

The different characteristics are shown in fig. 42.

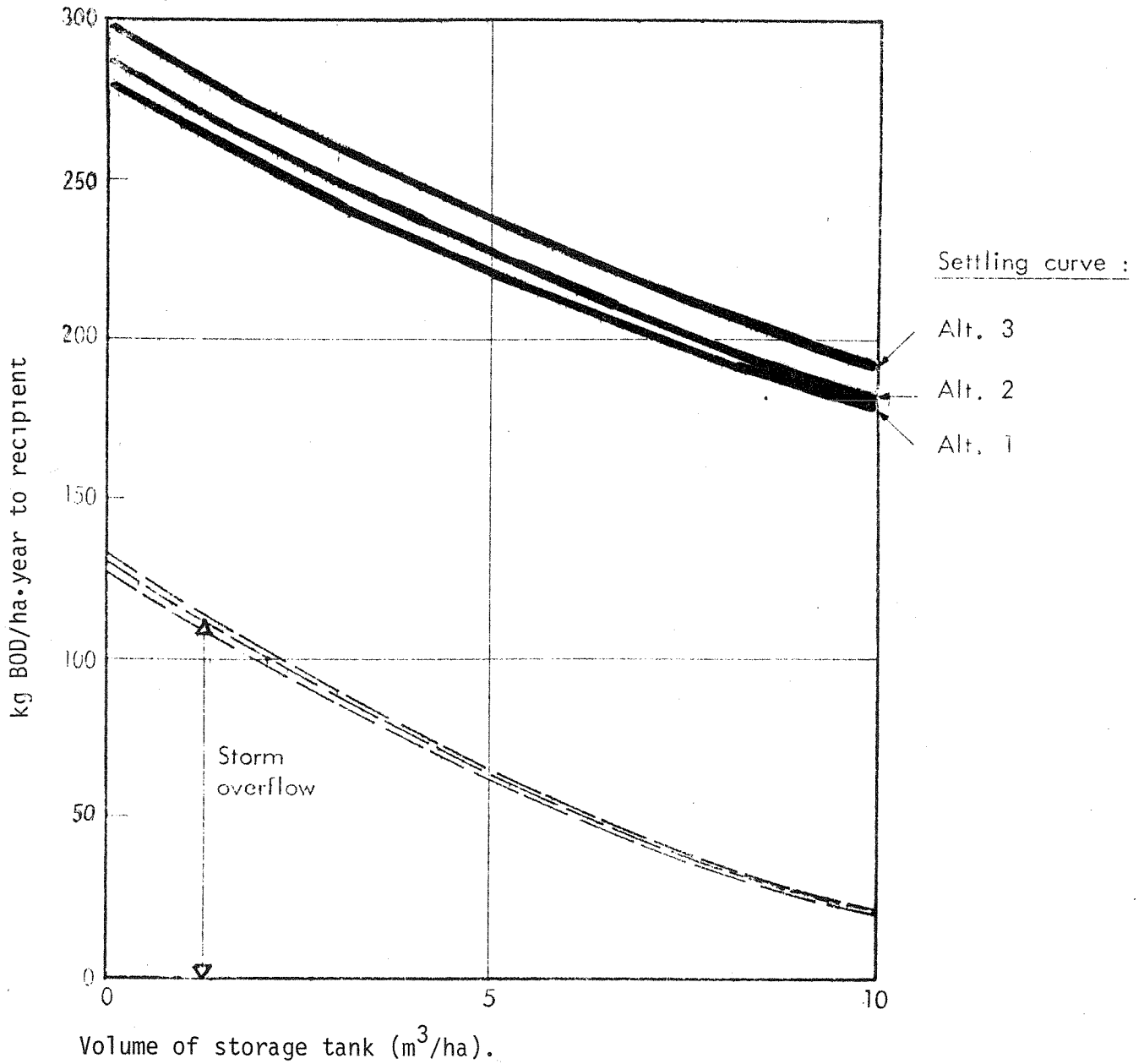


Figure 43. The influence of different characteristics of settling curve in primary clarifier.

