

Håndbog om drift af rensningsanlæg

Udarbejdet af
EJVIND THORSEN · Danmark
PENTTI RANTALA · Finland
PETER BALMÉR · Norge
BENGT NORDSTRÖM · Sverige

Udgivet af
Miljøstyrelsen og Spildevandsteknisk Forening
December 1982

Håndbog om drift af rensningsanlæg

**MILJØSTYRELSEN
BIBLIOTEKET
Strandgade 29
1401 København K**



trykt på genbrugspapir

ISBN 87-503-4408-0
Stougaard Jensen/København
Fu 00-199

FORORD.

Igennem de sidste 20 år er der sket en stor udbygning af de danske rensningsanlæg, således at spildevandet nu fra størstedelen af alle bymæssige bebyggelser samles og renses inden udledning.

Drift af rensningsanlæg er imidlertid vanskelig, især på grund af meget varierende spildevandsmængde og de mange forskellige stoffer, der afledes gennem spildevandet. Svinger funktionen af rensningsanlæggene blot i nogle få procent af driftstiden, kan det medføre skader, der gør det umuligt at opretholde gode levebetingelser for et alsidigt dyre- og planteliv i de omgivende vandområder.

For at medvirke til en bedre drift af rensningsanlæg er der ved et nordisk samarbejde udarbejdet nærværende håndbog i drift af rensningsanlæg. I den oprindelige udgave var bogens forskellige afsnit skrevet på skiftevis dansk, norsk og svensk. For at lette bogens anvendelse i det daglige arbejde på rensningsanlæggene har driftsoperatørernes organisation, Spildevandsteknisk Forening, anmodet miljøstyrelsen om at foretage en dansk oversættelse og bearbejdning. Denne anmodning har medført en aftale om at dele omkostningerne mellem miljøstyrelsen og foreningen, således at sidstnævnte har ydet en støtte på 10.000 kr. til arbejdets gennemførelse. Oversættelsen er blevet foretaget af Vandkvalitetsinstituttet, ATV.

Miljøstyrelsen og Spildevandsteknisk forening vil gerne takke Nordforsk og bogens forfattere for tilladelse til at udsende bogen på dansk. Samtidigt udtrykkes et håb om at bogens anvendelse vil medvirke til en sikker drift af de danske rensningsanlæg.

Jens Kampmann
Direktør, Miljøstyrelsen

Ejlif Mikkelsen
Formand, Spildevandsteknisk Forening

1.	INDLEDNING	2
	1.1 <u>BAGGRUND</u>	2
	1.2 <u>FORMAL</u>	2
2.	PRØVETAGNING, MÅLINGER OG ANALYSER PÅ RENSNINGSANLÆG	6
	2.1 <u>PRØVETAGNING PÅ SPILDEVAND</u>	6
	2.2 <u>PRØVETAGNING PÅ SLAMSTRØMME</u>	13
	2.3 <u>FLOWMÅLING</u>	14
	2.4 <u>MÅLINGER OG ANALYSER VED OVERVAGNING AF RENSNINGSANLÆG</u>	17
	2.5 <u>MALEUDSTYR TIL KONTINUERT OVERVAGNING AF AF RENSNINGSANLÆG</u>	34
3.	OVERVAGNING OG STYRING AF RENSNINGSANLÆG	36
	3.1 <u>RASPILDEVAND</u>	36
	3.2 <u>PUMPESTATIONER</u>	43
	3.3 <u>RISTE</u>	46
	3.4 <u>SIER</u>	48
	3.5 <u>LUFTNING</u>	51
	3.6 <u>SAND- OG FEDTFANG</u>	60
	3.7 <u>FORKLARINGSTANK</u>	63
	3.8 <u>BASSINANLÆG</u>	69
	3.9 <u>BIOLOGISK FILTERANLÆG (RISLEFILTER)</u>	80
	3.10 <u>ROTARENDE SKIVEFILTER</u>	97
	3.11 <u>AKTIV-SLAM ANLÆG</u>	113
	3.12 <u>AKTIV-SLAM ANLÆG MED SIMULTANFÆLDNING</u>	153
	3.13 <u>KEMISKE FÆLDNINGSANLÆG</u>	161
	3.14 <u>KLORING</u>	196
	3.15 <u>SLAMTYKNER</u>	199
	3.16 <u>ANAEROB SLAMSTABILISERING (RADNETANK)</u>	211
	3.17 <u>AEROB SLAMSTABILISERING</u>	238
	3.18 <u>SLAMSTABILISERING MED KALK</u>	254
	3.19 <u>SLAMKONDITIONERING OG AFVANDING</u>	266
	BILAG 1 - 6	282
4.	DETALJERET INDHOLDSFORTEGNELSE	291

1. INDLEDNING

1.1 BAGGRUND

I forbindelse med NORDFORSK-projektet "*Drift av reningsverk*" blev på fælles-nordisk basis udarbejdet en rapport med titlen "*Vejledning for driftsovervåking av kommunale renseanlegg*".

Projektgruppen som udarbejdede den fælles-nordiske rapport bestod af:

*Peter Balmér, Norsk Institut for Vannforskning, Norge
nu: Chalmers tekniska Högskola, Göteborg*

Bengt Nordström, Statens Naturvårdsverk, Sverige

Pentti Rantala, Tammerfors Vattendistrikt, Finland

Ejvind Thorsen, Vandkvalitetsinstituttet, Danmark.

Den danske deltagelse i projektgruppen blev økonomisk støttet af Miljøstyrelsen, som ved rapportens fremkomst i 1980 fremsendte et eksemplar til hver kommune og amtskommune i Danmark.

NORDFORSK-rapporten blev trykt i et begrænset antal eksemplarer, hvorfor det ikke har været muligt at tilgodese de mange forespørgsler på rapporten, som har forekommet.

Den oprindelige rapport forelå i en udgave, hvor afsnittene var skrevet på norsk, svensk og dansk. Fra forskellig side har der været et ønske om at hele rapporten skulle foreligge på dansk, hvilket med nærværende håndbog er gennemført med økonomisk støtte fra Miljøstyrelsen og Spildevandsteknisk forening.

Til at følge oversættelsesarbejdet har været nedsat en følgegruppe bestående af:

*Overingeniør Poul Erik Sørensen, Miljøstyrelsen
Tilsynsførende Ejolf Mikkelsen, Spildevandsteknisk
Forening
Afd. ing. Poul B. Heise, Århus Amtskommune
Afd. leder Ejvind Thorsen, Vandkvalitetsinstituttet.*

Ved oversættelse af rapporten og maskinskrivningen af rapporten har sekretær *Aase Wellbelove*, Vandkvalitetsinstituttet, ydet en stor arbejdsindsats.

1.2

FORMÅL

Som anført i den oprindelige NORDFORSK-rapport har hensigten med dennes udarbejdelse på fælles-nordisk basis været at præsentere en samlet oversigt og orientering om driftsovervågning af rensningsanlæg. Håndbogen behandler først og fremmest den procesmæssige overvågning og styring af rensningsanlæg. Drift og vedligeholdelse af maskinelt og elektrisk udstyr, automatik m.v. er ikke behandlet. Det er derfor vigtigt at understrege, at udstyr af denne kategori også kræver overvågning, og at udstyret skal vedligeholdes i overensstemmelse med leverandørernes anvisninger, således at rensningsanlæggets funktion er bedst mulig i såvel rensningsteknisk som økonomisk henseende.

Også arbejdsmiljøet på rensningsanlæg er et centralt emne. Forskrifter herfor er ikke indeholdt i nærværende håndbog, og der henvises til gældende bestemmelser indenfor området.

Gennemførelse af afløbskontrol på afløbsvand fra rensningsanlæg ligger udenfor håndbogens intentioner. Der henvises i denne sammenhæng til Dansk Ingeniørforenings: "Anvisning for vandforureningskontrol", maj 1981.

Håndbogen i driftsovervågning er skrevet ud fra den forudsætning, at læseren har en vis basisviden om drift af rensningsanlæg.

Foruden at være af interesse for driftspersonale på rensningsanlæg bør håndbogen også have interesse for driftsingeniører i kommunerne, spildevandsfirmaer, leverandører, amtskommunale og statslige myndigheder.

Desuden burde materialet kunne anvendes som grundbog i drift af rensningsanlæg ved forskellige uddannelsesinstitutioner og kursusvirksomheder.

Håndbogen er opdelt i 2 hovedafsnit:

"PRØVETAGNING, MALINGER OG ANALYSER PÅ RENSNINGSANLÆG.

I dette afsnit findes en generel orientering om prøvetagning af spildevand og slam, vandføringsmålinger, samt en oversigt over aktuelle målinger og analyser i forbindelse med driftsovervågning af rensningsanlæg.

"OVERVAGNING OG STYRING AF RENSNINGSANLÆG"

Størstedelen af håndbogens sideantal er indeholdt i dette kapitel. I en række underafsnit gennemgås overvågning og styring af de hyppigst forekommende rensningsenheder. For hver rensningsenhed er givet en kort orientering (formål og beskrivelse), og en oversigt i skemaform over observationer, målinger og analyser og beregnede værdier, som er aktuelle i forbindelse med drift af rensningsanlæg. Herefter foretages en gennemgang af, hvilke informationer de enkelte observationer og målestørrelser giver om anlæggets drift. Hvert underafsnit for de enkelte rensningsprocesser afsluttes med en orientering om almindeligt forekommende driftsproblemer, og hvorledes det er muligt

systematisk at klarlægge årsagerne, således at de rigtige afhjælpninger kan finde sted.

I bilag til håndbogen er medtaget en detaljeret beskrivelse af, hvordan en del målinger og analyser kan gennemføres, og for hvilke der ikke foreligger en officiel standard.

For en ordens skyld skal gøres opmærksom på, at en del af de målinger som er anført, i visse tilfælde ikke kan gennemføres uden en ombygning af anlægget (f.eks. måling af returslamføring i aktiv-slam anlæg). Ligeledes skal anføres, at der til stadighed fremkommer nye erfaringer i forbindelse med drift af rensningsanlæg, hvilket kan betyde, at dele af håndbogen bør suppleres om nogle år.

