

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

O-40/71 D

BIODAMMER I KOMBINASJON MED KJEMISK FELLING

Delrapport nr. 3

Resultater fra ett års kontinuerlig drift

Saksbehandler: Siv.ing. Bjarne Vik

Medarbeidere : Tekn.lic. Peter Balmér

Laborant Finn Hugo Døhlen

Rapporten avsluttet november 1974

F O R O R D

"Biodammer i kombinasjon med kjemisk felling" er et delprosjekt innen PRA 2.1 Forsøksanlegget på Kjeller.

Det er tidligere oppgitt to delrapporter, delrapport 1 - Litteratur-oversikt og delrapport 2 - Driftsresultater for juni, juli og august 1973. Driftsresultatene for perioden 1.9.1973 til 31.12.1973 er behandlet i et notat fra mars 1974.

I delrapport 3 behandles samtlige resultater for perioden juni 1973 til juni 1974. Det er gjengitt en del stoff fra delrapport 2 slik at rapporten kan leses uavhengig av de tidligere delrapportene (for en litteraturoversikt henvises dog til delrapport 1) og delrapport 3 utgjør dermed også en sluttrapport for delprosjektet "Biodammer i kombinasjon med kjemisk felling".

Oslo, november 1974

Peter Balmér

INNHALDSFORTEGNELSE

Side:

1. SAMMENDRAG	7
2. BESKRIVELSE AV FORSØKSOPPLEGG	9
2.1 Generelt	9
2.2 Beskrivelse av anlegg og utstyr	9
2.2.1 Dammer	9
2.2.2 Pumper og doseringsutstyr. Innløps- og utløpsanordninger	12
2.2.3 Beskrivelse av pilotanlegg for felling av vann fra biodammer	13
2.3 Karakterisering av vann som er tilført dammene	14
2.3.1 Råkloakk	14
2.3.2 Mekanisk-kjemisk rensset vann	14
2.4 Driftsbetingelser for de enkelte dammer	15
2.5 Drift av dammene	15
2.6 Drift av pilotanlegg	16
2.7 Prøvetaking og analyser	17
2.7.1 Innløp til dammer	17
2.7.2 Utløp fra dammer	17
2.7.3 Sporadiske analyser	17
2.7.4 Analysemetoder	18
3. RESULTATER OG DISKUSJON	19
3.1 Renseresultater fra ett års kontinuerlig drift	19
3.1.1 Suspendert stoff	24
3.1.2 Organisk stoff	24
3.1.3 Total fosfor	25
3.1.4 Total nitrogen	26
3.1.5 Statistisk vurdering av analyseresultatene	26
3.2 Alger i utløpsvannet	27
3.3 Slamakkumulering	27
3.3.1 Presentasjon av resultater	27
3.3.2 Teoretisk beregning av slamproduksjon	29
3.3.3 Dam 1-3	29
3.3.4 Dam 5-6	29
3.3.5 Dam 7-9	32

3.3.6	Slamproduksjon ved kjemisk felling av vann fra biologiske dammer	32
3.4	Oksygenforhold i dammene	33
3.4.1	Dam 1-3	33
3.4.2	Dam 5-6	35
3.4.3	Dam 7-9	35
3.5	Diverse ulemper (flyteslam, lukt, insekter)	35
3.6	Sammenlikning av egne resultater med oppnådd rensegrad på eksisterende anlegg	36
4.	SAMET VURDERING AV DE FORSKJELLIGE ALTERNATIVER	37
4.1	Prosessmessig vurdering	37
4.1.1	Biologisk dam alene	37
4.1.2	Biologisk dam etterfulgt av kjemisk felling	37
4.1.3	Biologisk dam med kjemikalietilsats direkte i dammen	38
4.1.4	Biologisk dam etter mekanisk-kjemisk rensing	39
4.2	Økonomiske vurderinger	39
4.2.1	Kostnader for dammer	39
4.2.2	Biologisk dam alene	40
4.2.3	Biologisk dam etterfulgt av kjemisk felling	40
4.2.4	Biologisk dam med kjemikalietilsats direkte i dammen	41
4.2.5	Biologisk dam etter mekanisk-kjemisk rensing	42
	REFERANSER	43
	SUMMARY	44
	FIGURES	46
	TABLES	48
	APPENDIX	50

TABELLFORTEGNELSE

Tabell nr.:	Side:
1 Kjemiske data for råkloakk og mekanisk-kjemisk rensed kloakk	19
2 Kjemiske data for utløpsvannet fra forskjellige kombinasjoner av biodammer/kjemisk felling	20
3 Kjemiske data for filtrert utløpsvann fra forskjellige kombinasjoner av biodammer/kjemisk felling	21
4 Grad av sannsynlighet for at rensegraden med hensyn på kjemisk oksygenforbruk og total fosfor er bedre enn 60 og 90% henholdsvis, ved bruk av biologiske dammer i kombinasjon med kjemisk felling	26
5 Tykkelse på slamlaget i biologiske dammer etter kontinuerlig drift i 12 måneder	30
6 Oversikt over teoretisk og målt slamakkumulering i forskjellige typer biologiske dammer	30
7 Data for slamproduksjon ved etterfelling av vann fra biologiske dammer som tilføres ubehandlet råkloakk	32
8 Slamproduksjon ved kjemisk felling av vann fra biologiske dammer	33
9 Renseresultater m.h.p. kjemisk oksygenforbruk og total fosfor fra fullskalaanlegg i Sverige og Norge	34

FIGURFORTEGNELSE

Figur nr.:	Side:
1 Skjematisk fremstilling av tre mulige kombinasjoner av biologiske dammer og kjemisk felling	10
2 Oversiktskisse over biodam-anlegget	11
3 Utløpsanordning for biodammer	12
4 Prinsippkisse av pilotanlegg for felling av vann fra biologiske dammer	13
5 Skisse av system for pumping av vann fra biodammer til pilot fellingsanlegg	14
6 Grafisk fremstilling av kjemisk oksygenforbruk, total nitrogen, suspendert stoff og total fosfor i ufiltrert utløpsvann fra biologiske dammer som funksjon av oppholdstid. Resultatene er middelveier fra ett års kontinuerlig drift, juni 1973 - juni 1974	22
7 Grafisk fremstilling av kjemisk oksygenforbruk, total nitrogen, total fosfor og ortofosfat i filtrert utløpsvann fra biologiske dammer som funksjon av oppholdstid. Resultatene er middelveier fra ett års kontinuerlig drift, juni 1973 - juni 1974	23
8 Grafisk fremstilling av total slamakkumulering (8 a) og spesifikk slamakkumulering (8 b) i biologiske dammer som funksjon av oppholdstiden	28
9 Slamakkumulering i biologisk dam etter ett års kontinuerlig drift. Dammen er blitt tilført råkloakk, og det er tilsatt fellingskjemikalium (Al-sulfat) i tilførselsledningen. Midlere oppholdstid har vært 4,1 døgn	31

1. SAMMENDRAG

De fleste renseanlegg i Norge kommer til å bli av meget beskjeden størrelse (< 2000 p). I de fleste kommuner har man kombinert ledningsnett, og dette vil medføre store svingninger i tilrenningen til renseanleggene. I de små renseanleggene må man også ofte regne med en mangelfull driftsovervåking. Det er derfor meget viktig å finne fram til rensetekniske systemer som kan forventes å virke under slike betingelser.

En kombinasjon av biologiske dammer og kjemisk rensing bør ha muligheter for å gi et driftssikkert anlegg som likevel gir god rensing. En slik kombinasjon kan ordnes på tre forskjellige måter (se fig. 1 side 10).

1. Felling før dammen.
2. Felling i dammen.
3. Felling etter dammen.

Disse tre alternativene er prøvd ved kontinuerlig drift av 9 biologiske dammer i ett år. Dammene hadde hver et areal på 50 m² og en dybde på 0,9 m. For hvert alternativ er oppholdstider på 3, 10 og 30 døgn undersøkt.

Biologisk dam alene for behandling av råkloakk ga beskjedne resultater med en fjerning av kjemisk oksygenforbrukende materiale, total fosfor og suspendert stoff på henholdsvis ca. 35, 15 og 65%. Når utløpsvannet fra en slik dam fikk gjennomgå en kjemisk felling, steg rensegradene til henholdsvis 75, 90 og 90%. Felling etter en biologisk dam vil kunne by på praktiske problemer som f.eks. sterk lukt i fellingsanlegget. Biologisk dam etterfulgt av kjemisk felling vil bli en forholdsvis kostbar løsning. De største fordelene ved en slik løsning er jevn tilførsel til fellingsanlegget samt en reduksjon av slamproduksjonen i det kjemiske anlegget med ca. 50% sammenliknet med et normalt mekanisk-kjemisk anlegg.

Med kjemisk felling av råkloakk i selve dammen, ble rensegradene med hensyn på kjemisk oksygenforbruk, total fosfor og suspendert stoff henholdsvis 70, 90 og 80%.

Hovedulempen ved en slik løsning er den store slamakkumuleringen. En slik løsning kan derfor først og fremst tenkes å være aktuell i tilfeller med lav gjennomsnittlig belastning, men med høye belastningstopper.

Anleggstypen kan også komme i betraktning ved midlertidige løsninger av avløpsproblemene.

Biologisk dam etter et konvensjonelt kjemisk anlegg ga rensegrader for kjemisk oksygenforbruk, total fosfor og suspendert stoff på henholdsvis 75, 90 og 80%.

Den viktigste erfaringen med en slik kombinasjon er at den ga en jevn kvalitet på utløpsvannet uavhengig av om det foregående mekanisk-kjemiske anlegget virket godt eller dårlig.

Dette alternativ vil bli rimeligere enn felling etter dammen.

Forsøkene har vist at man ved felling etter dammen eller ved felling direkte i dammen, kan beregne henholdsvis slamproduksjon og slamakkumulering med akseptabel nøyaktighet.

2. BESKRIVELSE AV FORSØKSOPPLEGG

2.1 Generelt

Litteraturundersøkelser (se O-40/71-D delrapport 1) viste at det fantes meget få opplysninger om biodammer i kombinasjon med kjemisk felling. For å kunne fremskaffe erfaringsdata fra kontinuerlig drift under kontrollerbare betingelser fant man det derfor nødvendig å bygge et eget forsøksanlegg. Formålet med forsøkene har vært å studere rensegrad (målt ved parameter beskrevet s. 17) og slamproduksjon som funksjon av

- a) Forskjellige behandlingsmåter (alternativ 1, 2 og 3 - se fig 1)
- b) Oppholdstid (belastning)
- c) Årstidsvariasjoner (temperatur, lys, isdekke etc.)

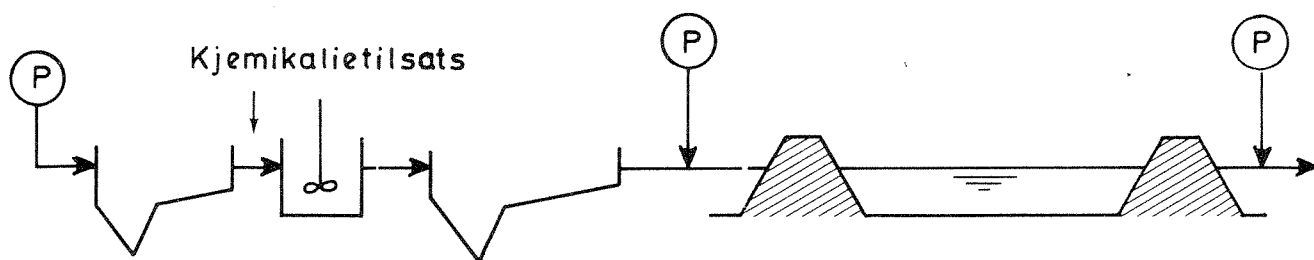
2.2 Beskrivelse av anlegg og utstyr

2.2.1 Dammer

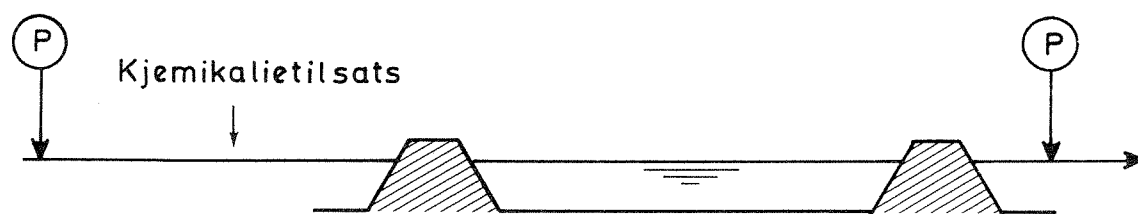
Høsten 1972 ble det bygget ni identiske dammer ved NIVAs forsøksstasjon på Kjeller. Hver dam har et areal på ca. 50 m^2 og ble bygget for en vann- dybde på 1,20 m. Skilleveggene mellom dammene består av 50 mm plank. Hver dam er dekket i vegger og bunn med 0,2 mm plastfolie. En oversiktsskisse av anlegget er vist i figur 2.

Konsulent har vært Sivilingeniør Elliot Strømme A/S og byggearbeidet er utført av Østlandske Ingeniør- og Entreprenørforretning A/S.

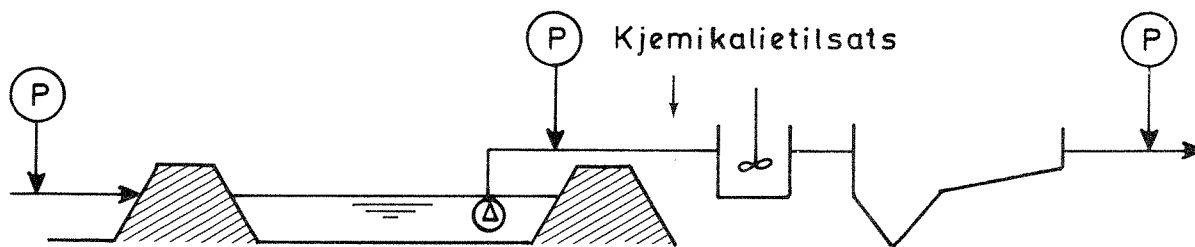
Vinteren 1973 ble dammene fylt opp og testet. Det viste seg da at det var umulig å opprettholde den vannstand på 1,20 m som opprinnelig var forutsatt. Dette skyldtes at plankene i ytterveggene ikke var drevet skikkelig sammen, og det ble dessuten observert betydelige lekkasjer gjennom skjøtene i plastdekket. Etter at vannstanden ble senket til 90 cm, var lekkasjene så små at man fant å kunne ignorere dem. Dammene har etter denne nivåsenkningen hatt et volum på ca. 45 m^3 . Under driften ble det påvist lekkasje fra dam 3 og 5 inn i dam 4. Resultatene fra dam 4 ble derfor forkastet og er ikke tatt med i rapporten. Forsøk med sporstoff (litium) viste at lekkasjen mellom de øvrige dammene var ubetydelige.



ALTERNATIV 1 Kjemisk felling før biologisk dam



ALTERNATIV 2 Kjemikalietilsats direkte i dammen



ALTERNATIV 3 Kjemisk felling etter biologisk dam

Fig. 1 Skjematisk fremstilling av tre mulige kombinasjoner av biologiske dammer og kjemisk felling

(P) Angir prøvetakingspunkt

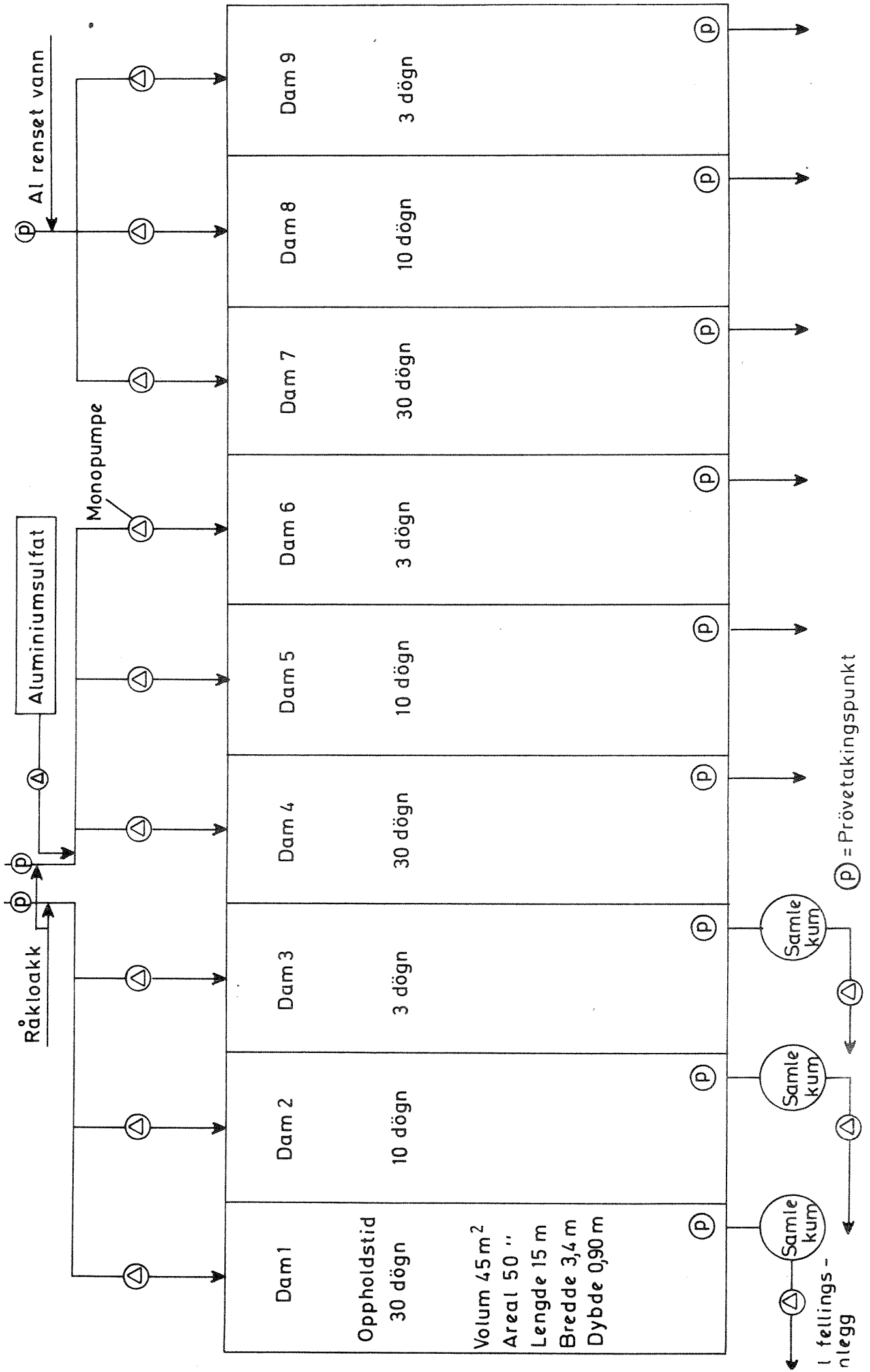


Fig. 2 Oversiktskisse over biodam-anlegget

2.2.2 Pumper og doseringsutstyr. Innløps- og utløpsanordninger

Hver dam har hatt sin egen eksenterpumpe (Mono CGG 232) for tilførsel av vann (se figur 2). Pumpekapasiteten har vært 0,5-1,3 m³/h, avhengig av slitasje på pumper og motstand i ledningene (begroing). Pumpene har gått diskontinuerlig, og pumpetid pr. time ble styrt av et programverk som var innstilt i henhold til den oppholdstid vannet i hver dam skulle ha. Systemet var lagt opp slik at bare én pumpe i hver serie ¹⁾ gikk ad gangen. Fra pumpene gikk vannet i 18 mm plastslanger ut til dammene. Innløpet til hver dam lå 20 cm under overflaten, og selve innløpsanordningen besto av et 25 mm horisontalt rør hvor det var påkoblet en plastslange som ble løftet opp når man målte vannmengden.

