

Utarbeidet av:  
NIVA  
Norsk institutt for vannforskning

Adresse:  
Brekkevn. 22–24, Maridalen  
Oslo 8  
Postboks 333 Blindern  
Oslo 3

Kartong av  
resirkulert papir



1.2.17 Systemanalyse av Slamhåndtering. Utvalg for fast avfall.

# Systemanalyse av slamhåndtering

Sammenheng mellom behandling  
og rensemetode

Prosjektnummer **1.2.17**

UTVALG FOR FAST AVFALL · NTNØ



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Blindern

C-4-01

O-117/76

SYSTEMANALYSE AV SLAMBEHANDLING

Delrapport 1: SLAMPRODUKSJON

31. mai 1977

Saksbehandler: Siv.ing. Kjell Øren

Medarbeider : Tekn.lic. Peter Balmér

Instituttetsjef: Kjell Baalsrud

INNHALDSLISTE

	Side:
1. INNLEIING	6
2. SLAMPRODUKSJON	7
2.1 Generelt	7
2.2 Omgrepet slamproduksjon	8
2.3 Slamproduksjon ved kjemisk felling	10
2.4 Slamproduksjon ved biologisk reinsing	12
2.5 Slamproduksjon ved simultanfelling	13
3. ENKLE MODELLAR FOR SLAMPRODUKSJON	13
3.1 Generelt	13
3.2 Kjemisk felling med kalk og evt. magnesium	13
3.2.1 Generelt	13
3.2.2 Enkel modell for kalkfelling	14
3.2.3 Døme på bruk av modellen	15
3.3 Kjemisk felling med Fe(II) og kalk	23
3.3.1 Generelt	23
3.3.2 Kort om prosessane	23
3.3.3 Tilnærmingar og forenklingar	25
3.3.4 Reknedøme	25
3.4 Kjemisk felling med aluminiumsulfat	31
3.4.1 Enkel analyse av aluminiumsfellinga	31
3.4.2 Enkel slamproduksjonsmodell	33
3.4.3 Døme på Al-felling	35
3.5 Kjemisk felling med Fe(III)	40
3.5.1 Generelt	40
3.5.2 Enkel slamproduksjonsmodell	40
3.5.3 Døme på Fe-felling	40
3.6 Aktiv slamanlegg med og uten simultanfelling	45
3.6.1 Generelt	45
3.6.2 Innløpsvatn	45
3.6.3 Praktiske tilnærmingar	48
3.6.4 Døme	50

	Side:
4. JAMFØRING AV SLAMPRODUKSJONEN VED ULIKE FELLINGSKJEMIKALIER	59
4.1 Generelt	59
4.2 Føresetnader	59
4.2.1 Samansetting av avløpsvatnet	59
4.2.2 Fellingsvilkår	60
4.3 Doserings- og slammengder	60
4.4 Slammengder ved mekanisk-kjemisk reinsing	63
5. VURDERINGAR	67
6. REFERANSAR	69
VEDLEGG 1: Detaljar av enkel kalkfellingsmodell	71
VEDLEGG 2: Detaljar av modell for felling med Al-sulfat	74

#### FIGURLISTE

Fig. 1. Prinsippskisse av vatn- og slambehandling i eit reinseanlegg	9
Fig. 2. Teoretisk nødvendig dosering for å nå pH = 11,0	16
Fig. 3. Teoretisk nødvendig dosering som funksjon av fellings-pH	17
Fig. 4. Utfellingsprodukt som funksjon av pH, dosering = teoretisk	18
Fig. 5. Parameterverdiar i utløpsvatnet - teoretisk dosering	19
Fig. 6. Temperatureffektar	20
Fig. 7. Slamproduksjon - teoretisk dosering	20
Fig. 8. Jamføring teoretisk/praktisk nødvendig (data frå Kjeller)	22
Fig. 9. Teoretisk utrekna utfelling (fellingsprodukt + unytta kalk) jamført med målt middelvei (data frå Kjeller)	22
Fig. 10. Slamproduksjon og kalkdosering som funksjon av pH, mol-dosering Fe/Tot-P = 1,5:1	26
Fig. 11. Slamproduksjon og kalkdosering som funksjon av pH, mol-dosering Fe/Tot-P = 2:1	27
Fig. 12. Slamproduksjon og kalkdosering som funksjon av pH, mol-dosering Fe/Tot-P = 3:1	28

	Side:
Fig. 13. Slamproduksjon og kalkdosering som funksjon av pH, mol-dosering Fe/Tot-P = 4:1	29
Fig. 14. Slamproduksjon og kalk-dosering som funksjon av pH, mol-dosering Fe/Tot-P = 5:1	30
Fig. 15. Utrekningsmåte	34
Fig. 16. Kjemisk utfelt slam og nødvendige doseringsmengder som funksjon av konsentrasjon i avløpsvatnet og fellings-pH	36
Fig. 17. Mol-høvet Al/Tot-P for å nå gitt fellings-pH som funksjon av type avløpsvatn	37
Fig. 18. Høvet mellom hydroksyd/fosfat som funksjon av fellings-pH og type avløpsvatn	38
Fig. 19. Dosering og slamproduksjon som funksjon av temp., fellings-pH = 6,3	39
Fig. 20. Nødvendige doseringsmengder for å nå gitt fellings-pH, med tilhørende slamproduksjon	42
Fig. 21. Mol-høvet Fe/Tot-P for å nå gitt fellings-pH som funksjon av type avløpsvatn	43
Fig. 22. Høvet mellom hydroksyd/fosfat som funksjon av fellings-pH og type avløpsvatn	44
Fig. 23. Slamproduksjon i aktiv slamanlegg etter forsedimentering som funksjon av slambelastning	46
Fig. 24. Skjematisk framstilling av aerob stabilisering	49
Fig. 25. Hovudprinsipp i utrekningane	52
Fig. 26. Oversyn over nytta parametrar ved aktiv slamanlegg med forsedimentering	53
Fig. 27. Oversyn over nytta parametrar ved aktiv slamanlegg. Utan forsedimentering	54
Fig. 28. Slamalder som funksjon av belastning	55
Fig. 29. Slamproduksjon ved aktiv slamanlegg med forsedimentering (Med og utan simultanfelling)	56
Fig. 30. Slamproduksjon i aktiv slamanlegg utan forsedimentering (Med og utan simultanfelling)	56
Fig. 31. Slamproduksjon i biologisk trinn ( <u>etter</u> forsedimentering)	57
Fig. 32. Slamproduksjon i biologisk trinn utan forsedimentering	57

	Side:
Fig. 33. Fordeling av slamproduksjon i biotrinnet. Anlegg med forsedimentering	58
Fig. 34. Fordeling av slamproduksjonen. Anlegg utan forsedimentering	58
Fig. 35. Kjemisk utfellingsprodukt	61
Fig. 36. Spesifikke kjemiske utfellingsprodukt og doserings- mengder	62
Fig. 37. Spesifikke slammengder i l/p · d etter fortjukking av mekanisk + kjemisk slam, avløpsvatn type MK A	64
Fig. 38. Spesifikke slammengder i l/p · d etter fortjukking av mekanisk + kjemisk slam, avløpsvatn type MK B	65
Fig. 39. Spesifikke slammengder i l/p · d etter fortjukking av mekanisk + kjemisk slam, avløpsvatn type MK C	66

## 1. INNLEIING

NIVA starta tidleg i 1970-åra med utvikling av EDB-program for systemanalyse av avløpsanlegg, og det finst program for leidningsnett, reinseanlegg og slambehandling.

Med tida har det vorte meir og meir turvande med heilskapsanalysar av avløpsanlegga. NIVA har difor stendig utvida og forbetra modellane slik at dei kan tena som eit hendig planleggingsverktøy.

Utviklingsarbeidet har til dessar vore mest konsentrert om leidningsnett modellen, som har fått ei brukarvenleg form og er mykje nytta blant kommunar og rådgjevarar.

Reinseanleggs- og slambehandlingsprogrammet har i dag ei mindre høveleg form for kommersielt bruk, og det er også gjort lite for å justera modellane opp til dagens kunnskapsnivå. NTNf's Utvalg for fast avfall har difor gjeve NIVA i oppdrag å arbeida vidare med systemanalyse av slambehandling. Sidan ein ikkje kan sjå vass- og slambehandlinga i eit avløpsreinsanlegg isolert, var det naturleg at NIVA parallelt tok opp arbeidet med vidareføring av reinseanleggmodellen, med interne forskningsmidlar.

For å arbeida med systemanalyse av slambehandling, er det nødvendig å ha kjennskap til dei slammengdene som blir danna ved ulike prosessar. Som eit første arbeidsmål har ein difor avgrensa seg til:

### - Kjemisk felling:

Å finna teoretisk nødvendige kjemikaliedoseringar for ulike kjemikaliar som funksjon av samansettinga av avløpsvatnet og aktuelle fellingsvilkår.

Å finna slamproduksjonsverdiar for ulike fellingsprosessar.

### - Biologisk reinsing:

Å samanstillast kunnskapane om slamproduksjon ved aktiv slam anlegg med og utan forsedimentering.

- Kombinerte prosessar (aktiv slam med simultanfelling):

Å finna korleis kjemikalietilsettinga påverkar slamproduksjonen.

## 2. SLAMPRODUKSJON

### 2.1 Generelt

Alt etter oppbygginga av eit kloakkreinseanlegg, er det vanleg å skilja det slammet som blir teke ut frå anlegget i typane mekanisk, biologisk og kjemisk.

#### Mekanisk slam

avsett i forsedimenteringsbasseng er først og fremst avhengig av tilført, avsettbart suspendert materiale. Den tilførte mengda kan variera etter tilstanden på leidningsnett og eventuelle eksterne tilførsler (t.d. septiktankslam).

Avskiljinga er også avhengig av dei hydrauliske tilhøva i bassenget, men for vanleg dimensjonerte forsedimenteringsbasseng og vanleg kommunalt avløpsvatn reknast ei mekanisk slammengd på 50-60 g SS/p.d.

NIVA's reinseanleggmodell gir i dag avskiljingsgraden som funksjon av tilført, avsettbart materiale og opphaldstida i forsedimenteringsbassenget. Det er ikkje tilkome tilstrekkeleg kunnskapsgrunnlag til å gjera noko vidare utover det som ligg i modellen, og vi har difor ikkje gått vidare med dette punktet.

#### Biologisk slam

får ein frå biokjemiske oksydasjonsprosessar. Dei mest aktuelle er:

- aktiv slam
- biofilter (rislefilter)
- biorotor (kontaktvalse).

For biofilter og biorotor saknar ein eit godt grunnlag for ei systematisk vurdering av slamproduksjonen, og ein har difor ikkje gått nærare inn på desse prosessane.



For aktiv slam finst godt dokumenterte data for slamproduksjonen, og korleis denne varierer med prosess-parametrar. NIVA-modellen har ein del av desse funksjonane innlagde i dag, men det er høveleg med ei vidareføring.

### Kjemisk slam

får ein ved tilsetting av kjemikalier til avløpsvatnet, først og fremst for å fjerna fosfor. I tillegg til utfelling av fosforprodukt vil ein også få andre kjemiske sambindingar og medfelling av m.a. suspendert materiale i innkomande avløpsvatn. Slammengda frå desse prosessane er mykje avhengig av konsentrasjonane i innkomande vatn og type fellingskjemikalium.

NIVA-modellen opererer i dag kun med aluminiumsulfat som fellingsmiddel, og kjemikaliedoseringa blir gitt som inngangsparameter. Det er ønskeleg med vurdering av fleire fellingskjemikalier og spesielt studium av korleis doseringsmengder og slamproduksjon vil variera for desse.

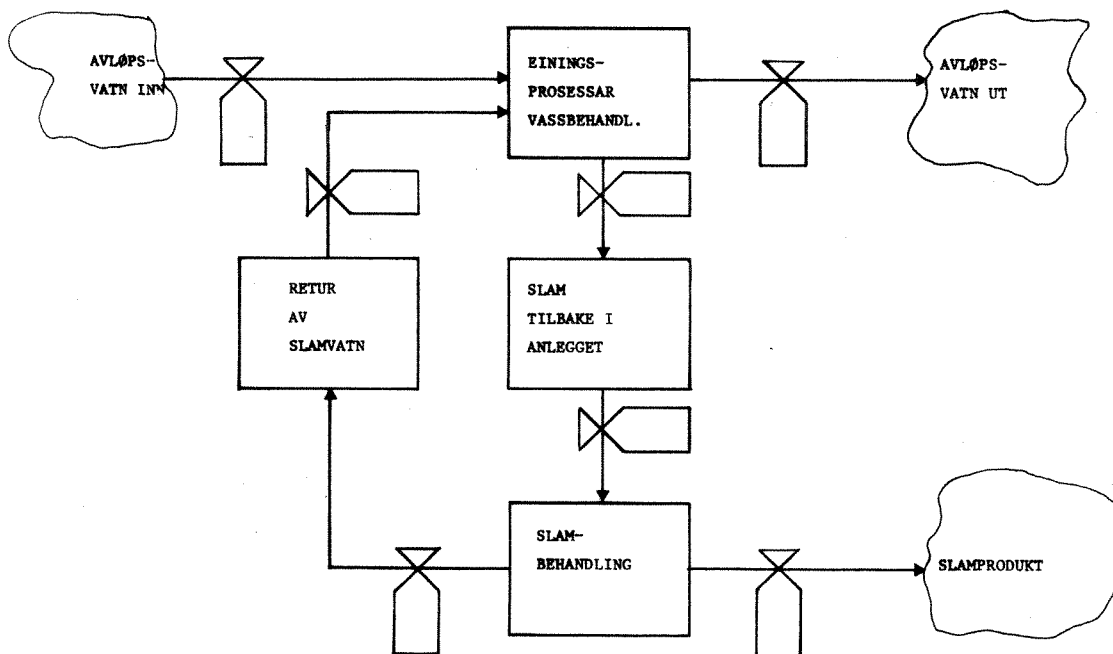
I det følgjande har vi såleis konsentrert oss om prosessar der dei prosessvariable er viktige for slamproduksjonen, og der vi med rimeleg grunnlag kan skildra prosessane.

Såleis vil arbeidet vidare omfatta kun

- kjemiske fellingsprosessar
- aktiv slam anlegg m/evt. simultanfelling.

### 2.2 Omgrepet slamproduksjon

Ser ein skjematisk på det som skjer i eit reinseanlegg, fig. 1, vil ein finna at det er nøye samsvar mellom vass- og slambehandlinga.



**Fig. 1. Prinsippskisse av vatn- og slambehandling i eit reinseanlegg**

Ei isolert handsaming av vass- og slamsida vil difor på ingen måte gje eit fullgodt bilete av korleis eit reinseanlegg verkar. M.a. vil slammengdene som blir tilbake i anlegget, vera avhengige av

- samansettinga av avløpsvatnet (mengd og kvalitet)
- tilhøve og vilkår i einingsprosessar og avskiljingseiningar
- tilbakeføring av slamvatn frå ulike prosessar i slamhandsaminga (mengd og kvalitet).

Først når slambehandlinga er fastlagd, vil ein kjenna mengd og kvalitet på tilbakeført slamvatn. Slamvatnet inneheld ofte store mengder suspendert stoff, men dette er materiale som helst vil resirkulera i systemet, og ein held det utanfor nemninga slamproduksjon. Om den kjemiske samansettinga (t.d. alkaliteten) er ei anna i slamvatnet enn innkomande avløpsvatn, kan dette m.a. føra til endra doseringsmengder for å halde jamn pH i eit kjemisk fellingsanlegg, og følgjeleg endra mengdene utfelt slam. Dette har ein førebels ikkje teke omsyn til.

Variasjonar i mengd og samansetting av avløpsvatnet inn til anlegget er det heller ikkje rekna med i første omgang, men desse variasjonane er seinare lett å leggja inn i reinseanleggmodellen.

Mengda suspendert materiale som følgjer med i utløpsvatnet, er ein annan usikker faktor. Denne vil m.a. vera påverka av prosesstekniske vilkår og avskiljingsgraden i sedimenteringsbasseng, og ein saknar eit godt samband her. I dag gir NIVA's reinseanleggmodell innhaldet av suspendert stoff i utløpsvatnet som funksjon av hydraulisk flatebelastning, ved kjemisk felling også som funksjon av flokkuleringstid.

For avklaring av omgrepet produksjon vil ein nytta desse presiseringane:

#### Brutto slamproduksjon

definerer ein som summen av alt suspendert materiale som blir tilført gjennom avløpsvatnet og produsert i prosessar dette avløpsvatnet går gjennom. Tapet i utløpsvatnet er sett til null.

#### Netto slamproduksjon

vil ein nytta om den slammengda som blir halden tilbake i reinseanlegget, og som går vidare til eventuell slambehandling, dvs. brutto slamproduksjon - tap i utløpsvatnet.

For same type avløpsvatn vil bidraget frå innkomande suspendert materiale vera konstant. Tapte suspendert materiale i utløpsvatnet er ein funksjon av prosessvariablar, men ein har ikke tilstrekkeleg kunnskap her.

Relative skilnader mellom ulike prosessar vil ein få fram ved å sjå på det kjemiske eller biologiske materialet som blir danna i prosessane. Det er denne parameteren som er mest nytta i det følgjande.

### 2.3 Slamproduksjon ved kjemisk felling

Slamproduksjonen i eit kjemisk fellingssteg er påverka av fleire faktorar.

A. Faktorar som bidrar til slamproduksjonen, er (1):

A1. Utfelling av fosfor

Når fellingsmiddel blir tilsett avløpsvatnet, vil uorganisk fosfor utfellast som aluminiumfosfat ( $\text{AlPO}_4$ ), jernfosfat ( $\text{FePO}_4$ ) eller hydroksylapatitt ( $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$ ) ved bruk av salt av aluminium og jern eller kalsiumhydroksyd. Utfelt mengde kan finnast ved enkel støkiometri.

A2. Utfelling av overskot av fellingsmiddel

Normalt må ein tilsetja meir av fellingsmidlet enn det som reint støkiometrisk er turvande for å fella ut fosforet. Ved bruk av aluminium- og jernsalt vil overskotet av fellingsmidlet bli utfelt som hydroksyd,  $\text{Al}(\text{OH})_3$  resp.  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . Ved bruk av kalk som fellingsmiddel vil det vera aktuelt å operera ved pH-verdiar  $> 11,2$ . Ved desse høge pH-verdiane vil praktisk tala all uorganisk karbon finnast som karbonat, og det vil difor bli utfelt ein god del kalsiumkarbonat ( $\text{CaCO}_3$ ). Utfellingsprodukta kan finnast med støkiometri og likevektskjemi.

A3. Ikkje oppløyst stoff i fellingsmidlet

Dei tekniske kvalitetane av dei fleste fellingsmidla inneheld ein del stoff som ikkje løyser seg. Med kjent kvalitet skulle denne mengda enkelt kunna finnast.

A4. Medfelling av suspendert stoff

Avløpsvatnet vil, sjølv etter mekanisk reinsing, ha høgt innhald av suspendert stoff. Ved dei kjemiske fellingsprosessane vil omlag alt suspendert stoff bli knytt til fosfat- og hydroksydprodukta.

A5. Adsorpsjon av løyste stoff

Ein reknar at partikulært organisk stoff kan fjernast frå avløpsvatnet ved ei kjemisk felling. Praktiske resultat tyder også på at noko organisk stoff i løyst form blir fjerna, men ein veit lite, og det er truleg ikkje noko vesentlig faktor.

B. Reduksjonen i slamproduksjonen ved kjemisk felling består av:

B1. Tap av suspendert stoff i utløpsvatnet

Det finst alltid noko suspendert stoff i utløpsvatnet frå eit reinseanlegg, men kor mykje avheng i stor mon av belastning og utforming av avskiljings-einingane. Dess større dette tapet er, dess mindre blir slammengda som er tilbake i anlegget.

B2. Hydrolyse av fast materiale

Frå tidlegare undersøkingar ved NIVA er det funne teikn som peikar på at det kan skje ein hydrolyse av organisk stoff, i det minste ved kalkfelling. Dette vil seia ei overføring frå fast fase til væske-fase og ein minke i mengda stoff som blir felt ut. Kvantitativt tykkjest denne hydrolysen å ha liten verknad for slamproduksjonen.

2.4 Slamproduksjon ved biologisk reinsing

Mange faktorar påverkar slamproduksjonen i eit aktiv slam anlegg. Ser ein bort frå det som eventuelt kan skje ved anaerobe tilstandar i avskiljings-eininga, kan dei mest aktuelle faktorane vera (2):

1. Adsorpsjon av løyst og uløyst biologisk nedbrytbart materiale.
2. Adsorpsjon av suspendert og løyst materiale som ikkje er biologisk nedbrytbart.
3. Overføring av nedbrytbart materiale (løyst og uløyst) til bakterie-celler.
4. Overføring av bakterier og anna suspendert materiale til protozoer og andre organismar.
5. Nedbryting av mikrobiologiske celler ved endogen respirasjon.

Alle prosessvariablar som påverkar desse faktorane, vil påverka slamproduksjonen. (T.d. slamalder, temperatur, konsentrasjonen av løyst  $O_2$ , slam-konsentrasjonen i luftetanken m.v.) Samansettinga av avløpsvatnet vil også vera viktig.

Som ved kjemisk felling vil slammengda som blir halden tilbake i anlegget, bli redusert ved tap av suspendert stoff i effluenten. Kor stort dette tapet er, kan vanskeleg generaliserast, men om det er kjent, er det lett å rekna innverknaden på tilbakehalde slam i anlegget.

## 2.5 Slamproduksjon ved simultanfelling

Ved bruk av kombinerte biologisk/kjemiske prosessar, vil alle faktorane nemnde i pkt. 2.3 og 2.4 vera av tydnad.

Tilsetting av kjemikalier fører til danning av fellingsprodukt, og dermed til auka slamproduksjon.

## 3. ENKLE MODELLAR FOR SLAMPRODUKSJON

### 3.1 Generelt

Ved kjemiske anlegg er fellings-pH den mest nytta indikatoren på gode fellings- og avskiljingsvilkår, og doseringsmengdene blir oftast regulert etter denne.

Ein vil difor vidare basera føresetnadene på at kjemiske fellingsprosessar krev eit visst pH-område for god utfelling og avskiljing, og rekna doseringsmengder og utfellingsprodukt ut frå dette.

For aktivt-slam anlegg er slamproduksjonstala mest knytta til slamslambelastning og vidare vil produksjonstala knyttast til denne parameteren.

### 3.2 Kjemisk felling med kalk og evt. magnesium

#### 3.2.1 Generelt

Ved bruk av kalk som fellingsmiddel ved kjemisk reinsing av avløpsvatn, vil ein i praksis oppnå eit rimeleg totalresultat på vassbehandlinga når pH i fellingssteget ligg ved 11,2-11,5. Fosfaten vil fella ut ved lægre pH, men for å oppnå god avskiljing, har pH over 11,0 synt deg vera nødvendig. Utgangspunktet har difor vore at kalkfelling krev eit visst pH-område for å gi tilfredsstillande resultat. Tilsvarende har det synt seg at tilsetting av magnesium attåt kalk gjev gode resultat ved noko lægre pH enn kalk åleine.

### 3.2.2 Enkel modell for kalkfelling

Ved kalkfelling reknar ein med følgjande fellingsprodukt:

1. All fosfaten utfelt som kalsiumhydroksydapatitt  
( $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$ ).
2. Magnesium utfelt som magnesiumhydroksyd ( $\text{Mg}(\text{OH})_2$ ).
3. Kalsiumkarbonat ( $\text{CaCO}_3$ ).

Den teoretisk nødvendige kalkdoseringa vert utrekna, og eventuell overskottsdosering av  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  kan ein rekna å finna som uopløst  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  i slammet.

For å finna teoretisk nødvendig dosering av  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , karakteriserer ein fellingsprosessen ved følgjande parametrar:

Tilstand 1	Tilstand 2
Innkommende vatn	Fellingssteget
Temperatur	
pH	pH
M - Alkalitet	
Ammonium - N	
Fosfat-fosfor	
Magnesium	
Kalsium	

Ved definert fellings-pH reknar ein ut nødvendig dosering  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  basert på følgjande hovudreaksjonar som forbrukar OH-ionar:

1. Konsentrasjonen av frie  $\text{OH}^-$ -ionar må aukast (gitt av pH)
2. Overføring av  $\text{CO}_2$ ,  $\text{HCO}_3^-$  til  $\text{CO}_3^{2-}$
3. Overføring av  $\text{NH}_4^+$  til  $\text{NH}_3$
4. Utfelling av  $\text{Mg}(\text{OH})_2$
5. Overføring av fosfat til  $\text{PO}_4^{3-}$
6. Utfelling av apatitt.

Forbruket av  $\text{OH}^-$ -ionar for overføring av fosfat til  $\text{PO}_4^{3-}$  og for utfelling av apatitt er relativt lite i høve til det totale forbruket for pH-veving. Ein reknar difor grovt på desse og set dei konstant, uavhengig av pH-verdien.

For utrekningane krev ein kjennskap til kjemiske likevektskonstantar. Lettast tilgjengeleg og best dokumentert er konstantar for reint vatn. Sjølv om avløpsvatnet har annan karakter, er det i litteraturen lite å finna om likevektskonstantar for avløpsvatn. For magnesium-hydroksyd har ein difor nytta eit løysingsprodukt basert på praktiske forsøk ved NIVA (5).