2. PRØVETAGNING, MÅLINGER OG ANALYSER PÅ RENSNINGSANLÆG

Prøvetagning og målinger på spildevand foretages på dels til- og afløb fra rensningsanlægget, dels mellem de enkelte behandlingstrin. Endvidere sker prøvetagning og målinger på slamstrømme samt i de enkelte bassiner.

2.1.1 PRØVETAGNING PÅ SPILDEVAND

2.1.2 PRØVETAGNINGSPRINCIPPER

Det er vigtigt, at prøvetagningen foretages på en sådan måde, at prøven bliver repræsentativ for det spildevand, som skal undersøges. En korrekt gennemført prøvetagning er en forudsætning for at analyseresultatet kan anvendes til bedømmelse af rensningsanlæggets funktion.

Enkeltprøve

Enkeltprøver udtages på et vist tidspunkt uden hensyn til variationer i flow og sammensætning.

Blandingsprøve

En blandingsprøve består af flere enkeltprøver, udtaget over et kortere eller længere interval af døgnet. En blandingsprøve bør normalt sammensættes af flowproportionale enkeltprøver.

Dagprøve

Såfremt prøvetagningen til en blandingsprøve fortrinsvis foretages i dagperioden, kaldes prøven en dagprøve.

Døgnprøve

Såfremt prøvetagningsperioden for en blandingsprøve omfatter et helt døgn, fremkommer en døgnprøve. Denne prøvetagningsmetode anvendes normalt på dels tilløb og afløb fra rensningsanlægget, dels mellem de enkelte behandlingstrin.

Hvis man erfaringsmæssigt ved, at en anden blandingsprøve, f.eks. en dagprøve, giver tilfredsstillende information, kan denne anvendes.

Fraktionerede døgnprøver

Det er undertiden af stor interesse at vide, hvordan tilledningen af f.eks. BI_5 , fosfor m.v. varierer over døgnet. Til dette formål udtages og analyseres f.eks. 12 stk. 2-timers blandingsprøver eller 8 stk. 3-timers blandingsprøver.

Ugeprøver

Når prøvetagningsperioden udstrækkes til at omfatte en hel uge, har man en ugeprøve. Denne fremkommer normalt ved sammenblanding af flowproportionale døgnprøver.

Flowproportionale prøver

En flowproportional prøvetagning kan gennemføres ved:

- a) voluminet af hoveddelprøven er proportional med flowet samtidig med, at tiden mellem hver delprøve er konstant.
- b) prøvevolumen er konstant, men prøvetagningsfrekvensen er proportional med flowet.

Metode a) passer bedst til manuel prøvetagning. Ved automatisk prøvetagning er metode b) mest almindelig og let at iværksætte med impulser fra flowmåleren.

For at opnå så sikre resultater som mulig, bør flowproportional prøvetagning altid anvendes, hvor det er muligt. En prøvetagning, som baseres på konstante tidsintervaller og konstant prøvevolumen, d.v.s. tidsproportional prøvetagning, giver altid anledning til fejl. Størrelsen af fejlen vil være afhængig af variationerne i flow og stofkoncentrationer.

En manuel flowproportional døgnprøveudtagning kan udføres efter et princip som vist i nedenstående tabel.

Tidsrum	Tilstrømning	Tidspunkt for prøvetagning	Passende prøvevolumen (ml)
8.00 - 8.30	18	8.30	180
8.30 - 9.00	25	9.00	250
9.00 - 9.30	26	9.30	260
9.30 - 10.00	30	10.00	300
o.s.v.			

Prøvetagning starter f.eks. kl. 8.00, hvor flowmeterets tællerværk aflæses. Kl. 8.30 sker en ny aflæsning, som viser, at tilstrømningen har været 18 m^3 i den første halve time. Prøvetagning sker kl. 8.30, og det prøvevolumen som overføres til opsamlingsbeholderen er her blevet valgt til at være 180 ml, som ciftermæssigt er 10 gange større end den tilstrømmende spildevandsmængde.

På samme måde gentages prøvetagningen, og den til opsamlingsbeholderen overførte prøvemængde er hele tiden ciftermæssigt 10 gange større end tilstrømningen. Dette indebærer, at delprøvens volumen hele tiden bliver proportional med tilstrømningen. Det sammenblandede prøvevolumen over døgnet kan anslås til at blive ca. 10 liter, hvilket vil være et passende volumen. Da voluminet af blandingsprøven ikke fra begyndelsen kan forudses med sikkerhed, er det vigtigt, at opsamlingsbeholderen er tilstrækkelig stor.

Korresponderende prøver

Spildevandets opholdstid i et rensningsanlæg er flere timer. Principielt bør man tage hensyn til dette ved prøveudtagningen. I praksis er det imidlertid vanskeligt at fastlægge den virkelige opholdstid i rensningsanlægget. Enkeltprøver kan derfor ikke anvendes til at bestemme rensningsgraden i et anlæg. Med døgnprøvetagning reduceres de fejl, som opstår ved, at der ikke er taget hensyn til tidsforskydningen. Fejlen bliver lille i højtbelastede anlæg, hvor den nominelle opholdstid er forholdsvis kort, men øges ved lavtbelastede anlæg.

2.1.2 PRØVETAGNINGSTEDET

For at driftsovervågningen skal kunne give pålidelig information, må flere måletekniske vilkår være opfyldt, deriblandt kravet om rigtigt valgte prøvetagningssteder. Normalt findes disse, hvor man har en kraftig opblanding af vandet. Lokalteter, hvor spildevandet løber over overfald, eller gennem målerender, er oftest mest velegnede som prøvetagningssteder.

Faste prøvetagningssteder er at foretrække ved den rutinemæssige driftsovervågning, dels af praktiske grunde, dels for at måleværdierne i højere grad bliver sammenlignelige. Man kan i almindelighed sige, at prøvetagningsstedets placering kræver omtanke for at kunne få en repræsentativ prøve. Der må f.eks. ikke foreligge risiko for, at begroning på kanalvæggen eller sedimenteret materiale på bunden medtages i prøven.

I rensningsanlæg med parallelle bassiner skal prøvetagning, såfremt det er muligt, udtages på det sted, hvor vandet fra de forskellige bassiner er godt blandet.

Prøvetagning af tilløbsvand er specielt vanskelig på grund af dets indhold af større faste forureninger. Prøvetagningsstedet bør placeres efter riste, evt. efter sandfang. Endvidere må påses, at prøvetagningsstedet ligger før det punkt, hvor rejekt fra slamafvanding og øvrigt slamvand fra slambehandlingen tilbageledes til rensningsdelen.

2.1.3 PRØVETAGNINGS- OG MÅLEFREKVENSER

Det er af grundlæggende betydning, at alle analyser og målinger som skal udføres, giver en meningsfuld information, og at de kan anvendes som hjælpemiddel ved driften af rensningsanlægget. Man kan ikke give nogle generelle anvisninger om antallet af driftsparametre og målefrekvenser. I praksis vil dette variere fra anlæg til anlæg.

Faktorer som vil indvirke herpå er f.eks.:

- 1) anlæggets størrelse
- 2) procesudformningen
- 3) variationer i spildevandsmængde og -sammensætning
- 4) frekvens af driftsforstyrrelser
- 5) afløbskontrollens omfang
- 6) recipientens følsomhed.

På rensningsanlæg som behandler såvel kommunalt som industrielt spildevand er det ofte af stor værdi kontinuert at registrere pH i tilløbsvandet samt iltindhold i aktivslamanlæg. Afløb fra f.eks. visse typer levnedsmiddelin-dustri kan ved uheld eller mangelfuldt tilsyn med interne rensforanstaltninger medføre store variationer i pH og BI₅-indhold i tilløbsvandet til rensningsanlægget. Disse faktorer kan give ofte tilbagevendende driftsforstyrrelser, hvis årsag kan være vanskelig at opdage uden kontinuert registrerende udstyr.

Ofte hænder, at rensningsanlæg udsættes for forstyrrelser på grund af gentagne udslip af giftstoffer fra industrier. Når forgiftningen allerede er indtruffet, vil det ofte være for sent at foretage prøvetagning af tilløbsvandet. På anlæg, som har automatisk prøvetager på tilløbsvand, er det muligt at foretage en fortløbende prøvetagning. Såfremt der ikke er indtruffet driftsforstyrrelse i et døgn, kan prøven smides væk. Hvis der derimod har været forstyrrelser, foretages analyse af prøven.

2.1.4 PRØVETAGNINGSMETODER

Når det drejer sig om prøvetagning af spildevand, bør, såfremt det er muligt, kun anvendes automatisk prøvetagning. Manuel prøvetagning indebærer ofte, at intervallet mellem delprøverne bliver for stort, og at prøven ikke udtages flowproportionalt. Omkostningerne til manuel prøvetagning er normalt så store, at det lønner sig økonomisk med automatisk prøvetagning.

De krav, som bør stilles til et automatisk prøvetagnings-system, kan sammenfattes i følgende punkter:

1. Prøvetageren skal udtage en repræsentativ prøve af spildevandet.
2. Prøvetagningen skal være proportional med flowet i de tilfælde, hvor dette varierer.
3. Prøvens sammensætning må ikke ændres i prøvetagnings-apparatet eller ved henstand i opsamlingsbeholder.
4. Prøvetageren bør være korrosionsbestandig, mekanisk stabil samt kræve ringe vedligeholdelse.

For at opnå repræsentative prøver er det af afgørende betydning, at den automatiske prøvetager ikke filtrerer, sedimenterer eller på anden måde forandrer prøvens sammensætning. Intervallerne mellem delprøver bør ikke være større end ca. 5 min. ved normalt flow.

Opsamlingsbeholderen bør i hele prøvetagningsperioden kunne opbevares ved en temperatur på 0-4 °C.

Rengøring og tilsyn med prøvetageren skal ske regelmæssigt, f.eks. efter hver prøvetagningsperiode.

Ved manuel prøvetagning anvendes ofte intervaller på 30 min. mellem prøvetagningerne. Hvis det er praktisk muligt, bør der tilstræbes en hyppigere prøvetagning.