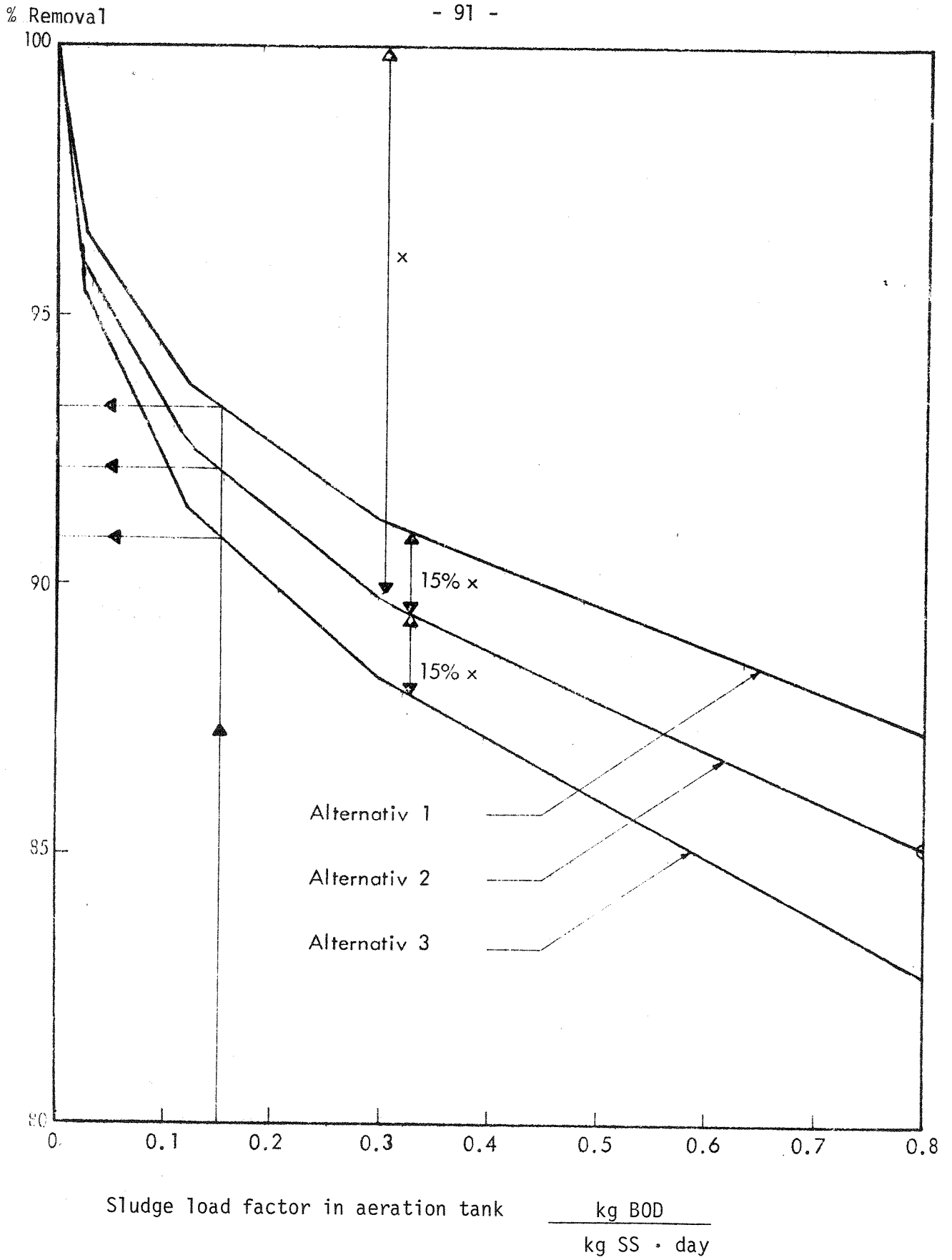


Figure 44. Base BOD removal in aeration tank.

Utslaget i det totale årlige utslipp av BOF er vist i diagrammet på fig. 45. Differansen i utslippene er relativt små, men likevel større enn tilsvarende var for forsedimenteringen.

Fordrøyningsbassengets volum påvirker lite avstanden mellom de tre kurver.

### Ettersedimentering

Ettersedimenteringsenheten representerer den prosess i renseanlegget som er vanskeligst å beskrive. Dette er kommet til uttrykk i fig. 46 hvor det høyeste alternativ har tre ganger større utslipp av suspendert stoff enn det laveste alternativ.

Beregningene for ettersedimenteringsenhetene er foretatt med to forskjellige forurensningsmengder i overvannet, 100 og 200 kg BOF/år og hektar overflate i nedbørfeltet. Disse to alternativene er vist henholdsvis på fig. 47 og fig. 48.

For hvert av overvannsalternativene er to ulike størrelser på ettersedimenteringsarealet analysert tilsvarende en stige-hastighet ved tørrvær på 0.5 og 0.7 m/h. Fig. 47 og 48 viser utslagene i de totale utslipp ved de nevnte variasjoner. Virkningen ved å variere ettersedimenteringsfunksjonene blir naturlig nok relativt stor da utgangspunktet også representerer meget store forskjeller. Imidlertid er ettersedimenteringsenhetens virkning vanskelig å forutsi.

### Mengde BOF i det suspenderte stoff

I renseanleggmodellen finnes en funksjon som gir mengde BOF i det suspenderte stoff i ettersedimenteringsenhetens effluent. Dette forhold er gitt som en funksjon av slambelastningen i luftetanken. De to alternativer er vist i fig. 49. mens virkningen på de årlige totale utslipp er vist i fig. 50. Det går frem av diagrammet at den viste variasjon av BOF-innholdet i det suspenderte stoff har en relativt betydelig virkning på de totale utslipp fra avløpssystemet.

In storm runoff : 200 kg BOD/HA : YEAR

Hydraulic load on secondary clarifier = 0.7 m/h at DWF.

The different removal rates are shown in fig. 44.