Der ikkje anna er nemnd, har ein på noverande stadium måtta nytta konstantar for reint vatn frå (3) for dei andre likevektene. Dette kan vera ei betydeleg feilkjelde.

Utfelling av kalsiumkarbonat er utrekna ved likevekt kring  $\text{Ca}^{2+}$ -ionet. Her krevst kjennskap til løysingsproduktet for  $\text{CaCO}_3$ , og det er nytta verdiar frå (7). Detaljar er synt i vedlegg 1.

### 3.2.3 Døme på bruk av modellen

#### 3.2.3.1 Generelt

Før å illustrera bruk av modellen, er det gjort ein del føresetnader om samansettinga av eit tenkt avløpsvatn og rekna nokre døme. Det er difor ikkje mogeleg ut frå dette å jamføra direkte med målte resultat for andre avløpsvatn.

Ein gjer spesielt merksam på at i dette dømet er det rekna med reine kjemiske utfellingsprodukt. Avløpsvatnet inneheld i tillegg ein del suspendert stoff som vil avskiljast, men avskiljingseffekten ( $\text{SS}_{\text{inn}} - \text{SS}_{\text{ut}}$ ) er ikkje med her.

I fig. 2 er synt eit døme på nødvendig dosering  $\text{Ca}(\text{OH})_2/1$  for å oppnå  $\text{pH} = 11,0$  som funksjon av alkalitet. I figuren er også innlagt doseringsmengdene ein har funne ved eit praktisk forsøk (6), men sidan ein ikkje kjenner kvaliteten av dette avløpsvatnet, er kurven kun orienterende for vanlege, praktisk nødvendige doseringsmengder. I alle høve tykkjest doseringane i praksis å liggje vesentleg over det som teoretisk er nødvendig.



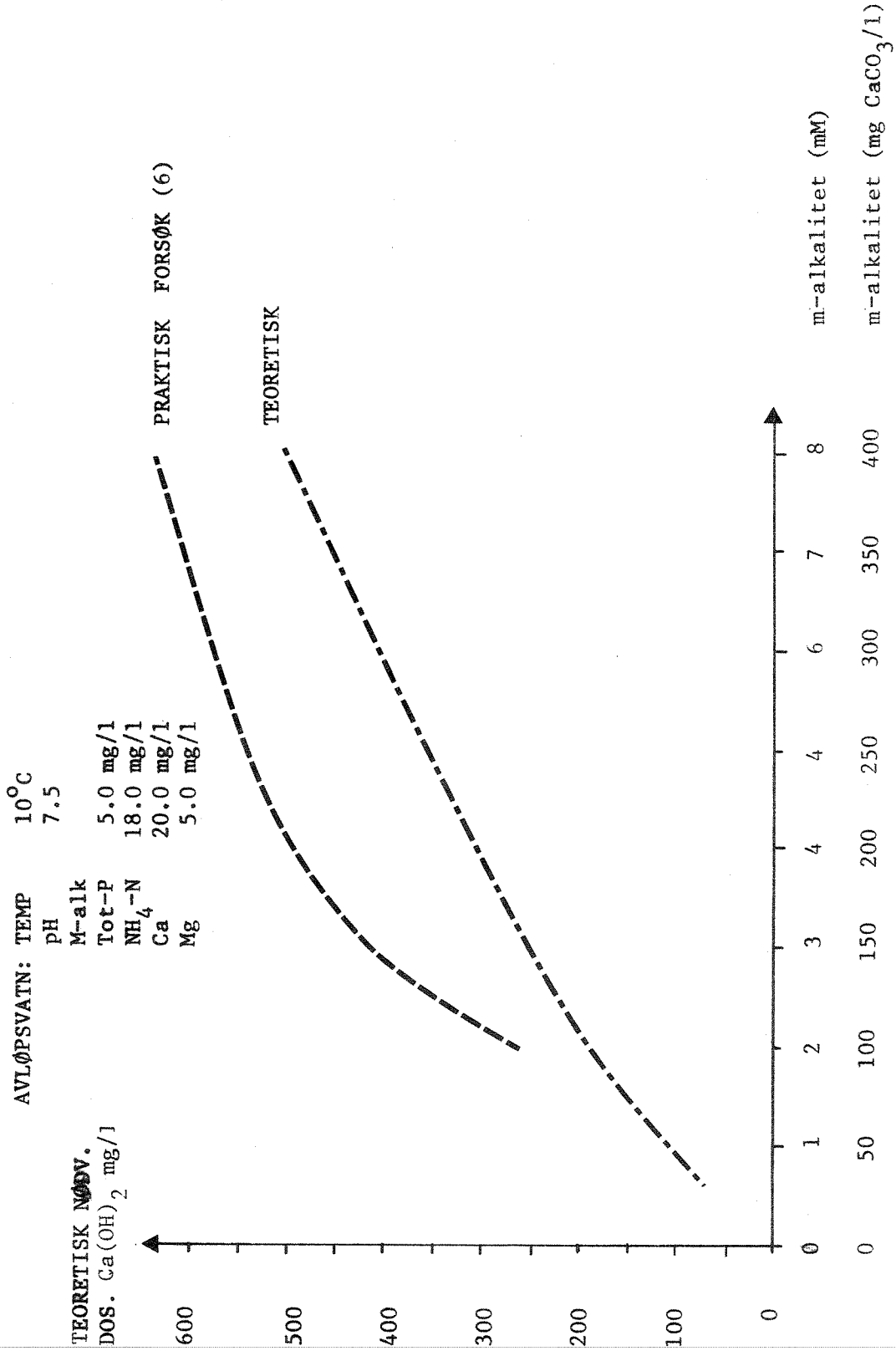


Fig. 2. Teoretisk nødvendig dosering for å nå pH = 11.0

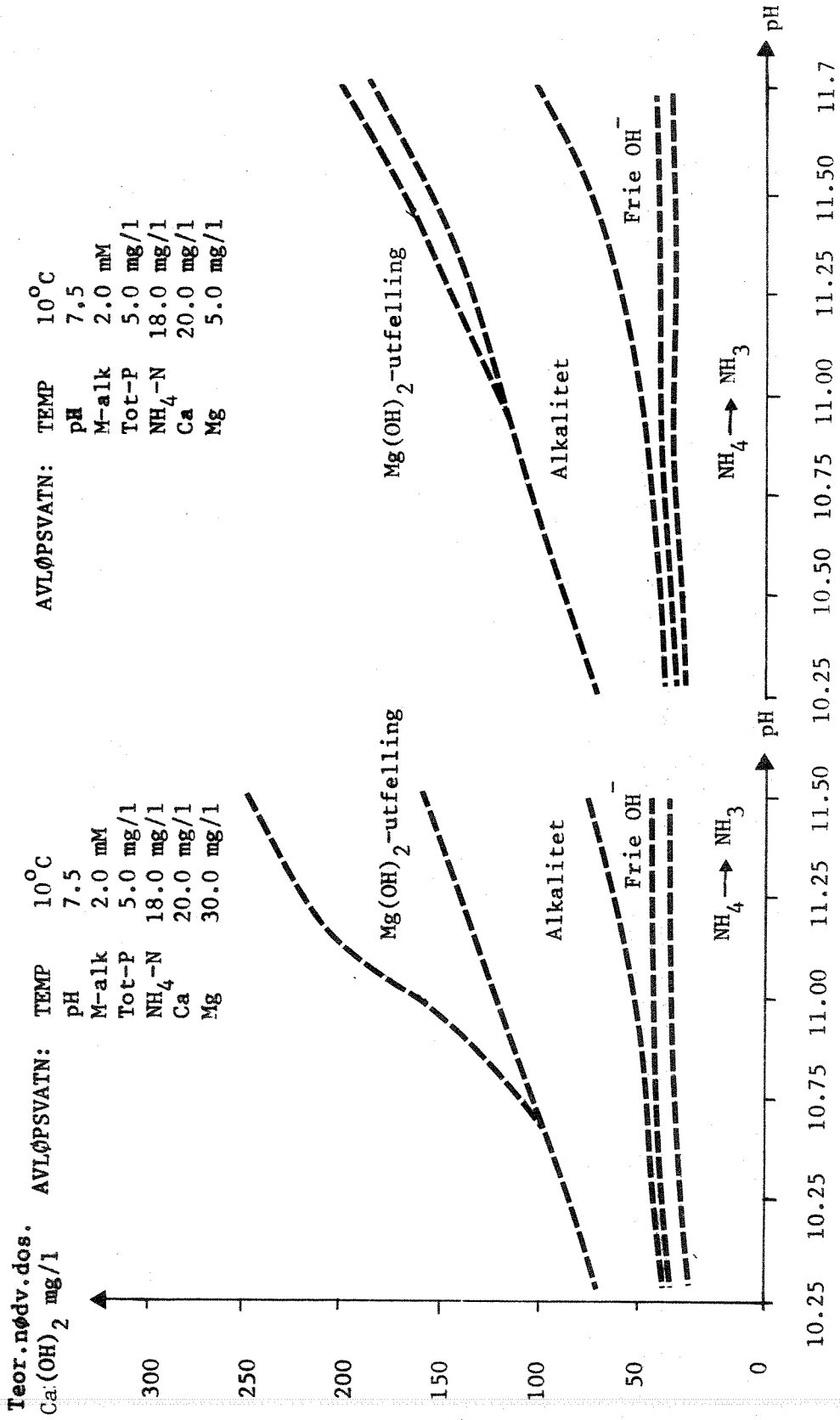


Fig. 3. Teoretisk nødvendig dosering som funksjon av fellingings-pH

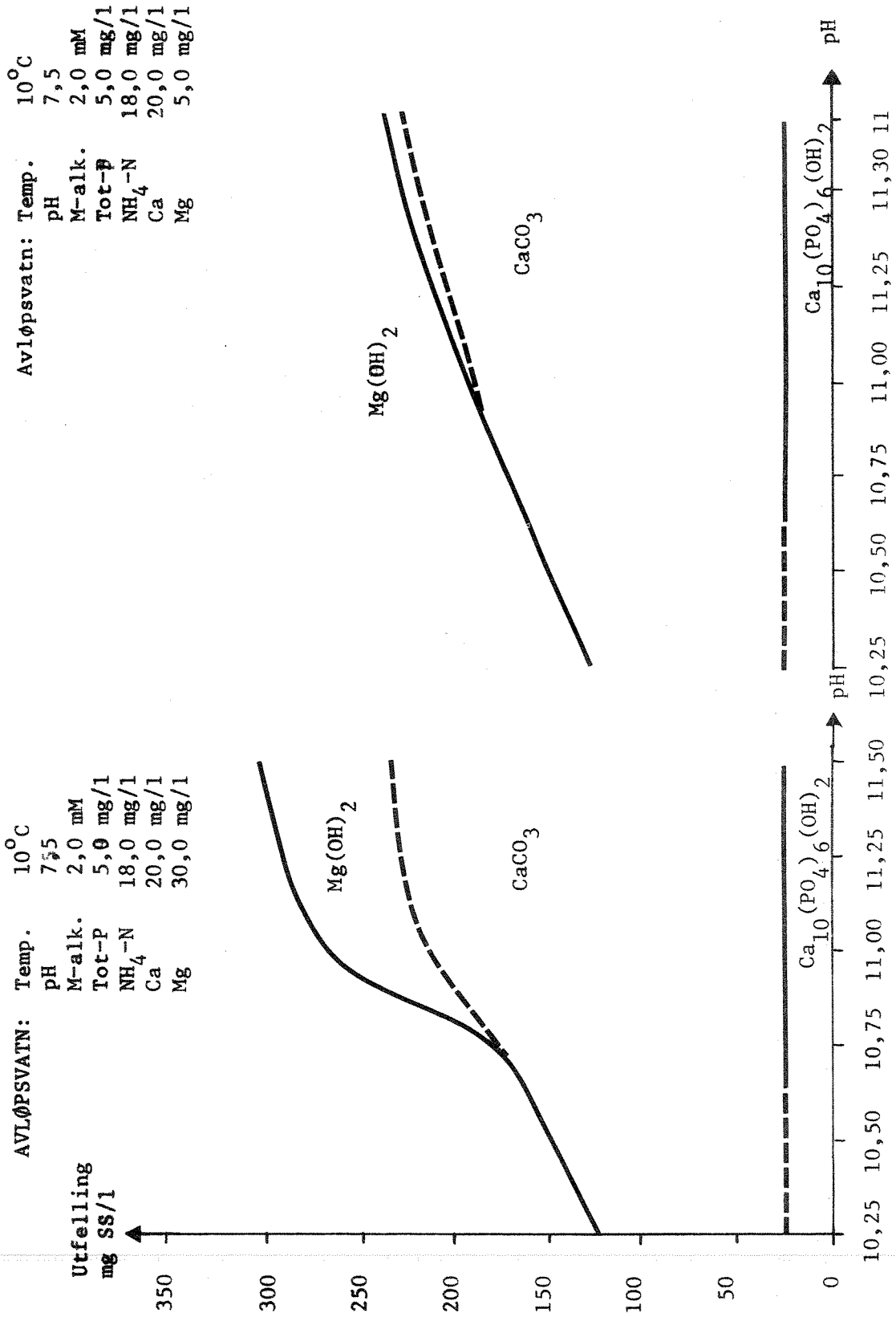


Fig. 4. Utfellingsprodukt som funksjon av pH, dosering = teoretisk

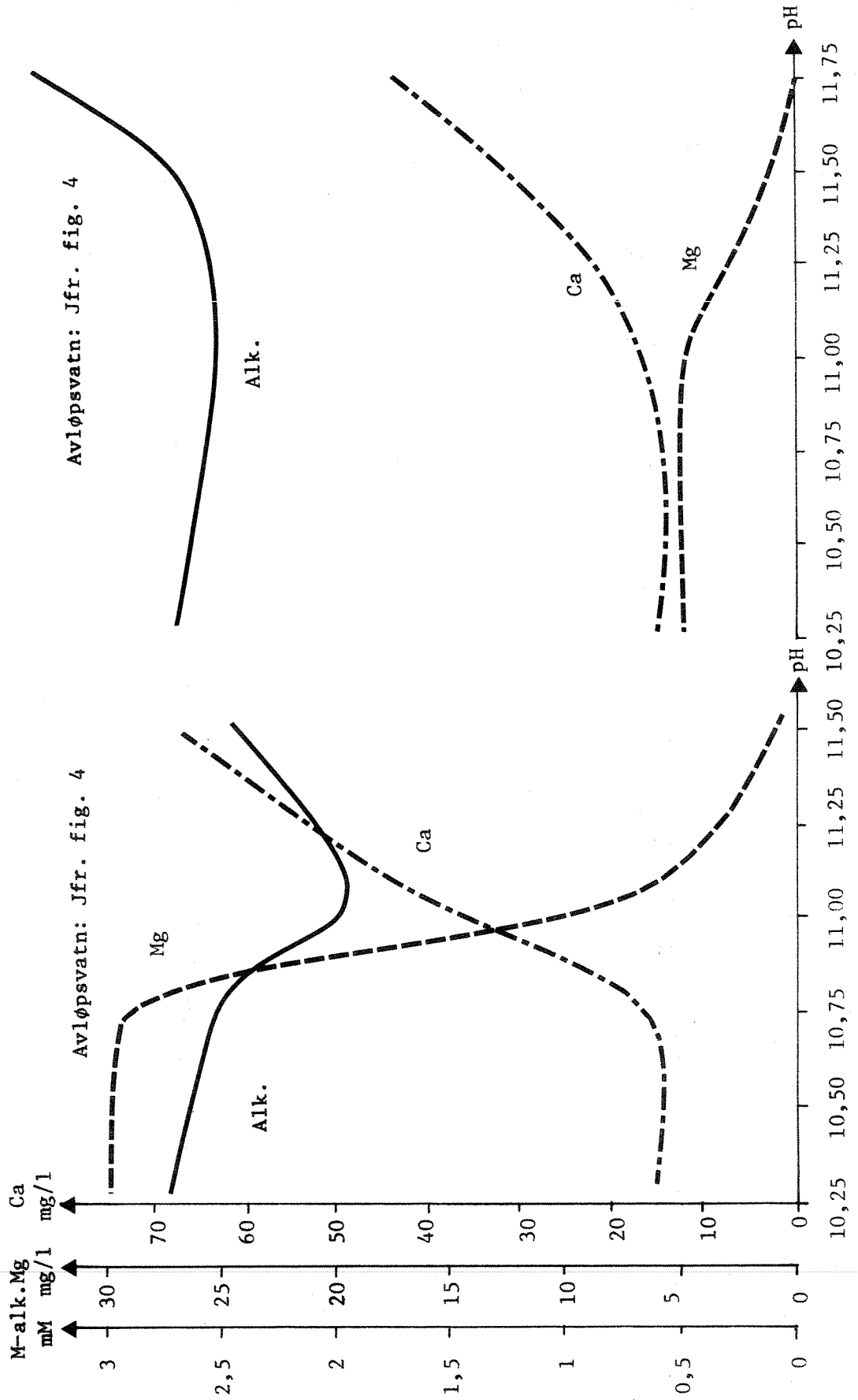


Fig. 5. Parameterverdier i utløpsvatnet - teoretisk dosering

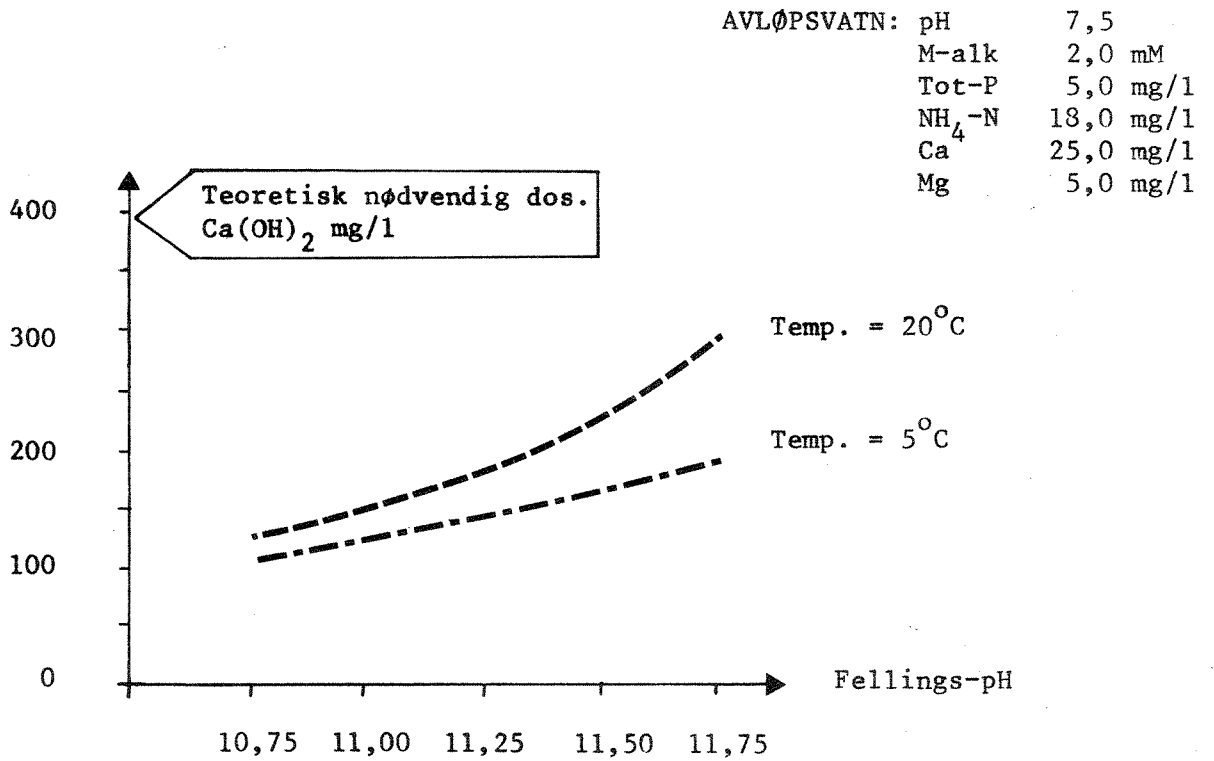


Fig. 6. Temperatureffektar

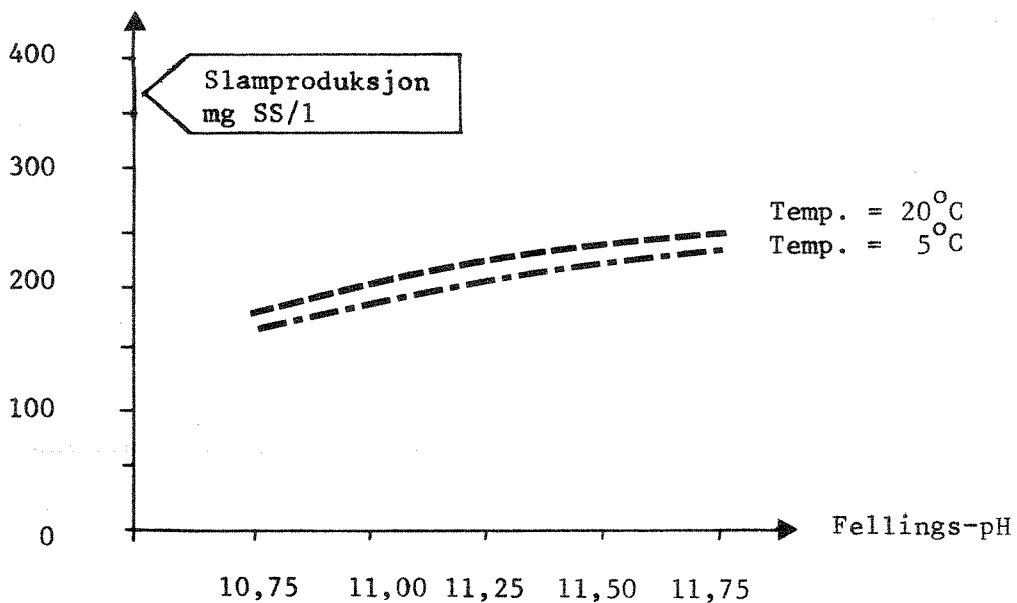


Fig. 7. Slamproduksjon - teoretisk dosering

For tenkt avløpsvatn syner fig. 3-5 ein del pårekna resultat. Fig. 3 syner korleis dei ulike komponentane i avløpsvatnet påverkar nødvendig kalk-dosering, medan fig. 4 syner utfellingsprodukta i ulike pH-område. I fig. 5 er alkalitet og konsentrasjonane av  $Mg^{2+}$  og  $Ca^{2+}$  synt.

Ein legg merke til at det spesielt er alkalitet og overføring av  $NH_4$  til  $NH_3$  bidrar til kalkforbruket i det aktuelle pH-området. Vidare ser ein at utfelling av magnesiumhydroksyd fører til større auke i kalkforbruket med pH-heving utover 10.75, og følgjeleg vil utfellinga av  $CaCO_3$  også auka.

Fig. 6 syner at nødvendig dosering er mykje temperaturavhengig i aktuelt pH-område, medan fig. 7 syner at fellingsprodukta tilnærma er like ved ulike temperaturar. Dette resultatet er likevel avhengig av det løysingsproduktet ein nyttar for  $CaCO_3$ .

### 3.2.3.2 Praktisk/teoretisk jamføring

For å få eit omgrep om korleis praksis/teori samsvarar for norske avløpsvatn, har ein sett på 5 døgnprøver av avløpsvatn som har gjennomgått kalkfelling ved NIVA's forsøksstasjon på Kjeller. Sidan ein brukar døgnprøver, kan tala sjølvst sagt berre bli reint orienterande.

Data som er nytta, inngjekk i en større forsøksserie. Praktiske doseringsmengder er gitt som medelverdiar over perioden, fig. 8. For å få eit bilete av praktiske utfellingsprodukt, er verdiane korrigert for ( $SS_{inn} - SS_{ut}$ ), og medelverdien av teoretiske målresultat er synt til høgre i fig. 9.

Teoretisk nødvendig dosering er utrekna på grunnlag av samansettinge av avløpsvatnet, og synt i fig. 8. Tilløpande utfellingsprodukt er gitt i fig. 9.