Til analyse af de almindeligst forekommende forureningsparametre BI_5 , COD, total-fosfor, total-kvælstof og suspenderede stoffer, kræves et prøvevolumen på ca. 2 l. Renere vand kræver som regel større prøvevolumen end et mere forurenat vand. Såfremt specialanalyser skal udføres, f.eks. tungmetaller, skal laboratoriet kontaktes med hensyn til bestemmelsen af det nødvendige prøvevolumen.

Prøveflasker skal være omhyggeligt rengjorte. Dette skal helst foregå på laboratoriet, hvor udstyret er bedre end på rensningsanlægget. Efter rengøring af flaskerne skal man sørge for, at de ikke forurennes før brugen.

2.1.5 KONSERVERING AF VANDPRØVER. MÆRKNING AF PRØVEFLASKER

Det er ønskeligt, at alle analyser udføres så hurtigt efter prøvetagningen som muligt, da biologiske og kemiske reaktioner kan forandre prøven. Disse reaktioner må modvirkes i de tilfælde, hvor prøverne ikke umiddelbart kan analyseres. Specielt i tilfælde af ugeprøvetagning må prøven konserveres, men denne forbehandling kan også kræves af andre grunde, f.eks. i tilfælde af lang transporttid til laboratoriet eller ved for stor arbejdsbelastning på laboratoriet. Konservering af spildevand kan gennemføres ved:

1. Nedfrysning til -18°C
2. Opbevaring ved lav køleskabstemperatur
3. Tilsætning af konserveringsmidler (f.eks. svovlsyre).

Metoderne 2 og 3 kan normalt kombineres. Valg af konserveringsmetode afhænger af, hvilken analyse der skal udføres. På nuværende tidspunkt findes ingen brugbar konserveringsmetode for indhold af suspenderet stof.

Konservering af prøver til bestemmelse af BI_5 kan foregå ved frysning. Som et alternativ til denne metode kan svovlsyretilsætning og opbevaring i køleskab komme på tale.

Konservering af prøve til bestemmelse af COD kan ske ved frysning eller svovlsyretilsætning og opbevaring i køleskab. For vidtgående rensset spildevand kan blot opbevaring i køleskab anses at være tilstrækkeligt for såvel BI_5 som COD. I tilfælde af kalkholdigt vand, anvendes ikke konservering med svovlsyre.

Prøver som skal analyseres med henblik på total-fosfor kræver normalt ingen konservering.

Analyseprogrammet kan også omfatte specielle parametre, f.eks. svovlbrinte (H_2S) og cyanid (CN^-), hvilket kræver specielle konserveringsmetoder.

Det er vigtigt altid at indhente instruktioner fra laboratoriet angående konserveringsspørgsmål og opbevaring af prøver.

Før prøven udtages fra opsamlingsbeholderen, skal denne omrystes, således at eventuelt bundfald opblandes. Prøven hældes på en mærket plastflaske. Mærkningen af flaskerne skal omfatte:

- rensningsanlæg
- prøvetagningssted
- tidspunkt for prøvetagningen
- forbehandling/konservering.

Såfremt mærkningen foretages med kode, bør laboratoriet informeres om den omtrentlige BI_5 -koncentration. Dette letter analysearbejdet og forbedrer analysenøjagtigheden.

2.2 PRØVETAGNING PÅ SLAMSTRØMME

2.2.1 SLAM I LUFTNINGSTANKE

Bestemmelse af slamvolumen og gennemsnitlig indhold af suspenderet stof i luftningstanke foretages på en blandingsprøve sammensat af et antal enkeltprøver. Disse skal tages jævnt fordelt over hele bassinlængden. Dette er specielt vigtigt i bassiner med trinvis beluftning.

Også bestemmelse af slamvolumen og slamindhold i afløbet fra luftningstanke (= indløbet til efterklaringstank), foretages på en blandingsprøve, hvor de anvendte enkeltprøver er udtaget over nogle timer på det tidspunkt, hvor tilstrømningen er størst.

Man skal være opmærksom på, at manglende omrøring kan medføre koncentrationsforskelle i forskellige dybder.

Prøvetagning kan f.eks. ske med en 1-liters beholder fastgjort på et skaft. Som opsamlingsbeholder kan en plastdunk anvendes. Indholdet i opsamlingsbeholderen omrøres nøje ingen prøve udtages til analysering.

2.2.2 RETURSLAM

Hvis det er praktisk muligt, bør returslamflowet måles med måleoverfald eller anden måleanordning.

Prøver af returslam til bestemmelse af suspenderet stof udtages som et antal enkeltprøver (f.eks. 5) i dagtimerne. Enkeltprøverne slås sammen til en blandingsprøve.

2.2.3 OVERSKUDSSLAM OG KEMISK SLAM

Udtag af slam fra vandrensningsdelen til slambehandlingsdelen på rensningsanlæg sker normalt diskontinuert. Pumpningen sker normalt med næsten konstant kapacitet. Slamets koncentration varierer dog kraftigt under pumpningen. Den oppumpede mængde kan beregnes ud fra kendskab til pumpernes kapacitet eller måles direkte i tykneren, hvis denne drives diskontinuert.

Slamprøve til bestemmelse af suspenderede stoffer udtages som et stort antal enkeltprøver (f.eks. 10) i hele det tidsrum, hvor pumpningen foregår. Enkeltprøverne slås sammen til en blandingsprøve.

2.3 FLOWMALING

Udstyr af god teknisk standard til måling af vand- og slamflow er motiveret af flere grunde:

- til bestemmelse af hydraulisk belastning
- til bestemmelse af forureningsmængder
- til styring af kemikaliedosering
- til styring af automatiske prøvetagere
- til beregning af forureningsbelastninger på recipienter.

Måling af flowet sker enten i åbne eller lukkede systemer. Det førstnævnte tilfælde omfatter f.eks. kanaler, render eller brønde. I sidstnævnte tilfælde sker målingen i ledningsnettet.

Ved måling af spildevandsmængder dominerer de åbne måleanordninger helt, først og fremmest måleoverfald og målerender. Disse metoder kan ved lejlighedsvise målinger

kompletteres med andre metoder, f.eks. sporstofmålinger eller måling af strømningshastighed med en målevinge. En forudsætning for anvendelse af overfald eller render er, at den tilgængelige faldhøjde er så stor, at vandspejlet efter måleanordningen ikke påvirker niveauet ved målestedet. Den krævede faldhøjde er større ved måleoverfald end ved målerender.

Til måling af slammængder anvendes normalt lukkede målesystemer, f.eks. elektromagnetiske flowmålere.

Til niveaumålingen kan der anvendes flere forskellige måleprincipper, f.eks. flydere, ekkolod eller boblerør.

I instrumenteringen indgår normalt visere, skrivere og tællerværker. Tællerværket har ofte impulsudgange, som kan anvendes i forbindelse med doseringsudstyr og prøvetager.

Fejl ved flowmåling kan henføres dels til konstruktion og udførelse, dels til pasning og vedligeholdelse.

I den første gruppe indgår faktorer som:

- mangel på lige rørstrækninger før og efter målerender. Dette kan medføre usymmetrisk flow gennem rendens ene side, hvilket medfører problemer med at bestemme vandniveau med tilstrækkelig nøjagtighed.
- Utilstrækkelige niveauforskelle, som medfører opstuvning.
- Fejlagtigt udførte overfald. Skarpe kanter er en måleteknisk betingelse. Overfald, f.eks. opbygget af planker, giver ikke tilstrækkelig målenøjagtighed.
- Vandføringsmåleudstyr er dimensioneret for en fremtidig vandmængde flere gange større end den nuværende, hvilket forårsager betydelige målefejl.
- Anvendelse af upålidelige niveaumålere.
- Fejlagtigt valgte målepunkter.

I den anden gruppe indgår faktorer som:

- Manglende kalibrering.
- Manglende rengøring af overfald og niveaumålere.

Afhjælpning af fejl ved konstruktion og udførelse kan være både vanskeligt og kostbart. Mulighederne må dog undersøges. Eksempelvis kan uegnede niveaumålere udskiftes.

Indenfor området pasning og vedligeholdelse kan enkle foranstaltninger bidrage til at øge nøjagtigheden af målingerne, f.eks. vil kontrollen med udstyret lettes betydeligt, hvis målerende eller måleoverfald har en fast centimeterskala rigtigt placeret. Når niveauet er let aflæseligt og dette sammenholdes med et kapacitetsdiagram eller en tabel for det aktuelle udstyr, er det enkelt at gennemføre en hyppig kontrol af udstyret.

Kalibrering af måleanordninger, d.v.s. bestemmelse af sammenhængen mellem virkelig flow og de kontinuert registrerede værdier kan foretages ved hjælp af sporstofmålinger. Som sporstof anvendes et kemikalie, som ikke er naturligt forekommende i vandet, undtagen i meget lave koncentrationer. Normalt anvendes et lithiumsalt.

Kalibrering kan også gennemføres ved opmåling af spildevandsmængder i en beholder sammenholdt med tidtagning med stopur. Metoden er anvendelig på mindre anlæg.

Niveaumålere i kontakt med spildevand kræver en regelmæssig rengøring.

Niveaumålingen skal foretages i punkter, som er placeret i overensstemmelse med almindeligt anerkendte principper, f.eks. mindst 1 m opstrøms måleoverfaldet.

På anlæg hvor flowmåleren er placeret i tilløbet, kan undertiden en anden kalibringsmulighed udnyttes, f.eks. ved at sænke niveauet i forklaringsstanken ved pumpning. Herefter beregnes det udpumpede rumfang. Når dette rumfang igen er fyldt, sammenlignes med antal m^3 på flowmålerens tælleværk.

2.4 MÅLINGER OG ANALYSER VED OVERVÅGNING AF RENSNINGSANLÆG

I dette afsnit beskrives kortfattet de almindeligste målinger og analyser, som anvendes ved driftsovervågning af rensningsanlæg. Angående udførelse af analyser henvises til gældende standard for de respektive analyser (hvor sådanne findes). De standardiserede analyseforskrifter er udformet for analyselaboratoriet med uddannet laboratoriepersonale. Til driftsovervågning kan man ofte klare sig med simple og enklere metoder. Disse er imidlertid ikke standardiserede. For nogle enkelte driftsanalyser findes en beskrivelse på deres udførelse i bilag 1-6. Koncentrationer er konsekvent angivet i g eller kg pr. m³ spildevand. Laboratorier angiver oftest koncentrationer i mg/l. Talværdien i mg/l og g/m³ er den samme.