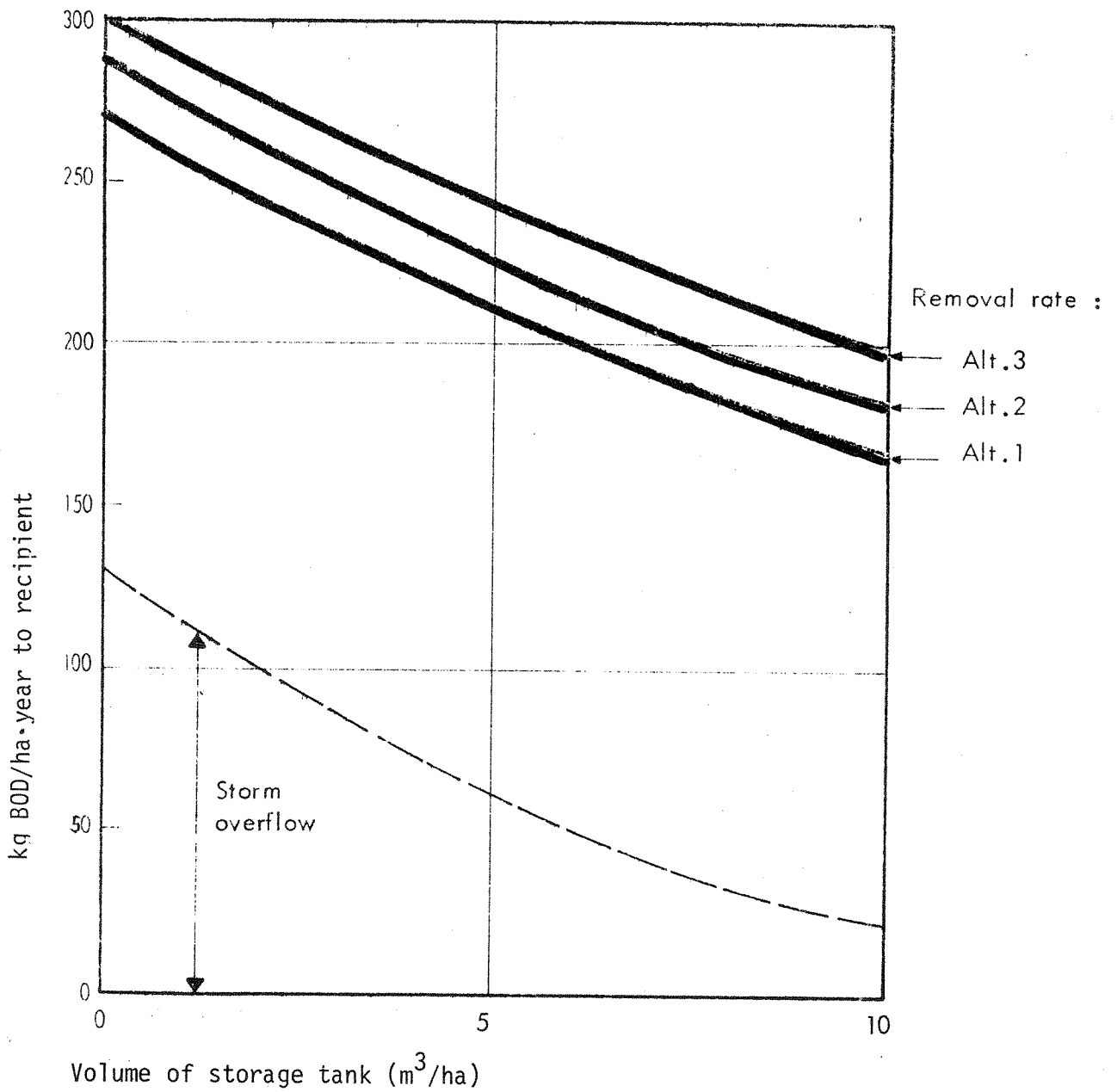


Figure 45. The influence of different removal rates in the aeration tank.