Til dosering av fellingskjemikalium (17-20% Al₂(SO₄)₃ x 18H₂O) ble det brukt en membranpumpe (Prominent) med kapasitet 7-60 ml/min.

Utløpet var forsynt med sylindrisk skumskjerm med dybde 40 cm (se figur 3).

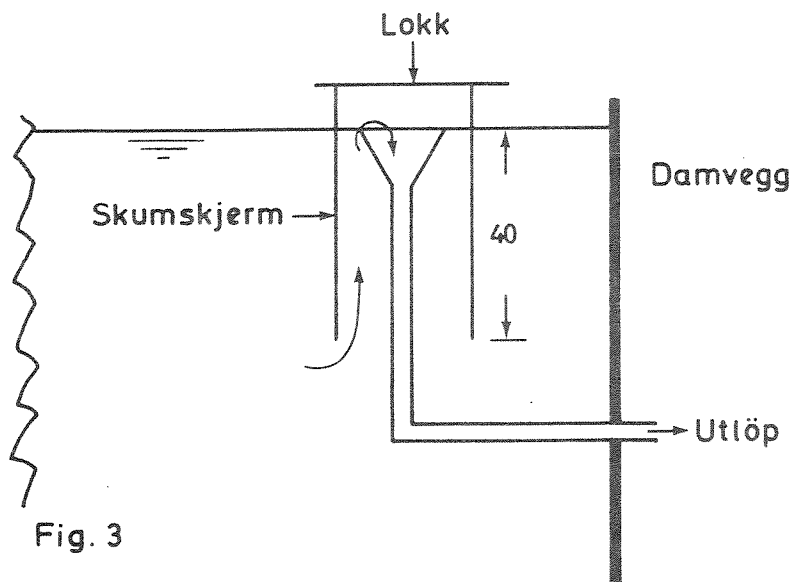


Fig. 3

Utløpsanordning for biodammer

1) Med en serie menes tre dammer som mottar samme type vann, f.eks. dam 1-3.

2.2.3 Beskrivelse av pilotanlegg for felling av vann fra biologiske dammer

Fellingsanlegget besto av ett innblandingstrinn, to flokkuleringstrinn og en sedimenteringsenhet. Innblandings- og flokkuleringsskamrene var sylindriske og hadde hver et volum på 17,5 l. Som røreverk ble brukt grindrørere. Omrøringshastigheten kunne varieres, men typiske verdier har vært 11-12, 8-9 og 6-7 omdr./min. for i henholdsvis innblandings-, første og andre flokkuleringsskammer. Sedimenteringsenheten var sylinderformet øverst og kjegleformet nederst (se figur 4).

Vannet fra dammene ble pumpet fra oppsamlingskummene inn i en sløyfe hvor en liten delstrøm ble tatt ut. Partikulært materiale ble på denne måten holdt i suspensjon (se fig. 5)).

Sammendrag av hoveddata for fellingsanlegget:

Areal på sedimenteringstank	: 0,385 m ²
Volum på sedimenteringstank	: 300 l
Overflatebelastning på sedimenteringstank (basis: volumstrøm 1000 ml/min.)	: 0,16 m/h
Volum på innblandings- og flokkuleringsskammer	: 3x17,5 = 52,5 l
Total oppholdstid (basis: 1000 ml/min.)	: 6 timer

Fra biodam

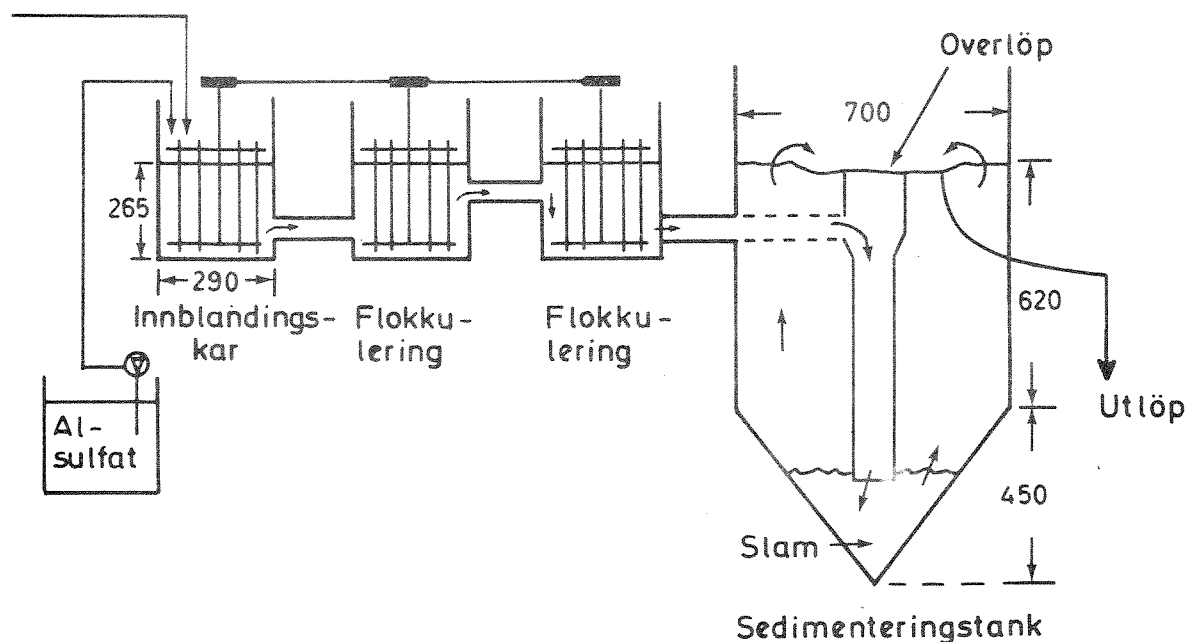


Fig. 4 Prinsippkisse av pilotanlegg for felling av vann fra biologiske dammer

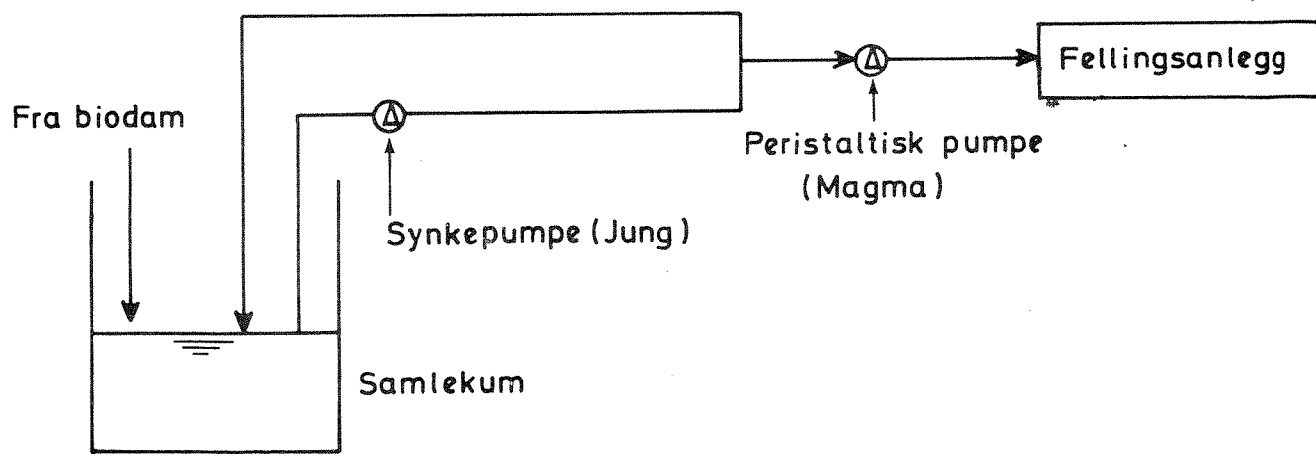


Fig. 5 Skisse av system for pumping av vann fra biodammer til pilot fellingsanlegg

2.3 Karakterisering av vannet som er tilført dammene

2.3.1 Råkloakk

Råkloakken er tatt ut som en delstrøm fra et kommunalt ledningsnett fra et boligområde på ca. 4000 personer. Vannet ble pumpet fra det kommunale nett via en maskinrenset rist inn i et luftet utjevningsbasseng. Fra dette bassenget passerte vannet en sil av perforerte plater (hullstørrelse 5 mm) før det ble ført inn på pumpesystemet. Da forsøkene startet, ble avløpsvannet karakterisert som typisk "kommunal" kloakk (husholdningskloakk). Høsten 1973 ble det ført sigevann fra en søppelfyllplass inn på ledningsnettets hvilket bidro til vesentlig høyere innhold av organisk materiale (målt som kjemisk oksygenforbruk) og total nitrogen.

Tabell 1 side 19 viser kjemiske data for råkloakken.

2.3.2 Mekanisk-kjemisk rensed vann

Etter en forsedimentering ble kloakken felt med aluminiumsulfat i fellingsanlegget på NIVAs forsøksstasjon på Kjeller. Vannet fra fellingsanlegget har til tider hatt noe høyere innhold av suspendert stoff og total fosfor enn det som må betraktes som normalt for mekanisk-kjemisk rensing. Dette har til dels blitt gjort med hensikt idet en har villet registrere i hvilken grad en etterbehandlingsdam kan forbedre rensegraden på et mekanisk-kjemisk anlegg som ikke drives helt forskriftsmessig.

Kjemiske data for det rensede vannet er vist i tabell 1 side 19.

Kjemikalietilsatsen har ligget i området 135-175 g/m³. Aluminiumsulfaten som er brukt har vært såkalt teknisk vare. Konsentrasjonen er bestemt ved tetthetsmålinger (aerometer) og er angitt som g Al₂(SO₄)₃ · 18 H₂O/m³. Alle aluminiumsulfatkonsentrasjoner som angis i rapporten betyr det samme som her er nevnt når ikke noe annet er presisert.

2.4 Driftsbetingelser for de enkelte dammer

Dam 1 - 3

Disse dammene har mottatt ubehandlet råkloakk og har hatt tilsiktede oppholdstider på henholdsvis 30, 10 og 3 døgn (figur 2). Utløpsvannet ble samlet i kummer av betong hvorfra effluenten fra biodammene kunne pumpes inn på et eget fellingsanlegg (beskrevet side 13. Det ble bare kjørt etterfelling på én dam ad gangen.

Dam 4 - 6

Her ble tilført råkloakk og aluminiumsulfat. Kjemikaliedoseringen skjedde ved injeksjon direkte i tilførselsledningen (figur 2). Tilsiktet oppholdstid i dammene var henholdsvis 30, 10 og 3 døgn.

Dam 7-9

Denne serien er etterbehandlingsdammer som ble tilført kjemisk rensert vann (Al-sulfat) fra fellingsanlegget i forsøkshallen. Tilsiktet oppholdstid var henholdsvis 30, 10 og 3 døgn.

2.5 Drift av dammene

Det rent driftsmessige tilsyn med dammene har hovedsakelig omfattet sjekk av doseringsutstyr for vann og kjemikalier til dammene. Vannføring og kjemikaliedosering ble målt hver uke. Av typiske driftsvansker nevnes begroing av tilførselsledninger og slitasje på pumper. Begroingen var størst i slangen hvor det gikk mekanisk-kjemisk rensert vann, mens slitasjen på pumpene var størst for råkloakk.

2.6 Drift av pilotanlegg

Det er kjørt fellingsforsøk med vann fra de tre forskjellige forsøk som tilføres råkloakk (dam 1-3). Vannet ble pumpet fra oppsamlingskummene inn i en sløyfe hvor en liten delstrøm ble tatt ut (figur 5). Partikulært materiale ble på denne måten holdt i suspensjon.

Vannføringen inn på fellingsanlegget har i de forskjellige forsøk variert mellom 600-1200 ml/min. I ett og samme forsøk har vannføringen vært konstant. Doseringen av vann inn på fellingsanlegget har skjedd ved hjelp av en peristaltisk pumpe (Magma). Som fellingskjemikalium er benyttet en aluminiumsulfatløsning (2% $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ vekt/volum). Kjemikaliedoseringen har variert mellom 141 og 191 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ pr. m^3 . Det er brukt en stempelpumpe (Hughes mikro).

Fellingsanlegget ble først "kjørt inn" i løpet av ett døgn. Vannføring og kjemikaliedosering ble regulert under innkjøringen til fellingen gikk optimalt. Etter innkjøringen ble sedimenteringstanken tømt for slam (sugd opp), og selve forsøket kunne begynne. Anlegget gikk så 1-2 døgn. Det ble tatt døgnprøver på utløpsvannet og stikkprøver på innløpsvannet. Det ble analysert på parametre som for biodamutløp (se side 17). Når forsøket var over, ble sedimenteringstanken tømt, slammengden målt (volum), og slammet analysert på suspendert stoff.

I perioden juni 1973 - juni 1974 er det kjørt ett forsøk med vann fra dam 1 (oppholdstid 30 døgn), tre med vann fra dam 2 (oppholdstid 10 døgn) og fem med vann fra dam 3 (oppholdstid 3 døgn). Resultatene fra disse forsøkene er sammenfattet i tabell 2 og 4 (rensegrad og slamproduksjon henholdsvis).

2.7.4 Analysemetoder

Suspendert stoff (SS) på vann er utført etter Standard Methods (1971).

Suspendert stoff på slam er bestemt gjennom at en slamprøve, 35 ml, ble sentrifugert i en sentrifuge (Sorvall Superspeed, type SS-1, KSB-1) i 10 min. ved 19000 x g. Slamvannet ble helt av og slamkaken overført til en aluminiumskål. Prøven ble tørket i 18-24 timer ved 103°C. Den ble så avkjølt i eksikator og veiet. Det ble tatt to paralleller på hver prøve.

Kjemisk oksygenforbruk (KOF) er utført etter Standard Methods (1971).

Total fosfor og ortofosfat er hovedsakelig utført etter norsk standard.

Total nitrogen er hovedsakelig utført etter forslag til norsk standard.

Ved filtrering av prøver er det benyttet glassfiberfilter Whatman GL/C.

Kjemisk oksygenforbruk, total fosfor og total nitrogen er analysert på NIVAs rutinelaboratorium, mens de øvrige parametre er analysert på forsøksanlegget på Kjeller.

3. RESULTATER OG DISKUSJON

3.1 Renseresultater fra ett års kontinuerlig drift

Tabell 1 gir kjemiske data for vannet som går inn på dammene, mens tabell 2 og 3 gir tilsvarende data for utgående vann. Resultatene i tabell 2 og 3 er fremstilt grafisk i fig. 6 og 7. Tallene fra kjemisk felling av vann fra dam 1-3 er ikke så representative som det øvrige materialet fordi fellingen ikke er kjørt kontinuerlig (se side). Særlig gjelder dette for dam 1 hvor det bare er kjørt ett enkelt forsøk. Analyseresultater fra ukeprøvene er i bilag 1. Resultatene fra etterfellingforsøkene er i bilag 2.

Tabell 1. Kjemiske data for råkloakk og mekanisk-kjemisk rensed kloakk.