Av fig. 8 går det fram at doseringa i praksis går opp til 3 gonger den teoretiske. Den mest nærliggjande årsaka er at ein del av kalken ikkje går i løysing, men forblir som "unytta kalk". Fig. 9 syner at dette er mykje sannsynleg. Rett nok ligg den målte medelverdien noko under dei justerte teoretiske verdiane, men dette kan m.a. koma av at

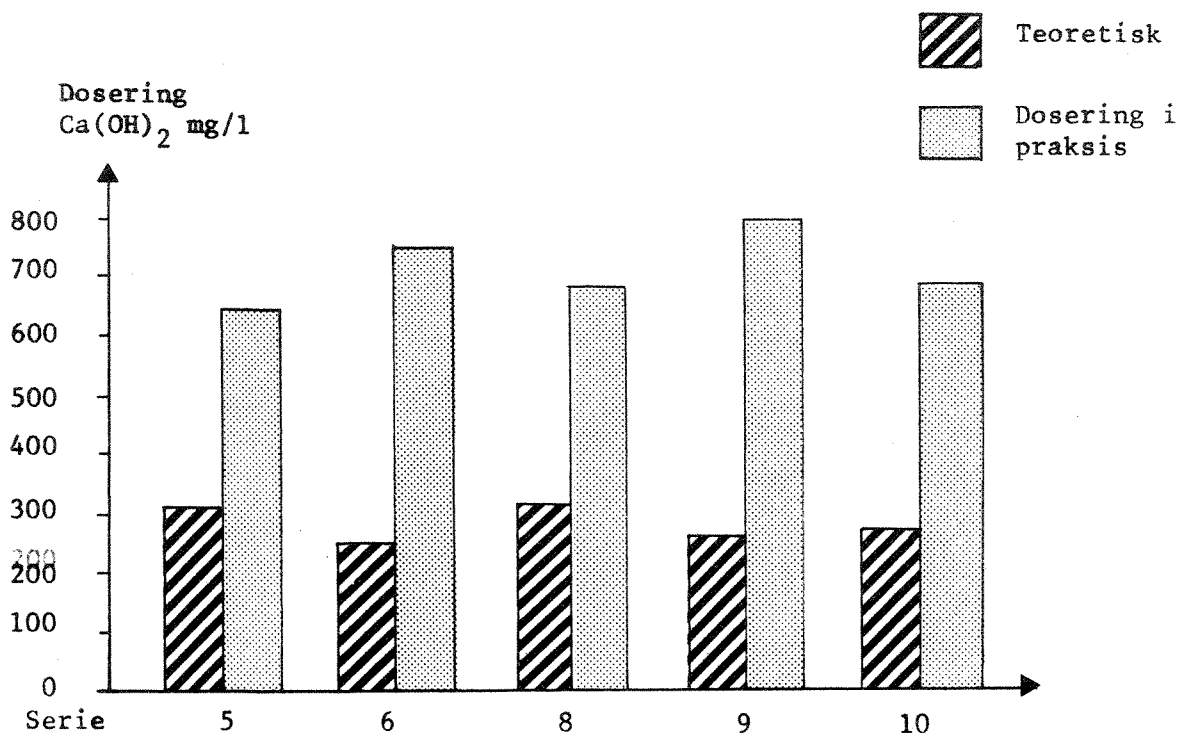


Fig. 8. Jmføring teoretisk/praktisk nødvendig dosering (data frå Kjeller)

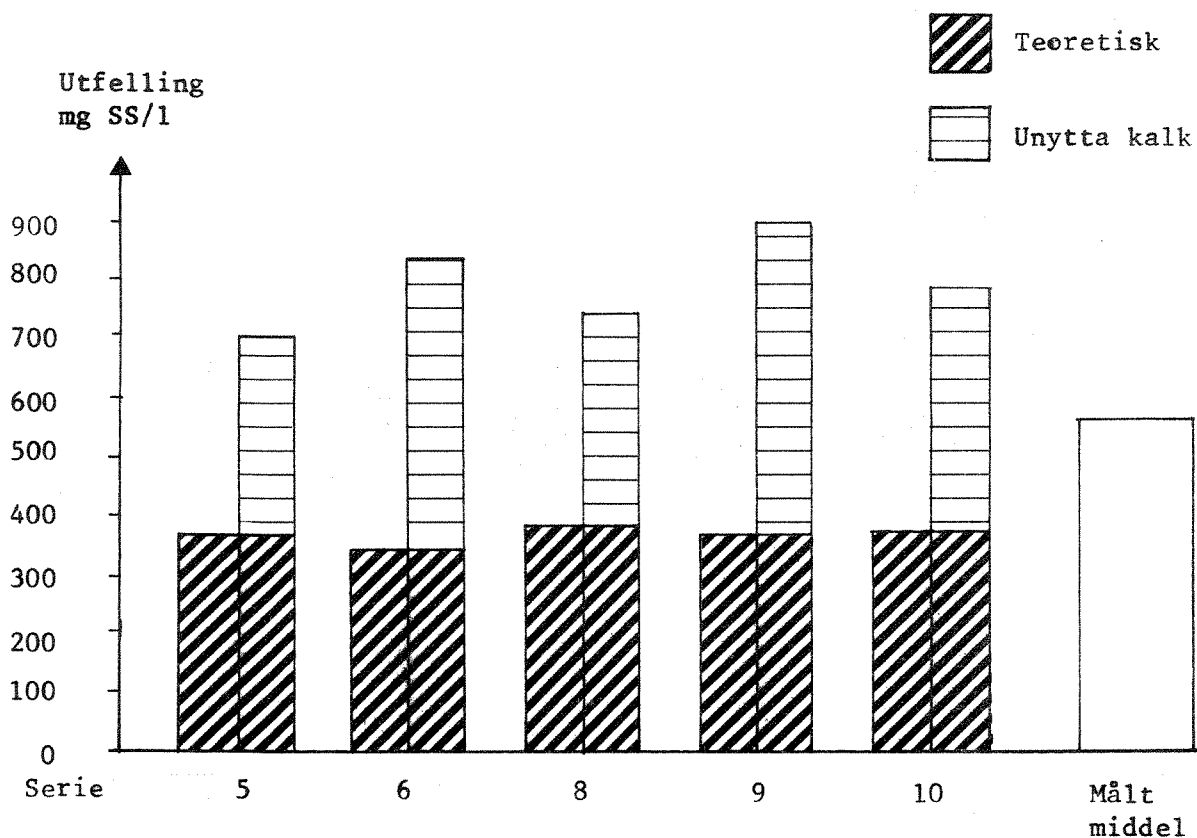


Fig. 9. Teoretisk utrekna utfelling (fellingsprodukt + unytta kalk) jmført med målt middelverdi (data frå Kjeller)

- døgnvariasjonane er viktige
- løysingsproduktet for  $\text{CaCO}_3$  kan vera annleis
- kontrollen med doseringsmengdene har vore usikker.

### 3.3 Kjemisk felling med Fe(II) og kalk

#### 3.3.1 Generelt

Kjemisk felling med to-verdig jern er eit interessant alternativ, m.a. avdi det to-verdige jernet er eit avfallsprodukt ved andre prosessar og difor kan skaffast rimeleg.

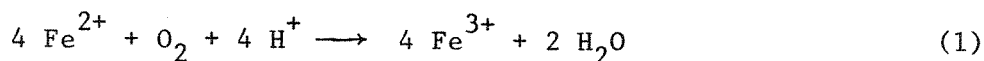
Ein reknar at utfelling av jern skjer som toverdige produkt, og at ein oppnår dette ved fellings-pH over 8.

Tilsetjing av jernsulfat åleine fører til pH-reduksjon, og til pH-regulering er difor kalk vanleg nytta.

#### 3.3.2 Kort om prosessane

Den prosessen som er studert, er bruk at to-verdig jern som fellingskjemikalium og kalk som pH-justerende kjemikalium.

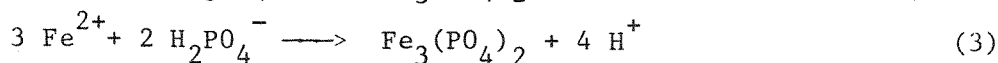
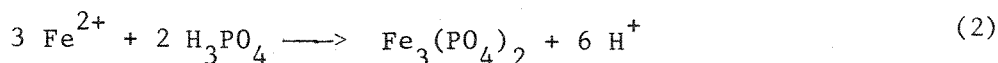
Ved tilsetjing av Fe(II) vil løyst oksygen i avløpsvatnet føra til oksydasjon av to-verdig jern til tre-verdig etter likninga:



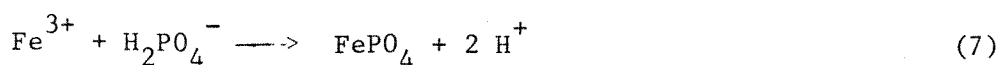
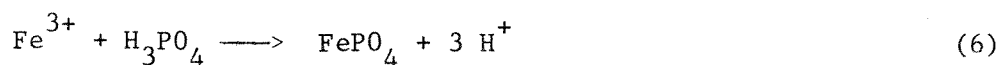
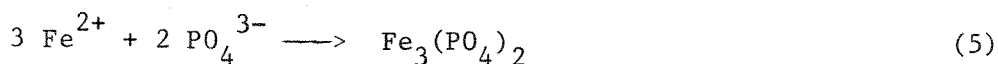
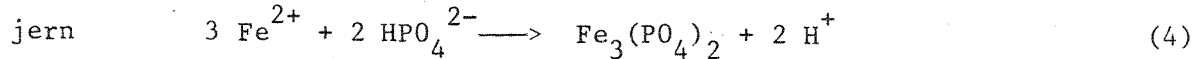
Oksydasjonen er sterkt pH-avhengig, og skjer mest umiddelbart ved pH over 8,8 (ref. 8).

Når jern(II)sulfat blir tilsett avløpsvatn som inneheld oksygen, må ein rekna med å ha jern til stades i både to- og tre-verdig form. To- og tre-verdig jern dannar tungt løyseleg utfellingsprodukt saman med ortofosfatgruppene etter likningane:

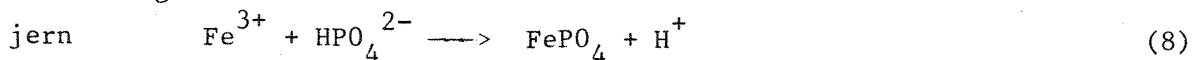




To-verdig



Tre-verdig



Det vil også skje ei utfelling av jernhydroksyd etter likningane:



Likningane syner følgjande:

Reaksjon	Forbruk $\text{H}^+$ -ionar	Frigjering $\text{H}^+$ -ionar
Oksydering	X	
Utfelling av jernfosfat		X
Utfelling av jernhydroksyd		X

I normalt avløpsvatn er det fosfatgruppene  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  og  $\text{HPO}_4^{2-}$  som vil dominera, og følgjeleg vil tilsetning av to-verdig jern totalt føra til ein pH-reduksjon i avløpsvatnet, jfr. likningane framanfor.

Den nødvendige tilsettinga av  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  for å heva pH til ønskt verde, er avhengig av:

1. Jerndoseringa
2. Auke i konsentrasjonen av frie  $\text{OH}^-$ -ionar
3. Alkaliteten (likevektssystemet  $\text{CO}_2$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ )
4. Overføring av  $\text{NH}_4^+$  til  $\text{NH}_3$
5. Evt. utfelling av  $\text{Mg}(\text{OH})_2$ .

For detaljar vedkomande kalkdoseringa viser ein til pkt. 3.2.

### 3.3.3 Tilnærmingar og forenklingar

I Fe(II)-kalk-systemet vil ein operera med pH-verdiar i fellingane over 8. For å gjera utrekningane enkle, er det gjort følgjande føresetnader:

1. Fe(II) blir tilsett først.
2. Fordelinga av fosfatgruppene er utrekna etter likevekter, og det reknast at all fosfaten fell ut som jernfosfat.
3. Utfellingsprodukta (fosfat og hydroksyd) består av tre-verdig jern, dvs. at det er likningane 1, 6, 7, 8, 9 og 11 som gjeld.
4. Kalken blir nytta til rein pH-regulering.

Det er ikkje rekna at utfelte jernprodukt går i løysing att.

### 3.3.4 Reknedøme

Til vanleg er det visse samband mellom alkalitet og fosforkonsentrasjonen i avløpsvatnet. For å få fram verdiar for dosering og utfellingsprodukt ved aukande konsentrasjon i avløpsvatnet, har ein sett på fem ulike avløpsvatn karakterisert med:

Type	Temp.	pH	Alk. mM	Tot-P mg/l	$\text{PO}_4\text{-P}$ mg/l
A	10°C	7,5	1,0	1,5	1,0
B	10°C	7,5	2,0	4,0	2,7
C	10°C	7,5	3,0	8,0	5,0
D	10°C	7,5	4,0	11,0	7,5
E	10°C	7,5	5,0	15,0	10,0

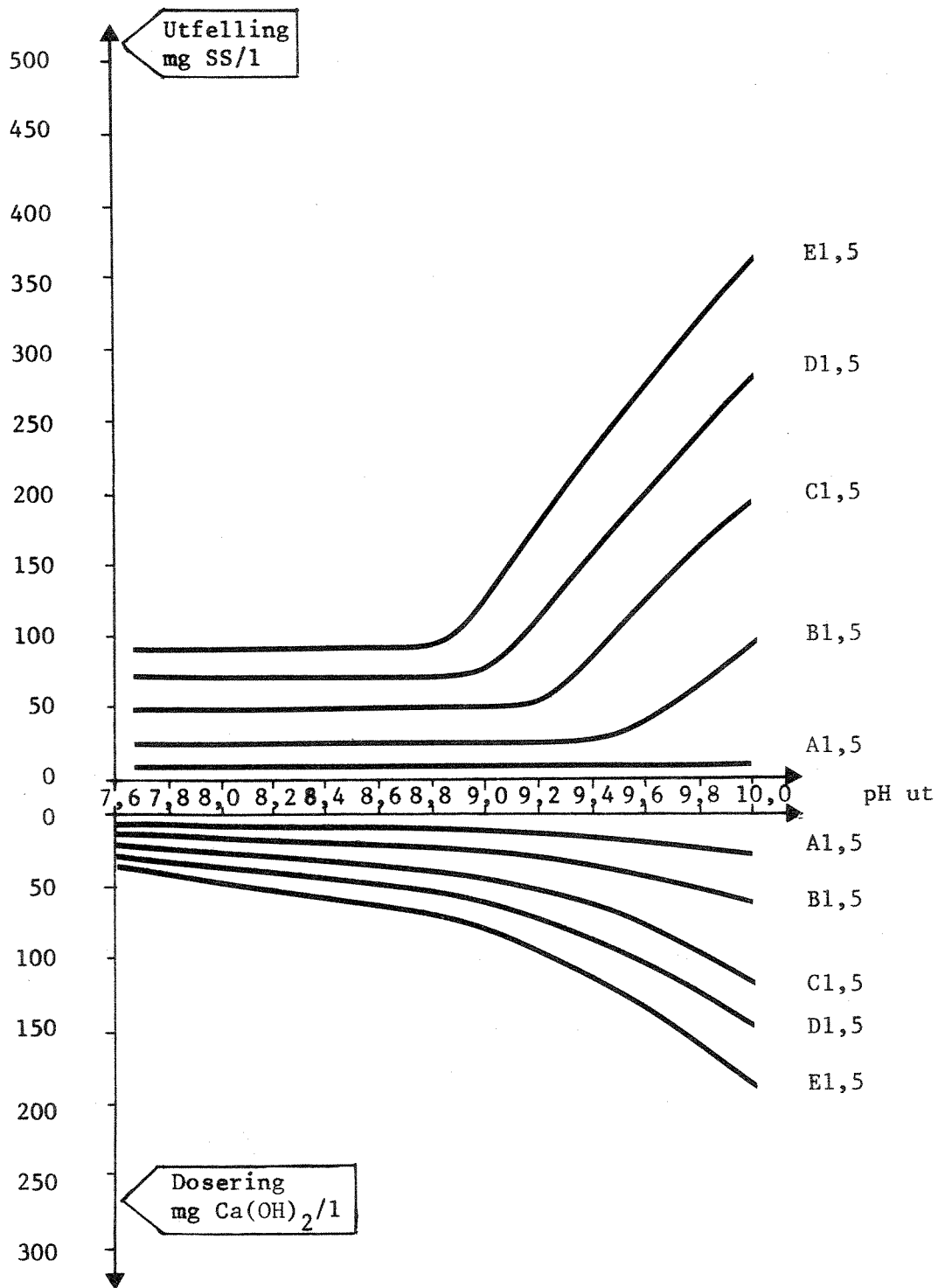


Fig. 10. Slamproduksjon og kalkdosering som funksjon av pH, mol-dosering Fe/Tot-P = 1,5:1

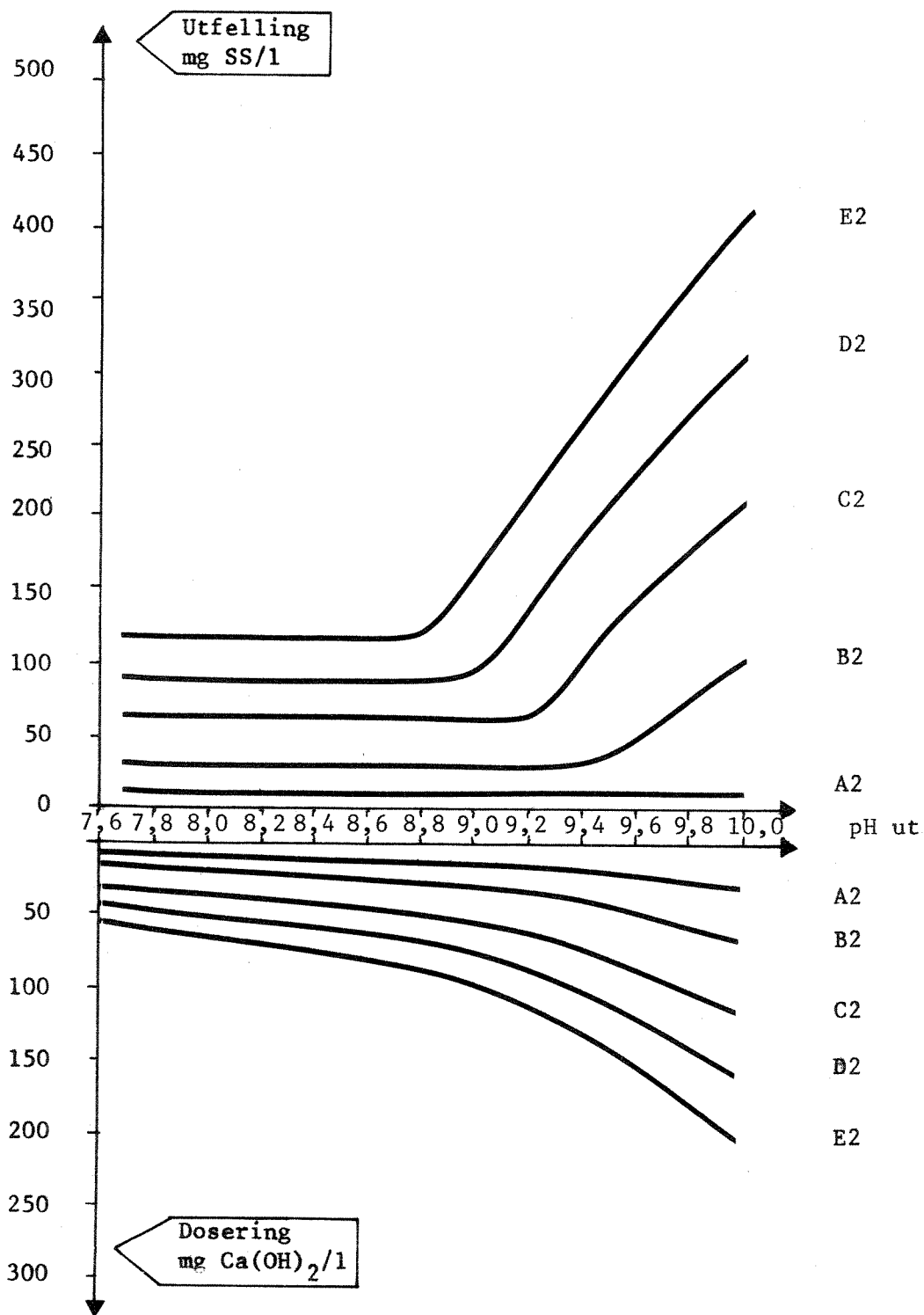


Fig. 11. Slamproduksjon og kalkdosering som funksjon av pH, mol-dosering Fe/Tot-P = 2:1

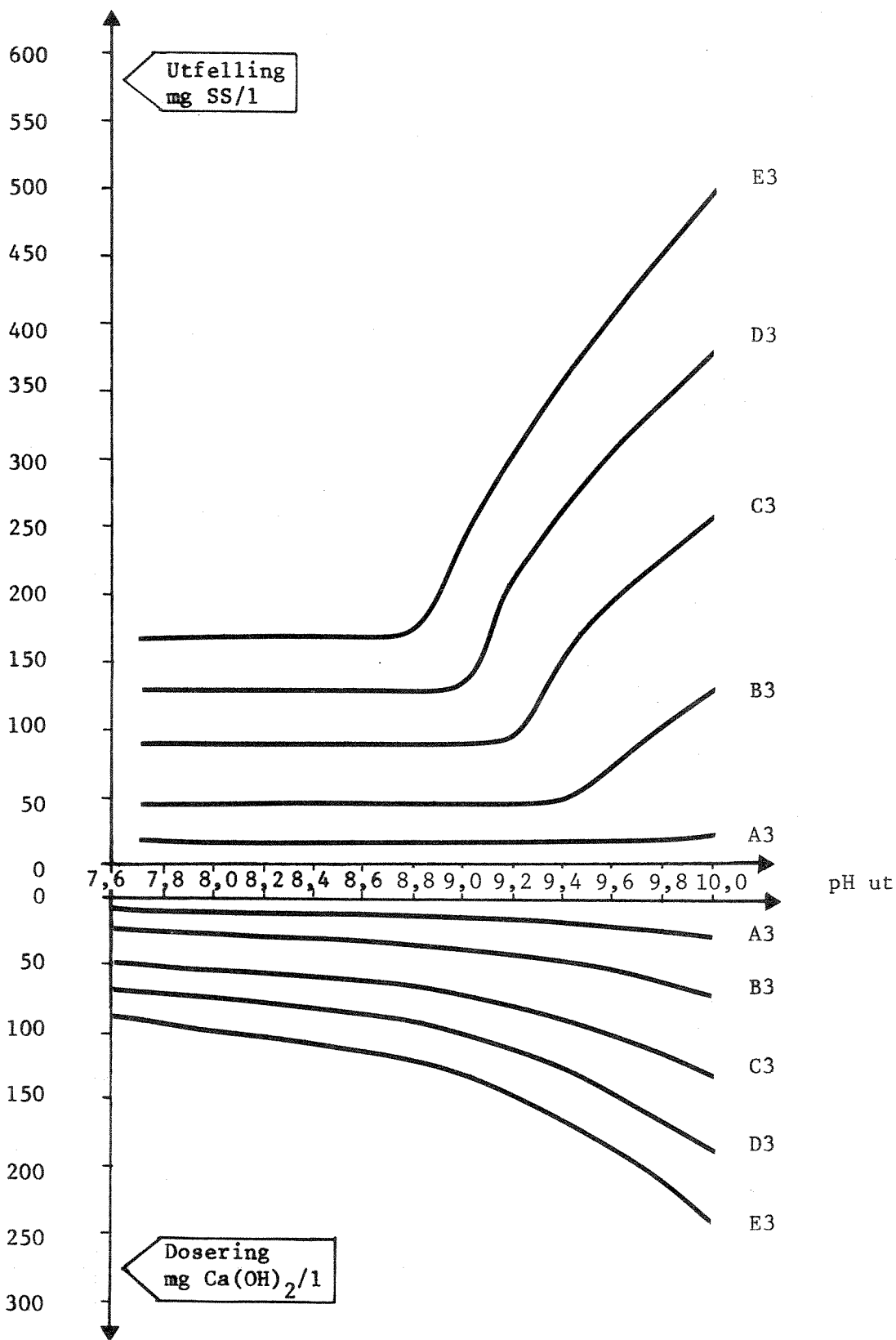


Fig. 12. Slamproduksjon og kalkdosering som funksjon av pH, mol-dosering Fe/Tot-P = 3:1