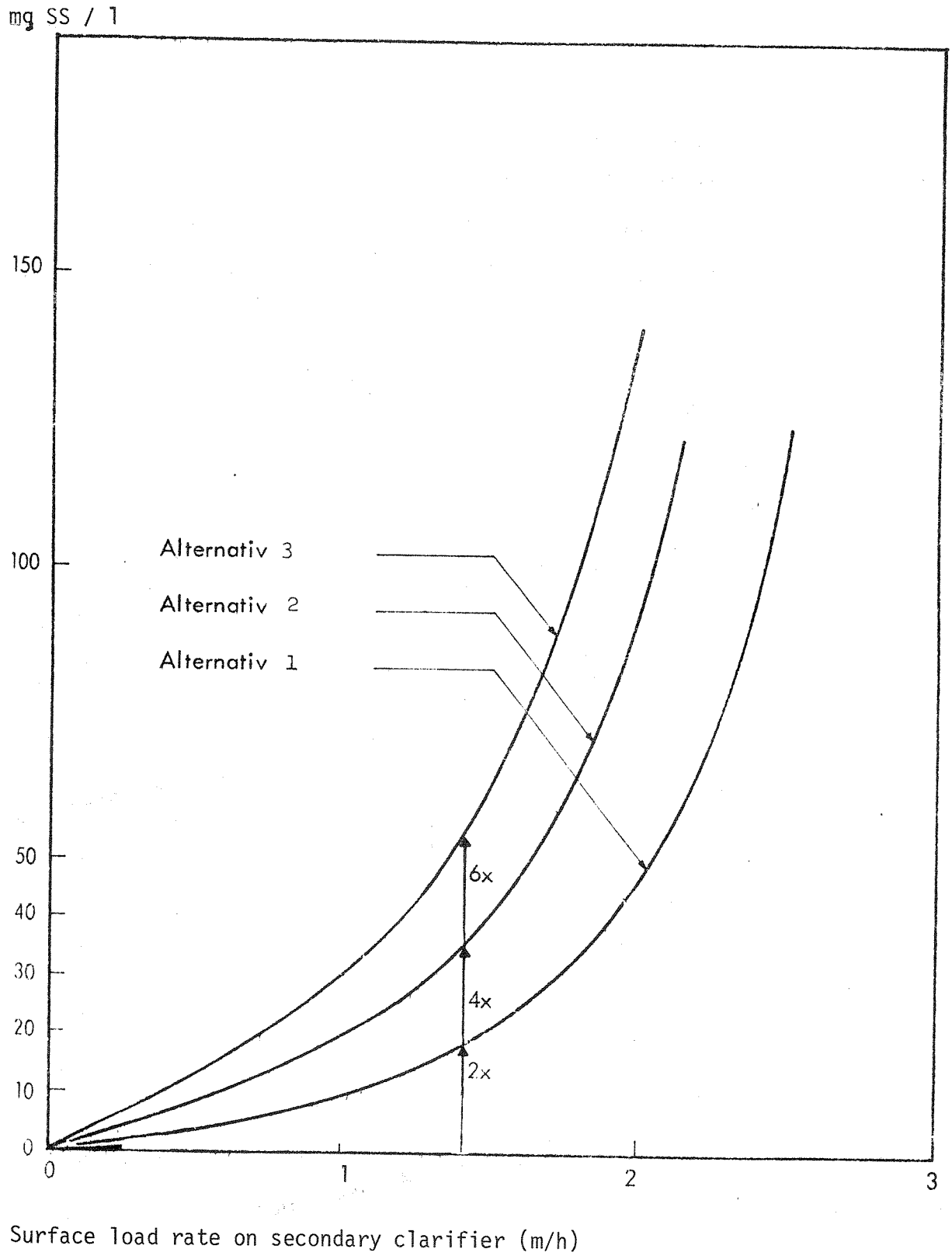


Figure 46. Suspended solids in the effluent of secondary clarifier.

In stormrunoff : 100 kg BOD/ha·year

The characteristics are shown in fig. 46.

Alt. A. — Hydraulic load on secondary clarifier = 0.7 m/h (DWF)

Alt. B. — Hydraulic load on secondary clarifier = 0.5 m/h (DWF)