Fellingskjemikalium : aluminiumsulfat

Kjemikaliedosering: : $135-175 \text{ g Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{ H}_2\text{O/m}^3$

Type vann	Kjemisk oksygen forbruk mg O/l	Total nitrogen mg N/l	Total fosfor mg P/l	Ortofosfat mg P/l	Susp. stoff mg/l
Råkloakk	277,6 ⁺ 92,0	31,0 ⁺ 9,4	5,37 ⁺ 1,70	2,51 ⁺ 1,43	209,9 ⁺ 86,3
Al-renset	101,1 ⁺ 64,3	26,6 ⁺ 8,1	1,76 ⁺ 1,47	1,17 ⁺ 0,17	55,1 ⁺ 28,5
Prosent reduksjon	64	14	67	53	76

Tabell 2. Kjemiske data for utløpsvannet fra forskjellige kombinasjoner av biodammer/kjemisk felling

Resultatene er middelverdier for juni 1973 - juni 1974. Basis for beregning av rensegrader er råkloakk. For tall i parentes er basis for beregnet rensgrad mekanisk-kjemisk rensset vann. Middelverdiene er angitt med standardavvik.

Dam nr.	Type vann tilført	Oppholdstid d	Kjemisk oksygenforbruk mg O/l	Prosent red.	Total nitrogen mg N/l	Prosent red.	Total fosfor mg P/l	Prosent red.	Suspensjonsstoff mg/l	Prosent red.
1	Råkloakk	37,1 [±] 15,0	185,6 [±] 75,9	33	23,5 [±] 10,1	24	4,40 [±] 1,40	18	73 [±] 40	65
2	"	10,9 [±] 2,7	178,1 [±] 64,5	36	27,2 [±] 9,0	12	4,72 [±] 1,64	12	67 [±] 21	68
3	"	4,0 [±] 1,2	189,1 [±] 77,2	32	28,2 [±] 9,0	9	4,71 [±] 1,65	12	73 [±] 34	65
5	Råkloakk +									
	Al-sulfat 1)	13,6 [±] 6,0	79,5 [±] 34,7	71	21,9 [±] 7,6	29	0,44 [±] 0,30	92	43 [±] 41	80
6	"	4,1 [±] 1,4	85,2 [±] 46,5	69	25,0 [±] 9,7	19	0,55 [±] 0,46	90	35 [±] 23	83
7	Al-renset									
	kloakk	42,3 [±] 9,0	65,5 [±] 27,4	76 (35)	17,0 [±] 7,4	45 (36)	0,37 [±] 0,28	93 (79)	40 [±] 24	81 (27)
8	"	12,4 [±] 4,4	72,1 [±] 30,8	74 (28)	21,1 [±] 8,4	32 (21)	0,43 [±] 0,27	92 (76)	33 [±] 17	84 (40)
9	"	3,9 [±] 0,7	82,9 [±] 33,2	70 (18)	26,2 [±] 8,0	15 (1,5)	0,72 [±] 0,51	86 (59)	46 [±] 25	78 (16)
1	Etterfel-		36,8	87	4,2	86	0,10	98	9	96
2	ling med		83,5	70	18,7	40	0,41	92	20	90
3	Al-sulfat 2)		64,5	77	25,0	19	0,47	91	19	90

- 1) Doseringsmengde: Dam 5: (202,3-113,3) & Al₂(SO₄)₃ · 18 H₂O/m³, Dam 6: (168-77,0) & Al₂(SO₄)₃ · 18 H₂O/m³
 2) " " : 150-185 & Al₂(SO₄)₃ · 18 H₂O/m³.

Tabell 3. Kjemiske data for filtrert utløpsvann fra forskjellige kombinasjoner av biodammer/kjemisk felling.

Resultatene er middelerverdier for juni 1973 - juni 1974. Middelerverdiene er angitt med standardavvik.

Dam nr.	Type vann tilført	Oppholds- tid i døgn	Kjem. oksy- genforbruk mg O/l	Prosent av ufiltr.	Total nitrogen mg N/l	Prosent av ufiltr.	Total fosfor mg P/l	Prosent av ufiltr.
1		37,1 [±] 15,0	97,0 [±] 39,3	52	20,5 [±] 11,6	91	3,48 [±] 1,55	79
2	råkloakk	10,9 [±] 2,7	99,0 [±] 34,3	56	23,5 [±] 9,4	86	3,50 [±] 1,62	74
3		4,0 [±] 1,2	96,5 [±] 37,9	51	24,6 [±] 8,1	87	3,61 [±] 1,76	76
5	råkloakk+	13,6 [±] 6,0	43,2 [±] 12,7	54	19,5 [±] 6,4	89	0,12 [±] 0,07	27
6	Al-sulfat	4,1 [±] 1,4	54,5 [±] 20,0	64	23,1 [±] 8,2	92	0,22 [±] 0,13	40
7	Al-renset	42,3 [±] 9,0	38,0 [±] 8,6	58	15,1 [±] 7,2	89	0,19 [±] 0,75	51
8	kloakk	12,4 [±] 4,4	38,7 [±] 10,8	54	18,0 [±] 9,0	85	0,16 [±] 0,20	37
9		3,9 [±] 0,7	49,5 [±] 13,8	60	24,0 [±] 6,8	92	0,11 [±] 0,09	15

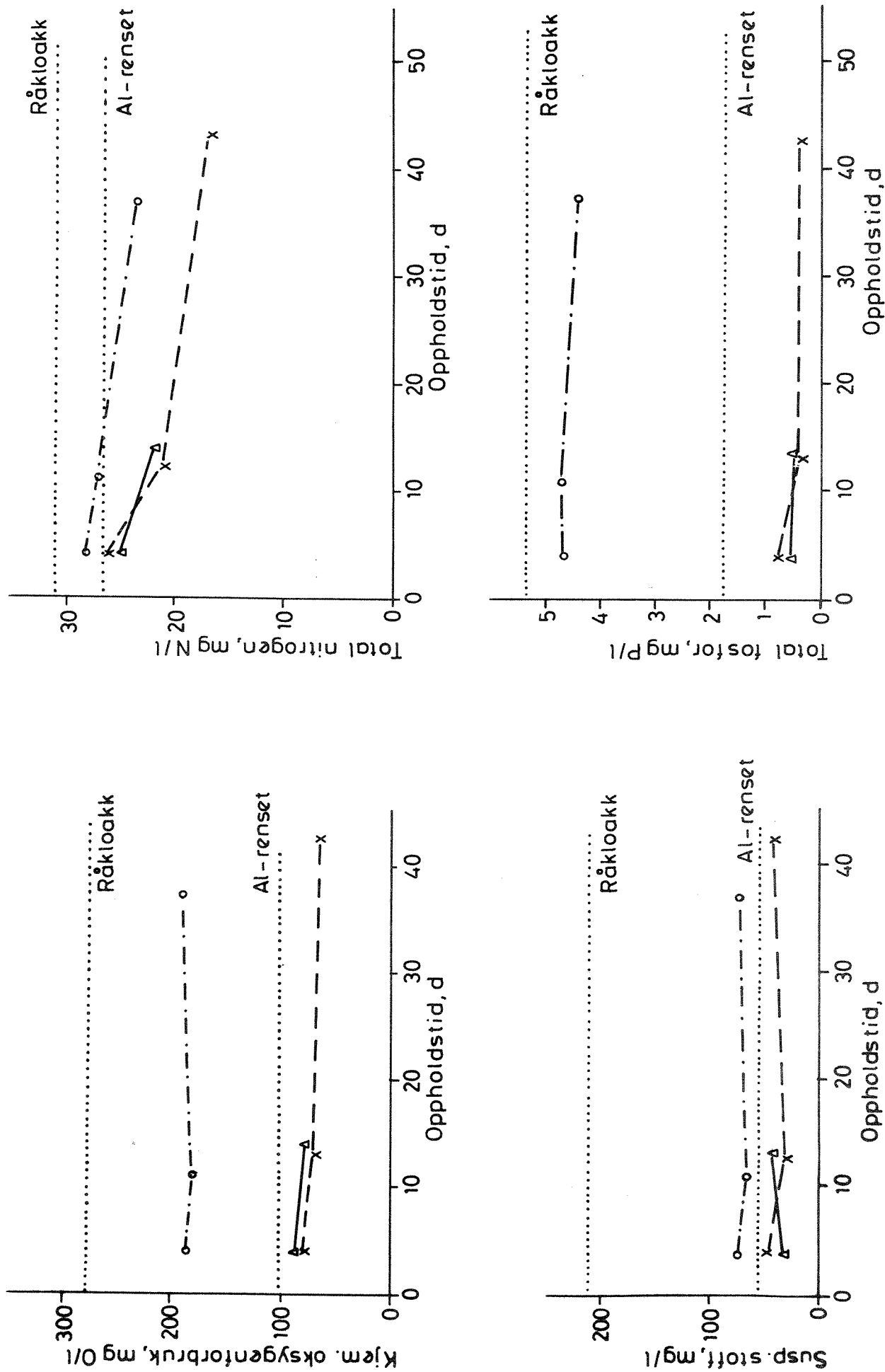


Fig. 6. Grafisk fremstilling av kjemisk oksygenforbruk, total nitrogen, suspendert stoff og total fosfor i ufiltrert utløpsvann fra biologiske dammer som funksjon av oppholdstid. Resultatene er middelverdier fra ett års kontinuerlig drift, juni 1973 - juni 1974.

- o Dammer som tilføres ubehandlet råkloakk
- ◊ Dammer som tilføres ubehandlet råkloakk + aluminiumsulfat
- x Dammer som tilføres mekanisk-kjemisk renset avløpsvann

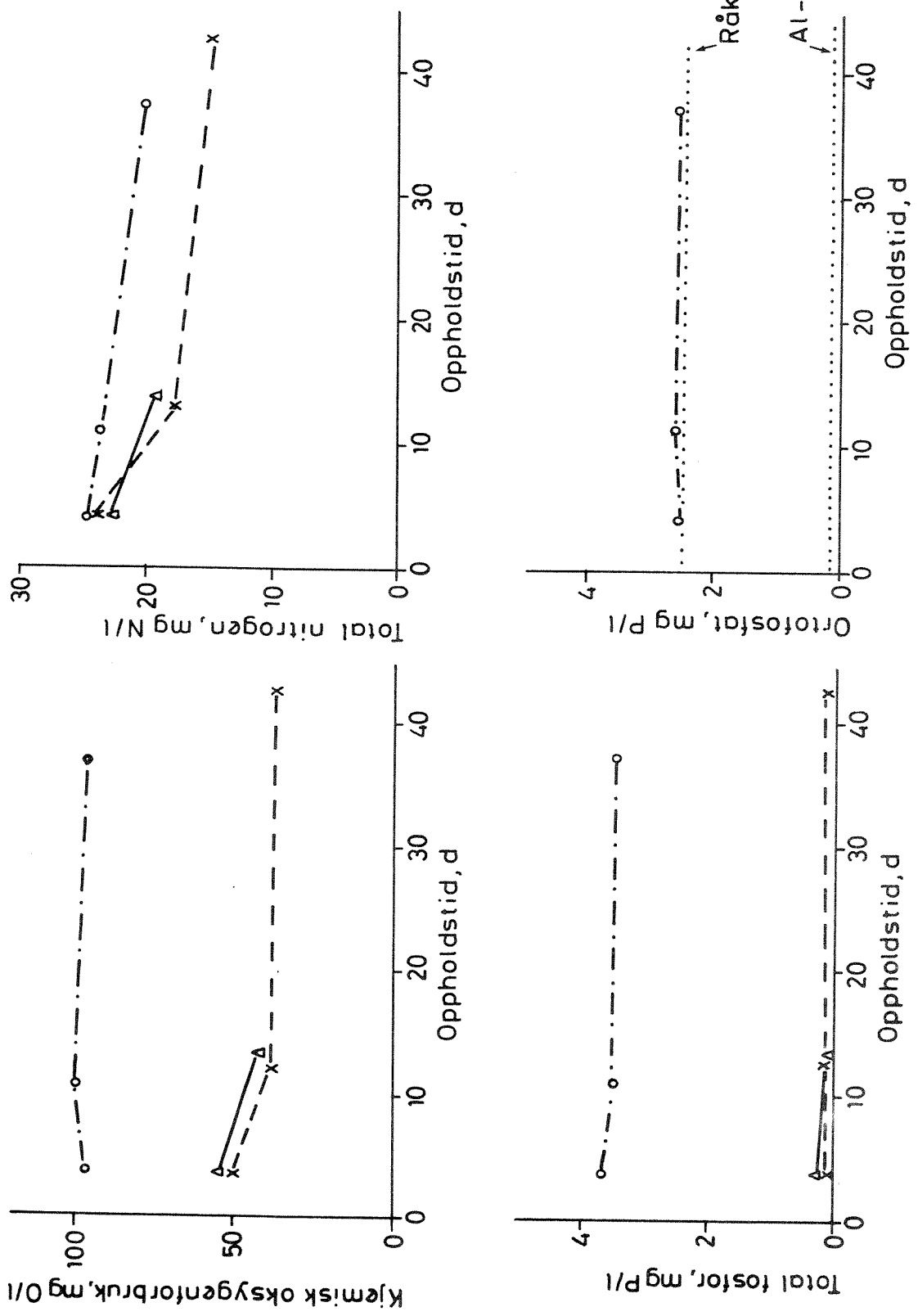


Fig. 7. Grafisk fremstilling av kjemisk oksygenforbruk, total nitrogen, total fosfor og ortofosfat i filtrert utløpsvann fra biologiske dammer som funksjon av oppholdstid. Resultatene er middelerverdier fra ett års kontinuerlig drift, juni 1973 - juni 1974.

- o Dammer som tilføres ubehandlet råkloakk
- Δ Dammer som tilføres ubehandlet råkloakk + aluminiumsulfat
- x Dammer som tilføres mekanisk-kjemisk renset avløpsvann.

3.1.1 Suspendert stoff

Råkloakkdammene har gitt omtrent samme fjerning av suspendert stoff (65-68%). For dammer i kombinasjon med kjemisk felling har reduksjonen vært 78-90% i gjennomsnitt. Rensegraden på 96% som er oppnådd ved felling av vann fra dam 1, er trolig bedre enn hva som kan forventes ved fullskala-drift. Verdiene fra etterfelling av utløpsvann fra dam 2 og 3 burde være representative også for dam 1.

Det kan være verdt å merke seg at innholdet av suspendert stoff i gjennomsnitt har ligget lavere for dam 7-9 enn for det mekanisk-kjemiske anlegget.

Oppholdstiden later ikke til å spille noen rolle for innholdet av suspendert stoff. Derimot er det klart at årstiden har en betydning idet innholdet av suspendert stoff for alle dammene blir lavest om vinteren og høyest om sommeren. Grunnen til dette er at det om sommeren blir en algeoppblomstring som øker mengden suspendert materiale. Dette vil sågar medføre at innholdet av suspendert stoff i perioder kan være høyere i utløp enn i innløp. Likevel har det også i dam 7-9, som mottar mekanisk-kjemisk rensset vann, skjedd en nettoreduksjon av suspendert stoff (se tabell 2).

3.1.2 Organisk stoff

Den mest knyttede parameteren for organisk stoff i avløpsvann er biokjemisk oksygenforbruk. Denne analysen er forholdsvis arbeidskrevende og vår erfaring ved bruk av BOF i andre prosjekter har reist tvil om dens pålitelighet. Ved BOF-analyser av avløpsvann fra biologiske dammer vil en i tillegg få ekstra vanskeligheter p.g.a. at en stor del av det organiske stoffet kan foreligge som alger. Oksydasjonsforløpet ved BOF-analyser kan derfor være forskjellig fra andre typer rensset kommunalt avløpsvann. I dette prosjektet er organisk stoff bestemt som kjemisk oksygenforbruk. Denne parameter gir et relativt pålitelig tall for avløpsvannets totale innhold av organisk stoff.

Erfaringer fra kjemisk felling alene (Ødegaard 1973 a) og fra kjemisk felling i kombinasjon med biologisk dam (Ødegaard 1973 b) viser at BOF-reduksjonen er omtrent den samme eller noe høyere enn tilsvarende KOF-reduksjon.

Som for suspendert stoff kan man dele dammene inn i to grupper etter rensegrad med hensyn på kjemisk oksygenforbruk. Råkkloakkdammene viser en reduksjon på 32-36%, mot 69-77% for dammene som brukes i kombinasjon med kjemisk felling. Det er ikke funnet at oppholdstiden har vært utslagsgivende. For filtrerte prøver, derimot, er det en tendens til økt KOF-reduksjon med økende oppholdstid, bortsett fra for råkkloakkdammene hvor det ikke er funnet noen forskjell. Tabell 3 viser at på årsbasis utgjør den løste andelen av det kjemiske oksygenforbruket 51-64% av det totale kjemiske oksygenforbruket. For sommeren 1973 var tilsvarende tall 34-56%, hvilket indikerer at en større del av det kjemiske oksygenforbrukende materialet foreligger i partikulær form om sommeren enn om vinteren. Det er imidlertid ingen store forskjeller i totalt kjemisk oksygenforbruk mellom sommer og vinter.

3.1.3 Total fosfor

Reduksjonen av total fosfor i råkkloakkdammene har vært ubetydelig 12-18%. For de øvrige dammene har fosforreduksjonen gjennomsnittlig ligget i området 86-92%.

Dam 7-9 har redusert fosforinnholdet i det mekanisk-kjemiske vannet fra ca. 1,8 mg/l til ca. 0,5 mg/l. Den ekstra renseseffekten som disse dammene gir, må skyldes en sedimentering av fnokker som har gått i overløp i det mekanisk-kjemiske anlegget.