2.4.1 TØRSTOF (TS)

Tørstof er mål for vands eller slams totale indhold af opløst og partikulært stof. For at understrege dette, benævnes tørstof ofte total-tørstof. Tørstof forkortes her til TS.

Tørstof bestemmes ved at overføre et bestemt volumen (det normale for vand og slam som er letflydende) eller en bestemt masse (det normale for tykt eller trægflydende slam) til en vægtskål. Denne stilles i et varmeskab ved 105 °C indtil alt vand er fordampet (normalt natten over). Skålen afkøles derefter og vejes igen. Vægtforøgelsen i forhold til den tomme skål udgør prøvens tørstofindhold.

Der findes simple metoder til bestemmelse af tørstofindhold af slam. Disse metoder bygger på, at en vis prøvemængde lægges på en vægtskål, vægten bestemmes, hvorefter slammet tørres direkte på skålen ved hjælp af en varmelampe. Ud fra vægtmindskningen kan TS-indholdet derefter aflæses direkte. Disse forenklede metoder giver tilstrækkelig nøjagtighed ved driftsovervågning.

Det målte tørstof kan være lavere end det virkelige, såfremt prøven indeholder flygtige stoffer, som fordampes sammen med vandet. Ofte måles et for højt tørstofindhold, idet prøven ikke får lov at tørre ordentligt, således at den endnu indeholder vand. Tørstof angives normalt i enheden g/m^3 eller kg/m^3 . Tørstof i slam angives ofte også i procent.

2.4.2

TØRSTOF - GLØDETAB (GT) og TØRSTOF-GLØDEREST (GR)

Tørstof i vand består af uorganisk og organisk materiale. Hvis prøven glødes i en ovn, forbrændes det organiske materiale, mens det uorganiske forbliver tilbage. Det organiske materiale som forbrændes kaldes glødetab.

Gløderest af tørstof er altså et mål for vandets eller slammets totale indhold af uorganisk materiale. Tørstoffets glødetab er et mål på vands eller slams totale indhold af organisk materiale.

Bestemmelse af glødetab foretages normalt med en prøve som tørres og vejes til bestemmelse af tørstof (se 2.4.1). Skålen med det tørrede materiale glødes i en ovn ved 550°C . Skålen afkøles derefter og vejes igen. Vægtforøgelsen i forhold til den tomme skål udgøres af gløderesten. Vægttabet ved glødningen udgør glødetabet. Gløderest og glødetab angives ofte i procent af tørstof.

2.4.3

SUSPENDEREDE STOFFER (SS)

Suspenderede stoffer er et mål for vands eller slams indhold af partikulært materiale. Suspenderede stoffer forkortes her SS. Af definitionen fremgår, at suspenderede stoffer er tørstof minus de opløste stoffer. I slam udgør de suspenderede stoffer hovedparten af tørstofindholdet, og forskellen mellem tørstof og suspenderede stoffer bliver mindre, jo højere tørstofindhold slammet har. I praksis betyder dette, at man på alle slamprøver ved driftsoveryågning kan foretage tørstoffbestemmelser i stedet for bestemmelse af suspenderede stoffer, såfremt krayet om nøjagtighed ikke er stort. På spildevand og

slamyandsprøver kan tørstof ikke anvendes i stedet for suspenderede stoffer.

Suspenderede stoffer i vand bestemmes normalt ved at et bestemt volumen vand filtreres gennem et afvejet glasfiberfilter. Filteret tørres derefter ved 105 °C. Filteret afkøles og vejes. Vægtforøgelsen udgør tørstof af de suspenderede stoffer.

Suspenderede stoffer i slam bestemmes normalt ved hjælp af nedenstående metoder. Et bestemt volumen slam centrifugeres. Vandfasen hældes fra og slamfasen overføres til en vægtskål, tørres ved 105 °C og vejes. Vægtforøgelsen udgøres af de suspenderede stoffer. Alternativt kan man først bestemme prøvens tørstofindhold og derefter tørstof på filtratet. Differensen i tørstofindhold udgøres af de suspenderede stoffer. Ved et højt indhold af suspenderede stoffer ($>10 \text{ kg/m}^3$) er begge metoder næsten lige gode, men ved lavere indhold må sidstnævnte metode foretrækkes.

Filtreringsmetoden som anvendes til vand kan også anvendes til slam, men filteret vil ved slamprøver stoppe til efter filtrering af nogle få ml, hvorfor metoden er usikker. Såfremt prøven fortyndes før filtrering, kan der anvendes et større volumen, men metoden kan alligevel ikke anbefales.

Som det fremgår af ovenstående beskrivelse, bestemmes indholdet af suspenderede stoffer af, hvor stor en del af partiklerne, som ikke kan passere gennem et filter eller kan udskilles ved centrifugering. De stoffer, som ikke tilbageholdes er pr. definition opløste.

Suspenderede stoffer angives normalt i enheden g/m^3 eller kg/m^3 . Suspenderede stoffer i vand bestemmes efter DS 276. DS = Dansk Standard.

2.4.4 SUSPENDEREDE STOFFERS GLØDETAB (SSGT) OG GLØDEREST (SSGR)

På samme måde som for tørstoffet (se 2.4.2) kan de suspenderede stoffer opdeles i uorganisk og organisk materiale. De suspenderede stoffers gløderest er et mål for indholdet af uorganisk materiale og de suspenderede stoffers glødetab er et mål for indholdet af organisk materiale. Suspenderede stoffers glødetab forkortes her til SSGT.

Suspenderede stoffers gløderest bestemmes på de prøver, som suspenderede stoffer bestemtes på (se 2.4.3). Tørstofprøven glødes ved 550 °C og vægtforøgelsen i forhold til rent filter, respektiv tom skål, udgør de suspenderede stoffers gløderest.

Suspenderede stoffers glødetab er vægtforskellen mellem tørret prøve og glødet prøve.

Gløderest og glødetab angives ofte i procent af de suspenderede stoffer.

2.4.5 OPLØSTE STOFFER (OS)

Opløst stof er definitionsmessigt den del af tørstoffet som ikke findes som suspenderet stof:

$$OS = TS - SS$$

Opløste stoffer bestemmes som differensen mellem enten tørstof og de suspenderede stoffer, eller som tørstof på filtratet af en vand- eller slamprøve.

Opløst stof angives i enheden g/m^3 .

2.4.6 OPLØSTE STOFFERS GLØDEREST (OSGR) OG GLØDETAB (OSGT)

De opløste stoffer kan være uorganiske eller organiske. Gløderest er et mål for de opløste stoffers indhold af uorganisk materiale. Glødetabet er et mål for de opløste stoffers indhold af organisk materiale.

Opløste stoffers gløderest kan bestemmes som differensen mellem gløderest af tørstof og gløderest af de suspenderede stoffer.

På lignende vis kan opløste stoffers glødetab bestemmes. Opløste stoffers gløderest og glødetab udtrykkes ofte i procent af tørstofindholdet.

2.4.7 BUNDFÆLDELIGT STOF

Bundfældeligt stof er et mål for vands indhold af let-bundfældelige stoffer.

Bundfældeligt stof bestemmes ved at 1 liter vandprøve bundfælder 2 timer i et spidsglas. Volumen af bundfældeligt stof aflæses direkte på en gradueret skala.

Indholdet af bundfældeligt stof angives normalt som ml bundfældeligt stof pr. liter spildevand = 1 liter pr. m³ spildevand. Bundfældeligt stof bestemmes som angivet i bilag 1.

2.4.8 SLAMVOLUMEN (SV)

Slamvolumen udtrykker, hvor stort et volumen en slamsuspension optager efter $\frac{1}{2}$ times bundfældning. Slamvolumen efter $\frac{1}{2}$ h bestemmes normalt kun på aktivt slam. Slamvolumen er et indirekte mål for slammets indhold af suspenderede stoffer.

Slamvolumen bestemmes ved, at 1 liter slamsuspension ophældes i et 1-liters måleglas. Slamvolumen efter $\frac{1}{2}$ times henstand aflæses direkte på målecylinderens skala. Ved et slamvolumen over 250 ml/l kan der opstå fejl, og prøven kan fortyndes før bestemmelsen.

Slamvolumen efter $\frac{1}{2}$ h angives normalt som ml pr. 1 slamsuspension, d.v.s. ml/l. Slamvolumen bestemmes som angivet i bilag 2.

2.4.9 SIGTEDYBDE

Sigtedybde er et mål for vands klarhed. Der er ofte sammenhæng mellem sigtedybde og uklarhed og suspenderede stoffer. Sigtedybden er derfor et godt mål for afløbsvandets kvalitet.

Sigtedybden måles ved at sænke en hvid skive ned i vandet til den dybde, hvor den netop kan skelnes. Sigtedybden, som måles, er afhængig af flere faktorer, bl.a. lysfor-

holdene og den person, som foretager målingen. I bassiner med et højt slamspejl, kan måling af sigtedybden begrænses af, at skiven når ned til slammet, og stadig kan ses. I sådanne tilfælde er sigtedybden ikke et mål for vandets klarhed, men et mål for slamniveauet i bundfældningsbassinet. Sigtedybden angives i m eller i cm. Sigtedybden bestemmes i henhold til bilag 3.

2.4.10 KONDUKTIVITET

Konduktivitet, tidligere ofte kaldet specifik ledningsevne eller bare ledningsevne, er et mål for vandets evne til at lede en elektrisk strøm. Konduktiviteten bestemmes af vandets indhold af ioner, d.v.s. opløste salte. Konduktiviteten er derfor også et mål for vandets indhold af opløste salte. Konduktiviteten i mS/m multipliceret med en faktor 7 angiver det omtrentlige indhold af opløste salte (opløste stoffers gløderest) i g/m^3 .

Konduktivitet måles elektrometrisk.