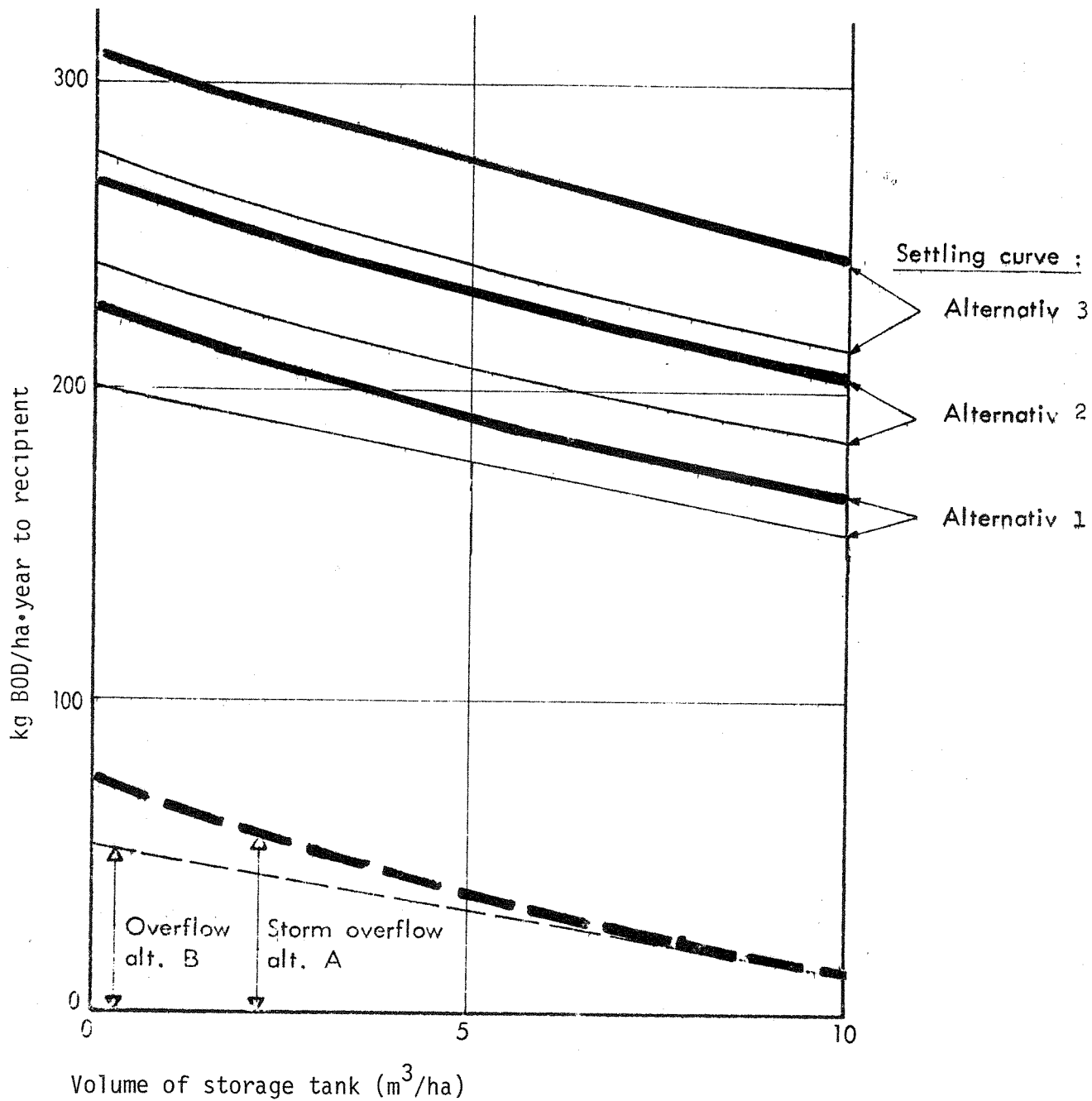




Figure 47. The influent of different characteristics of settling curve in secondary clarifier.



In storm runoff : 200 kg BOD/ha·year

The different characteristics are shown in fig. 46.

Alt. A.  Hydraulic load on secondary clarifier = 0.7 m/h (DWF)

Alt. B.  Hydraulic load on secondary clarifier = 0.5 m/h (DWF)