Oppholdstiden har en tydelig effekt på fosforfjerningen, men den marginelle effekten avtar raskt med økende oppholdstid. Resultatene for dam 5-9 tyder på at fosforinnholdet i det rensede vannet er lavere om vinteren. Av tabell 3 vil man se at størsteparten av det totale fosfor i råkkloakkdammene foreligger i løst form (74-79%). Resultatene fra sommeren 1973 (Delrapport 2) viste imidlertid at bare 58% av det totale fosfor i dam 1 forelå i løst form, mens andel fosfor i dam 2 og 3 lå høyere (82-87%).

Dette illustrerer at en betydelig mengde fosfor kan tas opp av alger (og dermed overføres til partikulær form) i sommerperioden. Opptatt fosfor vil enten forlate dammene sammen med algene eller sedimentere med disse. Når dette materialet går i oppløsning igjen, vil mesteparten av fosforet frigjøres ut i vannet. Om vinteren burde en derfor ha en lavere fosforreduksjon i dammer uten kjemisk felling. Dette bekreftes av data i bilag 1:2. På årsbasis vil det derfor ikke bli noen nevneverdig fosforreduksjon i råkkloakkdammer.

For dammene i kombinasjon med kjemisk felling utgjør det løste fosfor en mindre andel av det totale fosfor (15-51%).

3.1.4 Total nitrogen

Nitrogenfjerning har vært lav for alle dammene (9-45%). Reduksjonen på 86% som ble oppnådd med kjemisk felling av vann fra dam 1 anses ikke å være representativ. En ser at nitrogenreduksjonen øker med økende oppholdstid. Dette viser at nitrogen fjernes ved biologiske prosesser (denitrifikasjon). Nitrogenet i utløpsvannet foreligger i alt vesentlig i løst form, slik at en ikke kan regne med noen betydelig nitrogenreduksjon ved ytterligere fjerning av suspendert stoff.

3.1.5 Statistisk vurdering av analyseresultatene

På grunnlag av analysene på ukeprøvene (bilag 1) er verdiene for kjemisk oksygenforbruk og total fosfor fremstilt grafisk på sannsynlighetspapir (hyppighetsdiagram) i bilag 3. Ut fra denne typen diagrammer kan man f.eks. estimere hvor stor sannsynlighet det er for at rensegraden er bedre eller dårligere enn en angitt verdi.

I tabell 4 er det ut fra diagrammene i bilag 3 estimert hvor stor del av tiden en har over 60% fjerning av kjemisk oksygenforbruk og over 90% fjerning av fosfor i dam 5-9.

Tabell 4. Grad av sannsynlighet for at rensegraden med hensyn på kjemisk oksygenforbruk og total fosfor er bedre enn 60 og 90% henholdsvis, ved bruk av biologiske dammer i kombinasjon med kjemisk felling.

Dam nr.	% av tid med KOF-fjerning \geq 60%	% av tid med TOT P-fjerning \geq 90%
5	82	70
6	82	56
7	86	81
8	80	76
9	80	47
Mekanisk-kjemisk rensing	65	19

3.2 Alger i utløpsvannet

I sommerhalvåret kan vannet fra biologiske dammer inneholde betydelige mengder alger. Disse gir vannet en grønnfarge og kan utgjøre en stor del av det suspenderte materialet og av det kjemiske oksygenforbruket.

Det fins forskjellige oppfatninger om hvilken betydning disse algene har. (Se delrapport I.) Algenes positive bidrag til renseprosessen skjer gjennom oksygenproduksjonen. Aerobe bakterier forbruker oksygen når de bryter ned organisk materiale. Det vil da kunne bli en gunstig vekselvirkning mellom alger og bakterier. Oksygentilførsel fra atmosfæren vil normalt være utilstrekkelig til å opprettholde aerobe forhold i dammene.

Vann som inneholder mye alger vil ha et høyt kjemisk oksygenforbruk. Og hvis en ikke fjerner algene, vil disse gi en organisk belastning i resipienten.

En må da stille seg spørsmålet om organisk stoff i form av alger er mindre skadelig for resipienten enn tilsvarende mengde organisk materiale slik det vanligvis foreligger i kommunalt avløpsvann.

Alger utgjør normalt en helt naturlig del av vannets biologiske system. Selv om det ikke foreligger klare data fra spesialstudier over disse problemer, kan man ut fra et slikt generelt resonnement si at alger utgjør en for resipienten mindre skadelig form for organisk belastning enn organisk materiale i avløpsvann.

Algene kan fjernes ved filtrering eller kjemisk felling på samme måte som annet suspendert materiale.

3.3 Slamakkumulering

3.3.1 Presentasjon av resultater

Tabell 5 viser slamteppets tykkelse i de forskjellige dammene. Målingene er tatt med et slamlodd som måler turbiditeten i vannet. For å bestemme mengde tørrstoff i dammene ble det tatt prøver med sedimentprøvetaker på 5-6 forskjellige punkter i hver dam. Enkeltp prøvene ble slått sammen til en blandprøve før tørrstoffbestemmelsen. Tabell 6 viser mengde som er akkumulert i dammene. Resultatene i tabell 6 er fremstilt grafisk i fig. 8.

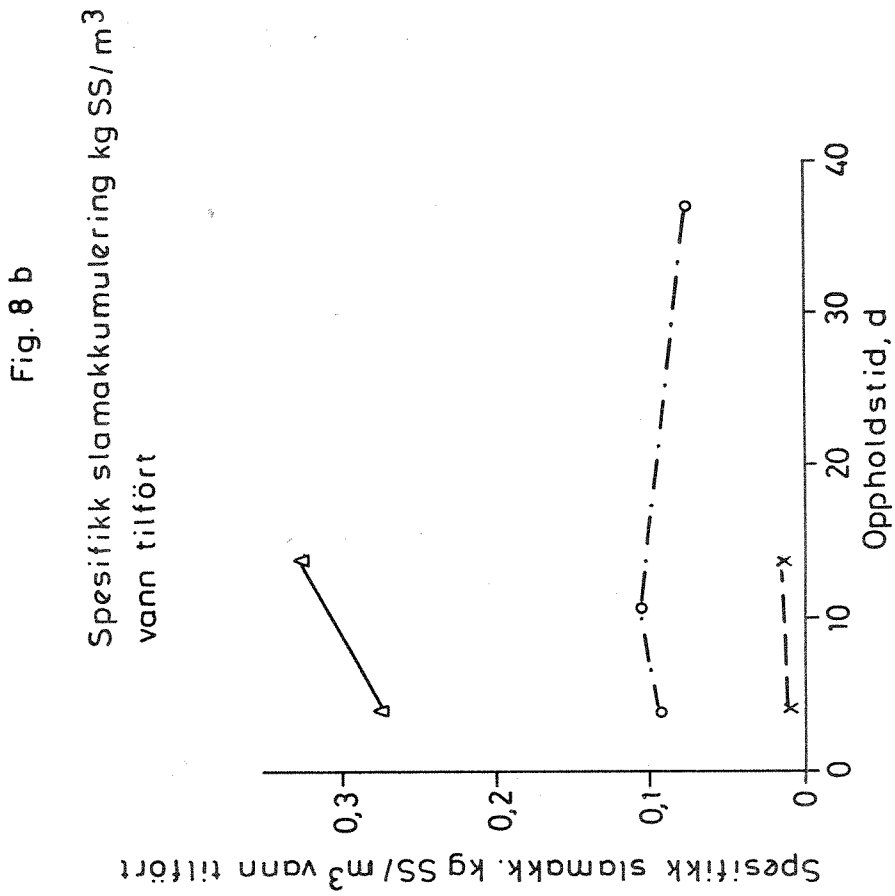
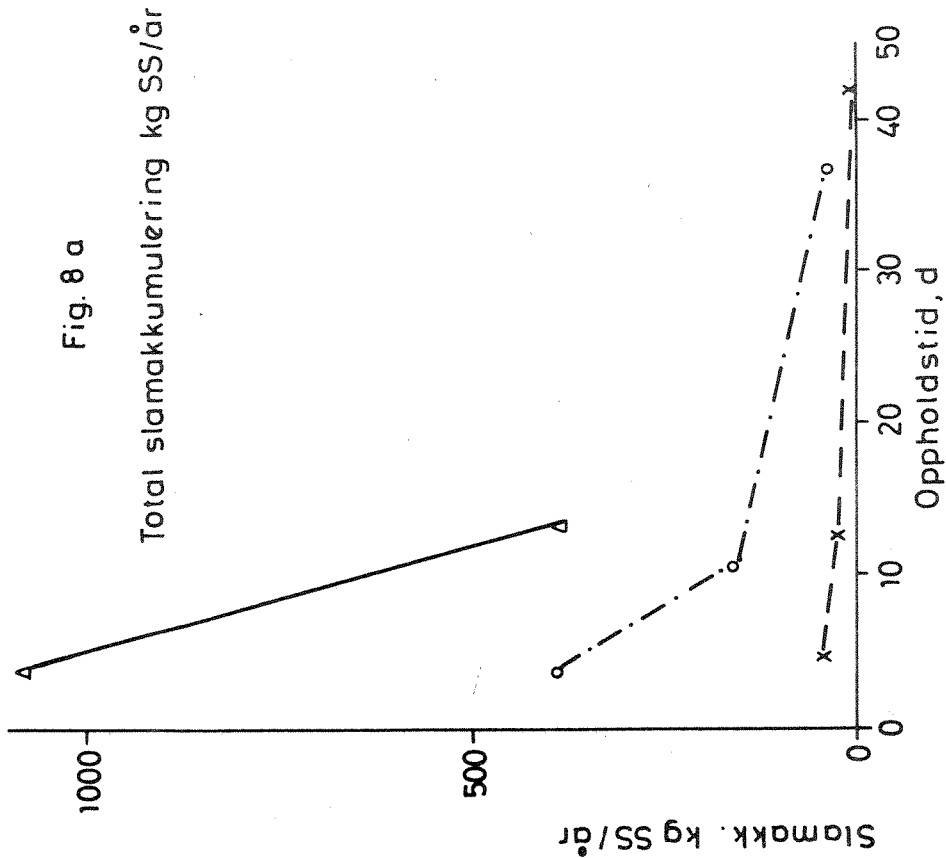


Fig. 8. Grafisk fremstilling av total slamakkumulering (8 a) og spesifikk slamakkumulering (8 b) i biologiske dammer som funksjon av oppholdstiden

- o Dammer som tilføres ubehandlet råkloakk
- Δ Dammer som tilføres ubehandlet råkloakk + aluminiumsulfat
- x Dammer som tilføres mekanisk-kjemisk renset avløpsvann

3.3.2 Teoretisk beregning av slamproduksjonen

Den teoretiske slammengden består av tre hovedbidrag,

- 1) Fjernet suspendert stoff
- 2) Fosfat fjernet som aluminiumfosfat
- 3) Overskudd av aluminium utfelt som aluminiumhydroksyd.

Ut fra disse forutsetningene kan teoretisk slamproduksjon beregnes etter følgende likning:

Teoretisk slamproduksjon (g/d) =

$$Q \left[(SS_{inn} - SS_{ut}) + \frac{122}{31}(PO_4-P_{inn} - PO_4-P_{ut}) + \left(Al - \frac{27}{31}(PO_4-P_{inn} - PO_4-P_{ut}) \right) \frac{78}{27} \right] \quad (1)$$

hvor

Q = væskestrøm i m^3/d

SS = suspendert stoff i g/m^3

PO_4-P = konsentrasjon av fosfor i fosfatform i $g P/m^3$

Al = dosert mengde aluminiumsulfat angitt som $g Al/m^3$

3.3.3 Dam 1-3

Teoretiske slamproduksjoner er her beregnet som differansen mellom suspendert stoff inn og ut. Den målte akkumuleringen ligger 30-50% lavere enn den beregnede. Det betyr at ca. halvparten av det tilførte slammene er blitt nedbrutt i dammen. Man må imidlertid ta hensyn til at ett års driftsperiode er lite sett i relasjon til den tid man gjerne ønsker mellom eventuelle slamtømminger (10-15 år).

3.3.4 Dam 5-6

For dammene som tilføres råkloakk med kjemikaliedosering direkte i tilførselsledninger, er teoretisk slammengde beregnet etter likningen over. En sammenlikning med målt slammengde viser at det ikke skjer noen netto reduksjon

Tabell 5. Tykkelse på slamlaget i biologiske dammer etter kontinuerlig drift i 12 måneder

Dybden i dammene er 90 cm.

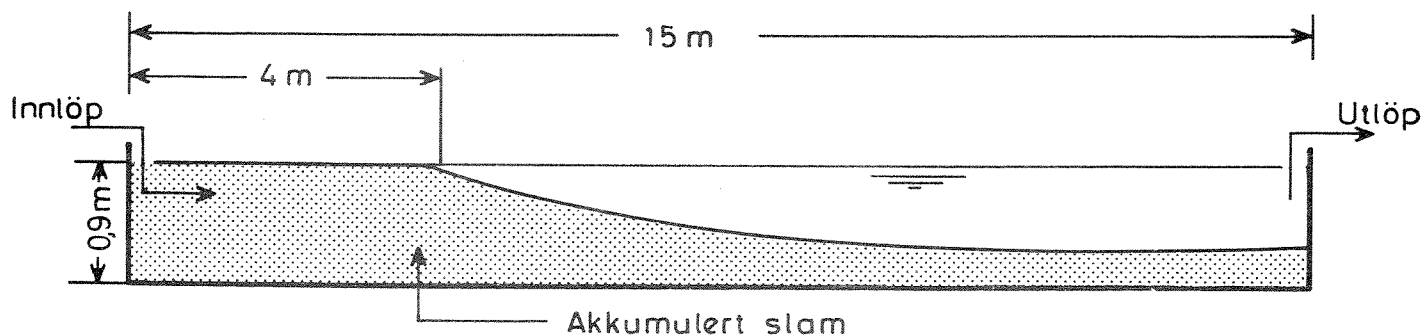
Dam nr.	Type vann tilført	Oppholdstid i døgn	Slamtykkelse ved innløp cm	Slamtykkelse i midten cm	Slamtykkelse ved utløp cm	Midlere konsentrasjon g/l
1	Råkloakk	37,1 ⁺ 15,0	<5	<5	<5	-
2	"	10,9 ⁺ 2,7	5-10	5-10	5-10	30-40
3	"	4,0 ⁺ 1,2	20-30	10-15	5-10	40-60
5	Råkloakk + Al-sulfat	13,6 ⁺ 0,6	20-30	5-10	5-10	30-50
6	"	4,1 ⁺ 1,4	90	60	30	30-50
7	Al-renset kloakk	42,3 ⁺ 9,0	<5	<5	<5	-
8	"	12,4 ⁺ 4,4	<5	<5	<5	-
9	"	3,9 ⁺ 0,7	5	5-10	5	10-20

Tabell 6. Oversikt over teoretisk og målt slamakkumulering i forskjellige typer biologiske dammer

Dam nr.	Susp. stoff i innløpsvann kg SS _{inn} /år	Susp. stoff i utløpsvann kg SS _{ut} /år	Teoretisk beregnet slamakku. kg SS/år	Målt slamakk. kg SS/år	Slammengde nedbrutt kg SS/år	Målt Spesifikk slamakku. kg SS/m ³ vann tilført
1	92	32	60	32	28	0,073
2	312	100	212	150	62	0,101
3	850	271	579	389	190	0,096
5	358	59	299	389	0	0,327
6	1149	159	990	1075	0	0,272
7	21	15	6	-	-	-
8	72	43	29	21	8	0,016
9	229	191	38	46	0	0,011

av slammengden i disse dammene. Ved felling direkte i dammen ser det da ut til at den faktiske slamakkumuleringen kan estimeres ved hjelp av lign. 1. Det vil trolig bli lettere å beregne tid mellom hver tømning for slike dammer enn for dammer av samme type som dam 1-3.

Figur 9 gir en illustrasjon av hvordan slammet har fordelt seg i dam 6. Mesteparten av slammet har blitt liggende rundt innløpet og det er dette som kan forårsake de største driftsproblemene ved denne typen dammer. Konsentrasjonen av slammet ved innløpet er målt til 6,5-7% tørrstoff. Slammet i dam 5-6 er ikke karakterisert, men det visuelle inntrykket er at det kan ha mye til felles med septikslam.



Figur 9. Slamakkumulering i biologisk dam etter ett års kontinuerlig drift. Dammen er blitt tilført råkloakk, og det er tilsatt fellingskjemikalium (Al-sulfat) i tilførselsledningen. Midlere oppholdstid har vært 4,1 døgn.

Erfaringer har vist at mekanisk-kjemisk slam lar seg stabilisere via en anaerob nedbrytning. Dette har imidlertid ikke vært tilfelle i dam 5 og 6. Det er ikke gjort noen målinger som kan belyse grunnen til dette, men en mulig forklaring kan være som følger: Den anaerobe nedbrytningen i slamhaugen har startet etter det vanlige mønster med produksjon av organiske syrer. Disse syrene kan så ha bidratt til å holde pH nede eller kanskje sågar redusert den. De produserte syrene har dermed hatt en konserverende effekt som er analog med det en finner i en vanlig forsilo. Det har ikke vært noen (om)blanding av slammet i haugen slik at diffusjonen ut i vannet har vært liten. De lave tallene for kjemisk oksygenforbruk synes også å bekrefte dette. Uhlmann, D. (1970) mener også at en konservering av slammet kan finne sted når slamlaget blir tykt.

3.3.5 Dam 7-9

Slamakkumulering har vært liten i denne damserien. Men netto tilførsel har også vært liten. En må imidlertid huske på at det meste av slammet er tatt hånd om i det mekanisk-kjemiske anlegget, slik at det ikke skjer en reduksjon i den totale slamproduksjonen.