Konduktiviteten af vand har tidligere været angivet i enheden $\mu\text{S/cm}$. I SI systemet bør enheden mS/m anvendes. 1 $\mu\text{S/cm}$ svarer til 0,1 mS/m.

Konduktivitet bestemmes efter DS 288.

2.4.11 TURBIDITET

Uklarhed eller turbiditet af vand bestemmes af vandets indhold af partikler, d.v.s. antal, størrelse og form. Turbiditeten er derfor også et mål for vandets klarhed, og et tilnærmet mål for vandets indhold af suspenderede stoffer.

Turbiditeten kan måles på forskellig måde. Ved den almindeligst anvendte metode sendes en lysstråle gennem prøven og spredningen af lyset måles. Turbiditeten angives i relation til referencer med fastlagt uklarhed.

Turbiditeten angives i forskellige enheder, afhængig af hvilket måleapparat som anvendes. Måleværdier i en en-

hed kan kun tilnærmet omsættes til andre enheder. Den almindeligste enhed er FTU (Formazan Turbidity Units). Turbiditet bestemmes efter DS 290.

2.4.12 pH-VÆRDI

pH er et mål for vands surhedsgrad. pH under 7 angiver sure forhold, pH over 7 alkaliske eller basiske. pH er en logaritmisk skala, og en ændring på pH-enheden betyder, at surhedsgraden ændres med en faktor 10.

pH bør helst måles elektrometrisk, men hvor kravet om nøjagtighed ikke er stort, kan en indikatoropløsning eller indikatorpapir ("pH-papir") anvendes. pH bestemmes elektrometrisk efter DS 287.

2.4.13 ALKALINITET (ALK)

Alkalinitet er et mål for hvor meget syre der skal til-sættes vand (eller slam) for at pH-værdien sænkes til en vis værdi. Alkalinitet er altså et mål for vandets buffer-kapacitet, d.v.s. evnen til at modstå forandringer i pH-værdi.

Alkalinitet i spildevand udgøres hovedsageligt af dets indhold af bikarbonationer, fosfationer og ammoniak.

Alkaliniteten bestemmes ved at titrere en prøve med syre til en bestemt pH-værdi, normalt $\text{pH} = 4,5$. I tilfælde af vand med pH-værdi $> 8,3$ bestemmer man ofte alkaliniteten ved titrering til $\text{pH} 8,3$. Den alkalinitet som fås ved titrering til $\text{pH} 8,3$ kaldes ofte phenolphthalein-alkalinitet eller p-alkalinitet, og den alkalinitet som fås ved titrering til $\text{pH} 4,5$ metyl-organge-alkalinitet eller m-alkalinitet eller bikarbonat-alkalinitet. Ved bestemmelse af både p- og m-alkalinitet kan beregnes, hvor stor en del af alkaliniteten som stammer fra bikarbonat-, karbonat- og fosfationer. (Dette forudsætter, at der kan ses bort fra ammoniakbidraget til alkaliniteten, hvilket normalt ikke kan gøres ved spildevand).

Alkalinitet angives normalt i mekv/l.

I engelsk og amerikansk litteratur angives alkaliniteten ofte som mg CaCO_3/l . Omregning til mekv/l fås ved at dividere værdien i mg CaCO_3/l med 50. En del laboratorier angiver alkalinitet i ml 0,1 N HCl/l. Denne værdi kan omregnes til mekv/l ved at dividere med 10.

2.4.14 ILT

Iltindholdet angiver hvor meget ilt, der findes opløst i vandet.

Ilt kan bestemmes elektrometrisk eller med den såkaldte Winklermetode. Ved Winklermetoden iltes manganioner af vandets iltindhold. Den iltede mængde manganioner bestemmes derefter gennem en jodtitrering.

Den elektrometriske metode er ikke så nøjagtig som Winklertitreringen, men er fuldt ud anvendelig til de formål, som er aktuelle ved driftsovervågning af rensningsanlæg. Ved bestemmelse af ilt i luftningsbassiner, er kun den elektrometriske metode praktisk anvendelig.

Ilt angives som g O_2/m^3 . Undertiden angives iltkoncentrationen i procent af mætningskoncentrationen ved den temperatur, som prøven er udtaget ved.

Ilt bestemmes elektrometrisk ifølge brugsanvisningen for instrumentet. Winklerbestemmelsen er angivet i DS 277.

2.4.15 ILTOPTAGNINGSHASTIGHED

Iltoptagningshastighed eller respirationshastighed af vand eller slam angiver hvor hurtigt ilt forbruges, og er dermed et mål for den biologiske aktivitet i vand eller slam. Bestemmelse af iltoptagningshastighed efter den nedenfor anførte metode anvendes kun på slamprøver. (Det er vigtigt at notere sig, at BI_5 -analysen er en anden form for iltoptagningshastighedsmåling).

Iltoptagningshastigheden måles ved at en prøve med en iltkoncentration på mindst 4-5 g O_2/m^3 fyldes på en kolbe eller lignende beholder. Kolben er udstyret med omrører og forsynet med en iltmåler. Såfremt prøven forbruger ilt, vil iltkoncentrationen synke, og iltoptagningshastigheden kan bestemmes ved at måle iltkoncentrationen som funktion af tiden.

Iltoptagningshastighed angives i g $O_2/m^3 \cdot h$.

Iltoptagningshastigheden er afhængig af slamkoncentrationen i prøven. Ofte angives derfor iltoptagningshastigheden som en specifik iltoptagningshastighed, d.v.s. iltoptagningshastigheden i g $O_2/m^3 \cdot h$ divideres med slamkoncentrationen (suspenderet stof) i kg/m^3 . Den specifikke iltoptagningshastighed angives således i g $O_2/kg SS \cdot h$. Ved aerob slamstabilisering angives den specifikke iltoptagelseshastighed ofte i forhold til slammets indhold af organisk materiale, d.v.s. som g $O_2/kg SSGT \cdot h$.

Iltoptagningshastighed bestemmes i henhold til bilag 4.

2.4.16 BIOKEMISK ILTFORBRUG (BI_5)

Biokemisk iltforbrug angiver, hvor meget ilt som bruges ved en biologisk iltning af spildevand. Det biokemiske iltforbrug bliver derfor et indirekte mål for spildevands indhold af biologisk letnedbrydelige stoffer. Biokemisk iltforbrug forkortes her BI.

Biokemisk iltforbrug bestemmes på forskellig måde. Ved den almindeligste metode, fortyndingsmetoden, fortyndes spildevandsprøven med iltet vand og fyldes på flasker, som lukkes. Iltforbruget efter en vis tids inkubering ved 20 °C ganges med fortyndingsfaktoren, hvorved det biokemiske iltforbrug fremkommer.

Ved den såkaldte manometriske metode inkuberes prøven (som oftest uden forudgående fortynding) i en lukket beholder. Denne indeholder desuden en beholder med alkali, som absorberer den kuldioxid, som udvikles. Iltforbruget

forårsager et tryktab, som måles med et manometer, som er tilsluttet beholderen. Tryktabet kan omregnes til et iltforbrug. Ved den såkaldte Sapromatmetode holdes trykket konstant, idet en elektrolysecelle producerer ilt i samme takt, som det forbruges. Begge metoder muliggør måling af iltforbrug som funktion af henstandstiden.

Det biokemiske iltforbrug er afhængig af inkubationstiden, idet længere tids henstand medfører en fuldstændigere iltning og dermed større iltforbrug. Den anvendte inkubationstid i døgn angives normalt som et index, f.eks. 5 døgn inkubationstid BI_5). Ved inkubationstid på 5 døgn og derunder (5 døgn er den normale inkubationstid i de fleste lande, men i Sverige, Norge og Finland anvendes normalt 7 døgn), iltes kun organisk materiale og det målte iltforbrug bliver da et mål for indholdet af letnedbrydeligt organisk materiale. Ved længere inkubationstider vil kvælstofforbindelser i større eller mindre grad iltes til nitrat.

Ved at tilsætte prøven små mængder af et stof, som forhindrer den biologiske iltning af kvælstofforbindelser, opnås, at målingen kun omfatter iltningen af let nedbrydeligt organisk materiale. Stoffet som normalt anvendes for at forhindre (inhibere) iltningen af kvælstofforbindelser (nitrifikation) er allylthiourea (ATU). Såfremt der anvendes en nitrifikationshæmmer ved analysen, skal dette altid angives. Ofte benævnes analysen som modificeret BI_5 .

Ved driftsovervågning, hvor man generelt er interesseret i fjernelsen af nedbrydeligt organisk materiale, er det mest aktuelt at foretage en modificeret BI_5 -analyse med ATU-tilsætning. Ønskes et mål for spildevandets potentielle iltforbrug ved udledning til recipient, kan BI_5 -analysen med ATU-tilsætning kompletteres med analyse for ammoniakkvælstof, hvis bidrag til iltforbruget kan beregnes ved at gange med faktoren 4,6.

Forholdet mellem de værdier som fås ved forskellige inkubationstider kan ikke angives nøjagtigt. For ubehandlet og mekanisk rensede spildevand er forholdet BI_7/BI_5 normalt 1,15 - 1,20.

Ved at udføre BI_5 -analyser på ufiltreret og filtreret prøve fås et indtryk af, hvor stor en del af de biologisk iltelige stoffer, som findes i opløst, respektiv partikulær form.

BI_5 -værdien for råspildevand, samt mekanisk og kemisk rensede spildevand er ofte ca. 0,5 x COD-værdien. For biologisk og biologisk-kemisk rensede spildevand er BI_5 -værdien normalt $< 0,5$ x COD-værdien. Ved meget rent vand med $BI_5 < 10$ g O_2/m^3 er BI_5 -værdien ofte 0,15 - 0,2 x COD-værdien. Ved BI_5 -værdier i området 10 - 20 g O_2/m^3 er BI_5 -værdien ofte 0,2 - 0,4 x COD-værdien.

2.4.17 KEMISK ILTFORBRUG (COD)

Kemisk iltforbrug, ofte forkortet COD efter Chemical Oxygen Demand, er et indirekte mål for spildevands totale indhold af organisk materiale.