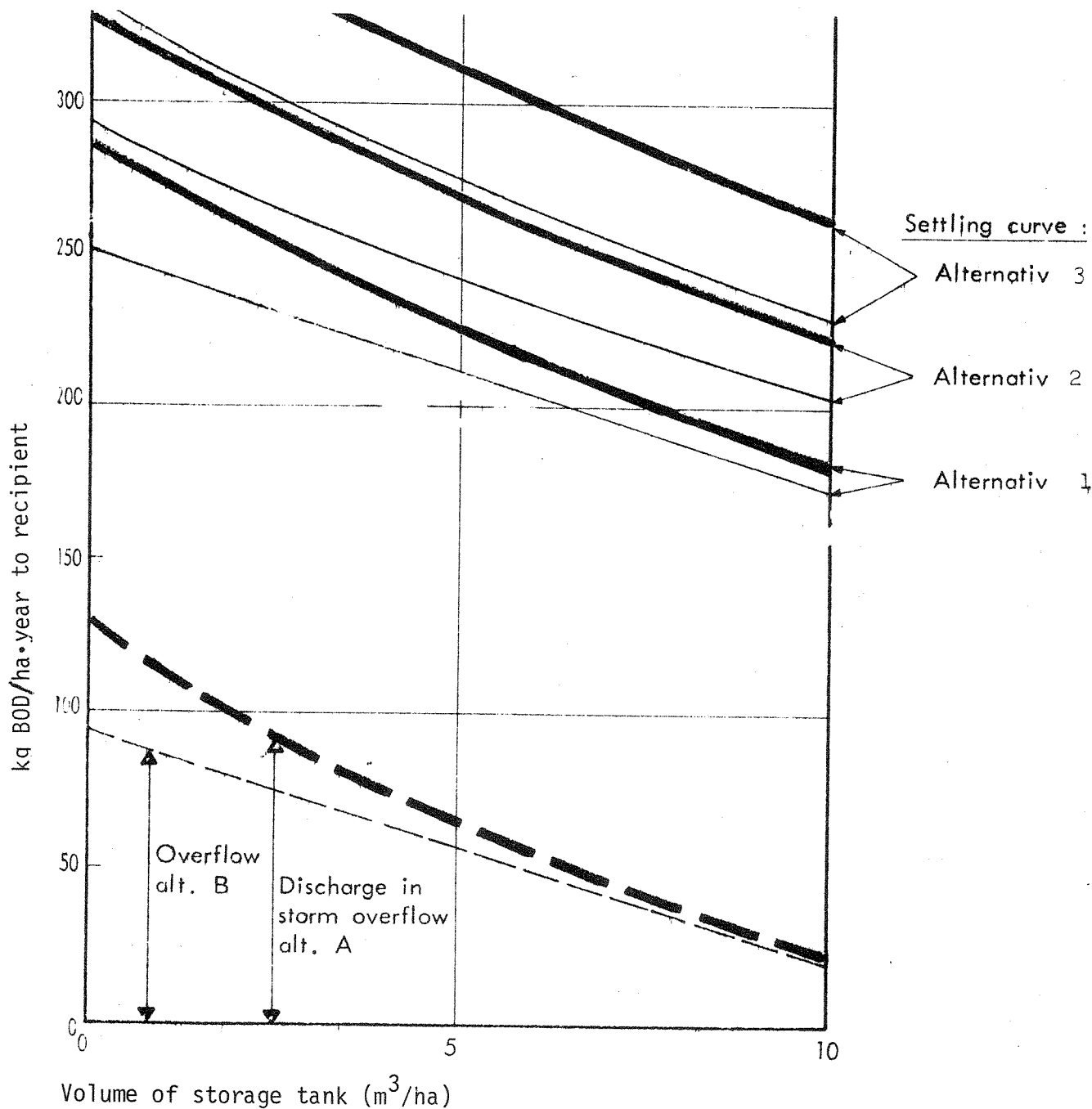


Figure 48. The influence of different characteristics of settling curve in secondary clarifier.

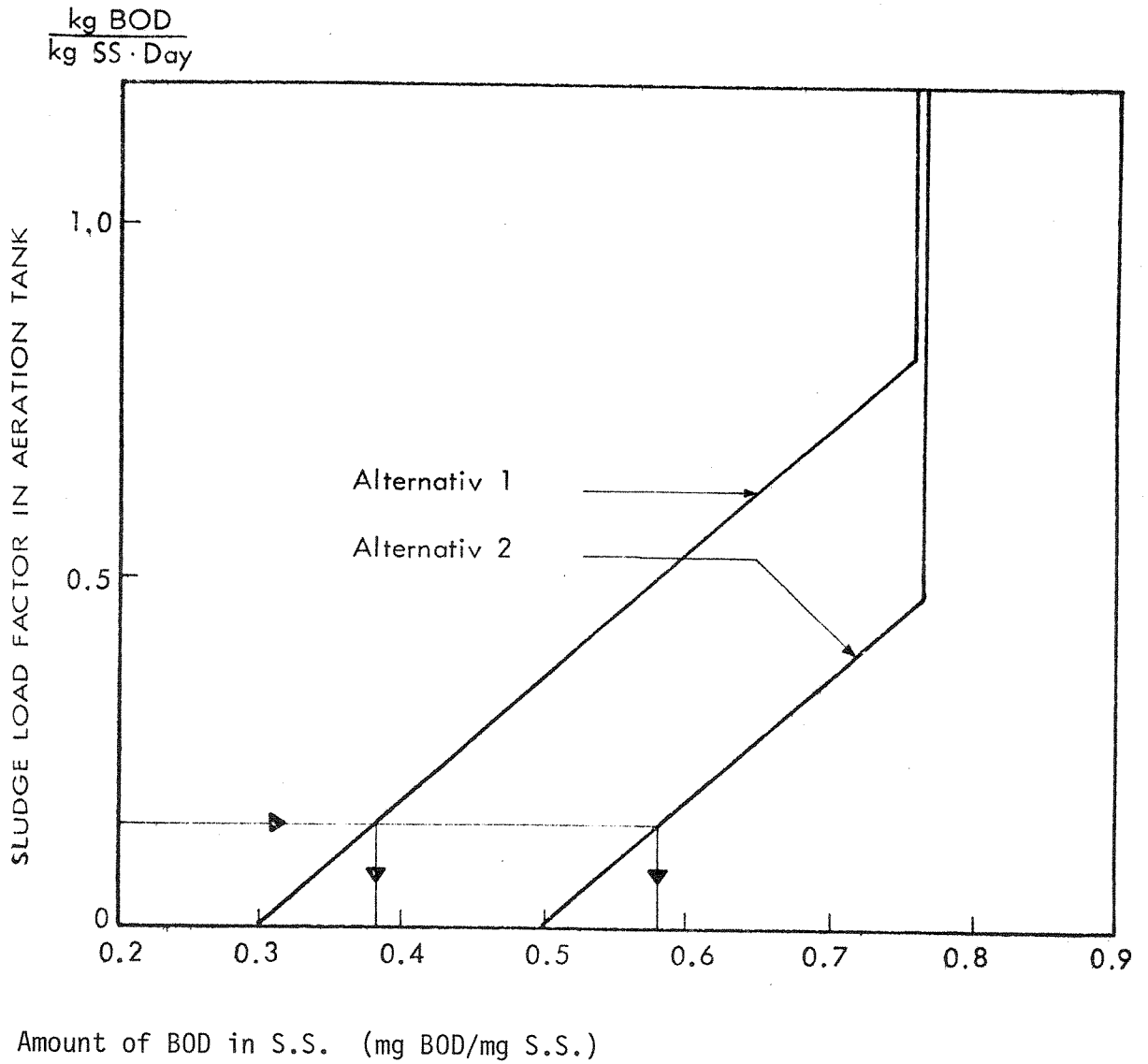


Figure 49. Amount of BOD in suspended solids from secondary clarifier.

In storm runoff : 200 kg BOD/ha · year

The different ratios are shown in fig. 49.