3.3.6 Slamproduksjon ved kjemisk felling av vann fra biologiske dammer

Ved fellingsforsøkene er såvel rensegrad som slamproduksjon målt. Tallene for renseeffekten er i tabell 2. I tabell 7 er data for slamproduksjon angitt. Den beregnede slamproduksjonen (lign. 1 s. 29) er sammenliknet med den målte slamproduksjonen. Forholdet reell:teoretisk slamproduksjon er funnet å være $1,13^{+0,07}$. En kan da få et bra overslag over forventet slammengde ved å bruke ligningen og legge til 15-20%. I de tilfeller hvor ligningen er brukt i denne rapporten, er det lagt til 15%.

Tabell 7. Data for slamproduksjon ved etterfelling av vann fra biologiske dammer som tilføres ubehandlet råkloakk.

Dam nr.	Vannføring til fellingsanl. m ³ /d	SS _{inn} mg/l	SS _{ut} mg/l	OrtoP _{inn} mg P/l	OrtoP _{ut} mg P/l	Kjem.-dos. x) mg/l	Slamproduksjon g SS/m ³		<u>Reell</u> <u>Beregnet</u>
							Reell	Beregnet	
1	0,908	113	9	0,93	Spor	180	159	148	1,075
2	1,570	83	25	5,11	0,03	191	124	110	1,125
2	1,710	105	25	3,77	Spor	174	151	126	1,190
3	1,462	102	16	3,51	Spor	158	135	128	1,061
3	1,360	97	14	3,44	0,04	154	145	123	1,166
3	1,380	53	11	0,6	0,01	141	97	78	1,241
3	1,420	78	24	0,18	0,004	167	91	89	1,020
3	1,275	69	21	1,7	0,05	147	102	88	1,160

x Aluminiumsulfat $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$

Tabell 8 viser en oversikt total spesifikk slamproduksjon ved bruk av biologisk dam etterfulgt av kjemisk felling. Slamproduksjonen er sammenliknet med den slammengde en ville vente ved mekanisk-kjemisk rensing av den samme råkloakk.

Tabell 8. Slamproduksjon ved kjemisk felling av vann fra biologiske dammer.
Det er forutsatt 20 mg SS ut fra fellingsanlegget og en kjemikalie-
dosering på $150 \text{ mg Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{ H}_2\text{O/l}$.

Dam nr.	Susp. ut fra dammen mg SS/l	Målt slamakk. i dammen kg SS/m ³ avløpsvann	Teor. slamprod. ved felling av dameffluent kg SS/m ³ avløpsvann	Total spes. slamprod. kg SS/m ³ avløpsvann	Teor. slamprod. ved mekanisk-kjemisk rensing kg SS/m ³ avløpsvann	Reduksjon i slam-mengde ved bruk av dam %
1	73	0,073	0,109	0,182	0,265	31
2	67	0,101	0,104	0,205	0,265	23
3	73	0,096	0,109	0,205	0,265	23

Når det tas hensyn til slamakkumuleringen i dammene ser det ut til at nettogevinsten på slamsiden kan bli en reduksjon på 20-30%. Dersom det går lang tid før dammen må tømmes, kan man i mange tilfeller se bort fra slamakkumuleringen. Under denne forutsetningen vil slamproduksjonen i praksis bli mindre enn halvparten av slamproduksjonen ved primærfelling.

I sommerhalvåret har vannet fra dammene inneholdt mye alger. Slammet fra fellingsanlegget har da vært grønt og nesten luktfritt. I perioder med fullstendig anaerobe forhold i dammene har det luktet råttent av vannet (hydrogensulfid), og slammet har vært svart og illeluktende.

3.4 Oksygenforhold i dammene

3.4.1 Dam 1-3

Dam 1 har tildels vært sterkt overmettet i overflatesjiktet (0-10 cm) i sommer-perioden (mai-sept.). Oksygenkonsentrasjoner på 20 mg O₂/l har da vært målt i overflaten. Fra sept.-april har dammen vært praktisk talt anaerob. Dette viser at det bare er under den mest intense algeblomstringen at oksygenproduksjonen overstiger oksygenforbruket.

Dam 2 har vist samme kvalitative forløp som dam 1. Oksygenkonsentrasjonen har gjennomgående vært litt lavere hvilket forsåvidt synes rimelig fordi den organiske belastningen er høyere i dam 2 enn i dam 1.

Dam 3 har vært anaerob hele tiden. Oksygenproduksjonen har altså ikke på noe tidspunkt oversteget forbruket.

Tabell 9. Renseresultater m.h.p. kjemisk oksygenforbruk og total fosfor fra fullskalaanlegg i Sverige og Norge.

Beliggenhet	Kjemisk oksygenforbruk		Rensegrad %	Inn mg P/l	Total fosfor		Rensegrad %	Beskrivelse av anlegg
	Inn mg O/l	Ut mg O/l			Ut mg P/l	Ut mg P/l		
Nora Sverige	286	80	72	8,9	3,0	67	3 dammer i serie, tilsats av Al-sulfat mellom dam 2 og 3	
Kungsrå Sverige	315	99	69	7,7	0,75	90	Mekanisk-kjemisk rensing etterfulgt av biologisk dam	
Eskilstuna Sverige	302	62	79	11,4	2,2	81	Biologisk dam etterfulgt av biologisk-kjemisk rensing	
Nordseter Lillehammer	268	56	79	5,0	0,58	88	3 dammer i serie, tilsats av Al-sulfat mellom dam 1 og 2	
Løtten	145	60	59	-	2,0	-	3 dammer i serie. Ingen kjemikalietilsats	
Losby	426 ⁺ -209	136 ⁺ -61	68	9,1 ⁺ -3,5	2,2 ⁺ -1,3	75	biologisk dam med kjemikalie-tilsats direkte i dammen	

3.4.2 Dam 5-6 Også her har hovedtendensen vært høyt oksygeninnhold om sommeren og anaerobe forhold under vinterperioden. Overdosering har av og til forårsaket utfelling av algene i dammen. Da har oksygeninnholdet gått kraftig ned. På tross av at dam 5-6 har vært tilført like mye organisk materiale som dam 2-3, har det totale oksygeninnhold i gjennomsnitt vært noe høyere enn i dam 2-3.

3.4.3 Dam 7-9 Disse dammene har vist kvalitativt samme oksygenforløp som dam 5-6. Oksygeninnholdet har dog vært noe høyere og den aerobe perioden noe lenger. Dam 7 er den dam som har vist høyest oksygeninnhold av samtlige dammer på årsbasis.

Oksygenmålingene har vist følgende forhold:

- 1) Oksygentilførselen i biologiske dammer uten kunstig lufting skyldes hovedsakelig alger.
- 2) Derfor vil dammene bli aerobe om sommeren og anaerobe om vinteren.
- 3) Ved høy organisk belastning blir dammene anaerobe hele året.

For mer spesielle studier over oksygenforholdene, f.eks. døgnvariasjoner, henvises til O-40/71 D, delrapport 2.

3.5 Diverse ulemper (flyteslam, lukt, insekter)

I løpet av sommeren har overflaten i en del av dammene periodevis vært dekket av et grønt algelag. Dette har vært observert i alle dammer, unntatt dammene 7-9, hvor det bare har vært tilløp til mindre algeflak. Dam 1 og 2 har hatt den mest massive "teppedannelsen". Bunnslam fra dam 6 har av og til flytt opp til overflaten og gitt fra seg vond lukt. I dam 3 har også små slamkaker vært observert. Sterkt regnvær har slått ned alt flyteslam. Det har ikke blitt mer flyteslam under vårløsningen enn ellers.

Ubehagelig lukt har vært registrert fra dam 2 og 3 (mottar råkloakk). Disse dammene har da også vært helt eller delvis anaerobe. Et vesentlig bidrag til lukten antas å komme fra hydrogensulfid. Under den mest intense algeblomstringen har lukten vært ubetydelig. Dette skyldes trolig oksydasjon av hydrogensulfidet i det oksygenrike algelaget på overflaten. De andre dammene har ikke luktet nevneverdig. Det har vært mye mygg rundt dammene og store mengder mygglarver i overflaten. Alle dammene synes å være like attraktive for larvene.

I litteraturen (se Delrapport 1) er det rapportert om luktproblemer i forbindelse med vårløsningen. Dette har ikke vært noen typisk trekk for forsøksdammene. Heller ikke på Nordseter, Lillehammer (se tabell. 9) har det blitt spesielle luktproblemer i forbindelse med issmeltingen. Man må regne med luktproblemer under tømning av dammene.

3.6 Sammenlikning av egne resultater med oppnådd rensegrad på eksisterende anlegg

Tabell 9 viser noen renseresultater fra fullskalaanlegg både i Sverige og Norge.

Reduksjon av kjemisk oksygenforbruk ligger i området 68-79% for dammene i kombinasjon med kjemisk felling mot 69-77% i de forsøkene denne rapporten beskriver.

Fosforreduksjonen i de eksisterende anleggene har vært 67-90%, mens det i forsøksdammene ble oppnådd 86-92%.

Tallene fra damanlegget på Løten kan ikke sammenliknes med våre tall fra råkloakkdammen. På Løten er det tre dammer i serie og da må man vente bedre renseeffekt enn med en enkelt dam. Selv med tre dammer i serie ligger reduksjonen av kjemisk oksygenforbruk lavere uten felling enn med felling.

4. SAMLET VURDERING AV DE FORSKJELLIGE ALTERNATIVER

4.1 Prosessmessig vurdering

4.1.1 Biologisk dam alene

Generelt kan man si at bare biologisk dam uten noen form for kunstig lufting vil gi en lav rensegrad. For steder hvor mekanisk rensing blir regnet som tilstrekkelig og hvor man har disponible arealer, kan dog en biologisk dam tenkes å være et alternativ. Oppholdstiden må da være så lang (helst større enn 30 døgn) at det blir aerobe forhold under den isfrie delen av året. Slamakkumuleringen kan bli så liten at tiden mellom hver slamtømming blir lang (minst 10-20 år). Dammen kan kompletteres med etterfelling hvis kravene til utløpsvannet skjerpes. I Sverige har man noen eksempler hvor bare biologisk dam ikke ble funnet å være tilstrekkelig og hvor dammene ble komplettert med kjemisk felling. (Se tabell 9.)

4.1.2 Biologisk dam etterfulgt av kjemisk felling

Rensegraden ved bruk av en slik kombinasjon vil trolig bli minst like god eller bedre enn ved en konvensjonell mekanisk-kjemisk rensing.

Det er ikke tilrådelig med en oppholdstid under 10-15 døgn. Helst bør den være minst 30 døgn. Korte oppholdstider vil kunne medføre anaerobe forhold mesteparten av året og vil gi betydelig slamakkumulering. Kravene til oppholdstider gjør at systemet vil kreve så store arealer at det kun kan bli aktuelt ved mindre renseanlegg.

De største fordelene ved et slikt system er at det gir muligheter for jevn tilførsel til fellingsanlegget samt redusert slamproduksjon (se side 33).

Bortsett fra det store arealbehovet vil det kunne bli problem med de arbeidshygieniske forhold i det etterfølgende fellingstrinnet, som forutsettes å være overbygget. I vinterhalvåret vil anaerobe forhold gi vannet og slammet en råtten lukt som kan gjøre forholdene i renseanlegget ubehagelig.

I sommerhalvåret vil man neppe få slike problemer, hvis oppholdstiden ikke er altfor kort. Vannet vil være luktfritt, og slammet vil heller ikke skape

umiddelbare luktproblemer. Under denne perioden kan en også regne med at anlegget gir en rensegrad som er noe bedre enn for de andre alternativene.

Ved intens algevekst kan det oppstå problemer med flotasjon av "algeslam" i flokkulerings- og sedimenteringsbassenger. Flotasjonen skyldes oksygenutvikling.

4.1.3 Biologisk dam med kjemikalietilsats direkte i dammen

Resultatene fra egne forsøk og erfaringene fra fullskalaanlegg har vist at felling i dammen rent renseteknisk kan gi like gode resultater som et godt fungerende mekanisk-kjemisk anlegg. Kjemikaliedoseringen blir også omtrent den samme. Hovedproblemet ved en slik løsning er slamproduksjonen som blir like stor som ved mekanisk-kjemisk rensing. Dette vil nødvendiggjøre tømning av dammen med relativt korte mellomrom hvis ikke belastningen er lav. Det ser ikke ut til å bli noen nevneverdig nedbrytning av slammet i slike dammer. Slamakkumuleringen kan derfor estimeres med brukbar sikkerhet. Det kan oppstå rent driftstekniske problemer ved opphoping av slam rundt innløpsrøret. Dette er rapportert av flere forfattere, bl.a. av Ødegaard (1973 b). Problemet vil selvsagt også kunne oppstå for andre typer av dammer. Forgrenede innløpsrør og en forbehandling som fjerner inert og grovt materiale (f.eks. v.h.a. rist og sandfang) kan minske problemet.

Felling direkte i dammen bør spesielt vurderes når det skal bygges midlertidige renseanlegg. Det kan også være en løsning for typiske feriesteder med store variasjoner i belastning.

Dammer av denne typen må ikke anlegges med mindre en har klart for seg hvordan en eventuell slamfjerning skal gjøres. En må også være oppmerksom på at en slik slamfjerning vil by på betydelige luktproblemer.

I Canada bygger man ofte dammer så store at de kan magasinere ca. $\frac{1}{2}$ års tilrenning. Utslipp fra dammene skjer derfor normalt 2 ganger pr. år når det er stor vannføring i resipienten. De siste årene har man i Canada begynt å praktisere en satsvis felling av avløpsvannet i dammen noen

dager før en begynner å tømme den (Rupke 1974). Fellingskjemikaliene spres fra en liten båt med utendørsmotor. Denne enkle metode har gitt meget gode resultater. Kjemikalieforbruket er oppgitt å bli lavere enn ved kontinuerlig kjemikalietilsetting til innløpsvannet. I de tilfeller en har tilstrekkelige arealer burde denne kombinasjon av biologisk dam og kjemisk felling være brukbar også for norske forhold.

4.1.4 Biologisk dam etter mekanisk-kjemisk rensing

Biologisk dam etter et mekanisk-kjemisk anlegg vil trolig gi en jevnere og bedre vannkvalitet enn det mekanisk-kjemiske anlegget. Særlig gjelder dette for suspendert stoff og total fosfor. Man må også regne med en viss reduksjon av organisk stoff (målt som kjemisk oksygenforbruk) i dammen.

Driftssikkerheten ved et slikt system blir høy ved at dammen virker som en buffer mellom det mekanisk-kjemiske anlegget og resipienten. Fordi 60-70% av det organiske stoffet er fjernet i den kjemiske fellingen, vil den organiske belastningen bli så lav at oppholdstiden kan være kortere enn for de andre alternativene. En oppholdstid på 3-10 døgn kan antydes som rimelig. Lengre oppholdstid vil gi bedre renseeffekt, men den marginelle gevinst ved en økning av oppholdstiden ut over det som er angitt ovenfor vil bli beskjedent.

På grunn av at oppholdstiden kan være såpass kort, vil arealbehovet bli redusert slik at systemet kan være aktuelt også for middelstore renseanlegg. I denne typen dammer vil slamskumuleringen normalt være så liten av dammens "levetid" blir lang.

4.2 Økonomiske vurderinger

4.2.1 Kostnader for dammer

Det er kun bygget noen få dammer i Norge og følgelig fins det lite erfaring med kostnader. I delrapport 1 er kostnader for to norske anlegg angitt til 12 resp. 100 m/m².

Det fins en stor mengde data fra svenske anlegg (Väg- och Vattenbyggnadsstyrelsen 1966). I bilag 4 er det gjort en bearbeiding av disse tall.

Spredningen i kostnader er stor. Kostnader for små dammer (1000-2000 m²) synes i gjennomsnitt å være 20-25 Sv. kr/m² i 1965-års prisnivå. For større dammer (> 10000 m²) synes kostnadene å ligge på 10-15 Sv. kr/m². Å regne om disse tall til dagens norske priser er vanskelig. Tallene indikerer imidlertid at mindre damanlegg skulle koste i størrelsesorden 50 kr/m².

4.2.2 Biologisk dam alene

Biologisk dam alene gir dårlig rensing, men kan være et alternativ til slamavskiller. Hvis en skal bruke en biologisk dam alene som rensemetode, bør oppholdstiden være lang, helst > 30 døgn. Dette tilsvarer ved 500 l/p·d og 1,20 m dybde ca. 12 m²/p. SVAs generelle vilkår er satt til 20 m²/p når en dam mottar ubehandlet kloakkvann. Med de kostnader pr. m² som er antydnet, vil biologisk dam i de aller fleste tilfeller bli mer kostbare enn en slamavskiller. En vil ved bruk av biologisk dam kunne unngå kostnader for slamtømming og slambehandling eller deponering som en vil ha ved slamavskillere. Denne forskjell i driftskostnader vil dog i de fleste tilfeller ikke kompensere de høyere kapitalkostnader for biologisk dam.

4.2.3 Biologisk dam etterfulgt av kjemisk felling

Ved NIVA er det nylig i forbindelse med et arbeid for Miljøverndepartementet innsamlet kostnadsdata for mekanisk-kjemiske renseanlegg (s.k. sekundærfellingsanlegg). For et anlegg dimensjonert for 60 m³/h vil kostnaden, hvis en antar at dette tilsvarer ca. 2000 p, bli ca. 950 kr/p. For mindre anlegg savnes erfaringstall.