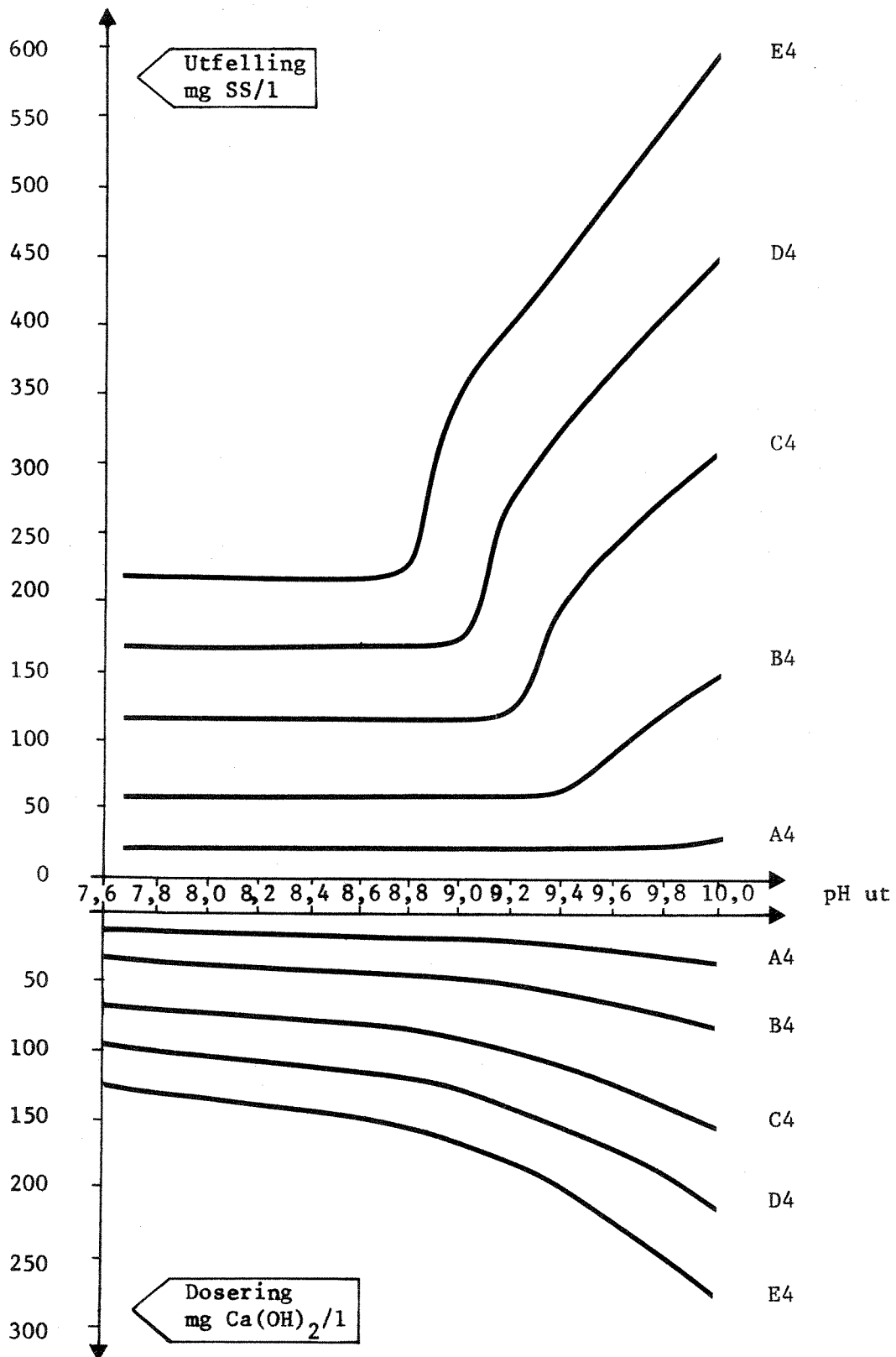


Fig. 13. Slamproduksjon og kalkdosering som funksjon av pH, mol-dosering Fe/Tot-P = 4:1

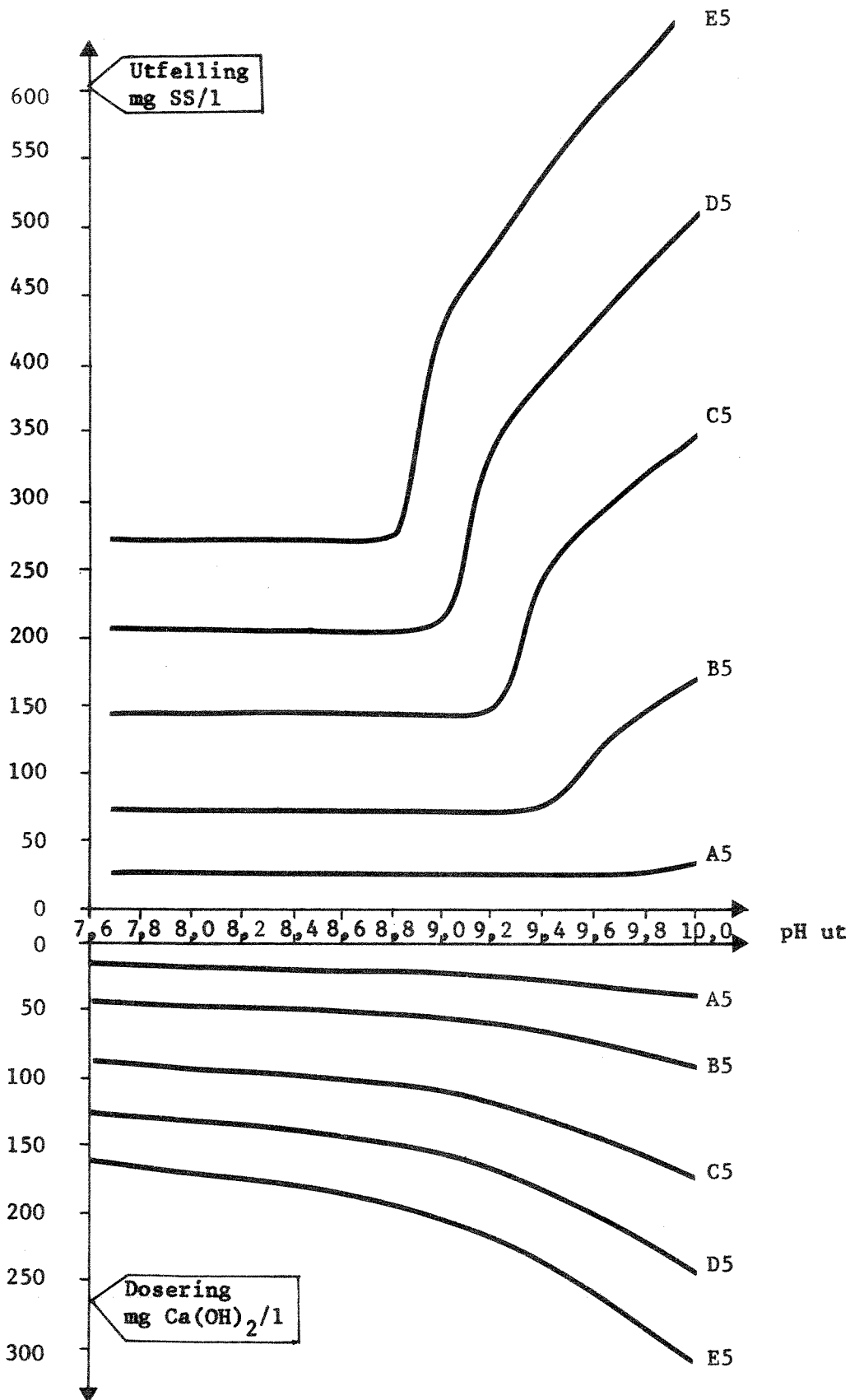


Fig. 14. Slamproduksjon og kalkdosering som funksjon av pH, mol-dosering Fe/Tot-P = 5:1

Figurane 10-14 syner korleis doseringsmengder og utfellingsprodukt varierer med utgåande pH for desse fem avløpsvatn-typene. Bidraget frå SS i innløpsvatnet er ikkje med, og SS i effluenten er sett til 0.

Det er rekna med fem ulike doseringar Fe(II) for kvar vasstype, og nemninga på figurane er såleis:

Dosering mol Fe(II)/mol Tot-P	Avløpsvatn				
	A	B	C	D	E
1.5	A1.5	B1.5	C1.5	D1.5	E1.5
2.0	A2.0	B2.0	C2.0	D2.0	E2.0
3.0	A3.0	B3.0	C3.0	D3.0	E3.0
4.0	A4.0	B4.0	C4.0	D4.0	E4.0
5.0	A5.0	B5.0	C5.0	D5.0	E5.0

Ein legg spesielt merke til den store auken i slamproduksjonen ein får når pH aukar utover grensa for utfelling av  $\text{CaCO}_3$ .

Elles merkar ein seg at ein opererer i pH-område med svak bufring, slik at det blir vanskeleg å halda jamm fellings-pH, og følgjeleg kan ein få store svingingar i slamproduksjonen.

Vi har ikkje gode praktiske måleresultat for slamproduksjonen ved jernkalkprosessen. Som for kalkfelling åleine, tykkjer ein at praktiske forsøk /8/ visar at ein doserer meir kalk enn teoretisk nødvendig for å nå gitt fellings-pH. Dette gjev seg utslag i slamproduksjonen i form av "unytta kalk". Ein saknar ei betre verifisering av løysingsproduktet for  $\text{CaCO}_3$  i avløpsvatn, for utrekningane har synt at dette verkar avgjerande på slamproduksjonen.

### 3.4 Kjemisk felling med aluminiumsulfat

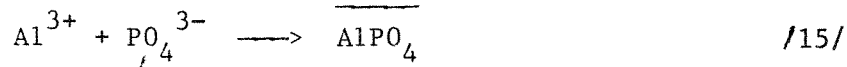
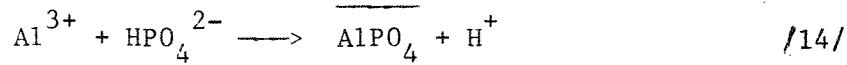
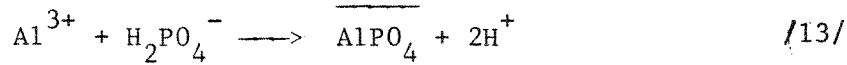
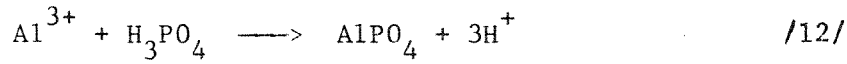
#### 3.4.1 Enkel analyse av aluminiumsfellinga

Ved felling med aluminiumsulfat reknast følgjande reaksjonar (1):



### 3.4.1.1 Utfelling av uorganisk fosfor som $\text{AlPO}_4$

Med kjent  $\text{PO}_4\text{-P}$ -i nhald og pH i avløpsvatnet kan ein rekna ut fordelinga mellom dei ulike gruppene, og utfellinga skjer etter likningane



I normalt avløpsvatn (pH = 7,2-7,5) er det fosfatgruppene  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  og  $\text{HPO}_4^{2-}$  som vil dominera.

### 3.4.1.2 Utfelling av overskott av fellingskjemikalie som $\text{Al(OH)}_3$

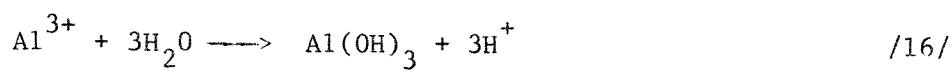
Ved tilsetting av aluminiumsulfat vil det parallelt bli danna  $\text{AlPO}_4$  og  $\text{Al(OH)}_3$ . For å få utfelt all fosfaten påreknar ein difor eit minste molhøve  $\text{Al/PO}_4\text{-P}$  på omlag 1,5:1.

Totalresultatet i vassfasen er avhengig av både fellingsmekanismar og avskiljings-eigenskapar.

Praktiske forsøk har synt at ein får godt totalresultat (felling/avskiljing) når pH i fellingssteget ligg kring 6,0-6,5.

Om ein doserer  $\text{Al/PO}_4\text{-P}$  i molhøvet 1,5:1, vil ein i normalt avløpsvatn ikkje få så stor pH-reduksjon ved denne doseringa at ein når det beste fellingsområdet.

Til vanleg brukar ein aluminiumsulfat også til pH-regulering, etter reaksjonen



I dette arbeidet har ein konsentrert seg om det suspenderte stoffet som direkte er forårsaka av kjemikalietilsetting, dvs. danninga av  $\text{AlPO}_4 + \text{Al(OH)}_3$ .

### 3.4.2 Enkel slamproduksjonsmodell

#### 3.4.2.1 Inngangsdata

Ein karakteriserer inngående vatn ved parametrane:

temperatur

$\text{PO}_4$ -P-konsentrasjon

Tot-P-konsentrasjon (i tilfelle molhøve Al/P gitt)

m-alkalitet

pH.

Fellingstrinnet er bestemt av ein av følgjande tre parametrar:

pH i fellingssteget

doseringsmengde aluminiumsulfat

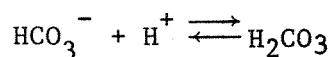
molhøvet Al/Tot-P.

Fellingskjemikaliet er rekna vera  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$  med mol-vekt 666.

#### 3.4.2.2 Utrekningsmåte

Fig. 15 syner korleis utrekningane er gjorde. Ein har basert seg på kjemiske likevektskonstantar etter (3), men ikkje teke omsyn til løysingsprodukta for  $\text{AlPO}_4$  resp.  $\text{Al(OH)}_3$ , avdi desse vil gje lite når det gjeld slamproduksjonen.

I det pH-området ein opererer (6,0-7,5), er alkaliteten i avløpsvatnet rekna vera den viktige parameteren. I normalt avløpsvatn gjer ein truleg liten feil om m-alkaliteten direkte blir sett lik konsentrasjonen av  $\text{HCO}_3^-$ . Frigjeringa av  $\text{H}^+$ -ionar som følgje av Al-dosering, reknast go direkte til overføring av  $\text{HCO}_3^-$  til  $\text{H}_2\text{CO}_3$  etter likninga:



/17/

I vassløysinga kan ein med god tilnærming setja  $[\text{H}_2\text{CO}_3] \sim [\text{CO}_2]$

Detaljar er synt i vedlegg 2.

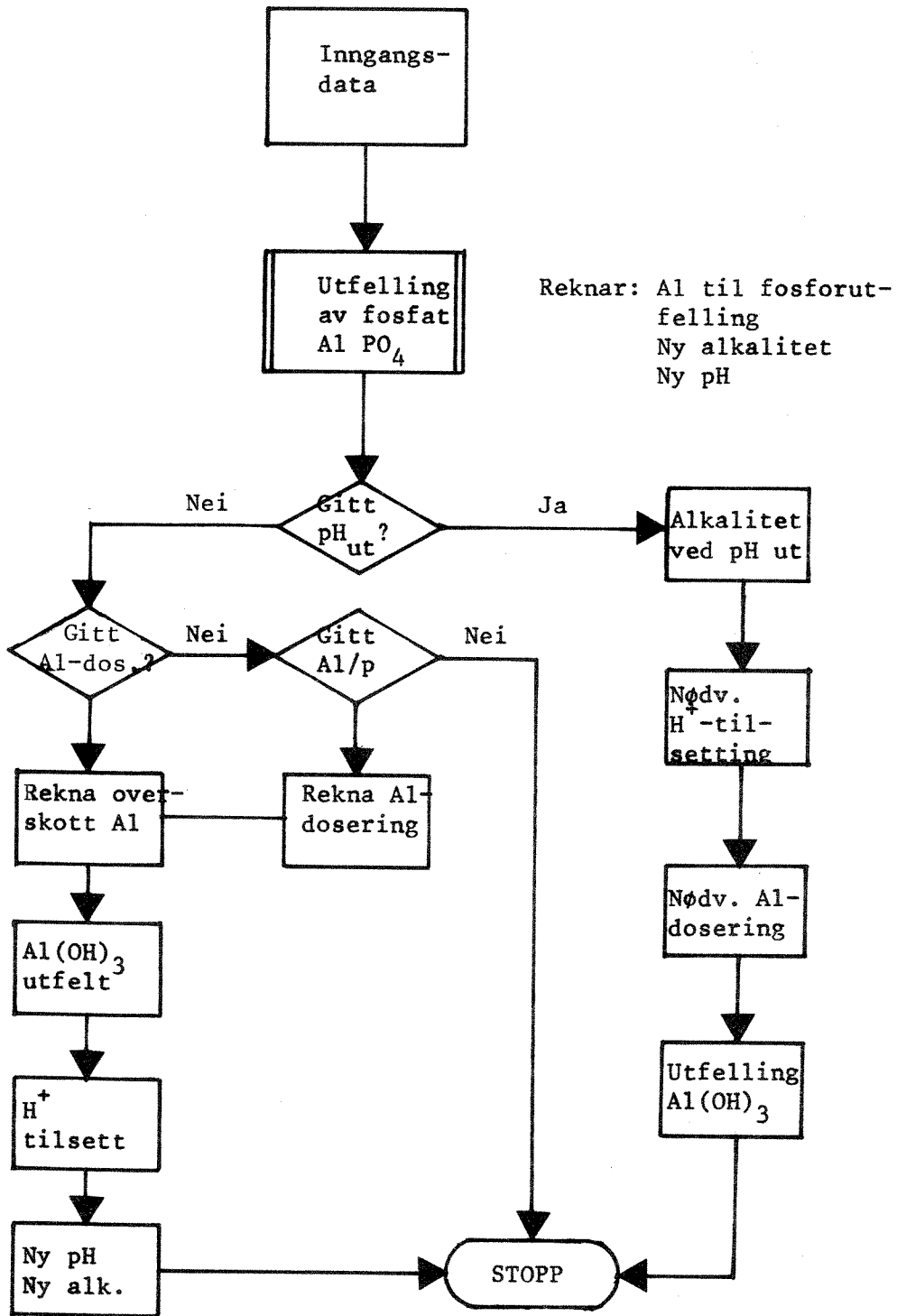


Fig. 15. Utrekningsmåte

### 3.4.3 Døme på Al-felling

#### 3.4.3.1 Doseringmengder og utfellingsprodukt

Til vanleg er det visse samband mellom alkalitet og fosforkonsentrasjon i avløpsvatnet. For å få fram verdiar for doseringar og slamproduksjon ved aukande konsentrasjon i avløpsvatnet, har ein sett på fem ulike avløpsvatn karakterisert ved:

Type	Temp. °C	pH	Alkalitet mM	Tot-P mg/l	PO <sub>4</sub> -P mg/l
A	10	7,5	1,0	1,5	1,0
B	10	7,5	2,0	4,0	2,7
C	10	7,5	3,0	8,0	5,0
D	10	7,5	4,0	11,5	7,5
E	10	7,5	5,0	15,0	10,0

Fig. 16 syner korleis doseringmengder og utfellingsprodukt varierer med fellings-pH for desse vasstypene.

For gitte doseringmengder er det gjort praktiske/teoretiske jamføringer i /1/. Desse syner at det er godt samsvar mellom teoretisk utrekna og målte slamproduksjonsverdiar i sekundærfellingsanlegg.

Ei vanleg nytta nemning ved kjemisk felling er molhøvet Al/Tot-P. For dei fem typene avløpsvatn er dette synt som funksjon av pH i fig. 17. Våre føresetnader byggjer på høvet Tot-P/PO<sub>4</sub>-P = 3:2, og med restriksjonen på molhøvet Al/PO<sub>4</sub>-P = 1,5, tilseier dette ei nedre grense på mol Al/mol Tot-P = 1,0.

Som ventande syner figuren at bruk av tilleggskjemikalium (syre) til pH-regulering er mest aktuelt der ein har sterkt fortynna avløpsvatn.

Ved vurdering av separasjonsprosessar burde høvet mellom utfelt hydroksyd/fosfat vera ein interessant parameter. Denne er synt i fig. 18.

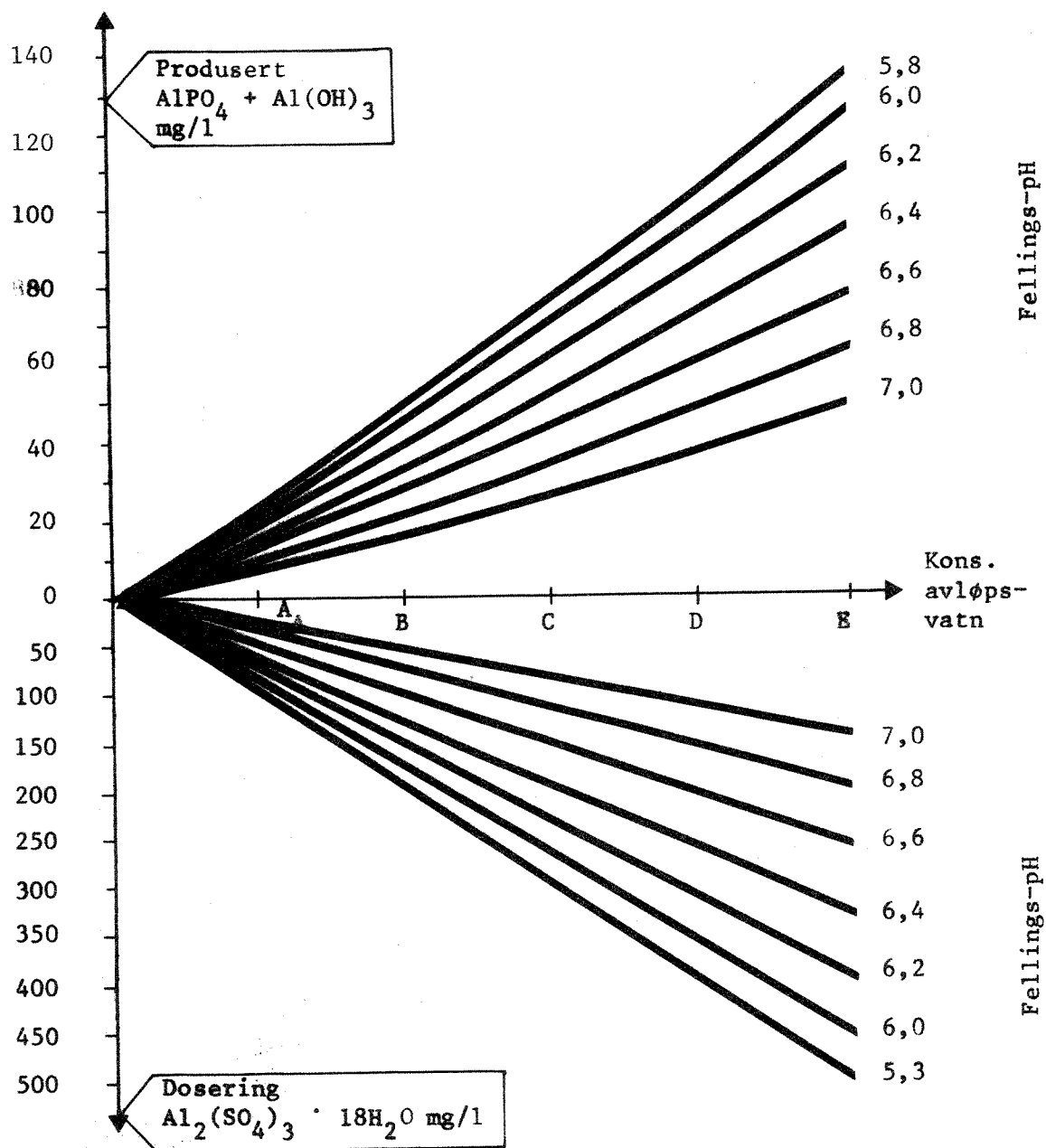


Fig. 16. Kjem. utfelt slam og nødvendige doseringsmengder som funksjon av konsentrasjon i avløpsvatnet og fellings-pH

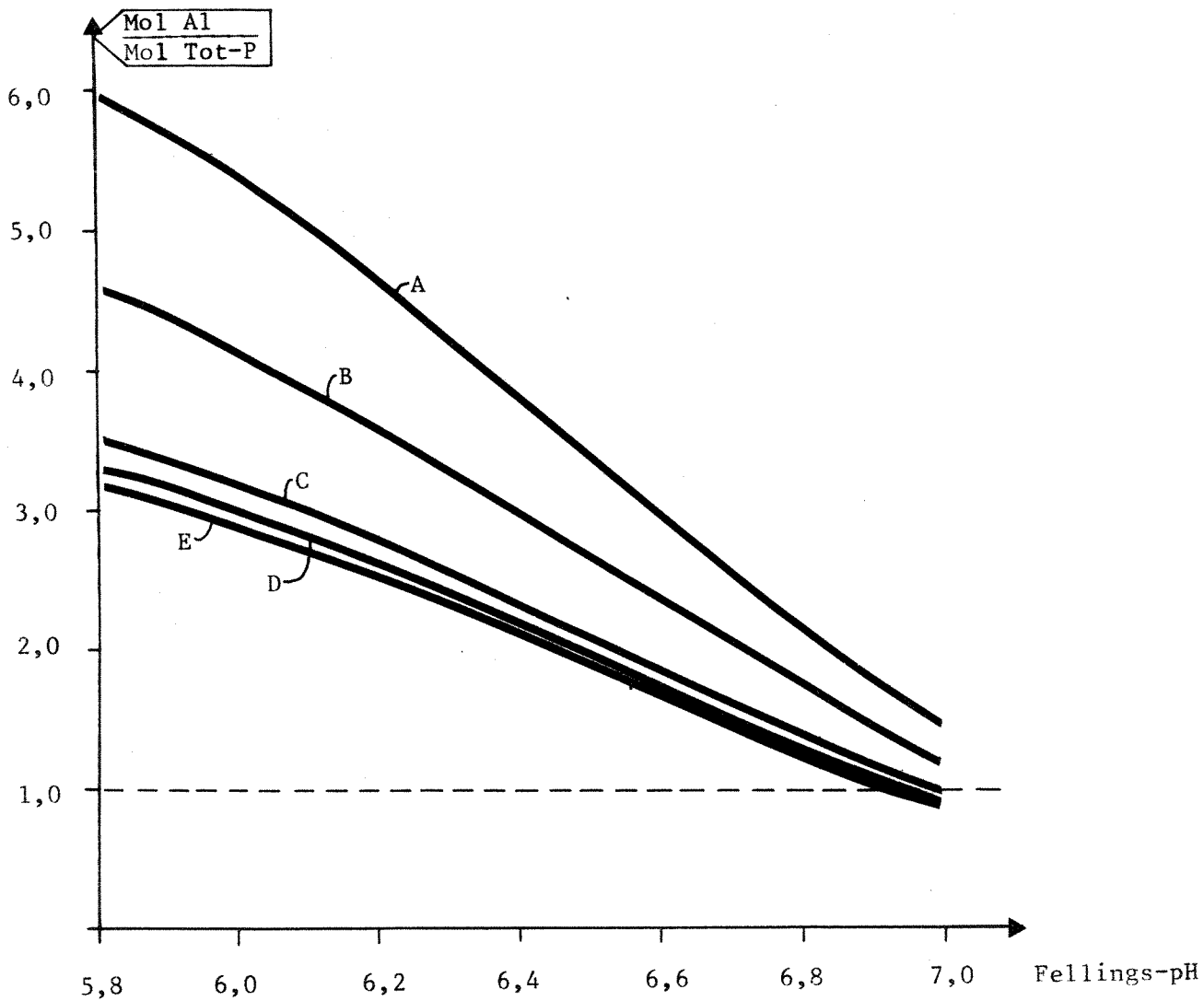


Fig. 17. Molhøvet Al/Tot-P for å nå gitt fellings-pH som funksjon av type avløpsvatn