Alt. A: Hydraulic load on secondary clarifier = 0.7 m/h (DWF)

Alt. B: Hydraulic load on secondary clarifier = 0.5 m/h (DWF)

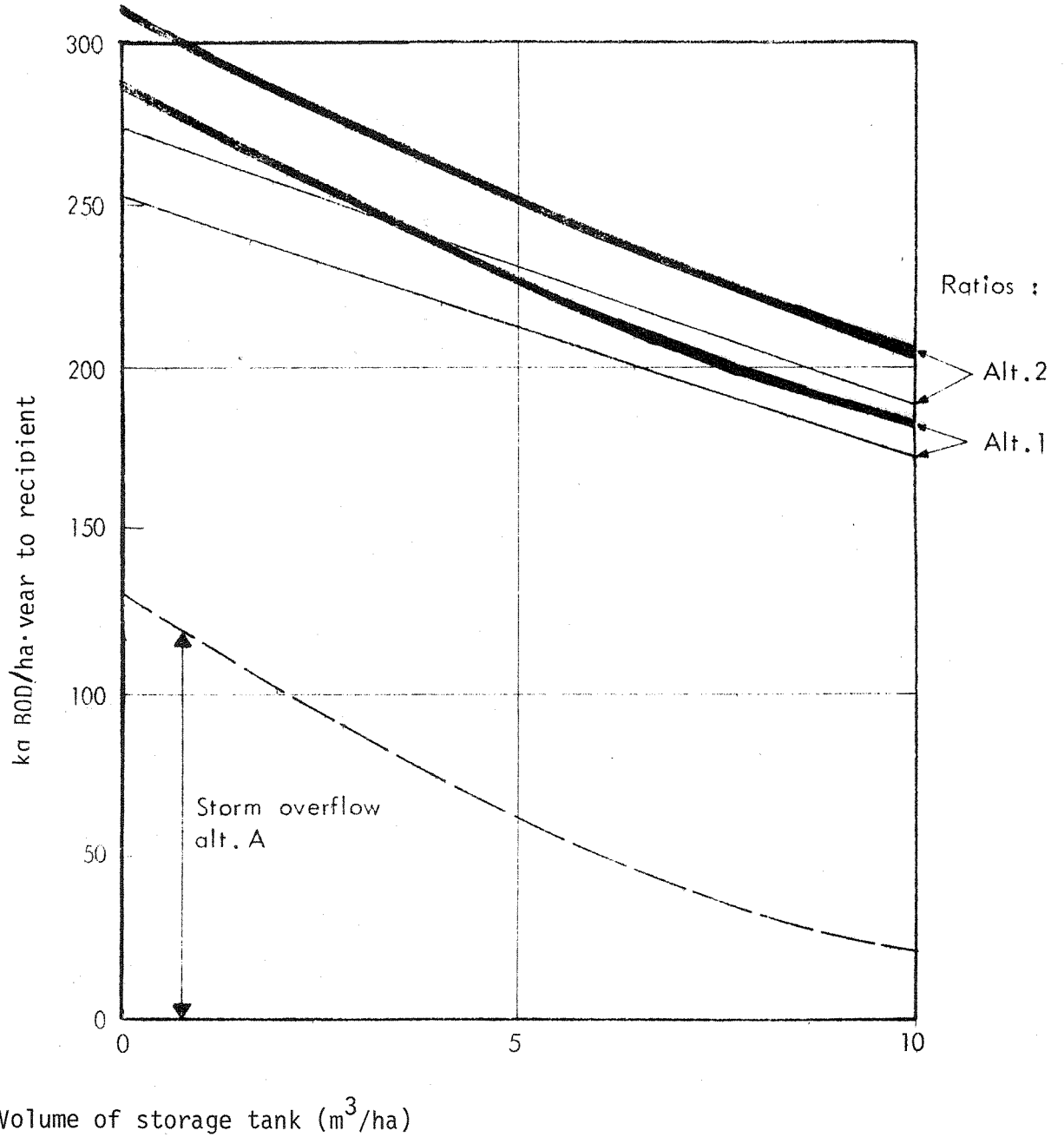


Figure 50. The influence of different ratios of mg BOD/mg S.S. in the second clarifier's effluent.

### Drift av fordrøyningsbassenget

Konsentrasjonen av BOF i overvannet minker når tiden fra regnets start øker. Se fig. 41. Dette skulle indikere at fordrøyningsbasseng primært bør fange opp den første delen av regnflommen og holde på denne inntil påslipp er mulig.

For å studere virkningen av en slik rutine er følgende situasjoner analysert av de matematiske modellene:

I. Kontinuerlig gjennomstrømning i fordrøyningsbassenget.

Da det i modellen er antatt fullstendig omblanding i fordrøyningsbassenget, betyr dette at den siste delen av regnflommen, som er renere enn den første delen, vil spyle ut den første mer forurensede delen, forutsatt at bassenget allerede er fylt.

II. Oppfangning av den første forurensede delen av regnflommen, samt deretter lukking av bassenget når dette blir fylt. Først når ledningskapasiteten tillater det, blir bassenget tømt.