COD bestemmes ved at koge prøven i 2 timer med en blanding af svovlsyre og en kendt mængde kaliumdikromat. Prøvens indhold af organisk stof iltes af kaliumdikromat, som herefter forbruges (reduceres til trivalente kromioner). Efter kogningen bestemmes indholdet af kaliumdikromat, og forbruget omregnes til iltforbrug.

Der findes flere forenklede COD-metoder. I disse finder kogningen ofte sted ved en lavere temperatur, eller ved kortere tid end ved den standardiserede COD-analyse. De fremkomne værdier ved sådanne metoder kan ikke sammenlignes med den standardiserede metode. Ved driftsovervågning er de forenklede metoder imidlertid ofte fuldt ud anvendelige.

Ved COD-analysen iltes praktisk taget alt organisk materiale i kommunalt spildevand. (I industrispildevand kan der forekomme komponenter, som ikke iltes fuldstændigt). Kvælstofforbindelser iltes ikke ved COD-analysen. Angående sammenhæng mellem COD- og BI_5 -værdier, se afsnit 2.4.16.

Ud fra COD-værdien kan indholdet af organisk kulstof i $g C/m^3$ vurderes ved at multiplicere COD-værdien med en faktor 0,3 - 0,4. Ofte anvendes faktoren 0,375.

Ved at udføre COD-analyser på ufiltreret og filtreret prøve fås et indtryk af, hvor stor en del af det organiske materiale som foreligger i opløst, respektiv partikulær form.

Kemisk iltforbrug, COD, angives normalt i enheden $g O_2/m^3$. COD bestemmes efter DS 217.

2.4.18 ØVRIGE PARAMETRE FOR ORGANISK MATERIALE

Glødetab af tørstof (se afsnit 2.4.2) er et mål for indholdet af organisk materiale. Analysen er altfor unøjagtig til at kunne anvendes på spildevand, men kan anvendes på slam.

Kaliumpermanganatforbrug er et mål for kemisk iltforbrug på samme måde som COD-analysen. Kaliumpermanganat er imidlertid et svagere iltningmiddel end kaliumdikromat, og kun en del af det organiske materiale iltes. Kaliumpermanganatforbruget angives ofte som permanganattal angivet som $g KMnO_4/m^3$. For at omregne permanganattallet til iltforbrug ($g O_2/m^3$) multipliceres med faktoren 0,25. Iltforbrug med kaliumpermanganat er ikke særlig velegnet til analyse af spildevand.

Total organisk kulstof, ofte forkortet TOC, er et mål for indholdet af organisk kulstof i spildevand og slam. Analysen kræver specialapparatur og anvendes fortrinsvis i forbindelse med forskning og ved specielle undersøgelser.

2.4.19 TOTAL-FOSFOR (Tot-P)

Total-fosfor er et mål for spildevands eller slams totale indhold af fosfor.

Total-fosfor bestemmes ved at prøven oplukkes med et kraftigt iltningsmiddel under tryk, således at al fosfor omdannes til orthofosfat, som herefter bestemmes (se afsnit 2.4.20).

Ved at analysere total-fosfor på ufiltreret og filtreret prøve, fås et indtryk af, hvor stor en del af fosforen, som forekommer i opløst og partikulær form. Total-fosforindholdet angives i enheden g P/m^3 . Total-fosfor bestemmes efter DS 292.

2.4.20 FOSFAT-FOSFOR ($\text{PO}_4\text{-P}$)

Fosfat-fosfor i filtrerede prøver af spildevand og slam er et mål for indholdet af opløst uorganisk fosfor (hovedsageligt orthofosfat).

Fosfat-fosfor bør altid bestemmes på filtrerede prøver, (prøven bør også filtreres før evt. syrekonservering). Til analysen tilsættes reagens, således at der dannes en kemisk forbindelse, der er farvet. Farveintensiteten er proportional med fosforindholdet. Farveintensiteten kan måles spektrometrisk eller sammenlignes med standarder med et kendt fosforindhold. Fosfat-fosfor angives i enheden g P/m^3 .

Undertiden angives indholdet af fosfat-fosfor som fosfat (PO_4). Fosfatværdien kan omregnes til fosfat-fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) ved at multiplicere med faktoren 0,33.

2.4.21 TOTAL-KVÆLSTOF (Tot-N)

Total-kvælstof er et mål for spildevands eller slams totale indhold af kvælstofforbindelser, d.v.s. summen af organisk kvælstof, ammoniakkvælstof, nitrit-kvælstof og nitrat-kvælstof. I ubehandlet samt mekanisk og kemisk

renset spildevand er indholdet af nitrit- og nitrat-kvælstof normalt ubetydeligt, hvorfor Kjeldahl-kvælstof (se afsnit 2.4.25), som er summen af organisk kvælstof og ammoniak-kvælstof, også ofte kaldes total-kvælstof.

Total-kvælstof bestemmes ved at prøven oplukkes med et kraftigt iltningmiddel. Herved omdannes al kvælstof til nitrat, som derefter kan bestemmes (se afsnit 2.4.25). Total-kvælstof kan også måles som summen af Kjeldahl-kvælstof og nitrit + nitrat-kvælstof.

Total-kvælstof angives i enheden g N/m^3 .

Total-kvælstof bestemmes i henhold til DS 221.

2.4.22 KJELDAHL-KVÆLSTOF (Kjeldahl-N)

Kjeldahl-kvælstof er et mål for spildevandets indhold af organisk bundet kvælstof og ammoniakkvælstof. Ved ubehandlet samt mekanisk og kemisk rensset spildevand er Kjeldahl-kvælstof praktisk taget det samme som total-kvælstof.

Kjeldahl-kvælstof bestemmes ved at prøven oplukkes, således at det organisk bundne kvælstof omdannes til ammoniak-kvælstof. Prøven gøres basisk og ammoniakken destilleres fra og opsamles. Den fradestillerede ammoniak bestemmes derefter ved titrering eller på samme måde som angivet under ammoniak-kvælstof, afsnit 2.4.23. Kjeldahl-kvælstof angives i enheden g N/m^3 .

2.4.23 AMMONIAK-KVÆLSTOF ($\text{NH}_3\text{-N}$)

Ammoniak-kvælstof er et mål for spildevandets indhold af ammonium- og ammoniak-kvælstof. Ammonium og ammoniak kan også bestemmes på slamprøver, men da al ammonium og ammoniak forekommer i opløst form, foretages bestemmelsen normalt på et filtrat af slamprøven.

Ammonium bestemmes ved at prøven gøres basisk og tilsættes hypoklorit og phenol, hvorved en blåfarvet forbindelse, indophenol, dannes (metoden kaldes derfor ofte for indo-

phenolmetoden). Faryeintensiteten er proportional med indholdet af ammoniak-kvælstof i prøven. Farven kan måles i et spektrofotometer eller sammenlignes med standarder med et kendt ammonium-indhold.

Ammoniak-kvælstof angives i enheden g N/m^3 .

Undertiden angives ammoniak-kvælstof som ammoniak, d.v.s. i $\text{g NH}_3/\text{m}^3$. Dette kan omregnes til ammoniak-kvælstof ved at multiplicere med faktoren 0,82.

Undertiden angives ammoniak-kvælstof som ammonium, d.v.s. i $\text{g NH}_4/\text{m}^3$. Dette kan omregnes til ammoniak-kvælstof (g N/m^3) ved at multiplicere med faktoren 0,78.

Ammoniak-kvælstof bestemmes i henhold til DS 224.

2.4.24 NITRIT-KVÆLSTOF ($\text{NO}_2\text{-N}$)

Nitrit-kvælstof er et mål for spildevandets indhold af nitritioner. Nitrit kan også findes i slam, men kun i opløst form, hvorfor bestemmelsen foretages på filtrat. Indholdet af nitrit i spildevand og slam er normalt ubetydeligt i forhold til de øvrige kvælstofkomponenter, hvorfor analyse for nitrit alene kun sjældent forekommer. Det er mere almindeligt at bestemme summen af nitrit- og nitrat-kvælstof.

Nitrit-kvælstof bestemmes ved tilsætning af et reagens, hvorved nitritionerne omdannes til et rødt farvestof. Farveintensiteten er proportional med prøvens nitritindhold. Farven kan måles i et spektrofotometer, eller farven kan sammenlignes med standarder med et kendt nitritindhold. Nitrit-kvælstof angives i enheden g N/m^3 .

Undertiden angives nitritindholdet som nitrit, d.v.s. $\text{g NO}_2/\text{m}^3$. Dette kan omregnes til nitrit-kvælstof ved at multiplicere med faktoren 0,30.

Nitrit-kvælstof bestemmes i henhold til DS 222.

2.4.25 NITRAT-KVÆLSTOF ($\text{NO}_3\text{-N}$)

Nitrat-kvælstof er et mål for spildevandets indhold af nitrater. Nitrat-kvælstof kan også bestemmes på slamprøver, men al nitrat forekommer i opløst form, derfor udføres bestemmelsen på et filtrat. Nitrat-kvælstof forekommer i nævneværdig grad kun i biologisk rensset spildevand.

Nitrat-kvælstof bestemmes normalt ved at reducere nitrat-kvælstof til nitrit-kvælstof. Nitrit bestemmes derefter som nævnt i afsnit 2.4.24, hvorved summen af nitrit- og nitrat-kvælstof fremkommer. For at bestemme indholdet af nitrat må nitrit derfor bestemmes separat og trækkes fra summen af nitrit- og nitrat-kvælstof. I de fleste tilfælde er indholdet af nitrit-kvælstof lille og i driftssammenhæng er der sjældent behov for at skelne mellem nitrit og nitrat.

Nitrat-kvælstof angives i enheden g N/m^3 .

Undertiden angives nitrat-kvælstof som nitrat, d.v.s. som $\text{g NO}_3/\text{m}^3$. Omregning til nitrat-kvælstof opnås ved at multiplicere med faktoren 0,22.

Summen af nitrit- og nitrat-kvælstof bestemmes i henhold til DS 223.

2.4.26 FLYGTIGE SYRER (FS)

Flygtige syrer er en samlet betegnelse for lavmolekylære organiske syrer med mindre end 6 kulstofatomer, (f.eks. eddikesyre, propionsyre og smørsyre).