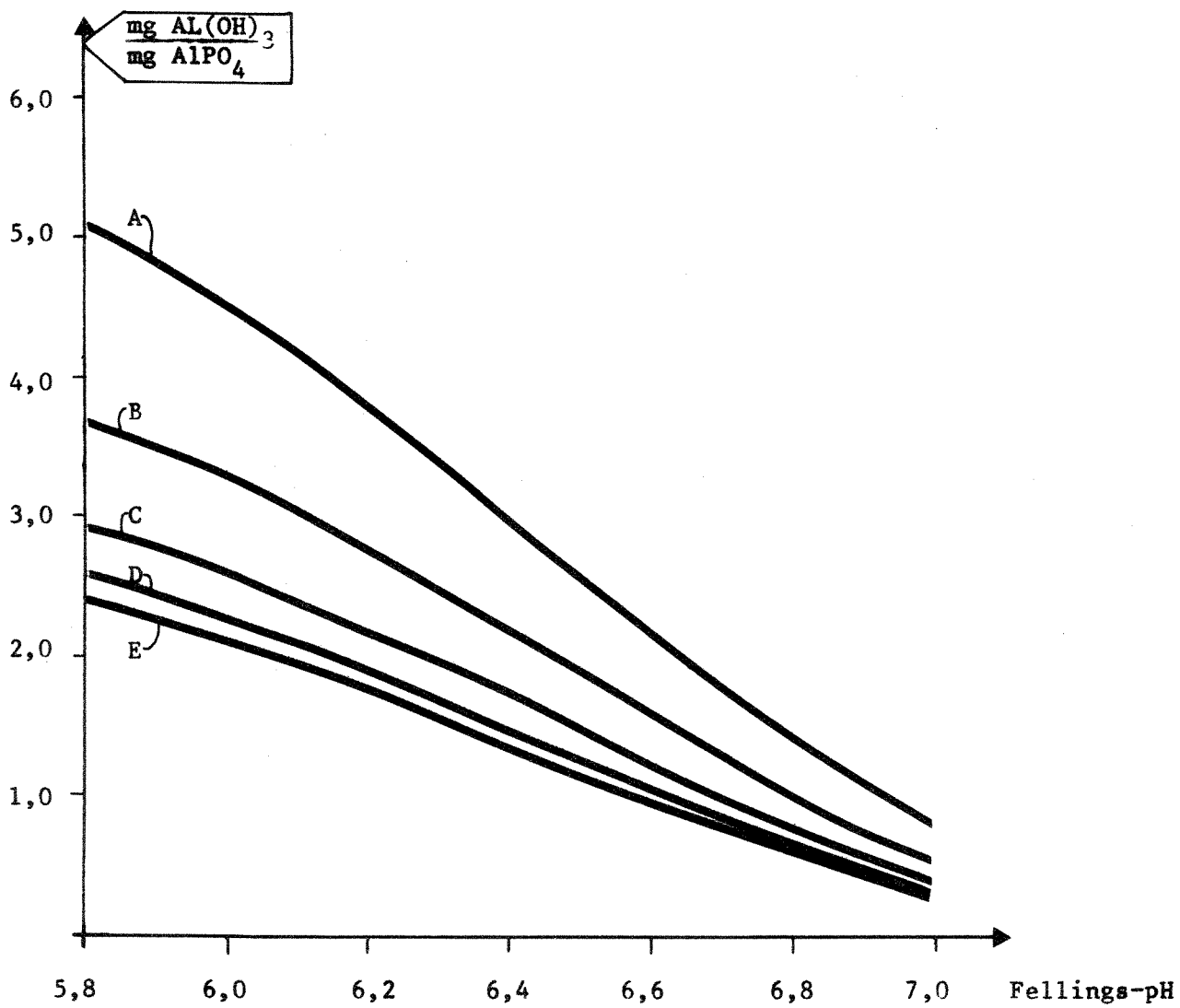


Fig. 18. Høvet mellom hydrokayd/fosfat som funksjon av fellings-pH og type avløpsvatn

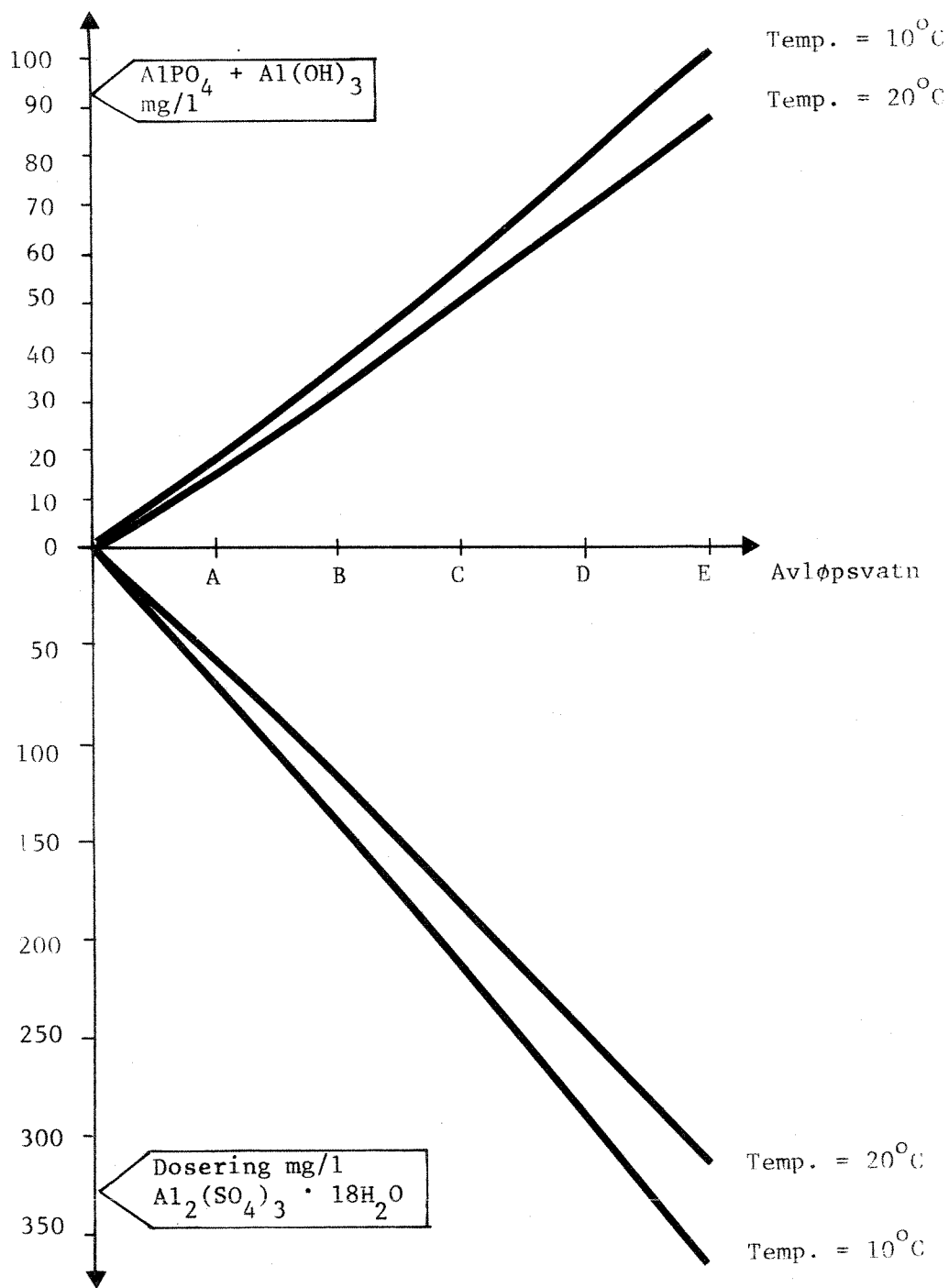


Fig. 19. Dosering og slamproduksjon som funksjon av temp., fellings-pH = 6,3



### 3.4.3.2 Temperatureffektar

pK-verdiane for karbonatsystemet endrar seg med temperaturen. I fig.19 er avløpsvasstypene A-E rekna for temperaturane 10 og 20 °C, fellings-pH er sett til 6,3, men elles data som i avsnitt 3.4.3.1.

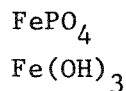
Ein ser at temperaturauke frå 10 til 20 °C gjer at nødvendig dosering går ned med bortimot 15%, og slammengdene minkar tilsvarande.

## 3.5 Kjemisk felling med Fe(III)

### 3.5.1 Generelt

Ved bruk av jernklorid som kjemisk fellingsmiddel i avløpsreinsing, vil reaksjonsmekanismane vera dei same som for aluminiumsulfat, men ein opererer med eit anna gunstig pH-område (til vanleg pH = 4,5-5,5). For nærare vurdering viser ein difor til metodikken som er skildra i avsnitt 3.4.

Fellingsprodukta som er rekna med, er:



### 3.5.2 Enkel slamproduksjonsmodell

Einaste skilnaden frå modellen for aluminiumsulfat, er at molvektene for fellingskjemikaliet og utfellingsprodukta er endra. For oversynet tek ein likevel med nødvendige inngangsdata:

Inngående vatn:

- temperatur
- PO<sub>4</sub>-P konsentrasjon (i tilfelle molhøvet Fe/P gitt)
- m-alkalitet
- pH

Fellingstrinnet er bestemt av ein av følgjande parameter:

- pH i fellingstrinnet
- doseringsmengde Fe
- molhøvet Fe/Tot-P

Fellingskjemikaliet er rekna vera FeCl<sub>3</sub> · 6H<sub>2</sub>O med molvekt 270.

### 3.5.3 Døme på Fe-felling

Til vanleg er det visse samband mellom alkalitet og fosforkonsentrasjon i

avløpsvatnet. For å få fram verdiar for doseringa og slamproduksjon ved aukande konsentrasjon i avløpsvatnet, har ein sett på fem ulike avløpsvatn karakterisert med:

Type	Temp.	pH	Alk. mM	Tot-P mg/l	PO <sub>4</sub> -P mg/l
A	10°C	7,5	1,0	1,5	1,0
B	10°C	7,5	2,0	4,0	2,7
C	10°C	7,5	3,0	8,0	5,0
D	10°C	7,5	4,0	11,0	7,5
E	10°C	7,5	5,0	15,0	10,0

Figur 20 syner korleis doseringsmengder og slamproduksjon varierer med fellings-pH for desse vasstypene.

Praktisk/teoretiske vurderingar av slamproduksjonen basert på doseringsmengder /1/, syner godt samsvar mellom støkiometriske utrekningar og målte resultat. Sjølv om vi her ikkje har samanlikna direkte med målingar, kan ein venta at resultata gjer eit nokså rett bilete av utfellingsprodukta.

Det er vanleg å rekna at dei beste fellingsvilkåra vil vera ved pH = 4,5-5,5. Av figur 20 går fram at endring av pH frå 5,5 til 4,5 krev lite tilleggsdosering, og følgjeleg blir endringa i slamproduksjonen også liten.

Figur 21 syner at ein stor del av jernkloriden går med til pH-regulering, og figur 22 syner at våre inngangsdata gjev 3-7 gonger så mykje hydroksyd som fosfat ved fellings-pH kring 5,0.

Utrekningane har og synt at temperaturen spelar ei underordna rolle når ein opererer i pH-området kring 4,5-5,5. Ein auke i temperaturen frå 10 til 20 °C, gjev kun omlag 5% reduksjon i nødvendig kjemikalietilsetting, og omlag same reduksjonen for slammengdene.

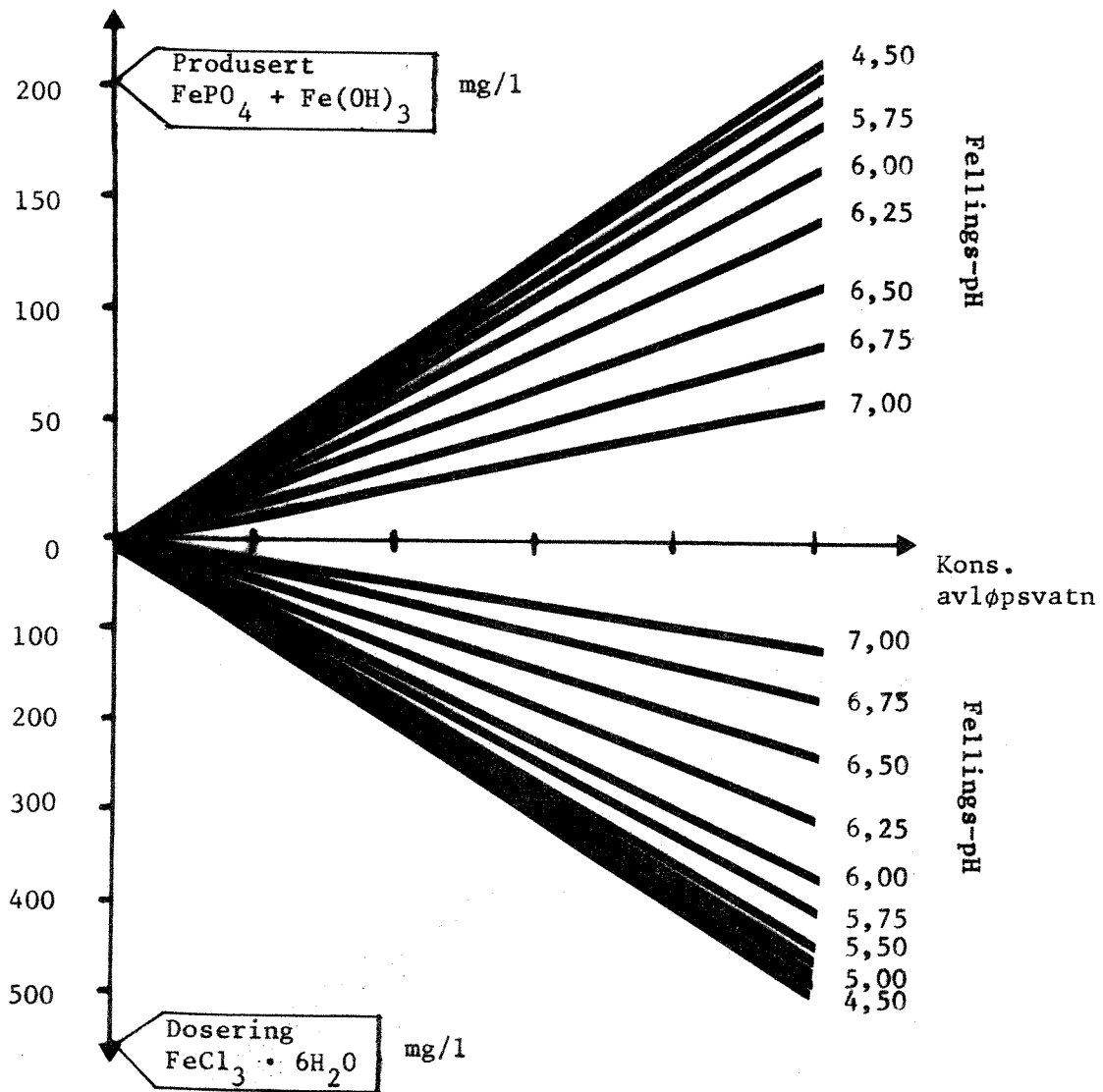


Fig. 20. Nødvendige doseringsmengder for å nå gitt fellings-pH, med tilhørende slamproduksjon.

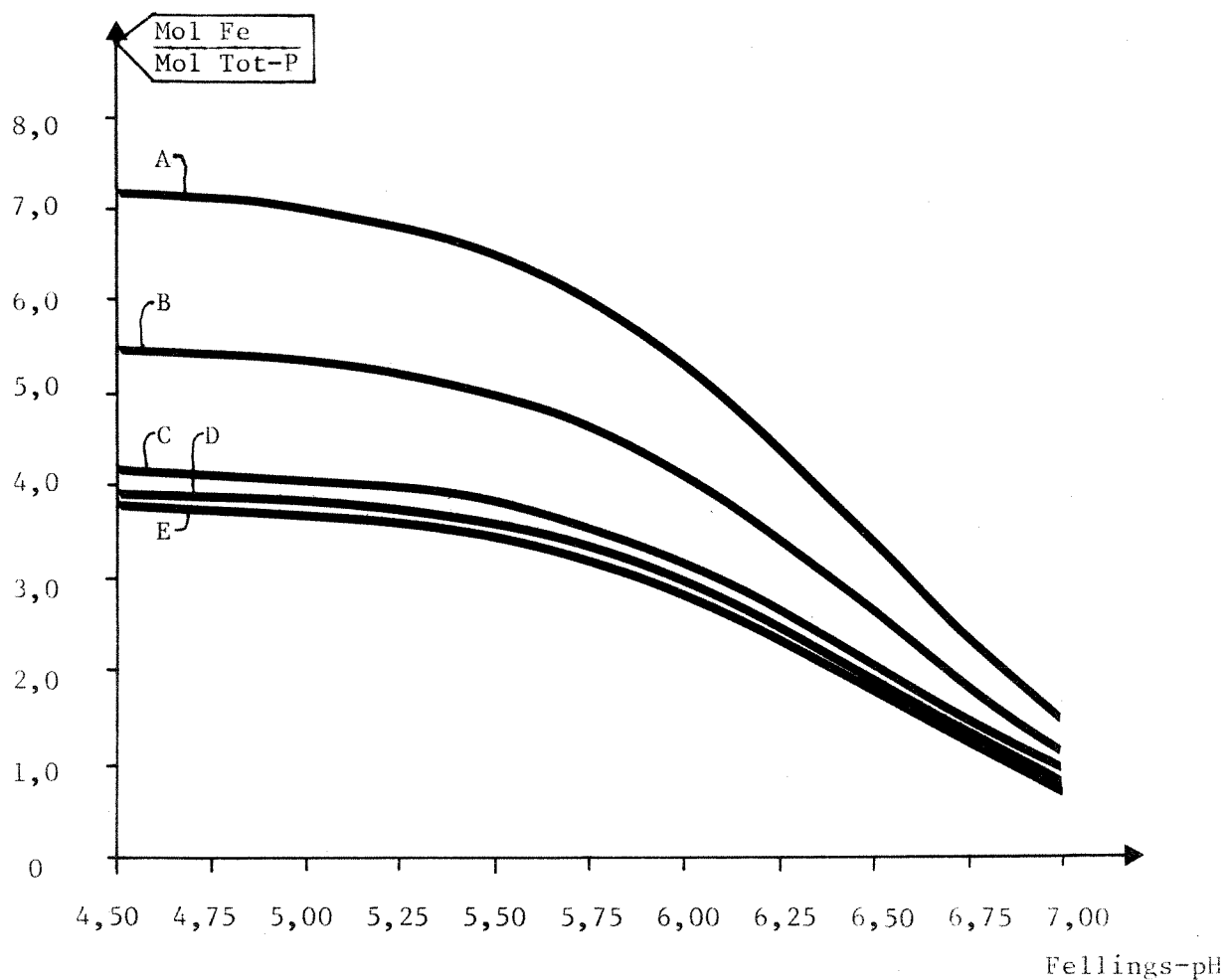


Fig. 21. Mol-høvet Fe/Tot-P for å nå gitt fellings-pH som funksjon av type avløpsvatn.

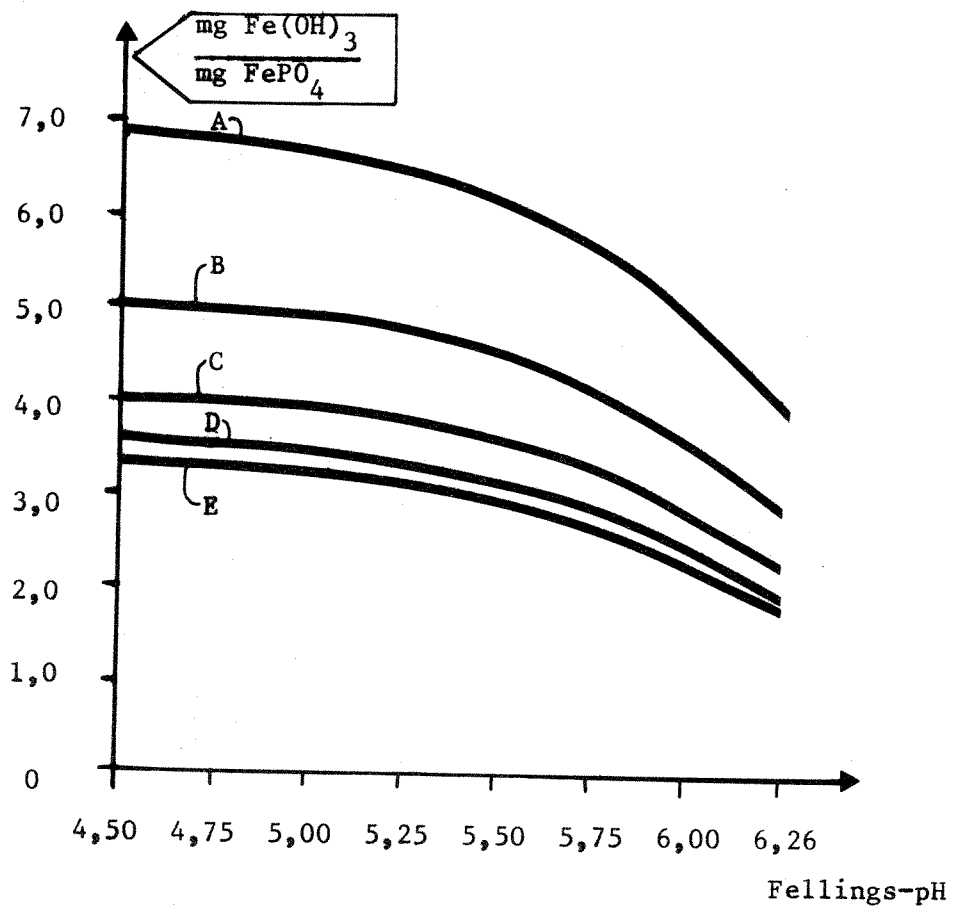


Fig. 22. Høvet mellom hydroksyd/fosfat som funksjon av fellings-pH og type avløpsvatn.

### 3.6 Aktiv slamanlegg med og utan simultanfelling

#### 3.6.1 Generelt

Dei seinare åra har krav om fosforfjerning i avløpsvatnet ført til bruk av simultanfelling ved fleire reinseanlegg. Det er difor av spesiell interesse å vurdera korleis kjemikalietilsettinga påverkar slamproduksjonen ved biologiske anlegg.

Ein har sett på

1. Aktiv slamanlegg med forsedimentering
  - 1.1 Utan kjemikaliedosering
  - 1.2 Med kjemikaliedosering i luftetanken
2. Aktiv slamanlegg utan forsedimentering
  - 2.1 Utan kjemikaliedosering
  - 2.2 Med kjemikaliedosering i luftetanken

#### 3.6.2 Innløpsvatn

##### 3.6.2.1 Innløpsvatn

Ved biologiske anlegg er det vanleg å rekna slamproduksjonen på døgnbasis. Difor er avløpsvatnet her karakterisert ved parametrane

suspendert stoff	}	g/p.d.
biokjemisk oksygenforbruk		
total fosfor		
PO <sub>4</sub> -P		
temperatur.		

##### 3.6.2.2 Mekanisk reinsetrinn

I mekanisk trinn er det først og fremst avsettbart suspendert stoff som blir fjerna, og som følgje blir òg noko partikulær BOF og Tot-P fjerna.

### 3.6.2.3 Aktiv slamanlegg etter forsedimentering

Brutto slamproduksjon i aktiv slamanlegg etter forsedimentering er studert i laboratorieskala (2), og resultatene frå (2) er synt i fig. 23.