Beregningsresultatene er fremstilt i fig. 51. Differansen for de totale utslipp mellom de to driftsalternativer er relativt liten på årsbasis. Ser man imidlertid på utslippene fra overløpene, konstaterer man at forskjellen mellom de to driftsalternativer vil bety relativt sett mer. De fire nedre kurvene i figuren representerer utslipp pr. år fra overløpene, mens de fire øvre kurvene representerer totale utslipp fra både renseanlegg og overløp.

De tykke strekene representerer en hydraulisk belastning på etter-sedimenteringen på 0.7 m/h ved midlere tørrværsavrenning, mens de tynne representerer 0.5 m/h.

Dersom man betrakter virkningen av de to forskjellige driftsrutinene for et regnskyll, ville differansen bli meget større enn de årlige differansene vist i fig. 51.

In storm runoff : 100 kg BOD/ha · year

Operation method I : When the storage tank is full, the surplus is withdrawn downstream the tank.

Operation method II : When the storage tank is full, the surplus is withdrawn upstream the tank.

Alt. A. **————** Hydraulic load on secondary clarifier = 0.7 m/h (DWF)

Alt. B. **————** Hydraulic load on secondary clarifier = 0.5 m/h (DWF)

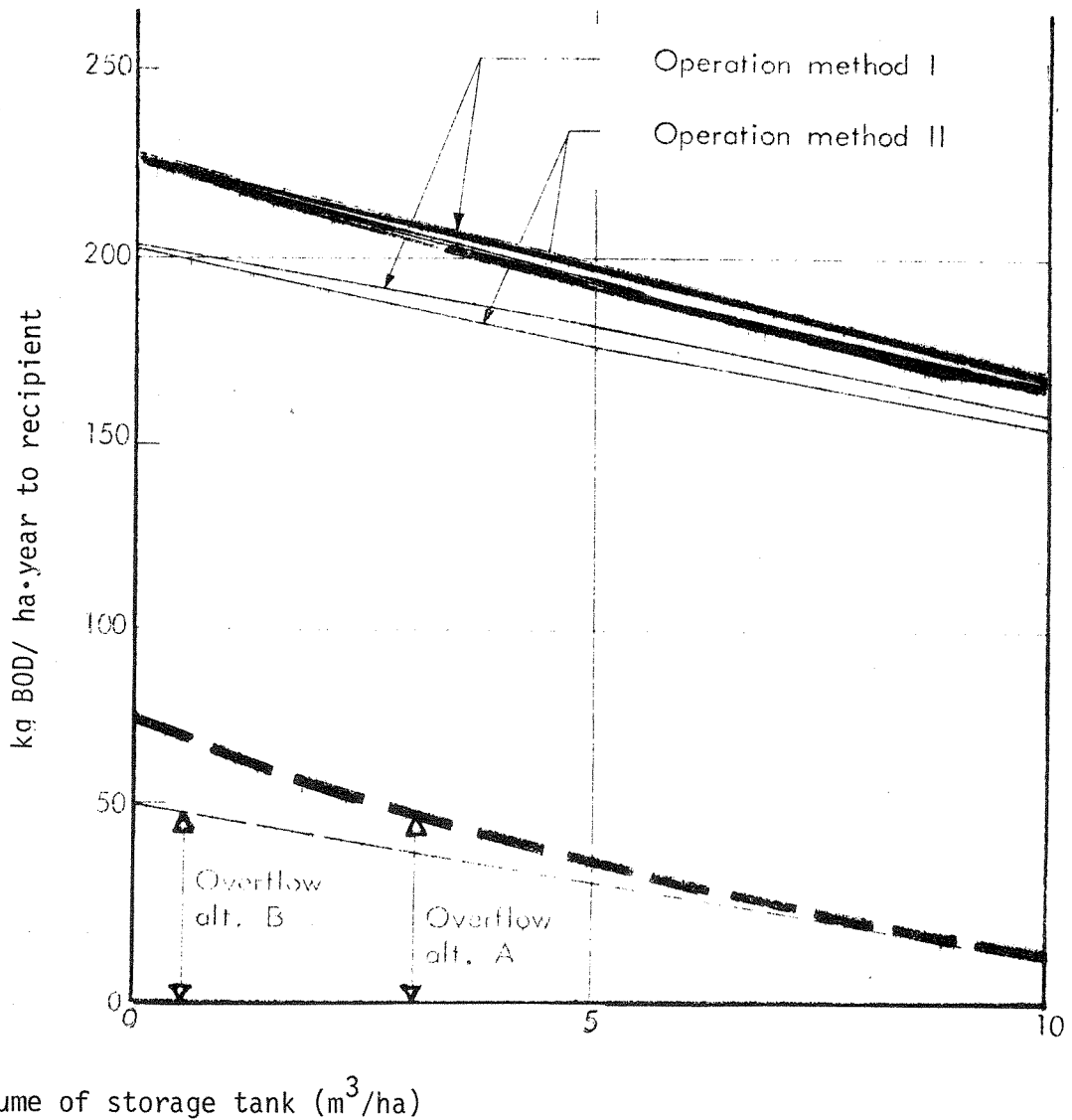


Figure 51. The influence of different operation of the storage tank.