Flygtige syrer kan enten bestemmes ved gaskromatografi (hvilket kræver adgang til en gaskromatograf) eller ved destillation af de flygtige syrer og efterfølgende titrering med natriumhydroxid.

Flygtige syrer kan også bestemmes ved tilsætning af et reagens, som danner en farvet forbindelse. Farven er pro-

portional med prøvens indhold af flygtige syrer. Farveintensiteten kan måles i et spektrofotometer, eller sammenlignes med standarder med et kendt indhold af flygtige syrer.

Flygtige syrer angives normalt i mekv/l.

Ofte angives flygtige syrer som g eddikesyre (HAc) pr. m^3 . Værdien angivet som $\text{g HAc}/\text{m}^3$ kan omregnes til mekv/l ved at dividere med 60.

Flygtige syrer kan bestemmes i henhold til bilag 5.

2.4.27 CST

CST, som er en forkortelse for Capillary Suction Time (kapillær sugetid) er et mål for slamafvandingsegenskaber.

CST bestemmes ved at en slamprøve fyldes i et kort rør, placeret ovenpå et filterpapir. Vandet fra slammet suges ned i filteringspapiret, som befugtes cirkulært omkring røret. Ved at måle hvor hurtigt befugningen foregår mellem to punkter med bestemt afstand, opnås et tidsrum som kaldes den kapillære sugetid, CST.

CST angives i sekunder.

CST bestemmes i henhold til bilag 6.

2.5 MÅLEUDSTYR TIL KONTINUERT OVERVÅGNING AF RENSNINGSANLÆG

I de seneste år er der foregået en betydelig udvikling af måleudstyr til overvågning af spildevandsrensningsanlæg. I dag findes der derfor instrumenter, som er værdifulde i driftsovervågningen og som også er ret enkle at anvende. Der findes dog eksempler på anlæg med så rigelig instrumentering, at det praktiske udbytte ikke står i et rimeligt forhold hertil. Det er vigtigt, at indkøb af måleudstyr baseres på en realistisk bedømmelse af dets anvendelse.

Fordelene med et automatisk arbejdende instrument kan f.eks. være:

- hurtig indsamling af måleværdier
- kontinuert overvågning hele døgnet
- mindre personalebehov ved den direkte overvågning.

Det er især store anlæg med flere rensetrin som bedst kan udnytte fordelene ved en automatisk driftsovervågning og processtyring. De store anlæg har normalt også adgang til kvalificeret personale, som er nødvendigt af hensyn til vedligeholdelse af udstyret.

2.5.1 pH

Rensningsresultatet ved kemisk fældning er stærkt afhængig af pH i flokkuleringsbassinerne, hvorfor der er behov for kontinuert overvågning af pH samt pH-justering, når pH falder udenfor det ønskede pH-interval.

Af kapitel 3.1 fremgår, at det ofte er nødvendigt med en kontinuert overvågning af pH i spildevandet. Vedligeholdelse af pH-måleudstyr omfatter rengøring af elektroder og kalibrering.

2.5.2 ILT

Bestemmelse af opløst ilt i aktiv-slam anlæg med den kemiske metode er en tidskrævende metode og har derfor en be-

grænset praktisk værdi.

De instrumenter, som er udviklet til iltmåling, har derfor fået stor betydning i den daglige driftsovervågning. Med adgang til skrivere kan personalet klarlægge, hvordan iltbehovet varierer over døgnet. Styring af ilttilførslen, blæsernes omdrejningstal eller antallet af blæsere i drift kan derved styres automatisk.

Det er vigtigt at være opmærksom på valg af rigtigt målested, således at iltmålingen er repræsentativ for forholdene i bassinet.

2.5.3 TEMPERATUR

Temperaturkontrol er indlysende ved udrådningssprocessen og værdifuld i andre sammenhænge, f.eks. ved aerob stabilisering og behandling af afvandet slam med brændt kalk (CaO). Temperaturmåling på spildevand kan give information om unormal indsvivning af grundvand. Da temperaturmåling er meget almindelig indenfor den kemiske industri, findes der mange forskellige fabrikater.

2.5.4 TURBIDITET

Der er ofte en lineær sammenhæng mellem målinger af turbiditet og suspenderede stoffer. En turbiditetsmåler kan derfor anvendes til kontinuert bestemmelse af mængden af suspenderede stoffer, f.eks. i afløbsvand fra rensningsanlægget eller i rejektivand fra slamafvanding.

2.5.5 KEMISK ILTFORBRUG (COD)

Biokemisk iltforbrug (BI_5) er ikke anvendelig som driftsparameter, da bestemmelsen tager 5 dage, og resultatet derved bliver af historisk interesse. COD er derimod en forholdsvis hurtig analyse, som indenfor visse områder kan erstatte BI_5 .

Der foregår udviklingsarbejde med det formål at fremstille driftssikre automatiske COD-analysatorer, som kan anvendes til kontinuert overvågning.

3. OVERVAGNING OG STYRING AF RENSNINGSANLÆG

3.1 RASPILDEVAND

3.1.1 ORIENTERING

Spildevandet til et rensningsanlæg vil ofte være en kombination af vand fra husholdning og industri samt regn- og drønvand. I fællessystemer føres alt spildevand til en ledning. I separatsystemer føres spildevand og regnvand særskilt. Indsivning kan foregå både til spildevands- og regnvandsledninger.

Mængden af husspildevand svarer omtrent til husholdningens vandforbrug (120-200 liter/person-dag). Husspildevands sammensætning er temmelig ensartet i forskellige kommuner. Industrispildevandets mængde og karakter er helt afhængig af industriens art. Vilkaerne for tilslutning af industrielt spildevand til det kommunale net skal være af en sådan art, at der ikke kan forekomme store udslip af tungmetaller, cyanider, olie, opløsningsmidler, syrer eller andre stoffer, som kan skade ledningsnettet og rensningsanlægget, eller være til sundhedsfare for driftspersonalet. I praksis må man alligevel regne med, at dette kan forekomme.

Regnvand medfører store vandtilførsler i fællessystemer. I separatsystemer forekommer ofte fejkoblinger, således at regnvand fra f.eks. tag er ført til spildevandsledningen.

Infiltrationsvandmængder er afhængige af lokale forhold så som grundvandsspejl m.v. Ofte ledes også drønvand til spildevandsledninger. Den mængde vand som infiltreres i ledningerne er først og fremmest afhængig af ledningsnettets tilstand og grundvandsspejlets beliggenhed.

Afhængig af mængden af drønvand og infiltrationsvand udgør den samlede spildevandsmængde mellem 200 og 1000 l/PE · d. (1 PE = 1 personækvivalent).

3.1.2 AKTUELLE OBSERVATIONER, MÅLINGER OG ANALYSER

Observationer	Målinger og analyser	Beregnete værdier
Lugt	Temperatur	Tilført stofmængde
Farve	pH	
Koncentrationsniveau	Alkalinitet	
	Susp. stof	
	BI ₅ , COD	
	Total fosfor	
	Total kvælstof	

3.1.3 DRIFTSOVERVAGNING

Lugt

Spildevandets lugt varierer og kan indikere f.eks. udslip af opløsningsmiddel. Hvis vandet er iltfrit, udvikles svovlbrinte, som kan lugtes i små koncentrationer. Svovlbrinten kan forekomme i f.eks. lange ledninger eller ved tilførsel af store mængder letnedbrydeligt organisk materiale fra levnedsmiddelindustrier. Forekomst af svovlbrinte i spildevand kan medføre korrosion i ledninger og på rensningsanlæggets udstyr. Afhjælpningsforanstaltninger, som kan foretages på ledningsnettet er bl.a. luftning, kloring, tilsætning af brintoverilte eller tilsætning af nitrat.

Farve

Farven på frisk spildevand er normalt grå. Hvis farven er sort, indikerer dette anaerobe forhold. Andre farver af spildevand kan stamme fra industrier, f.eks. mejeri, slagteri og tekstilindustri.

Koncentrationsniveauer

Forureningskoncentrationerne i spildevand afhænger for en stor del af mængden af indsivende grundvand. Hvis f.eks. BI₅-koncentrationen normalt ligger på 100 g/m³ eller lavere, er dette et tegn på stor indsivning på grund af utætte

ledninger. Industritilledninger kan medføre høje koncentrationer af BI_5 , det samme gælder slamvand eller latrin, som tilføres rensningsanlægget.

Temperatur

Spildevandets temperatur er afhængig af årstid, kommunens størrelse samt ledningsnettets art, udstrækning og lægningsdybde. Også industri- spildevandets karakter og mængde kan have stor indflydelse på temperaturen.

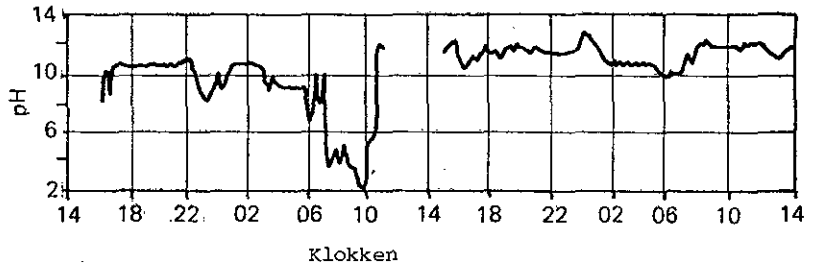
Kontrol af temperatur på spildevand kan undertiden være et hjælpemiddel til kortlægning af indsivning og industritilledning i ledningsnettet. Smeltevand sænker spildevandets temperatur og industrispildevand kan forhøje den. Spildevandets temperatur har stor betydning ved biologisk rensning, da biologiske processer foregår langsommere ved lav temperatur. Endvidere kan slammets bundfældningsegenskaber reduceres ved lav temperatur.