Hvis en har en biologisk dam foran det kjemiske fellingstrinnet trenger en ikke noen forsedimentering. Den biologiske dammen vil også fange opp variasjoner i hydraulisk belastning og det vil derfor ikke være uforsvarlig å minke på bassengvolumet. Hvor stor nedskjæring som kan tillates uten at det går utover rensresultatet kan ikke anslås sikkert, men en kan anta ca. 25%. I et sekundærfellingsanlegg utgjør arealet som bassengene opptar kun ca. en tredjedel av hele renseanlegget. De oven diskuterte mulighetene til minkende bassengvolumer vil derfor bety at renseanleggets størrelse minker kun med drøyt 10%. Kostnadsminskingen for fellingsdelen bør være av samme størrelsesorden.

Damanlegget foran bør helst ha en oppholdstid på 30 døgn eller mer. Ved en middel tilrenning på 500 l/p.d tilsvarer dette ved 1,20 m vanndybde et areal på 12 m²/p eller mer. Å bruke kombinasjonen dam pluss etterfølgende kjemisk felling vil derfor normalt kun være aktuelt ved anlegg < 1000 p. Med de kostnader som antydes av bilag 4, vil dette bety mer-kostnader på 30-60%.

Driftskostnader vil kunne minske p.g.a. at slamproduksjonen i fellings-trinnet minker når avløpsvannet først passerer en biologisk dam. Ved små anlegg vil ofte slammet bli transportert til et større anlegg. Hvilke besparelser som oppnås gjennom en lavere slamproduksjon er helt avhengig av lokale forhold, men det er klart at besparelsene i mange tilfeller vil kunne bli betydelige.

4.2.4 Biologisk dam med kjemikalietilsats direkte i dammen

Hvis forholdene i øvrig ligger til rette for bruk av biologisk dam med felling direkte i dammen (kfr. avsnitt 4.1.3), så vil dette være økonomisk konkurransedyktig til mekanisk-kjemiske anlegg og simultan-fellingsanlegg. Noen generell konklusjon er det ikke mulig å trekke da de lokale forhold alltid vil ha meget stor betydning for kostnadene.

I Canada bygger man ofte dammer så store at de kan magasinere ca. $\frac{1}{2}$ års tilrenning. Utslipp fra dammene skjer derfor normalt 2 ganger pr. år når det er stor vannføring i resipienten. De siste årene har man i Canada begynt å praktisere en satsvis felling av avløpsvannet i dammen noen dager før en begynner å tømme den (Rupke 1974). Fellingskjemikaliene spres fra en liten båt med utendørsmotor. Denne enkle metode har gitt meget gode resultater. Kjemikalieforbruket er oppgitt å bli lavere enn ved kontinuerlig kjemikalietilsetting til innløpsvannet. I de tilfeller en har tilstrekkelige arealer burde denne kombinasjon av biologisk dam og kjemisk felling være brukbar også for norske forhold.

4.2.5 Biologisk dam etter mekanisk-kjemisk rensing

Mekanisk-kjemisk rensing med en etterfølgende dam med 3-10 døgns oppholdstid er en prosessmessig sett gunstig kombinasjon (kfr. avsnitt 4.1.4). En oppholdstid på 3-10 døgn tilsvarer med de forutsetninger som tidligere er brukt et areal på 1,2-4,2 m²/p. Hvis damkostnadene antas å i gjennomsnitt være 50 kr/m² vil dette for et anlegg på 2000 p bety merkostnader på 5-25%.

REFERANSER

Norsk Standard, F 4725

Norsk Standard, Forslag til F 4743

Kungl. Väg- och Vattenbyggnadsstyrelsens Meddelanden VA 18 (1966).

Rupke G. (1974): Personlig meddelelse.

Standard Methods for the examination of water and waste-water.
13th ed. Am. Publ. Health (1971).

Svensson G. (1967): Biodammer, utforming och funktion. Chalmers Tekn.
Högskole. Inst. för Vattenförsörjnings- och avloppsteknik. Publikasjonsserie B.
Nr. 67:3.

Uhlmann D. (1970): Hydrobiologische Grundlagen der Schlammstabilisierung.
Fortschritte der Wasserchemie und ihrer Grenzgebiete. 12, 94-123.

Ødegaard H. (1973 a): Kjemisk felling i eksisterende anlegg. Åmot renseanlegg.
Sluttrapport - NIVA-rapport 0-34/71.

Ødegaard H. (1973 b): Kjemisk felling i eksisterende anlegg. Losby renseanlegg.
Sluttrapport - NIVA-rapport 0-35)71.

SUMMARY

In Norway most future waste-water treatment plants will be small with less than 2000 person connected. Most villages have a combined sewer system and thus large variations in sewage flow have to be expected. In small treatment plante operation will often be unsatisfactory. Hence it is important to search for treatment processes that are as "fool-proof" as possible.

A combination of oxidation ponds and a chemical precipitation process should have a potential to produce a satisfactory effluent even at non-optimal operational conditions.

Oxidation ponds and chemical precipitation can be combined in three modes (see figure 1, page 10).

1. Precipitation ahead of the pond
2. Precipitation in the pond
3. Precipitation after the pond

These three alternatives have been tested in a one year continous operation of 9 ponds. Each of the ponds had an areal of 50 m^2 (540 sq ft.) and a dept of 0,9 m (3 ft.). Each of the pond-precipitation alternatives has been run with 3,10 and 30 days detention time in the pond.

With treatment of raw domestic waste-water in an oxidation pond only COD, total phosphorous and suspended solids removals were as an average 35%, 15% and 65% respectively. When the pond effluent was precipitated with alum the removals increased to 75%, 90% and 95% respectively.

The chemical precipitation of a pond effluent may pose some problem e.g. offensive odours in the precipitation building. It will also be a somewhat expensive combinations as too short detention times in the pond should be avoided. The advantages of this alternative are the possibility to feed the succeeding precipitation unit with a constant flow and a decrease in sludge production in the precipitation unit with 50% compared to a precipitation unit operating on raw waste-water.

When alum was added to the waste-water just ahead of the pond, the COD, total phosphorous and suspended solids removals were 70%, 90% and 80% respectively.

The main drawback of this alternative is the large accumulation of sludge in the pond. The potential of this alternative is thus limited, but it may be an attractive alternative in cases where the average load is small but large peak loads have to be handled (e.g. small resort villages). It may also be an attractive solution where temporary treatment plants have to be built.

With an oxidation pond as post-treatment to a chemical precipitation plant COD, total phosphorous and suspended solids removals of 75%, 90% and 80% were achieved.

With this alternative the pond produced constantly a good effluent independently of the quality of the effluent from the preceding precipitation process.

Investment costs of this alternative will be lower than for the alternative with post-precipitation as the necessary pond area is considerably reduced when the pond is used as a post-treatment.

The experiments have shown that it is possible to calculate sludge production and sludge accumulation with sufficient accuracy when the alternatives with post-precipitation and precipitation in the pond is applied.

FIGURES

FIGURE 1. The combinations of chemical precipitation and oxidation ponds that have been investigated.

Alternative 1: Chemical precipitation ahead of the oxidation pond.

Alternative 2: Chemical precipitation in the oxidation pond.

Alternative 3: Chemical precipitation after the oxidation pond.

P = sampling point.

FIGURE 2. The pilot plant.

Dam = pond

Døgn = days (detention time)

Råkloakk = raw waste-water

Al-renset vann = waste-water treated with alum precipitation

Til fellingsanlegg = to post-precipitation pilot-plant

Samlekum = collection tank

Alternative 1 = pond 7-9

Alternative 2 = pond 4-6

Alternative 3 = pond 1-3

Pond data volume 45 m^3 , area 50 m^2 and depth 0,9 m.

FIGURE 3. Pond effluent with drawal-arrangement.

FIGURE 4. Pilot plant for the precipitation of pond effluents. Unit millimeters.

FIGURE 5. Schematic diagram of the pumping of pond effluent to the pilot-plant for post-precipitation.

FIGURE 6. COD, total nitrogen, suspended solids and total nitrogen in unfiltered pond effluents vs detention time. The data are means from 1 year continuous operation.

o ponds that receive raw waste-water

△ ponds that receive raw waste-water + alum

x ponds that receive chemical precipitated waste-water

FIGURE 7. COD, total nitrogen, total phosphorous and ortho-phosphorous in filtered pond effluents. All data are means from 1 years continuous operation. Legend see figure 6.

FIGURE 8. Total accumulation of sludge in kg SS/year and specific sludge accumulation in kg SS/m³ of waste-water in the oxidation ponds vs detention time. Legend see figure 6.

FIGURE 9. Sludge layer in pond 6 (4,1 days detention time) after 1 years continuous operation. This pond received raw waste-water and alum.

TABLES

TABLE 1. Chemical data for raw waste-water (råkloakk) (influent to ponds 1-6) and chemical precipitated waste-water (Al-renset) (135-175 ppm alum) (influent to ponds 7-9).

Kjemisk oksygenforbruk = COD
Suspendert stoff = suspended solids
Fosfor = phosphorous
Prosent reduksjon = percent removal

TABLE 2. Chemical data for pond effluents (see figure 2). All data are means of weekly composite samples from june 1973 to june 1974. Removals are calculated on raw waste-water.

Dam nr. = pond no.
Type vann tilført = type of influent (see figure 2)
Oppholdstid = detention time

Removals within brackets are calculated on chemical precipitated waste-water (the influent to pond 7-9).

TABLE 3. Chemical data for filtered pond effluents. All data are means of weekly composite samples from june 1973 to june 1974. Prosent av ufiltrert = percent of unfiltered samples.

TABLE 4. Probability for a removal of total phosphorous > 90% and COD > 60% with oxidation ponds in combination with chemical precipitation (see bilag 3 = appendix 3).

% av tid ... = % of time with COD (total-P) removals larger than 60% (90%).

Mekanisk-kjemisk rensing = effluent from the chemical precipitation of raw waste-water = influent to pond 7-9.

TABLE 5. Depth of sludge layer in the oxidation ponds after 1 years continous operation.

Slamtykkelse ved innløp = sludge layer depth at inlet in cm
" i midten = " " in the middle " "
" ved utl p = " " at outlet " "

Midlere konsentrasjon = mean dry solids concentration in sludge layer in grams per litre.

TABLE 6. Comparison of theoretical and measured sludge production in the oxidation ponds.

Col 1	Pond no.
Col 2	Suspended solids in influent kg SS/year
Col 3	Suspended solids in effluent kg SS/year
Col 4	Theoretically calculated sludge accumulation kg SS/year
Col 5	Measured sludge accumulation kg SS/year
Col 6	Amount of sludge degraded kg SS/year
Col 7	Measured sludge accumulation kg SS/m ³ of influent

TABLE 7. Sludge production in the post-precipitation of pond effluents.

Col 1	Pond no.
Col 2	Flow through precipitation pilot-plant m ³ /day
Inn	= influent
Ut	= effluent
Col 7	Alum dosage mg/l
Col 8	Sludge production, measured
Col 9	" " calculated
Col 10	Ratio measured to calculated

APPENDIX

BILAG 1:1 - BILAG 1:4 : Bilag = appendix. Concentration of suspended solids and volatile suspended solids (1:1), total phosphorous in unfiltered and filtered samples (1:2), COD in unfiltered and filtered samples (1:3) and total nitrogen in unfiltered and filtered samples (1:4) in effluents from the ponds, in the raw waste-water (råkloakk) and in the chemical precipitated (mek.kjem. rensset) waste-water. Samples are weekly composites with sampling 5-7 days per week.

Uke = week no.

Dam = pond no.

BILAG 2 COD and total phosphorous in effluent from the post-precipitation of pond effluents.

BILAG 3:1 Probability plot of COD-removal vs % of time.

Al-renset = chemical precipitated waste-water.

Probability plot of total phosphorous removal vs % of time.

FIGURE 4:1 Specific investment for ponds in Sweden in Sw. kr/capita vs designed capacity in persons (1965-prices).

FIGURE 4:2 Investment cost for ponds in Sweden in Sw. kr/m² vs pond area in m² (1965-prices).

Analyseresultat på suspendert stoff og flyktig suspendert stoff (verdiene i parentes) fra ukeprøver fra råkloakk, mekanisk, kjemisk renset vann og utløpsvann fra biodammene.

1973

Dam nr. Uke	1	2	3	5	6	7	8	9	Mek. kjem. renset	Råkloakk
22	-	50(38)	57(49)	28(19)	-	-	-	-	-	-
23	41(35)	48(35)	66(49)	25(17)	-	-	37(28)	-	49(25)	194(136)
24	45(37)	-	-	-	-	47(39)	-	-	98(57)	336(273)
25	-	-	71(49)	-	40(35)	-	-	35(27)	-	-
26	-	77(64)	-	29(29)	-	-	48(47)	-	35(15)	354(271)
27	116(78)	-	-	-	-	27(25)	-	-	51(17)	402(306)
28	-	-	54(40)	-	35(25)	-	-	51(46)	26(24)	190(157)
29	-	75(59)	-	52(30)	-	-	56(47)	-	13(8)	102(44)
30	136(110)	-	-	-	-	76(43)	-	-	20(19)	155(111)
31	-	-	61(33)	-	32(14)	-	-	55(38)	41(21)	212(140)
32	-	47(32)	-	62(44)	-	-	31(24)	-	48(26)	390(142)
33	148(131)	-	-	-	-	20(17)	-	-	67(44)	281(215)
34	-	-	89(63)	-	29(25)	-	-	44(30)	79(56)	373(282)
35	-	91(49)	-	58(43)	-	-	39(24)	-	61(30)	238(168)
36	107(82)	-	-	-	-	73(48)	-	-	90(50)	271(191)
37	-	-	97(58)	-	36(24)	-	-	80(52)	67(30)	219(164)
38	-	78(58)	-	49(38)	-	-	62(44)	-	73(48)	185(143)
39	56(37)	-	-	-	-	80(60)	-	-	64(30)	254(158)
40	-	-	67(46)	-	16(8)	-	-	37(25)	67(44)	185(145)
41	-	80(60)	-	188(182)	-	-	45(37)	-	-	-
42	65(52)	-	-	-	-	51(42)	-	-	-	-
43	-	-	50(39)	-	20(14)	-	-	22(15)	-	-
44	-	56(45)	-	11(8)	-	-	32(29)	-	89(62)	152(113)
45	45(29)	-	-	-	-	29(15)	-	-	73(30)	148(112)
46	-	-	53(36)	-	59(37)	-	-	13(7)	58(32)	234(181)
47	-	56(43)	-	25(19)	-	-	13(11)	-	111(83)	205(165)
48	56(44)	-	-	-	-	32(21)	-	-	122(54)	159(126)
49	-	-	83(61)	-	22(12)	-	-	19(13)	44(27)	126(95)

Forts.
1974

Uke	Dem nr.	1	2	3	5	6	7	8	9	Mek.kjem- renset	Råkløakk
3		49(37)	-	-	-	-	13(8)	-	-	57(38)	221(179)
4		-	52(37)	-	17(11)	-	-	11(6)	-	56(31)	146(104)
5		-	-	47(12)	-	11(6)	-	-	40(29)	88(54)	105(80)
6		38(22)	-	-	-	-	15(9)	-	-	66(35)	58(35)
7		-	47(26)	-	11(5)	-	-	8(4)	-	30(13)	159(120)
8		-	-	41(25)	-	10(5)	-	-	66(34)	9(3)	130(79)
9		69(40)	-	-	-	-	8(5)	-	-	-	-
10		-	50(29)	-	32(16)	-	-	28(21)	-	-	-
11		-	-	60(36)	-	76(38)	-	-	82(44)	62(19)	35(16)
12		39(22)	-	-	-	-	17(11)	-	-	44(23)	281(215)
13		-	32(20)	-	4(1)	-	-	8(5)	-	7(5)	229(142)
14		-	-	46(25)	-	9(5)	-	-	19(8)	7(1)	238(173)
15		26(16)	-	-	-	-	21(13)	-	-	11(5)	199(128)
16		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17		-	98(68)	-	41(31)	-	-	20(10)	-	63(28)	143(98)
18		-	-	176(119)	-	91(65)	-	-	29(16)	-	-
19		-	93(76)	-	31(25)	-	-	31(23)	-	-	-
20		79(52)	-	-	-	-	57(44)	-	-	-	-
21		-	-	130(96)	-	44(30)	-	-	98(75)	-	-
22		-	102(63)	-	75(48)	-	-	58(40)	-	-	-
23		131(71)	-	-	-	-	59(22)	-	-	38(16)	246(118)

Analyseresultat på total fosfor fra ukeprøver fra råkloakk, mekanisk-kjemisk renset vann og utløpsvann fra biodomene.

Tall i parentes angir verdier for filtrerte prøver.