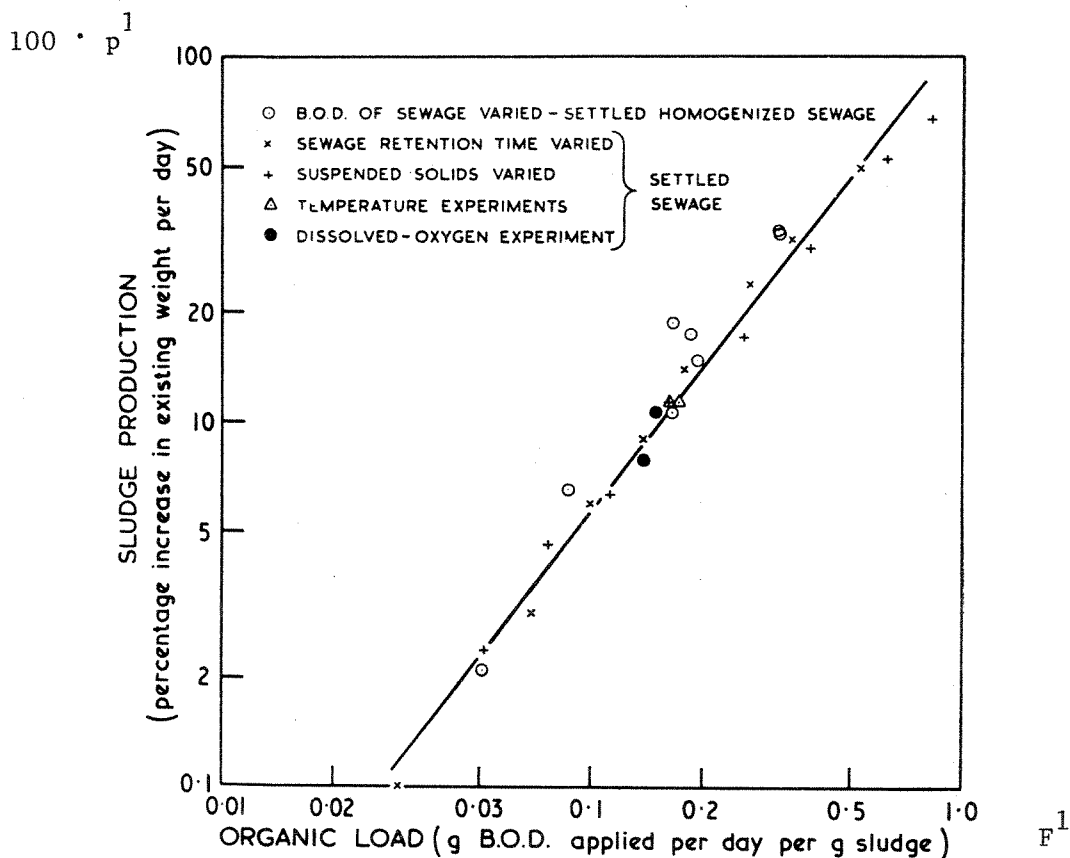


Fig. 23. Slamproduksjonen i aktiv-slamanlegg etter forsedimentering som funksjon av slambelastninga

Likningane blir:

$$P^1 = 1,1863 \star F^1 \star \star 1,3358$$

$$F^1 = 0,8799 \star P^1 \star \star 0,7486$$

( $\star$  er multiplikasjonsteikn)

( $\star \star$  er eksponentteikn)

Slambelastninga  $F^1$  er her gitt som

$$F^1 = \frac{\text{kg BOF}_5 \text{ tilført/døgn}}{\text{kg SS i luftetank}}$$

For enkel omrekning påreknast

$$\frac{\text{BOF}_7}{\text{BOF}_5} = \frac{70}{60} = 1,17.$$

Temperaturen påverkar også slamproduksjonen. På grunnlag av (2) er det utleia eit samband for temperaturkorreksjon

$$\text{TKORR} = 1,0 + 0,02 * (16 - \text{TEMP})$$

der TEMP er temperatur i °C.

Omrekna får ein såleis:

$$F = F^1 * 1,17$$

$$P = P^1 * \text{TKORR}$$

eller

$$P = 1,1863 * \text{TKORR} * \left(\frac{F}{1,17}\right) * * 1,3358$$

$$F = 0,8799 * 1,17 * \left(\frac{P}{\text{TKORR}}\right) * * 0,7486$$

der

$$F = \frac{\text{kg BOF}_7 \text{ tilført/døgn}}{\text{kg SS i luftetanken}}$$

$$P = \text{slamproduksjon rekna som relativ auke i slamvekt i luftetanken pr. døgn}$$

#### 3.6.2.4 Kjemisk felling

Jernsulfat er eit mykje nytta fellingsmiddel ved simultanfelling.

Difor er utrekningane i første omgang gjort med dette fellingsmidlet.



Dei kjemiske utfellingsprodukta er rekna som

- jernfosfat,  $\text{FePO}_4$
- jernhydroksyd,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ .

Ut frå ønskt molhøve Fe/Tot-P kan doseringsmengdene utreknast.

Ein antar

- all løyst fosfor utfelt som  $\text{FePO}_4$
- overskott av fellingskjemikale utfelt som  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ .

### 3.6.3 Praktiske tilnærmingar

#### 3.6.3.1 Anlegg utan forsedimentering

Ved simultanfelling i anlegg utan forsedimentering kan ein skilja slamtypane i tre:

1. "Mekanisk"
2. "Biologisk"
3. "Kjemisk".

#### Mekanisk slam

Under typen "mekanisk" vil ein rekna den delen suspendert materiale som normalt vil avskiljast i forsedimentering.

Ein påreknar vidare at dei prosessane som skjer med det "mekaniske" slammet i luftebassenget, i prinsipp ikkje skil seg frå det som skjer i ei vanleg aerob stabiliseringseining, slik fig.24 syner.

I ei slik kontinuerleg stabiliseringseining vil nedbrytinga av organisk stoff følgja likninga i (9).

$$\frac{\text{FSS}_t - \text{FSS}_i}{\text{FSS}_o - \text{FSS}_i} = \frac{1}{1+k \cdot t}$$

- der
- $\text{FSS}_t$  = FSS ved tida t
  - $\text{FSS}_i$  = ikkje nedbrytbar FSS
  - $\text{FSS}_o$  = FSS i råslammet
  - k = auto-oksydasjonskonstant
  - t = stabiliseringstid i døgn.

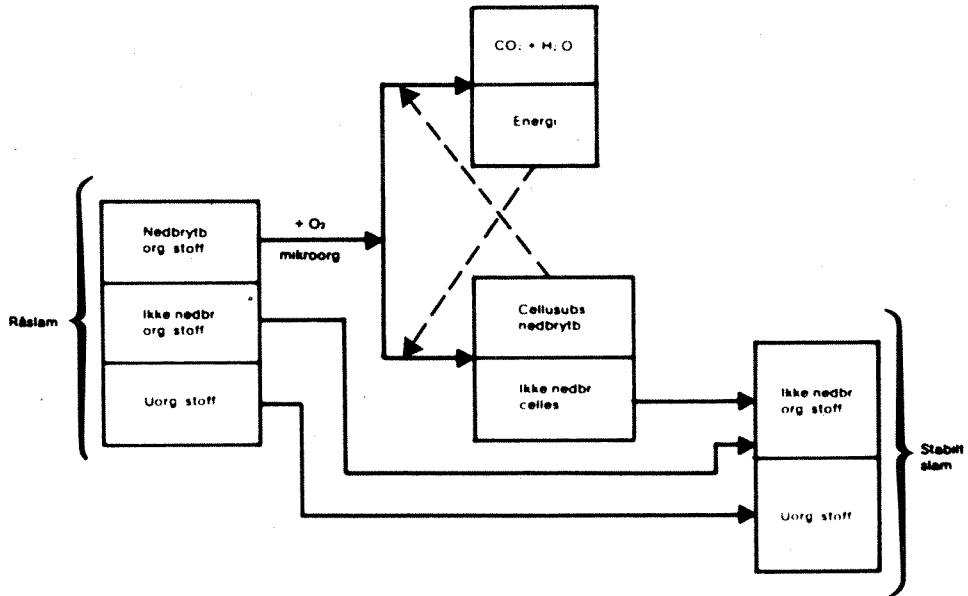


Fig. 24: Skjematisk fremstilling av aerob stabilisering.

Basert på praktiske forsøk (9), er det pårekna følgjande:

	Avskilt	$\frac{FSS_o}{SS_o}$	$\frac{FSS_i}{FSS_o}$	k
Mekanisk slam	SS <sub>o</sub>	0,85	0,37	0,0789 * 1,114 (TEMP -20) der TEMP er °C.

### Biologisk slam

Når ein reknar det "mekaniske" slammet som ovafor , kan ein bruka slamproduksjonskurven for bio-slam i pkt. 3.6.2.3.

Føresetnaden er at ein ikkje brukar innkommande BOF<sub>7</sub> som grunnlag i utrekning av slambelastning, men nyttar BOF<sub>7inn</sub> - BOF<sub>7avsettbar</sub>.

Kjemisk slam

Det kjemiske slammet reknast som i pkt. 3.6.2.4.

3.6.3.2 Anlegg med forsedimentering

Det mekaniske slammet reknast som den avsettbar delen av suspendert stoff inn, det biologiske direkte etter pkt. 3.6.2.3 og kjemisk slam som i pkt. 3.6.2.4. Om ein doserer kjemikalier etter molhøve, tek ein omsyn til reduksjonen i Tot-P i forsedimenteringa.

3.6.4 Døme

Fig. 3 syner kun hovudprinsippa i utrekningane, og er ikkje noko fullstendig flyteskjema.

Ein må gje inngangsparametrane:

Innkommende vatn	For-sedimentering	Kjemikalie-dosering	Total slam-belastning
Suspendert stoff BOF <sub>7</sub> Tot-P PO <sub>4</sub> -P	Ja/nei	t.d. molhøve	kg BOF <sub>7</sub> kg SS·d

I dette reknedømet har ein valt parametrar for innløpsvatn og mekanisk trinn såleis:

Parameter	Innløpsvann g/p.d	Avskilt i mek. trinn		Etter mek. reinsing g/p.d
		%	g/p.d	
SS	90	67	60	30
BOF <sub>7</sub>	70	25	17,5	52,5
Tot-P	2,5	15	0,375	2,125
PO <sub>4</sub> -P	1,75	0	0	1,75

For luftetanken har ein valt følgjande:

Temperatur                    15 °C  
Kjemikaliedosering        varierer  
Total slambelastning        varierer.

Saman med tidlegare generelle føresetnader gjev dette tilstrekkeleg grunnlag for utrekning av slamproduksjonen.

Nemninga slamproduksjon omfattar den totale mangda som kan bli tilbake i systemet, dvs. utan tap og er såleis brutto slamproduksjon. Fig. 26 og 27 gjev systematisk oversyn over føresetnadene.

Generelt gjeld følgjande for nemning på figurane 28-34:

Nemning	Kjemikalie- dosering	Mol Fe/Mol Tot-P
K0	Nei	0
K1	Ja	1
K2	Ja	2
K3	Ja	3
K4	Ja	4
K5	Ja	5

#### 3.6.4.1 Slamalder

Slamalderen er ein interessant parameter ut frå driftssynspunkt, og denne er synt i fig.28 for ulike anleggsutformingar og kjemikaliedoseringar. Slamkonsentrasjonen i luftetanken er heile tida sett lik 4 g SS/l, sjølv med kjemikaliedosering. Det er ofte ei vanleg røynsle at slamkonsentrasjonen i luftetanken kan aukast når ein doserer kjemikalier, og ved bruk av kurvene må ein eventuelt korrigerer slambelastninga for dette.

#### 3.6.4.2 Brutto slamproduksjon

Fig. 29-32 syner brutto slamproduksjon som funksjon av den totale slambelastninga i det biologiske trinnet. Ein gjer merksam på at slambelastninga er rekna på grunnlag av BOF inn til bio-trinnet, og at SS i luftetanken omfattar den totale mengda SS, ikkje berre den biologisk aktive.

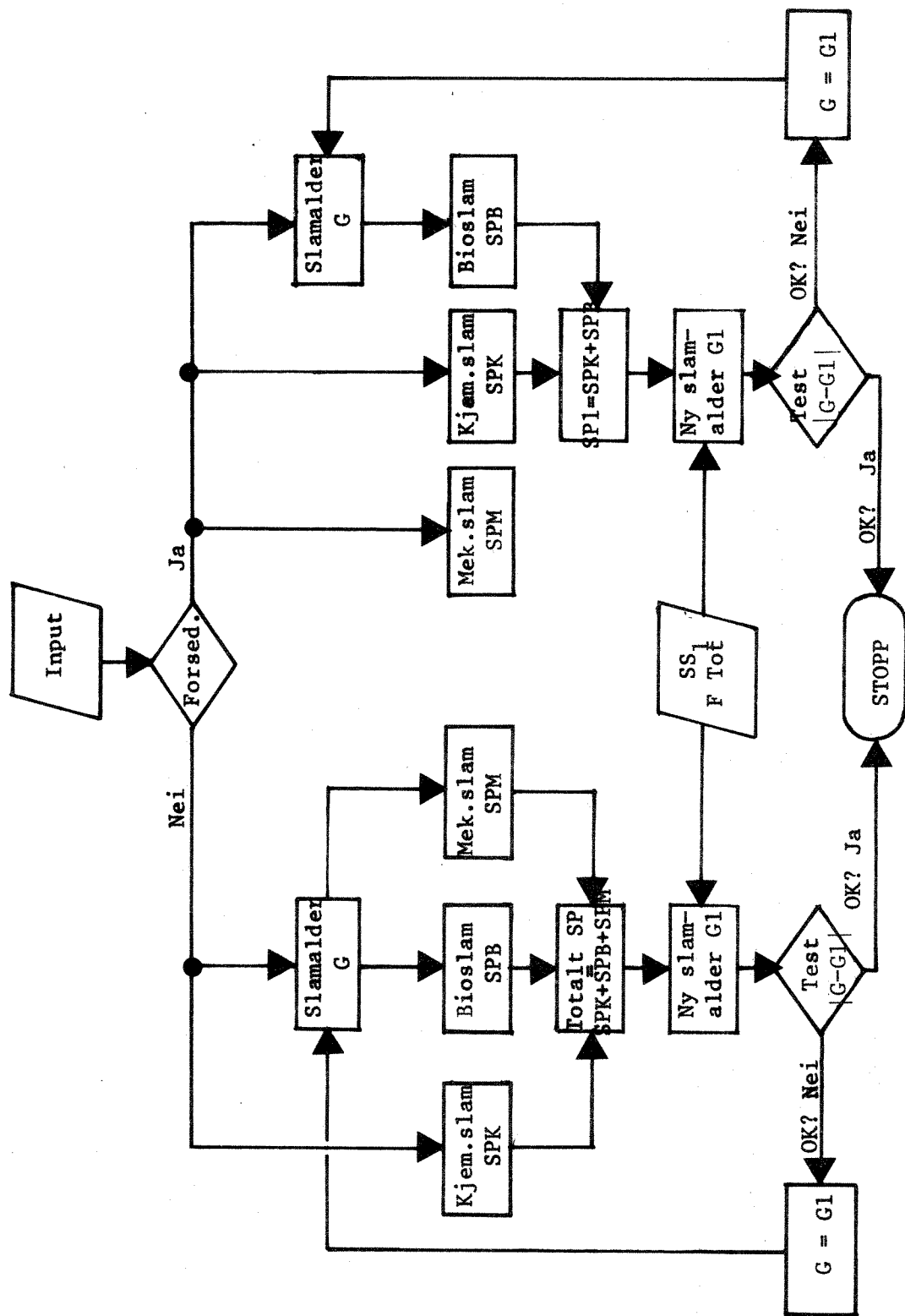


Fig. 25. Hovudprinsipp i uttrekningane

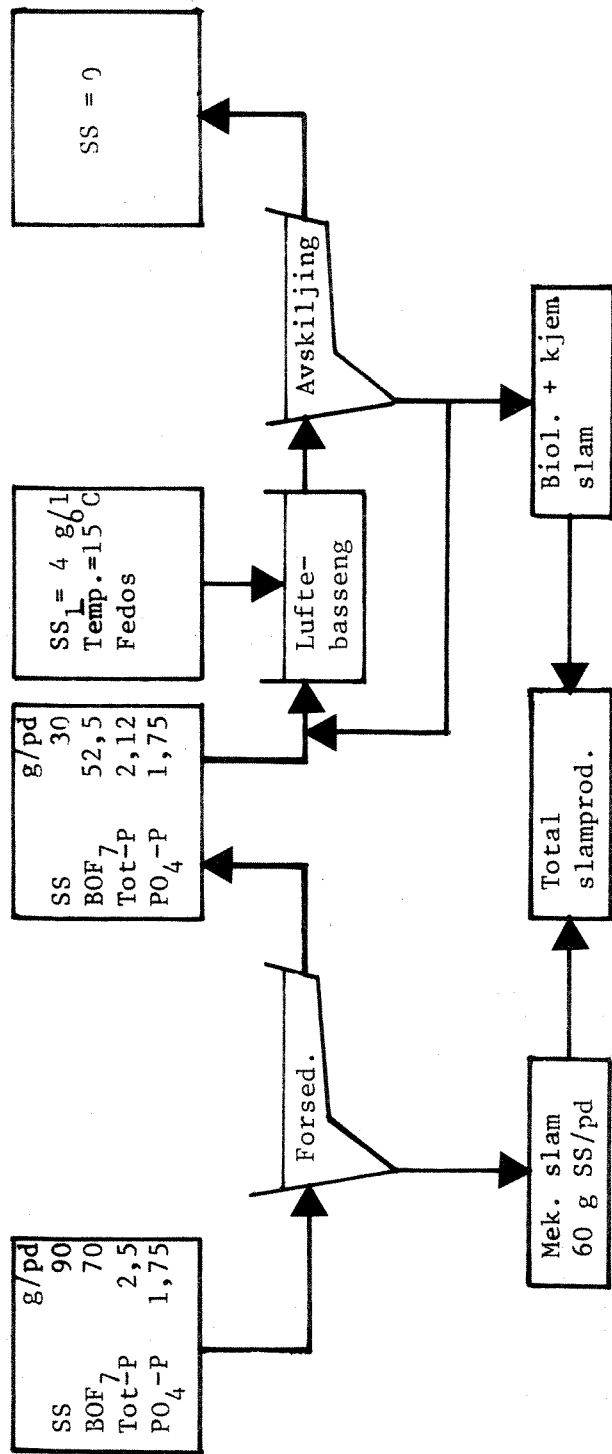


Fig. 26. Oversyn over nytta parametrar ved aktiv slamanlegg med forsedimentering

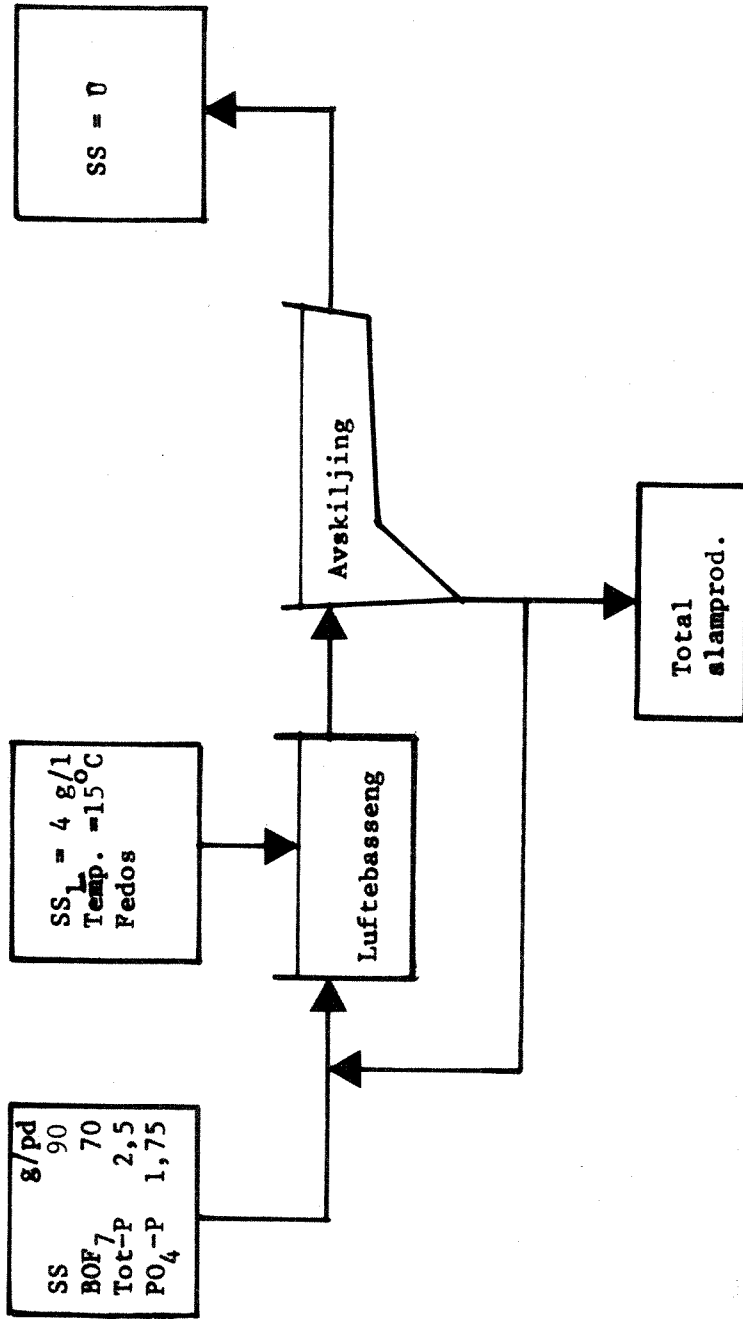


Fig. 27. Oversyn over nytta parametarar ved aktiv slamanlegg. Utan forsedimentering

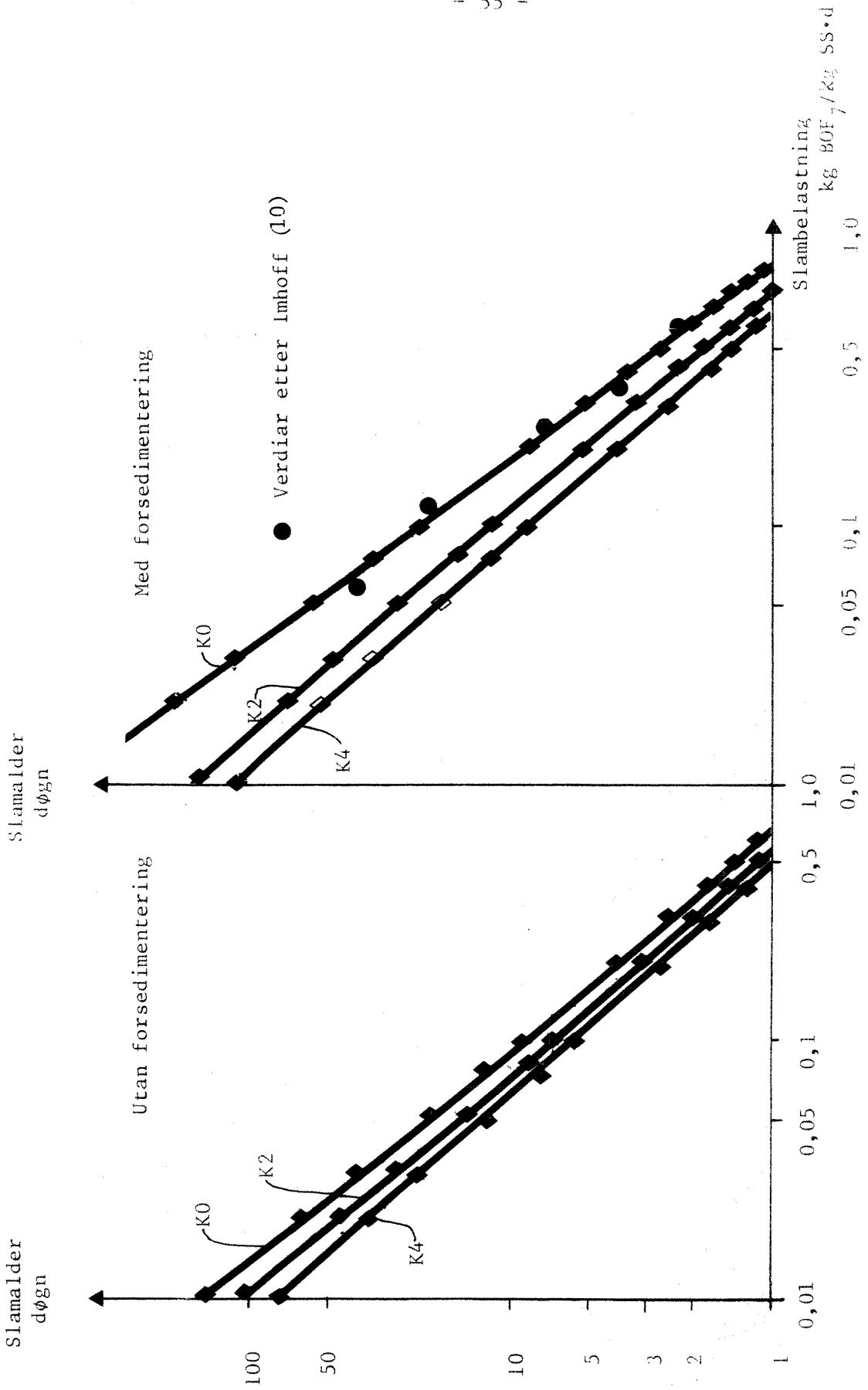


Fig. 28. Slamalders som funksjon av belastning.