1973

Dem nr. Uke	1	2	3	5	6	7	8	9	Mek.kjem. renset	Råkloakk
22	3,1	4,3	5,6(4,5)	0,60	0,90(0,38)	-	-	-	-	-
23	3,2	4,4(3,3)	4,2	0,40(0,19)	0,36 -	0,33	0,38(0,17)	0,34	1,1	4,2
24	3,9(2,8)	4,9	5,8	0,80	- (0,70)	0,28(0,08)	0,45	0,60	3,0	6,2
25	4,3	5,0	4,8(3,8)	0,90	0,50(0,16)	0,50	0,46	0,47(0,09)	-	-
26	4,4	5,0(5,0)	5,8	0,50(0,06)	0,50	0,50	0,14(0,02)	0,34	1,2	5,8
27	4,2(2,9)	5,9	5,4	0,60	0,90	0,22(0,07)	0,50	1,1	2,6	6,8
28	4,0	4,3	3,9(2,9)	0,50	1,0(0,44)	0,30	0,45	0,45(0,08)	0,43	4,1
29	3,9	3,8(3,1)	3,8	-	-	0,90	0,49(0,23)	0,52	0,34	3,6
30	4,0(1,5)	4,7	4,8	-	-	0,70(0,09)	0,40	0,55	0,06	5,1
31	4,3	5,0	5,5(5,1)	-	-	0,35	0,42	0,50(0,06)	1,2	6,5
32	5,5	5,7(5,0)	6,3	-	0,60	0,53	0,41(0,17)	0,80	1,4	7,5
33	4,0(2,5)	6,2	6,5	0,80	0,45	0,23(0,09)	0,60	0,70	1,8	7,4
34	5,6	7,2	7,6(7,1)	0,70	0,60(0,30)	0,50	0,80	1,5(0,37)	2,2	6,5
35	5,0	5,9(4,5)	6,7	0,60(0,25)	0,70	0,70	0,80(0,17)	1,8	2,0	9,2
36	4,9(4,0)	7,6	7,2	1,0	1,0	1,1(0,19)	1,1	2,5	4,3	7,0
37	5,0	7,9	6,9(5,9)	0,7	0,9(0,16)	1,1	1,2	2,4(0,35)	2,5	6,3
38	5,8	7,2(6,4)	6,1	0,6(0,70)	0,8	1,0	1,1(0,21)	1,3	2,0	5,0
39	5,8(5,1)	5,2	5,2	0,31	0,43	0,8(0,14)	0,7	0,6	1,2	5,0
40	5,8	5,9	5,7(4,7)	0,35	0,36(0,14)	0,7	0,6	0,8(0,12)	1,8	6,0
41	5,9	5,9(4,6)	5,8	0,25(0,22)	0,37	0,50	0,50(0,17)	0,80	-	-
42	4,8(5,6)	5,1	4,8	0,31	0,42	0,5(0,8)	0,7	1,1	-	-
43	4,8	4,8	4,5(3,3)	0,20	0,60(0,14)	0,30	0,7	0,8(0,09)	-	-
44	5,1	5,3(4,6)	5,2	0,14(0,13)	0,7	0,32	0,7(0,08)	0,6	2,4	5,7
45	5,5(5,1)	5,7	5,4	0,30	1,4	0,07(0,33)	0,5	0,32	1,3	4,9
46	5,9	6,1	5,7(4,5)	1,0	2,6(0,5)	0,37	0,5	0,33(0,05)	1,5	5,5
47	6,0	6,0(5,1)	5,3	1,0(0,18)	0,8	0,5	0,6(0,11)	0,35	2,2	5,5
48	6,8(6,1)	6,5	6,0	0,6	0,9	0,7(0,07)	0,46	0,5	4,9	6,5
49	6,8	6,4	6,4(4,9)	0,8	0,7(0,14)	0,6	0,47	0,7(0,16)	2,9	6,7
50	5,4	4,9(3,9)	4,4	0,16(0,14)	0,13	0,27	0,5(0,09)	0,6	0,41	6,6

Forts.

1974

Uke	Dam nr.	1	2	3	5	6	7	8	9	Mek.kjem. renset	Råkløakk
3		6,4(5,8)	4,9	4,3	0,16	0,06	0,24(0,06)	0,10	0,44	1,7	6,8
4		6,2	4,4(3,2)	3,1	0,19(0,06)	0,12	0,18	0,12(0,03)	0,32	1,3	3,4
5		4,9	4,2	4,1(2,5)	0,14	0,12(0,10)	0,20	0,23	0,9(0,04)	2,1	3,1
6		2,4(2,0)	2,5	2,4	0,11	0,12	0,09(0,06)	0,16	0,6	1,2	2,2
7		3,1	1,9(1,0)	1,7	0,10(0,04)	0,21	0,08	0,10(0,02)	0,21	0,9	3,8
8		1,3	0,6	0,8(0,38)	0,07	0,05(0,04)	0,04	0,03	0,15(0,07)	0,09	1,6
9		3,3(2,4)	2,0	2,4	0,10	0,21	0,07(0,05)	0,05	0,16	-	-
10		4,5	3,4(2,2)	3,5	0,08(0,06)	0,09	0,09	0,10(0,05)	0,8	-	-
11		5,1	4,6	4,1(2,4)	0,13	0,08(0,04)	0,17	0,5	1,1(0,07)	-	-
12		4,2(3,5)	4,4	3,7	0,12	0,008	0,01(0,017)	0,02	1,0	-	-
13		0,8	1,0(0,8)	0,9	0,040(0,041)	0,021	0,039	0,10(0,041)	0,70	0,13	3,3
14		2,1	2,8	1,7(0,8)	0,081	0,063(0,029)	0,100	0,090	0,10(0,036)	0,099	2,5
15		1,7(1,2)	2,1	1,7	0,075	0,072	0,072	0,100(0,093)	0,090	0,082	2,8
16		2,6	2,1(0,7)	2,5	0,3(0,058)	0,6	0,12	0,12(0,064)	0,4	-	-
17										1,1	4,6
18		2,7	3,0	3,8(1,6)	0,5	1,1(0,14)	0,16	0,27	0,7(0,085)	7,5	5,7
19		2,6	3,6(2,1)	4,9	0,5(0,12)	0,7	0,10	0,28(0,075)	0,8	0,7	6,0
20		3,3(2,0)	3,8	5,2	0,6	0,35	0,18(0,076)	0,4	0,9	0,6	6,0
21		4,3	5,0	5,6(3,5)	0,8	0,9(0,2)	0,3	0,7	1,3(0,1)	-	-
22		5,1	5,7(4,1)	6,2	1,0(0,2)	0,6	0,3	0,6(0,15)	0,9	-	-
23		5,3(3,3)	6,7	7,0	0,7	1,0	0,4(0,2)	0,4	1,0	3,8	8,1

Forts.

1974

Uke	Dam nr.		1	2	3	5	6	7	8	9	Mek. kjem. rensert	Råkløakk	
3	208(162)	173	151	47(43,2)	43,3	31,5	53,2(49,5)	30,0	51,8	127	341		
4	313	420(136)	125	73,0	43,3(38,4)	32,2	52,8	29,9(24,2)	37,1	64,1	242		
5	162,0	167	156(105)	63,7	64,5	55,1(46,2)	55,3	38,5	70,1(47,4)	114	335		
6	82,7(56,3)	85,2	110	74,8(60,3)	40,4	29,7	29,1(23,6)	28,8	50,7	64,5	107		
7	103	105(45,3)	74,4	62,6	39,5(36,2)	39,7	36,9	23,5(18,7)	46,7	60,0	274		
8	62,4	46,3	54,2(37,7)	20,5	21,0	22,7(18,6)	10,81	11,1	83,5(79,1)	47,6	132		
9	147(106)	155	232	131(12,7)	61,2	154	37,6(25,8)	25,8	188,0	-	-		
10	207,0	199(107)	203	221	86,1(59,4)	104	39,6	43,4(36,6)	129,0	-	-		
11	231,0	225,0	214(197)	244	128	156(105)	490	101,0	103(80,1)	-	-		
12	183(145)	123,0	155,0	162(903)	92,3	62,8	52(49,4)	53,7	87,2	-	-		
13	36,3	48,4(31,1)	50,2	37,3	18,3(14,8)	13,6	14,0	23,6(19,3)	59,3	38,3	240		
14	30,3	105	88,6(50,2)	110	33,7	29,6(37,7)	37,1	36,3	47,1(40,8)	65,7	326		
15	112	138	108	96,0(72,2)	45,6	49,0	50,6(30,2)	41,2(30,2)	57,2	49,1	297		
16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
17	189	173(62,7)	189,0	187,0	106(62,3)	94,5	58,1	52,4(43,9)	87,9	77,5	273		
18	194	217	283(77,4)	173	140	181(65,1)	58,4	66,4	77,4(59,4)	353	377		
19	224	261(92,6)	182	102	122(53,9)	121	85,6	85,6(44,9)	-	64,3	386		
20	191(76,6)	216	301	204(85,0)	99,2	94,5	93,7(39,6)	102	85,5	54,9	416		
21	139	165	336(107)	-	110	109(570)	111	116	136(36,8)	-	-		
22	174	186(119)	231	-	132(51,5)	149	67,1	77,0(48,8)	66,3	-	-		
23	256(156)	299	380	-	157	233	124(470)	78,8	92,7	175	417		

Analyseresultat for total nitrogen fra ukeprøver fra råkloakk, mekanisk-kjemisk rensset vann og utløpsvann fra biodammene.
Tall i parentes angir verdien for filtrerte prøver.

1973

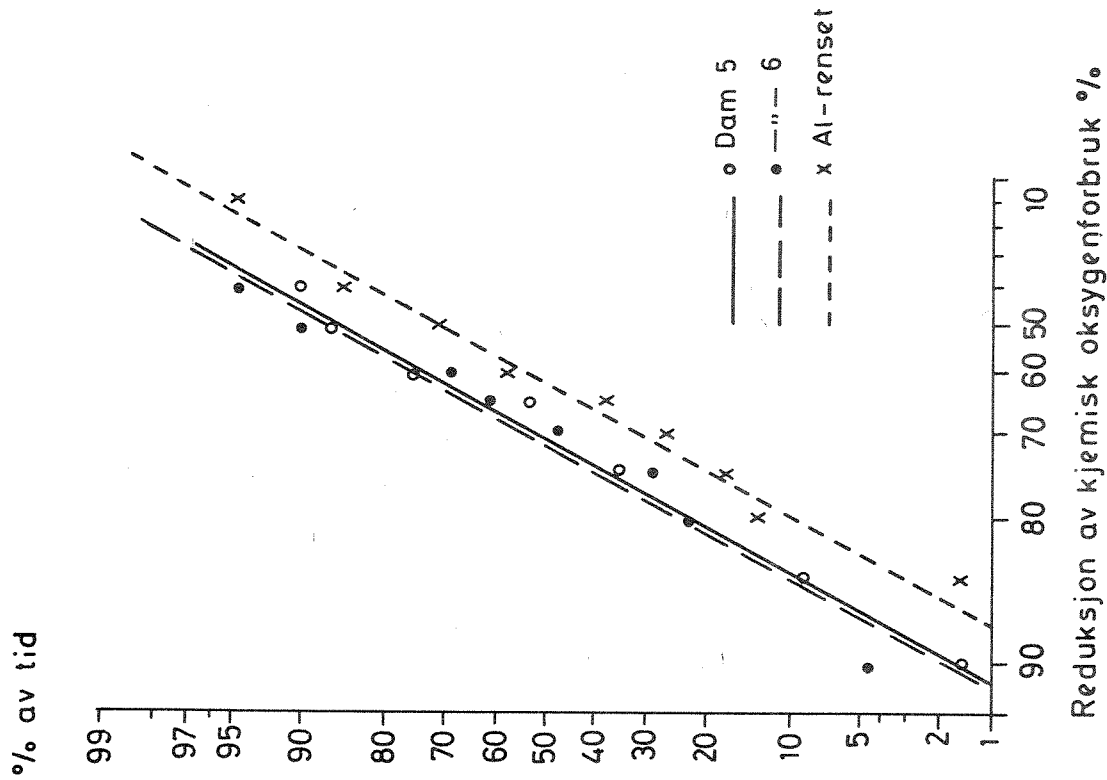
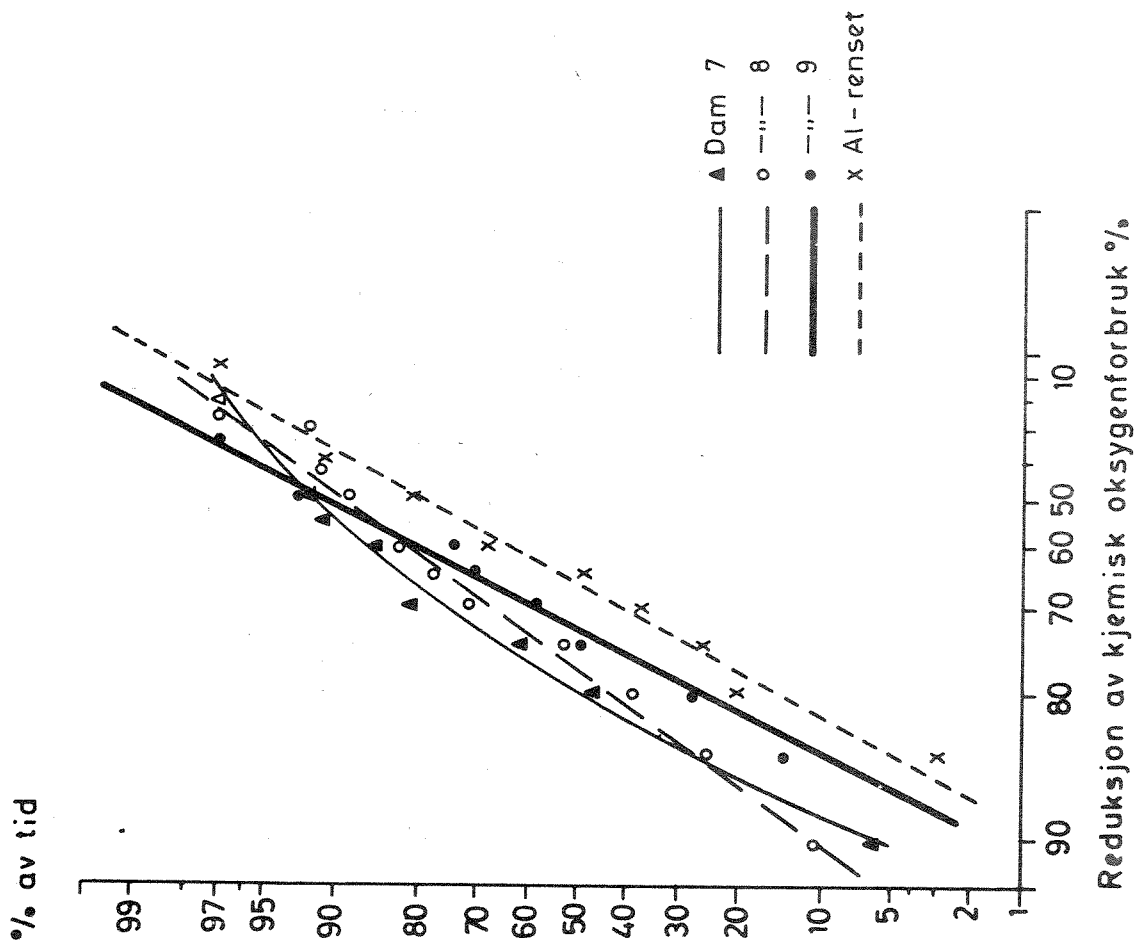
Uke	Dem nr.	1	2	3	5	6	7	8	9	Mek. & kem. rensset	Råkloakk
22		11,3	16,0	21,0(20,5)	18,0	20,4(21,2)	12,2	9,6(8,4)	11,6	15,8	15,8
23		9,0	15,4(13,6)	15,6	13,2(12,0)	12,6	11,5(9,4)	11,4	18,2	22,2	25,0
24		11,2(9,2)	17,6	22,2	15,4	19,8	11,4	13,2	20,6(22,0)	-	-
25		15,0	18,6	23,0(21,8)	19,6	21,4(19,4)	11,4	18,0(15,8)	31,1	31,2	49,6
26		16,4	26,8(25,0)	33,2	26,4(24,2)	31,6	31,6	20,6	24,0	25,0	39,2
27		18,4(10,4)	28,0	26,8	24,6	24,6	10,0(8,6)	15,0	14,4(11,2)	11,8	15,0
28		16,8	21,2	17,4(14,0)	19,2	15,0(13,0)	9,0	11,4(8,2)	11,0	13,8	15,4
29		15,6	16,6(12,4)	15,6	15,2(12,6)	15,0	7,4	11,8	13,8	17,4	17,4
30		14,4(5,2)	18,0	19,4	15,8	17,6	6,4(3,8)	11,8	13,8	20,4	21,8
31		15,2	18,4	21,0(18,0)	17,2	17,6(15,8)	6,8	13,0	14,0(12,2)	18,0	19,6
32		16,2	19,2(15,6)	22,4	17,6(15,6)	18,2	8,6	13,2(12,4)	15,2	23,0	30,4
33		16,0(7,2)	22,0	23,0	18,0	19,2	9,2(10,2)	16,0	14,6	22,4	25,0
34		18,0	25,0	25,0(23,8)	17,4	21,8(21,0)	13,8	17,8	20,6(19,0)	22,6	34,0
35		20,4	24,2(21,4)	25,0	20,0(18,0)	25,0	14,2	17,2(15,0)	22,2	26,0	34,0
36		18,8(13,0)	32,4	34,0	23,4	25,0	15,8(11,6)	20,2	25,0	30,8	36,6
37		20,0	30,8	32,8(28,4)	23,4	30,0(27,6)	16,6	22,6	27,2(23,0)	23,8	29,2
38		21,8	31,6(24,8)	28,4	23,8(21,2)	23,8	16,2	22,4(20,0)	25,0	20,8	24,6
39		23,4(21,2)	29,6	24,6	20,2	20,4	15,8(11,6)	21,8	21,8	25,8	28,4
40		24,2	27,6	29,6(24,8)	21,0	23,8(24,0)	16,0	22,0	23,4(22,4)	-	-
41		29,2	42,4(43,2)	43,2	31,6(28,4)	47,6	18,0	31,2(25,4)	42,8	-	-
42		40,0(37,2)	47,2	47,2	38,0	44,8	23,6(19,0)	37,2	43,6	-	-
43		26,0	35,6	36,0(33,6)	19,0	33,2(32,4)	17,6	25,8	32,0(25,8)	-	-
44		37,2	40,0(37,2)	40,0	18,6(18,0)	36,4	19,8	36,8(33,2)	34,4	37,6	40,0
45		38,8(37,6)	40,4	38,8	30,4	35,6	22,0(23,0)	33,6	30,8	31,2	35,2
46		39,6	38,0	38,0(35,6)	36,4	37,8(36,8)	25,0	34,0	34,4(33,6)	34,4	37,2
47		40,0	38,4(36,8)	37,6	33,2(34,0)	37,6	28,4	33,6(34,0)	34,4	32,0	38,2
48		44,0(42,4)	42,0	42,8	40,8	40,0	33,2(31,6)	38,8	37,6	46,4	38,8
49		44,0	42,0	40,8(38,4)	31,2	29,2(29,6)	28,4	34,4	31,6(32,4)	39,2	41,2
50		38,0	33,2(28,8)	20,2	20,0(17,0)	19,6	15,8	28,0(27,6)	23,6	34,8	39,2