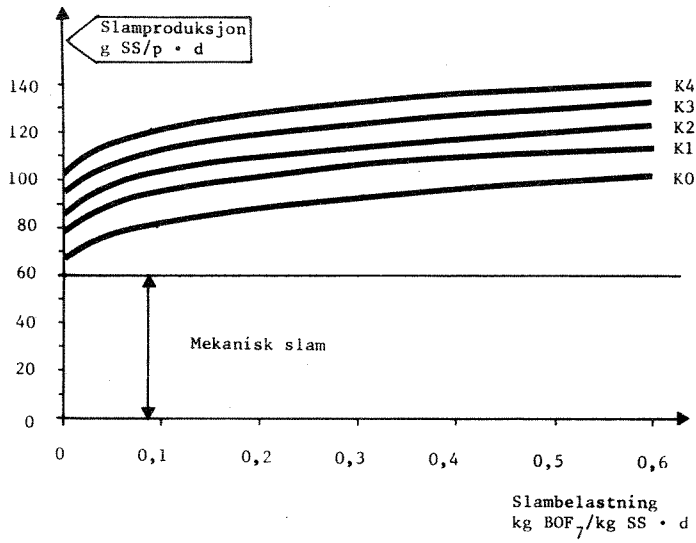


Fig. 29. Slamproduksjon ved aktiv slam anlegg med forsedimentering.  
(Med og utan simultanfelling.)

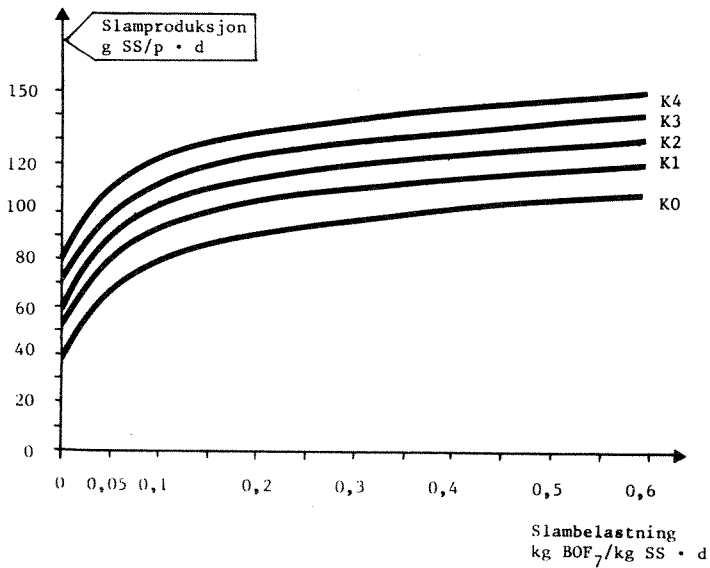


Fig. 30. Slamproduksjon i aktiv slam anlegg utan forsedimentering.  
(Med og utan simultanfelling.)

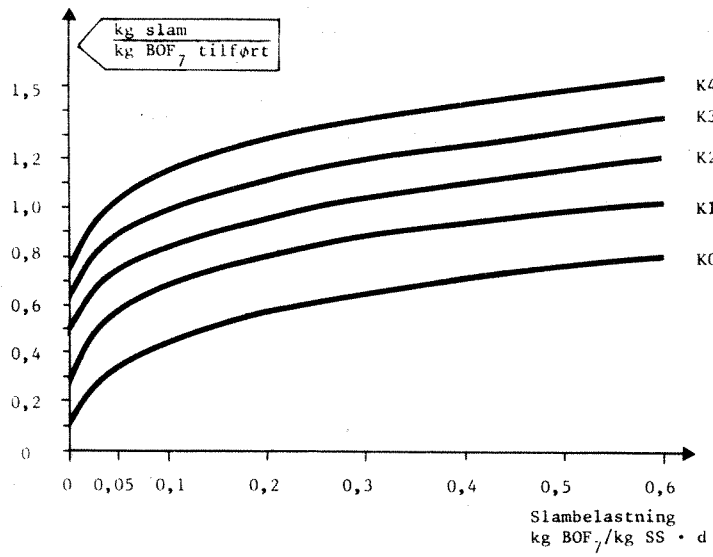


Fig. 31. Slamproduksjon i biologisk trinn  
(etter forsedimentering).

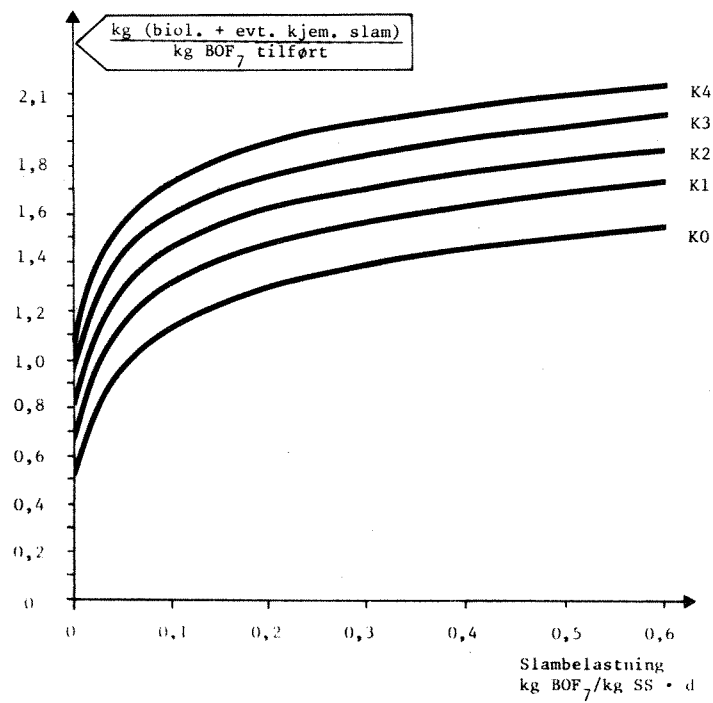


Fig. 32. Slamproduksjon i biologisk trinn  
utan forsedimentering.

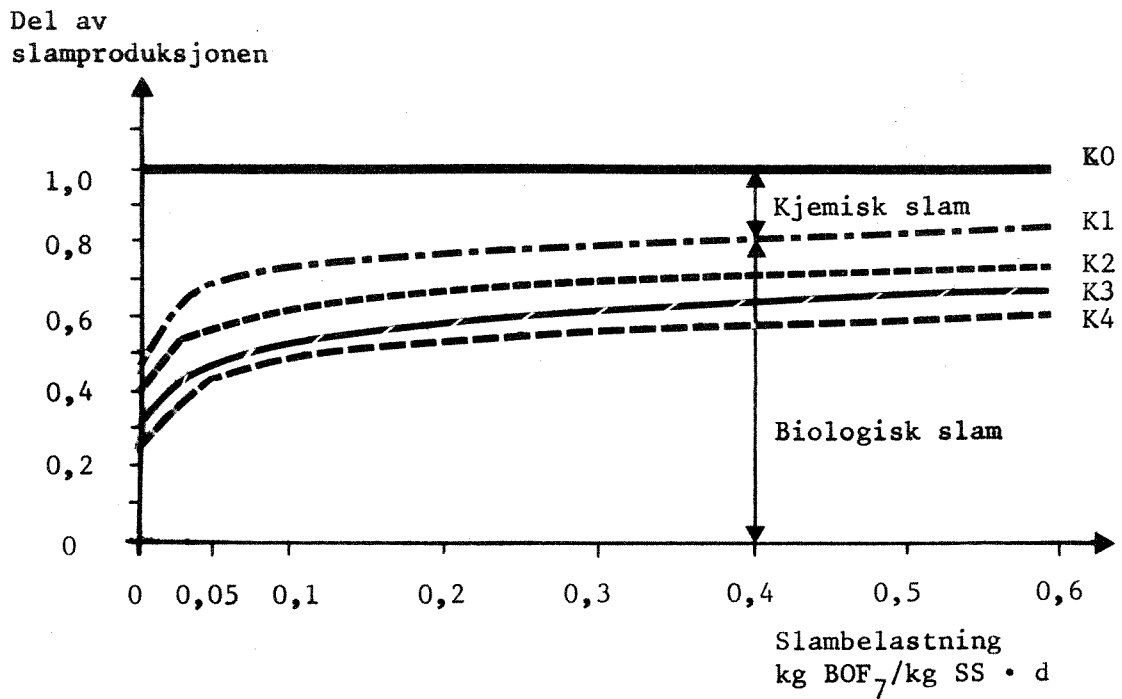


Fig. 33. Fordeling av slamproduksjonen i biotrinnet.  
Anlegg med forsedimentering.

Del av total  
slamproduksjon

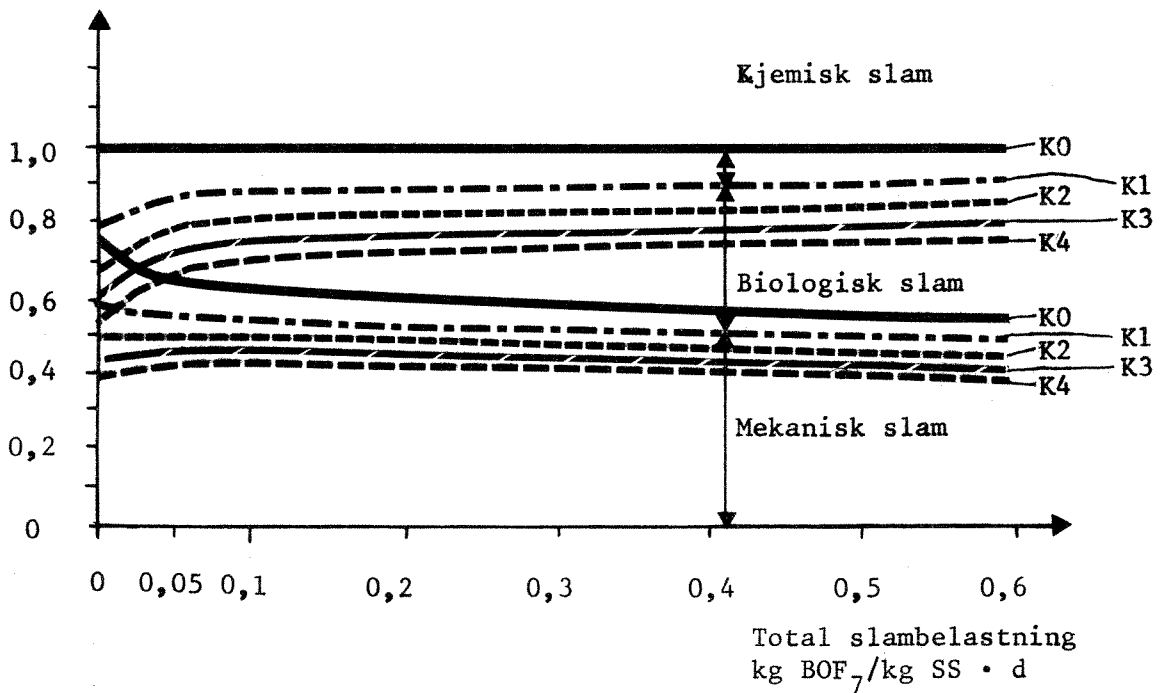


Fig. 34. Fordeling av slamproduksjonen.  
Anlegg utan forsedimentering.

Fig. 33 og 34 syner korleis slamproduksjonen fordeler seg på typane "mekanisk", "biologisk" og "kjemisk" slam for anlegg med og utan forsedimentering.

#### 4. JAMFØRING AV SLAMPRODUKSJONEN VED ULIKE FELLINGSKJEMIKALIER

##### 4.1 Generelt

I pkt. 3 er det gjort greie for korleis forenkla likevektskjemi og støkiometri kan nyttast til å finna slamproduksjonen for ulike fellingskjemikalier og varierende samansetting av avløpsvatnet.

Ein vil her jamføra kjemikalie-forbruk og slamproduksjon for dei ulike fellingskjemikalier.

##### 4.2 Føresetnader

###### 4.2.1 Samansetting av avløpsvatnet

Samansettinga av avløpsvatnet varierer mykje frå stad til stad, og ein har prøvt sjå korleis ulike fortynningsgrader verkar inn på nødvendig kjemikaliedosering og kjemiske utfellingsprodukt.

Ein har rekna med desse vasstypene:

INNKOMANDE AVLØPSVATN										
Nemning	pH	Temp °C	Alk mM	Tot-P mg/l	PO <sub>4</sub> -P mg/l	Tot-N mg/l	NH <sub>4</sub> -N mg/l	Mg <sup>2+</sup> mg/l	Ca <sup>2+</sup> mg/l	l/pd
MK C	7,5	15,0	3,5	10,0	6,70	48	32,1	5,0	20,0	250
MK B	7,5	9,5	2,1	5,0	3,35	24	16,1	5,0	20,0	500
MK A	7,5	6,2	1,4	2,0	1,35	9,6	6,4	5,0	20,0	1250

#### 4.2.2 Fellingsvilkår

For dei fem ulike prosessane er det rekna følgjande vilkår:

Fellings- kjemikalie	DOSERINGSVILKÅR		
	Fellings- pH	Gitt dosering	Mol- høve Me/Tot-P
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$	6,5		
$\text{FeCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$	5,7		
$\text{FeSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O} + \text{Ca}(\text{OH})_2$	8,5		2
$\text{Ca}(\text{OH})_2 + \text{Mg}^{2+}$	11,0	$\text{Mg}^{2+} = 25$ mg/l	
$\text{Ca}(\text{OH})_2$	11,5		

#### 4.3 Doserings- og slammengder

Doseringsmengdene i fig. 36 referer seg til teoretisk nødvendige for å oppnå vilkåra i pkt. 4.2.2.

Dei kjemisk utfellingsprodukta i fig. 35 er rekna på grunnlag av teoretisk nødvendige doseringsmengder. For gitt avløpsvatn vil bidraget frå suspendert materiale inn vera konstant, og tapt suspendert stoff i effluenten tilnærma den same for alle fellingsprosessane.

Fig. 35. og 36 vil difor gje den direkte skilnaden i slammengder ved bruk av ulike kjemikalier.

Det bør understreka at dette er teoretiske utrekningar. Spesielt for prosessar der kalk blir tilsett, syner røynsla at doseringsmengdene oftast er større enn teoretisk nødvendig, og det blir større utfellingsmengder.

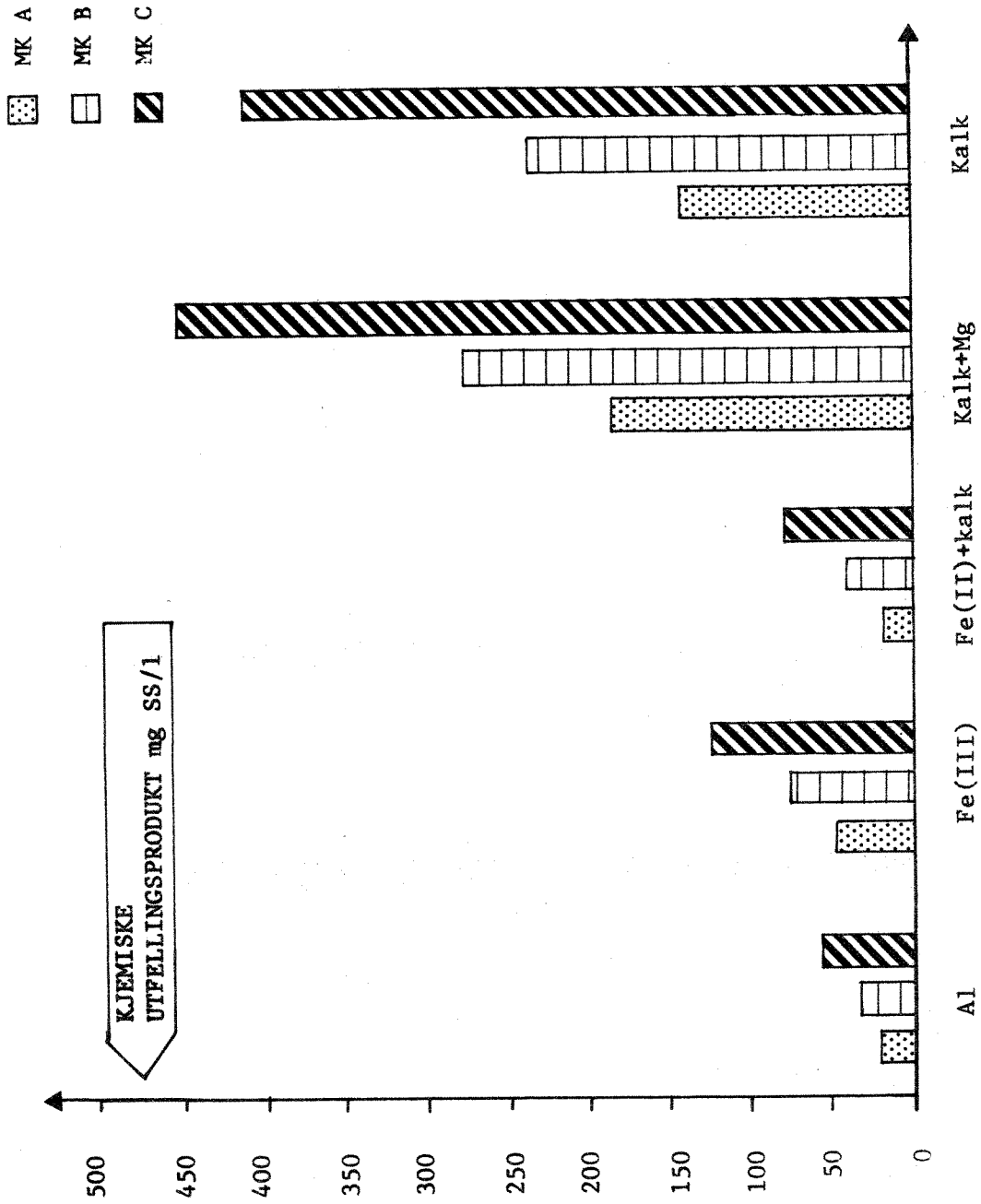


Fig. 35. Kjemiske utfellingsprodukt

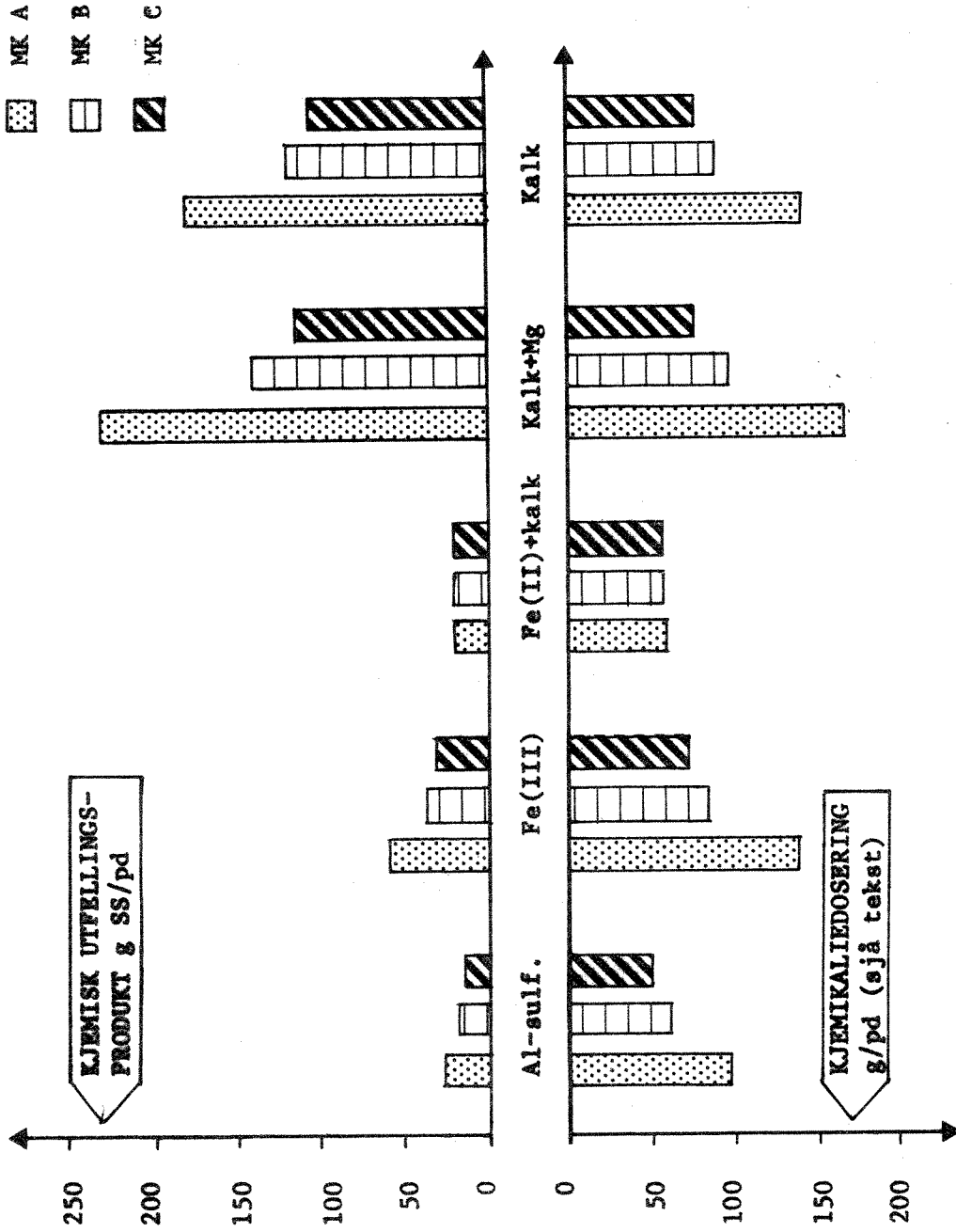


Fig. 36: Spesifikke kjemiske utfellingsprodukt og doseringsmengder

#### 4.4 Slammengder ved mekanisk - kjemisk reinsing

Det reknast at avløpsvatnet vil innehalda 70 g SS/pd, og at SS i effluenten vil vera 20 mg/l. Med parametrar som gitt, vil teoretisk netto slamproduksjon i eit mekanisk-kjemisk reinseanlegg med ulike fellingskjemikalier vera:

Fellingskjemikalie	Mekanisk + kjemisk (mg/l avløpsvatn)		
	Avløpsvatn MK A	Avløpsvatn MK B	Avløpsvatn MK C
Al	57	154	317
Fe(III)	83	194	385
Fe(II) + kalk	52	159	338
Kalk + Mg	220	397	712
Kalk	179	356	673

For å få eit grovt bilete av spesifikk, netto slamproduksjon, har ein sett bort frå variasjonar i samansettinga av avløpsvatnet over døgnet, og nytta verdiane for spesifikk tilvenning gitt i pkt. 4.2.1.

Fig. 37-39 syner slammengdene i l/pd av det mekanisk-kjemisk slammet for dei tre avløpsvasstypene MK A, MK B, MK C som funksjon av tørrstoffinnholdet.

Dei mest aktuelle TS-verdiane etter fortjukking, er markert i figurane.

Det går fram at den relative skilnaden mellom ulike fellingskjemikalier er størst for det mest fortynna avløpsvatnet (type MK A), og at skilnaden i dei spesifikke slammengdene som går vidare i slambehandlingsprosessen minkar med aukande innløpskonsentrasjon.