Forts.
1974

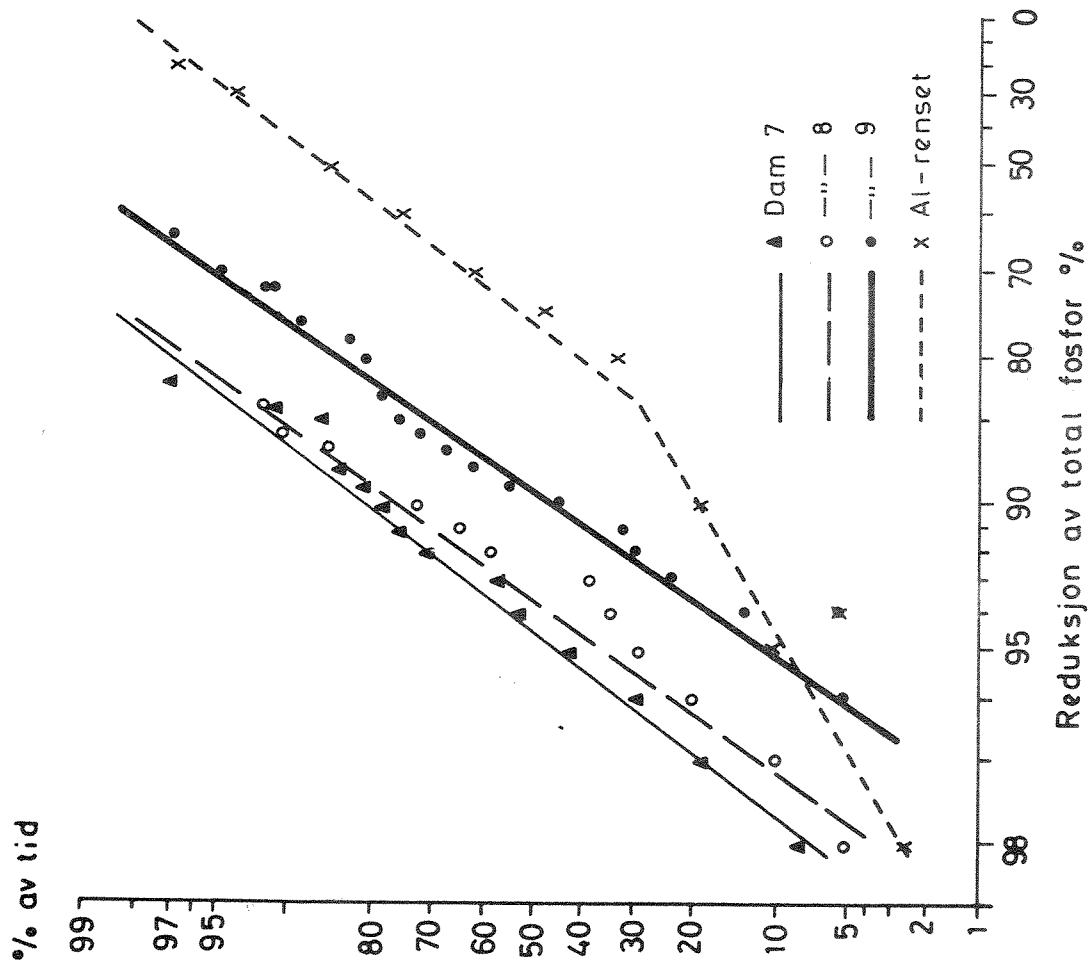
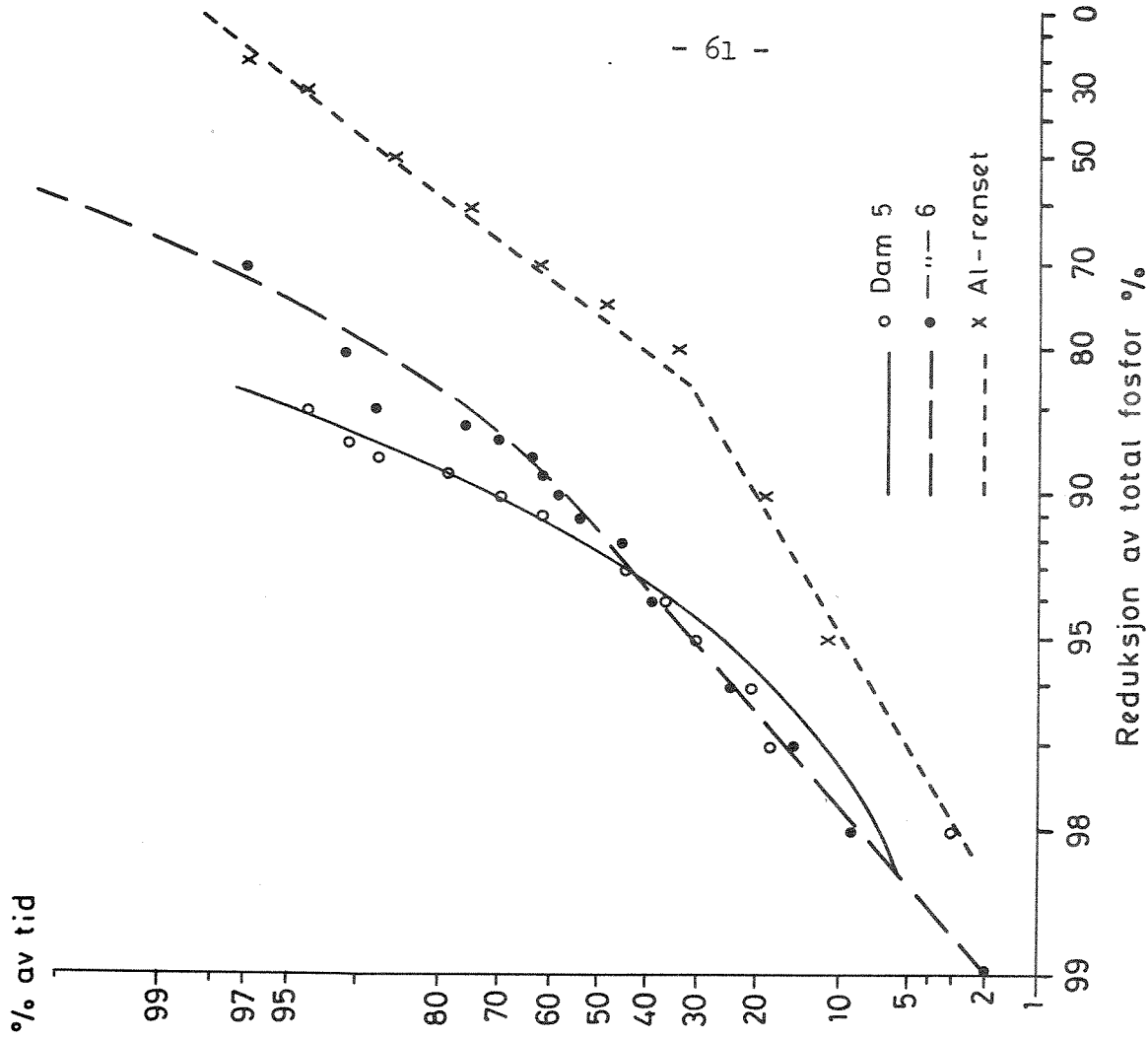
Uke	Dam nr.	1	2	3	5	6	7	8	9	Mek.kjem. renset	Råkløkk
3		36,8(35,6)	33,6	29,6	21,2	18,2	24,8(26,0)	20,0	30,0	1,7	6,8
4		35,2	27,6(26,0)	22,8	20,8(20,8)	14,8	24,8	16,6(16,4)	20,4	1,3	3,4
5		28,4	28,4	28,8(26,0)	26,0	22,8(21,6)	21,6	20,2	25,2(23,6)	2,1	3,1
6		15,0(14,2)	17,6	16,8	16,0	11,4	10,4(11,0)	13,2	20,2	1,2	2,2
7		20,0	15,8(14,2)	16,0	15,0(15,4)	13,8	14,0	10,8(10,6)	20,0	0,5	3,8
8		9,0	6,6	8,0(8,0)	3,8	6,4(6,2)	2,8	2,6	22,0(21,0)	0,09	1,6
9		22,4(21,2)	21,8	29,6	15,2	25,0	11,2(11,2)	8,2	32,0	-	-
10		30,4	30,4(26,0)	32,4	25,0(24,4)	27,2	20,6	19,8(18,8)	33,2	-	-
11		38,4	36,0	37,6(35,7)	35,2	36,4(32,8)	24,8	30,0	35,2(32,4)	-	-
12		30,0(26,4)	34,4	29,2	29,6	30,0	23,6(23,0)	24,0	33,2	-	-
13		6,6	8,0(8,0)	9,2	5,0(5,0)	4,8	5,0	9,8(9,0)	23,6	0,13	3,3
14		9,0	22,6	17,8(16,2)	11,2	12,2(12,4)	15,2	19,2	20,6(20,2)	0,099	2,5
15		11,8(11,4)	20,4	19,0	14,0	15,0	15,6(14,2)	18,6	19,0	0,082	2,8
16											
17		24,0	24,0(16,8)	28,0	24,0(20,6)	24,6	17,2	20,2(20,0)	31,2	1,1	4,6
18		24,8	26,8	36,4(23,8)	23,6	32,8(24,8)	18,0	23,0	32,8(34,0)	7,5	5,7
19		20,0	28,0(21,0)	34,8	23,0(21,6)	28,8	19,0	25,4(22,6)	34,0	0,7	6,0
20		19,8(15,8)	25,0	32,0	23,8	32,8	18,4(15,0)	24,0	34,4	0,6	6,0
21		22,0	30,0	31,2(25,6)	24,0	34,0(30,8)	35,6	23,2	32,0(26,0)		
22		26,8	28,0(29,2)	38,4	28,0(23,2)	40,0	15,2	28,4(26,8)	34,0		
23		20,6(19,6)	28,4	29,2	19,6	29,2	12,8(12,0)	24,8	26,4	3,8	8,1

Analyseresultater fra felling av vann fra biodammer

Dam nr.	Uke nr.	Kjemisk oksygenforbruk mg O/l		Total fosfor mg P/l	
		Inn	Ut	Inn	Ut
1	31 1973	331	36,8	4,3	0,10
2	27 "	249	158	5,9	0,70
"	28 "	234	53,9	4,3	0,38
"	8 1974	83,4	38,5	2,0	0,14
3	26 1973	293	133	5,8	0,24
"	32 "	195	52,0	6,3	0,35
"	35 "	188	59,5	6,7	0,50
"	37 "	177	81,3	6,9	0,90
"	9 1974	187	111	3,6	0,70



Bilag 3:1 Hyppighetsdiagram for reduksjon av kjemisk oksygenforbruk ved mekanisk-kjemisk rensing av avløpsvann (Al-renset), ved kjemisk felling i biologisk dam (dam 5 og 6) og ved etterbehandling av mekanisk-kjemisk rensset vann i biologisk dam (dam 7, 8 og 9).



Bilag 3:2 Hyppighetsdiagram for reduksjon av total fosfor ved mekanisk-kjemisk rensing av avløpsvann (Al-renset), ved kjemisk felling i biologisk dam (dam 5 og 6) og ved etterbehandling av mekanisk-kjemisk rensert vann i biologisk dam (dam 7, 8 og 9).

KOSTNADER FOR BIOLOGISKE DAMMER I SVERIGE

I 1950-årene og fram til midten av 1960-årene ble det bygget mange biologiske dammer i Sverige. I Kungl. Väg- och Vattenbyggnadsstyrelsens publikasjon VA 18 før år 1966 fins en fortegnelse over samtlige da bygde anlegg. Byggnadsår, det antall personer dammen ble dimensjonert for og anleggskostnader fins angitt. I fig. 4:1 til dette vedlegg er anleggskostnad plottet mot dimensjonerende antall personer. Anleggskostnader er oppregnet til 1965-års nivå med et antall gjennomsnittlig prisstigning av 5% pr. år. Data for anlegg bygget tidligere enn 1960 er ikke brukt.

Som det fremgår av fig. 4:1 er spredningen i tallmaterialet meget stort, men det omfattende materialet gjør det likevel forsvarlig å legge inn i linje diagrammet. Linjen er lagt inn gjennom at materialet er blitt inndelt i intervaller, og i hvert intervall er medianverdien beregnet.

For et antall av dammer fins det opplysninger om areal i en annen publikasjon (Svensson 1967). For disse dammene er anleggskostnader pr. m² plottet mot arealet i fig. 4:2.

Ved den aktuelle tiden (1960-1965) var det vanlig å dimensjonere dammene etter regelen 10 m² pr. tilknyttet person. Med denne dimensjonering som grunnlag er linjen i fig. 4:1 overført til fig. 4:2.

Fig.4.1
Specifikk anleggskostnad i Sv kr pr. person
(1965 års prisnivå) for biodammer bygget i Sverige
i årene 1958-1965 mot det dimensjonerende
antall personer

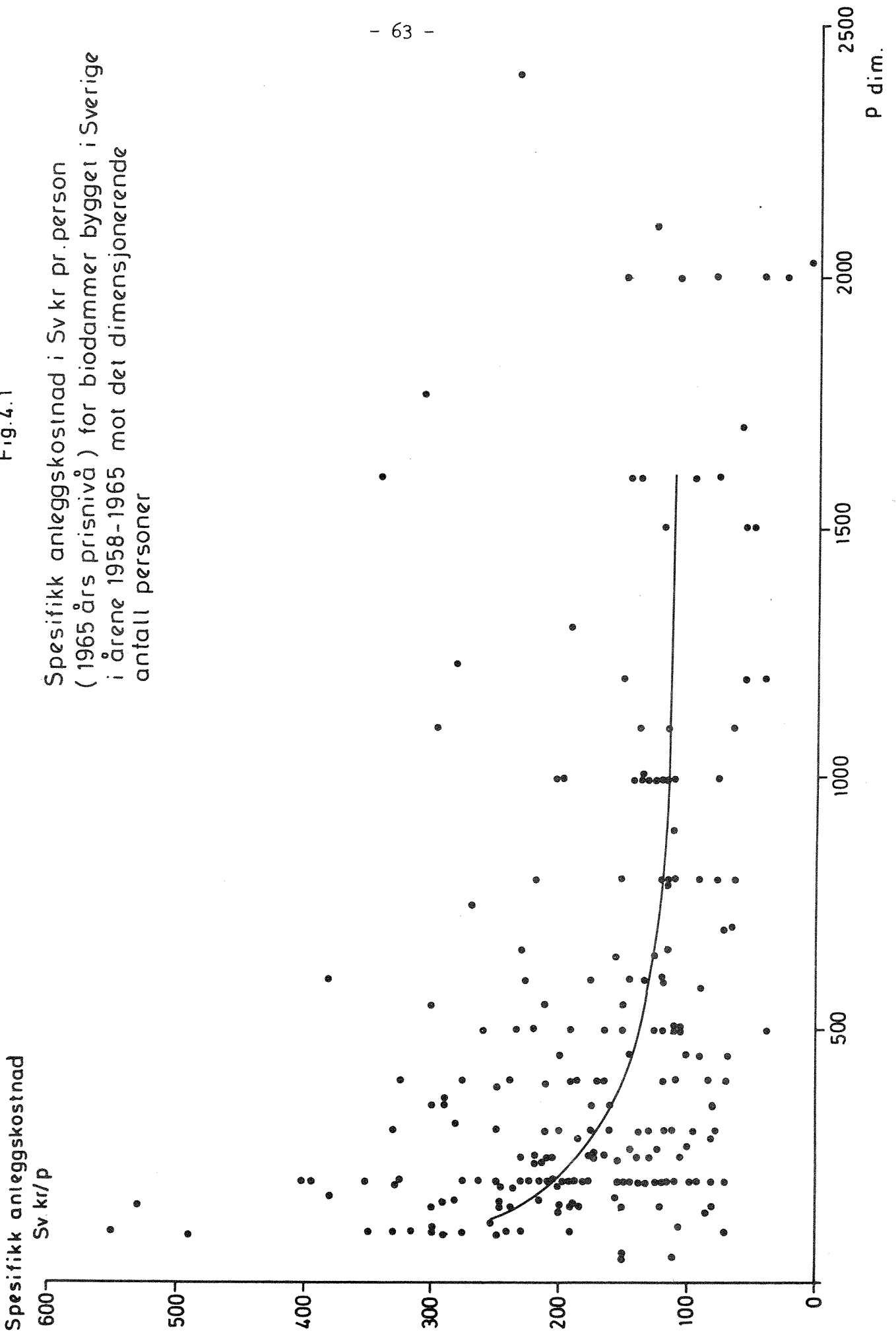


Fig.4.2

Anleggskostnad i Sv kr / m² (1965 års prisnivå) for
biodammer bygget i Sverige i årene 1958 -1965
mot biodammens overflate

Anleggskostnad Sv kr / m²