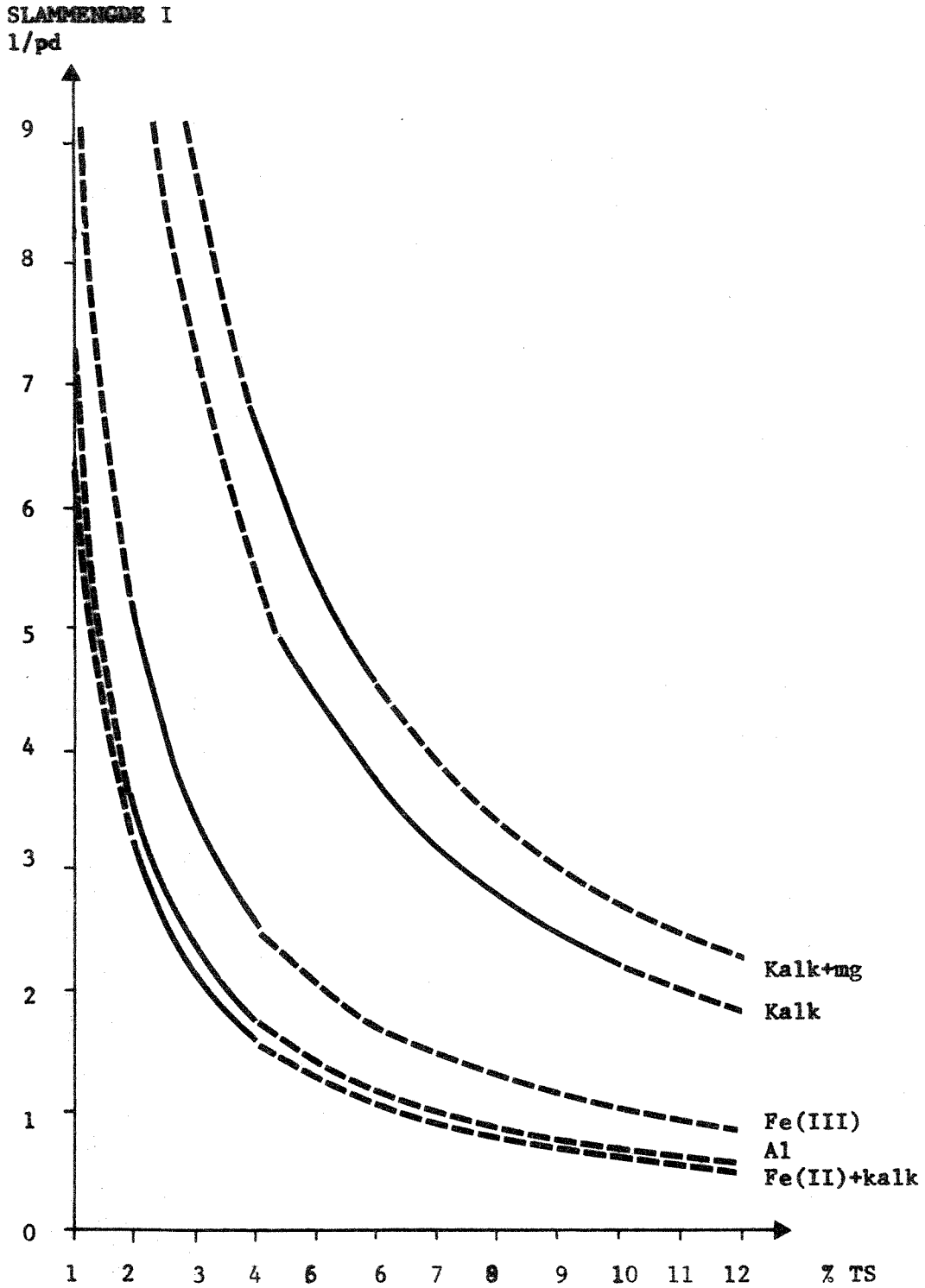


Fig. 37. Spesifikke slammenger I 1/p · d etter fortjucking av mekanisk + kjemisk slam avløpsvatn type MK A

SLAMMENGDE I  
l/p · d

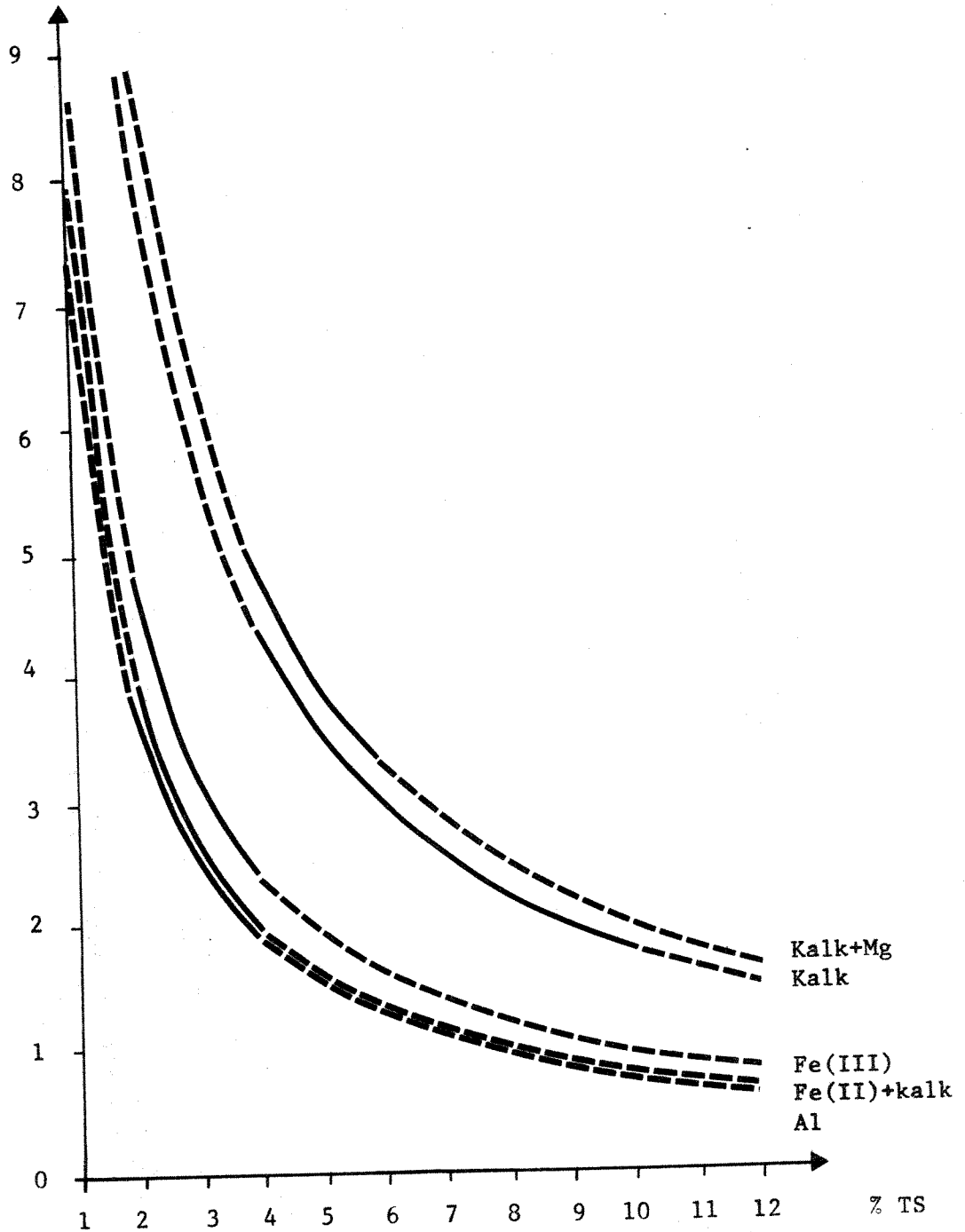


Fig. 38. Spesifikke slammengder I l/p · d etter fortjukking av mekanisk + kjemisk slam, avløpsvatn type MK B

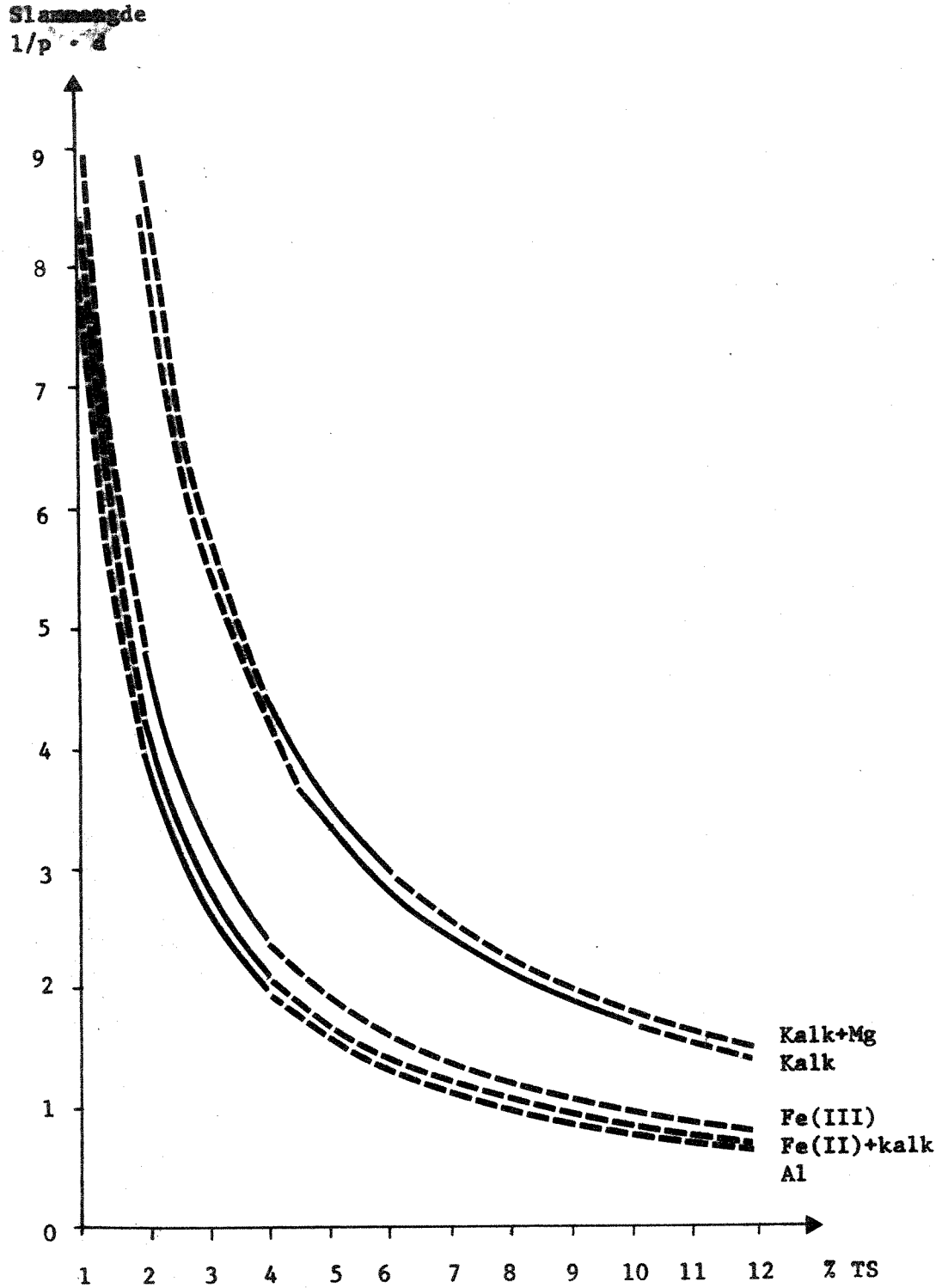


Fig. 39. Spesifikke slammengder I l/p · d etter fortjukking av mekanisk + kjemisk slam, avløpsvatn type MK C

## 5. VURDERINGAR

Den beste vurderinga av resultatata som er framkomne i rapporten, vil ein få ved jamføring av teoretisk utrekna slamproduksjon med målte data i reinseanlegg. Diverre finst det få pålitelege og godt dokumenterte data for slamproduksjon, kanskje først og fremst fordi dette er ein parameter som er vanskeleg å måla.

Dei slamproduksjonstala som er presenterte i delrapporten, kan ved første augekast verka høgre enn dei som vanleg blir pårekna i praktisk drift av eit reinseanlegg.

I eit reinseanlegg vil ein likevel ofte få ukontrollerte slamtap i utløpsvatnet, og mykje av årsaka til skilnaden mellom teori og praksis vil liggja her.

For aktiv-slamanlegg etter forsedimentering ligg det eit solid eksperimentelt arbeid /2/ til grunn for utrekningane, og data frå Imhoff /10/ gjev god støtte til framkomne resultat.

Det finst lite data for slamproduksjonen ved aktiv-slamanlegg utan forsedimentering. Ein del målingar ved NIVA /11/, /12/, /13/ indikerer likevel brukbart samsvar med tala som er presentert. På den andre sida kan ein vanskeleg gje data som er generelt gyldige, - avsettbart, suspendert materiale og andre tilhøve knytta til avløpsvatnet varierer frå stad til stad.

At tilsetting av kjemikalier i luftetanken fører til auka slamproduksjon, tykkjest rimeleg. Resultata frå våre utrekningane syner godt samsvar med målingar i /14/, men i /15/ er det hevda at kjemikalietilsettinga har liten verknad. Målingane i /15/ er likevel ikkje så godt dokumenterte som i /14/.

For kjemiske prosessar har tidlegare undersøkingar /1/ synt godt samsvar mellom målte og teoretisk utrekna verdiar for felling med Al- og Fe-salt. Utrekningane her er basert på det same grunnlaget, og ein ventar difor å gje eit nokså godt bilete at utfelte mengder.

Fellingsprosessar der kalk verttilsett, har ikkje gitt så godt samsvar tidlegare /1/. Om ein baserar seg på føresetnaden at ein del av den doserte kalkmengden ikkje går i løysing, men forblir tilbake i slammet som uoppløyst kalk, får ein brukbare resultat.

For jamføring av ulike fellingsprosessar, har ein pårekna eigenskapar til avløpsvatnet som ein trur gjev eit godt gjennomsnitt for norske tilhøve. Desse verdiane burde såleis vera brukande til jamføring av slamproduksjonen ved ulike kjemiske prosessar, om ein har i minne dei atterhalda som er gitt tidlegare.

## 6. REFERANSAR

1. Balmér, Peter: Slamproduksjon ved kjemisk felling.  
VANN, vol. 9(1974), Nr. 1, pp. 33-38.
2. Hopwood, A.P. og Downing, A.L.:  
Factors affecting the rate og produkstion and properties of  
activates sludge in plants treating domestic sewage.  
J. Inst. Sew. Purif., vol. 64, pp. 435-448, 1965.
3. Stumm, W. og Morgan, J.J.:  
Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical  
Equilibria in Natural Waters. Wiley-Interscience 1970.
4. EPA: Process Design Manual for Nitrogen Control.  
Technology Transfer. Oct. 1975, 6-3.
5. Vråle, L.: Upubliserte resultat. NIVA 1976.
6. Mulhager, M.C., E. Grossman, R.B. Dean og O.L. Grant:  
Lime clarification, recovery, reuse and sludge dewatering  
characteristics. J. Wat. Pollut. Control Fed., 1969,  
Vol. 41, p. 2070.
7. Wiechers, Herman N.S.:  
Calcium Carbonate and Magnesium Hydroxide Solubility Product  
Values for Heterogeneous Systems.  
IAWPR - 8th Int. Conf. Sydney, Australia 1976, p. 531.
8. Toverdig jernsulfat som fellingsmiddel med rensing av kommunalt  
avløpsvann. 0-23/74 - NIVA, 1974.
9. Eikum, A.S.:  
Aerobic Stabilization of Primary and Mixed Primary-Chemical  
(A1) Sludge. Ph.D. Dissertation, Univ. og Washington, Seattle,  
USA, 1973.
10. Imhoff, K.:  
Taschenbuch der Stadtentwässerung.  
Verlag von R. Oldenbourg, 21. Auflage, p. 165, 1966.
11. Balmér, Peter: Simultanfellingsforsøk ved NIVA's forsøksstasjon,  
Kjeller. (0-38/71). Upubliserte resultat.
12. Kjemisk felling i eksisterende anlegg. Dønski kloakkrenseanlegg.  
PRA 2.2, 0-37/71, NIVA 1974.
13. Kjemisk felling i eksisterende anlegg. Asker batteri. PRA 2.2,  
0-37/71, NIVA 1973.

14. Baillard, C. Robert, Cressey, Gary M., Beaupre, Richard, T.:  
Influence of phosphorus removal on solids bud  
Joun. Water Poll. Control Fed., Vol. 49, 1977, pp. 131-145.
15. Rautale, Peutti:  
Simultaanisaostuksen vaikutuksista lietemääriin ja lietteen  
lahotukseen. Tiedotus 72, Helsinki 1974.

V E D L E G G 1

DETALJAR AV ENKEL KALKFELLINGSMODELL



TILSTRAND	pH	TEMP °C	MÅLSTUDET (mM)	NH <sub>4</sub> -N mg/L	Mg <sup>2+</sup> mg/L	PO <sub>4</sub> -P mg/L	Ca <sup>2+</sup> mg/L	UTREKALIT
TILKOMMANDE VÄTN	pH <sub>1</sub>	TEMP	ALK	NH <sub>4</sub> <sub>1</sub>	Mg <sub>1</sub>	PIN	Ca <sub>1</sub>	T °K = 273 + TEMP
UTSÄNDE VÄTN	pH <sub>2</sub>	TEMP	ALK	NH <sub>4</sub> <sub>2</sub>	Mg <sub>2</sub>	PIN	Ca <sub>2</sub>	

HUVUDREAKTION	TILSTRAND	PARAMETER	REAKTION FÖRESTRÄNDE	UTREKNINGAR	REF.	FÖRBREK [OH <sup>-</sup> ] M	HÖVVENDIGA DATA mg Ca(OH) <sub>2</sub> /L
IRI [OH <sup>-</sup> ]	①	T pH <sub>1</sub>	pOH + pH <sub>1</sub> = pK <sub>w</sub>	$pK_w = +4470.99/T - 6.0675 + 0.01706 \times T$ $[OH]_1 = 10^{*} * (pH_1 - pK_w)$	3	$F_1 = [OH]_1 - [OH]_2$	
CO <sub>2</sub> , HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> → CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	①	T ALK pH <sub>1</sub>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> + H <sup>+</sup> ⇌ H <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> [CO <sub>2</sub> ] ≈ [H <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> ] ALK ≈ [HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ]	ALK = ALK * 0.001 pK <sub>1</sub> = 6.575 - 0.0167 * TEMP (TEMP > 15 °C) pK <sub>2</sub> = 6.419 - 0.027 * TEMP (TEMP > 15 °C) [CO <sub>2</sub> ] <sub>1</sub> = 10 * * (lg(ALK) + pK <sub>1</sub> - pH <sub>1</sub> ) CT <sub>1</sub> = [CO <sub>2</sub> ] <sub>1</sub> + ALK	3 3	$F_2 = [CO_2]_1 + CT_1 - [HCO_3]_2$	
NH <sub>4</sub> → NH <sub>3</sub>	①	NH <sub>4</sub> <sub>1</sub>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> → CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> + H <sup>+</sup> CT <sub>2</sub> = CT <sub>1</sub>	$pK_3 = 10.0 - 0.034 * TEMP$ [NH <sub>4</sub> ] <sub>1</sub> = (NH <sub>4</sub> / 14) * 0.001 [NH <sub>3</sub> ] <sub>1</sub> = 10 * * (lg([NH <sub>4</sub> ]) + pH <sub>1</sub> - pK <sub>3</sub> ) CNT = [NH <sub>4</sub> ] <sub>1</sub> + [NH <sub>3</sub> ] <sub>1</sub>	4	$F_3 = [NH_4]_1 - [NH_4]_2$	
Mg(OH) <sub>2</sub> - utskilning	①	Mg <sub>1</sub>	NH <sub>4</sub> + OH <sup>-</sup> → NH <sub>3</sub>	[NH <sub>4</sub> ] <sub>2</sub> = CNT / (1 + 10 * * (pH <sub>2</sub> - pK <sub>3</sub> ) [NH <sub>3</sub> ] <sub>2</sub> = CNT - [NH <sub>4</sub> ] <sub>2</sub>			
HPO <sub>4</sub> <sup>-</sup> → PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	①	PIN		[Mg] <sub>1</sub> = (Mg <sub>1</sub> / 24.3) * 0.001 P.L.Mg = -98.912 + 0.162 * T + 17.9887 / T [Mg] <sub>2</sub> = 10 * * (-pLog + 2 * (pK <sub>w</sub> - pH <sub>2</sub> ) CPIN = (PIN / 31) * 0.001	5	$F_4 = 2 * ([CO_3] - [OH]_2)$	
Ca <sub>2</sub> (pung) (OH) <sub>2</sub> utf.	①	PIN	ALK P ut samspänt	CPIN = (PIN / 31) * 0.001 CPAPA = [PIN] * (2/6)		$F_5 = CPIN$	
	②					$F_6 = CPAPA$	
	③					$F = \sum F_i$	ROSK = 5 * F * 1000

NÖDVENDIG DOSERING [OH<sup>-</sup>] M

	DOSEERING Ca(OH) <sub>2</sub> mg/L	[Ca <sup>2+</sup> ] M			UTFELLING			
		JUNKMENGDE	DOSECT	BRUKT	Mg(OH) <sub>2</sub>	Ca <sub>10</sub> (PO <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> (OH) <sub>2</sub>	CaCO <sub>3</sub>	
NEDV. KALKDOSEERING AVLØPVEKTEN	DOSK=376F *1000	CAINN= $\frac{CAU}{40} * 0.001$	CAD = F/2					
UTFELLING APATIT				CAP = CPIN*(10/6)		APA = $\left(\frac{PIN}{31}\right) * \frac{1000}{6}$		
UTFELLING Mg(OH) <sub>2</sub>					UMG = 1000 * $([Mg]_i - [Mg]_s) / 88.3$			
UTFELLING CaCO <sub>3</sub>		CAINN	CDOS	CAP				
<p>LIKEVEKT KRINGE Ca<sup>2+</sup>-ionet:</p> <p>Ⓐ vel CAU = 50mg/L = <math>\frac{50}{40} * 0.001</math> M</p> <p>Ⓑ <math>pL_{CaCO_3} = 25.237 - 0.0291 * T - 2910.22 / T</math></p> <p>ITERATIV PROSESS:</p> <p>→ ① <math>[CO_3^{2-}]_w = 10^{**} * (-pL_{CaCO_3} - \lg CAU)</math></p> <p>② <math>[HCO_3^-]_w = [CO_3^{2-}]_w * 10^{**} * (-pH_2 + PK_2)</math></p> <p>③ CTU = <math>[CO_3^{2-}]_w + [HCO_3^-]_w</math></p> <p>④ CAC = CTU - CTU</p> <p>⑤ CAUN = CAINN + CDOS - CAC - CAP</p> <p>⑥ TEST:  <math> CAUN - CAU  \leq 0.00001</math>                      NY CAU:  <math>CAU = (CAUN + CAU) / 2</math>                      GÅ TIL ①</p> <p>⑦ STOPP ←</p>								
TEORETISK	DOSK	Ca <sup>2+</sup> <sub>ut</sub> = CAUN			UMG	APA	CACU	SUMU = UMG + APA + CACU
PRAKTISK	ADOSK	ANTAR OVERDOSEERINGA UT SOM UOPPLØYST Ca(OH) <sub>2</sub>						UOPPL = (ADOSK - DOSK)
SUM SLAMPRODUKSJON					UMG	APA	CACU	UOPPL
					TOTALA = UMG + APA + CACU + UOPPL			

V E D L E G G 2

DETALJAR AV MODELL FOR FELLING MED AL-SULFAT

	UTREKNINGAR FÖRSETNADER	TILSTAND ① STRET ② NYMUN ③ SLUT	INGÅNGS- PÅ- MÄTRAR	pH	#+ tillsatt mM	M- ALKALITET mM	Al- dos. mM	ALPO <sub>4</sub> mg/l	AL(OH) <sub>3</sub> mg/l
INGÅNGSPARAMET.	TEMPERATUR TEMP °C PO <sub>4</sub> -P PO <sub>4</sub> P mg/l TOT-P TOTP mg/l M-ALKALITET ALK mM pH + EIN AV FÖLJANDE: pH <sub>ut</sub> PH <sub>2</sub> ALSULF.DOS ASDOS mg/l AL/TOTP FOR (M/M)	①	TEMP PO <sub>4</sub> P TOTP ALK PH <sub>1</sub>  PH <sub>2</sub> ASDOS FOR	PH <sub>1</sub>		ALK			
UTJÄLLING AV FÖRSTÄT	Fordeling av fosfat: $A = [H_2PO_4^-]$ PK <sub>P1</sub> = 2.2 $B = [H_3PO_4]$ PK <sub>P2</sub> = 7.0 $C = [HPO_4^{2-}]$ PK <sub>P3</sub> = 12.0 $D = [PO_4^{3-}]$ $C1 = 10^{*} * (-PK_{P1} + PH_1)$ $C2 = 10^{*} * (-PK_{P2} + PH_1)$ $C3 = 10^{*} * (-PK_{P3} + PH_1)$ $SUMLP = (PO_4P/31.) [mM]$ $A = SUMLP / (1. + 1/C1 + C2 + C3)$ $B = A/C1$ $C = A * C2$ $D = A * C3$	①							
	$H1 = 3 * B + 2 * A + 1 * C$ $ADOS1 = SUMLP ; SLAM1 = ADOS1 * 122$	①,2			#1		ADOS1	SLAM1	
	$[HCO_3^-]_1 = ALK = A2$ $[CO_2]_1 = A1$ $PK1 = 6.579 - 0.01067 * TEMP (TEMP/°C)$ $PK1 = 6.419 - 0.0067 * TEMP (TEMP/°F)$ $A1 = 10^{*} * (lg(A2) + PK1 - PH1)$ $CT1 = A1 + A2$	①					A2		
	$[HCO_3^-]_{1,2} = [HCO_3^-]_1 - H1 = A4$ $[CO_2]_{1,2} = CT1 - [HCO_3^-]_{1,2} = A3$ $pH12 = lg(A4/A3) + PK1$	①,2			PH12		A4		
UTJÄLLING AV HYDROKSID	Gitt pH2: $A5 = [HCO_3^-]_2 = CT1 / (1. + 10^{*} * (PH2 - PK1))$ $A6 = CT1 - A5 = [CO_2]_2$ $H2 = A4 - A6$ $ADOS2 = H2/3.$ $SLAM2 = ADOS2 * 78$	②		pH2.	H2	A6	ADOS2		SLAM2
	Gitt AL/P: $ALDOS = TOTP * 5/27 * 27/31.$ Gitt ASDOS: $ASDOS = ALDOS / 0.081$ Gitt ASDOS: $ALDOS = ASDOS * 0.081$ $ALDOS2 = ALDOS - ALDOS1$ $ADOS2 = ALDOS2 / 27.$ $H2 = 3 * ADOS2$ $A6 = A4 - A2 = [HCO_3^-]_2$ $A5 = CT1 - A6 = [CO_2]_2$ $ALK3 = A6$ $PH2 = lg(A6/A5) + PK1$ $SLAM2 = ADOS2 * 78$	②			H2	A6	ADOS2		
UT	$ADOS = ADOS1 + ADOS2$ $SLAM = SLAM1 + SLAM2.$	②		PH2	H	A6	ADOS	SLAM1	SLAM2