Normalt varierer spildevandets temperatur mellem $+ 5^{\circ}C$ og $+ 20^{\circ}C$, men kan falde til kun et par grader over frysepunktet. Høje temperaturer (over $25^{\circ}C$) og hurtige ændringer i temperatur tyder på påvirkning af industrispildevand. I almindelighed må der ikke tilføres spildevand til en kommunal spildevandsledning, hvis temperaturen er over $35^{\circ}C$. Såfremt $35^{\circ}C$ overskrides, skal temperaturen sænkes før tilførelse til kommunal spildevandsledning ved hjælp af f.eks. en varmeveksler eller ved at opbevare vandet i et udligningsbassin.

pH

Kommunalt spildevand har normalt en pH-værdi i området 6,5 - 8,5. For spildevand til rens-

ningsanlæg kan værdier mellem 6 og 9 tolereres. Store afvigelser kan forekomme, hvilket illustreres af nedenstående kurve (fig. 1), som er en registrering af pH over 48 timer på spildevand til et kommunalt rensningsanlæg med et tilsluttet bryggeri.



Figur 1: Eksempel på pH-variationen i spildevand med væsentlig andel af bryggerispildevand.

Store pH-variationer indikerer altid udslip af surt eller alkalisk vand fra industrier, som ikke har neutralisationsanlæg, eller som har et dårligt fungerende neutralisationsanlæg.

Figur 1 viser også betydningen af, i visse tilfælde at registrere pH kontinuert i spildevand. I ovenstående eksempel vil en stikprøve for det første måledøgn meget vel kunne vise, at forholdene var acceptable og ikke afspejle de reelle forhold.

Biologisk rensning fungerer bedst indenfor pH-området 6,5 - 8. Store variationer giver ugunstige driftsforhold. Også kemisk fældning foregår bedst ved en bestemt pH-værdi. Denne er afhængig af anvendte fældningskemikalier, og store pH-variationer i spildevand gør det svære at fastholde en optimal pH-værdi.

Såfremt meget surt eller meget alkalisk spildevand forekommer i ledningsnet eller i til-

løbet til et rensningsanlæg, må kilden findes og en pH-justering eller udjævning foretages.

Alkalinitet

Alkaliniteten bestemmer spildevandets bufferkapacitet. Spildevandets alkalinitet er afhængig af drikkevandets alkalinitet og af infiltrationen af grundvandet i kloakledningerne. Hvor drikkevandets alkalinitet er lav, (< 0,5 mekv/l), er spildevandets alkalinitet normalt 1 - 3 mekv/l. Hvor drikkevandet har højere alkalinitet (ofte de samme områder hvor drikkevandet er meget hårdt), er spildevandets alkalinitet tilsvarende højere. Alkaliniteten påvirkes også af indsivning i forbindelse med regn og af infiltrationens sæsonmæssige variationer.

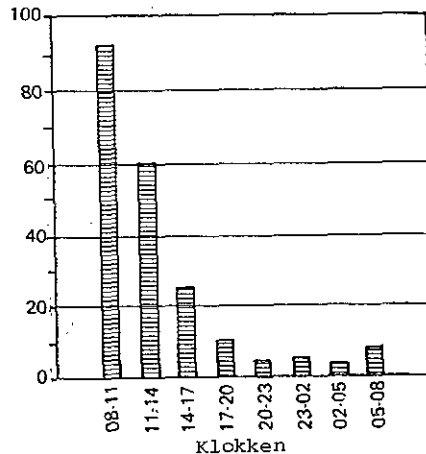
Suspenderede stoffer

Spildevandets indhold af suspenderede stoffer varierer meget fra anlæg til anlæg, bl.a. afhængig af fortynding og de tilsluttede industriers art. Normalt ligger SS-koncentrationen indenfor intervallet 100-200 g/m³. Højere værdier kan forårsages af industrier, som ikke forbehandler spildevandet før det udledes til det kommunale ledningsnet.

BI₅, COD

Dimensionering af biologiske rensningsanlæg foretages ud fra dels den hydrauliske belastning, dels den organiske belastning. Sidstnævnte omfatter organiske forbindelser så som proteiner, fedt og kulhydrater i spildevandet. Den organiske belastning udtrykkes som biokemisk iltforbrug (BI₅), eller som kemisk iltforbrug (COD). Det er nødvendigt at have kendskab til mængderne af BI₅ og COD i spildevandet for at beregne den organiske belastning ved biologisk rensning. Det er endvidere vigtigt ved overvågningen at vide, hvordan til-

førslen varierer over døgnet. Hvis f.eks. levnedsmiddelindustrier er tilsluttet et kommunalt rensningsanlæg, kan BI_5 -tilførslen over døgnet blive meget ujævn, hvilket figur 2 viser. Det aktuelle rensningsanlæg har tilslutning fra et mejeri, som dominerer hvad angår BI_5 -tilførslen.



Figur 2: Eksempel på variationer i BI_5 -tilførsel til et kommunalt rensningsanlæg med væsentlig andel af mejerispildevand.

Kendskab til variationerne i BI_5 -tilførslen giver mulighed for styring af luftningsaggregaterne ved omdrejningstalsændringer eller ind- og udkobling af forskellige enheder ved hjælp af et tidsur.

Totalkvælstof
Totalfosfor

Kvælstof i spildevand fordeler sig med 50-70% som ammonium og resten som organisk bundet kvælstof. Nitrit- og nitrat-indholdet er normalt negligibelt. Totalkvælstofindholdet i kommunalt spildevand andrager normalt 20-60 g N/m^3 .

Indholdet af fosfor og kvælstof i spildevand er af betydning for den biologiske rensning, idet et for lavt indhold af fosfor og kvæl-

stof kan hæmme den biologiske nedbrydning. I kommunalt spildevand findes der altid tilstrækkeligt med fosfor og kvælstof, men ved store mængder industrielt spildevand, kan der opstå mangel på enten kvælstof eller fosfor.

Indkommende stofmængder

Beregning af indkommende stofmængder, f.eks. iltforbrugende stof (BI_5 eller COD) foretages ved at multiplicere vandmængden (m^3/d) med de ved analyse fundne koncentrationer (kg/m^3). Herved fås stofmængden i kg/d .

Eksempel

BI_5 -koncentrationen i døgnprøve: $177 \text{ g/m}^3 = 0,177 \text{ kg/m}^3$

Spildevandsmængde i prøveudtagningsdøgnet

$= 3697 \text{ m}^3/d$

Indkommende BI_5 -mængde = $0,177 \cdot 3697$

$= 654 \text{ kg/d}$

Kendskab til f.eks. den tilførte BI_5 -mængde er nødvendig for at kunne karakterisere belastnings- og driftsforhold for de forskellige rensningstrin.

Måling af spildevandsmængder tilført et rensningsanlæg gennemføres ofte i afløbet fra et rensningsanlæg, og mængden af spildevand vil være identisk med tilløbsvandmængden under forudsætning af, at der ikke finder overløb sted internt på anlægget.

3.2 PUMPESTATIONER

3.2.1 ORIENTERING

Pumpning anvendes for at løfte spildevandet op til ønskeligt niveau. Pumpestationer er placeret i ledningsnettet og på selve rensningsanlægget. Pumpestationen udgør ofte rensningsanlæggets første trin, men pumpning af afløbet fra et rensningsanlæg kan også forekomme. Ved pumpning af spildevand anvendes normalt centrifugalpumpning eller snekekpumper. Pumpestationer er normalt bestykket med to pumper. Pumperne styres normalt af niveaumålere.

3.2.2 DRIFTSOVERVAGNING

Observationer og målinger som er aktuelle ved pumpestationer fremgår af nedenstående.

På pumpestationen kan der opstå sundhedsfarlige koncentrationer af gas, f.eks. svovlbrinte. Denne risiko må man altid være opmærksom på ved arbejdet på pumpestationen. Der henvises endvidere til sikkerhedsreglerne.

Oppumpet spildevandsmængde - pumpernes driftstid

Der bør forefindes timetællere til hver pumpe. Med kendskab til pumpernes kapacitet kan time-tælleraflæsninger give et ganske godt mål for mængden af spildevand. Timetælleraflæsninger er endvidere anvendelige til opnåelse af en ensartet slitage af to lige store pumper.

Pumpekapacitet

Pumpekapaciteten bør måles ved idrifttagning af pumpestationen og derefter regelmæssigt (f.eks. 2 gange pr. år). Såfremt pumpekapaciteten falder, indikerer dette tilstopning i pumpe, i kontraventil eller rørledninger, eller at pumpen er slidt. En kraftig reduktion af pumpekapaciteten kan ofte observeres visuelt. Pumpekapaciteten kan bestemmes ved at måle tidsrummet mellem start og stop.

Eksempel: Beregning af pumpekapacitet

En pumpestation er opbygget af brøndringe med 2 m i diameter. I pumpestationen findes to ens pumper. Stopniveau for pumpe 1 er 0,5 m over bund. Startniveau for pumpe 1 er 1,2 m over bund. Tiden fra stop til start måles til 10 min. og 30 sek. Tiden fra start til stop måles til 8 min. og 20 sek. En ny måling af tiden fra stop til start giver 10 min. og 10 sek.

Volumen i pumpesumpen mellem start- og stopniveau er:

$$(1,2 - 0,5) 2^2 \cdot \frac{\pi}{4} = 2,2 \text{ m}^3$$

d.v.s. i tidsrummet fra stop til start tilledes $2,2 \text{ m}^3$ til pumpestationen.

Gennemsnit af de to målinger mellem stop og start på henholdsvis 10 min. og 30 sek. og 10. min. og 10 sek. er 10 min. og 20 sek. eller $10 \frac{20}{60} = 10,33 \text{ min.}$

Tilløb til pumpestationen foregår også i den tid pumpen er i drift. Dette tidsrum er bestemt til 8 min. og 20 sek., d.v.s. $8 \cdot \frac{20}{60} = 8,33 \text{ min.}$

Tilløb i pumpetiden er altså:

$$8,33 \cdot 2,2/10,33 = 1,77 \text{ m}^3$$

Den samlede spildevandsmængde som er pumpet i 8,33 min. er altså:

$$2,2 + 1,77 = 3,97 \text{ m}^3$$

Pumpekapaciteten er altså:

$$\frac{3,97}{8,33} = 0,477 \text{ m}^3/\text{min.} = 28,6 \text{ m}^3/\text{h.}$$

Energiforbrug Regelmæssig aflæsning af pumpernes elforbrug bør finde sted, såfremt der findes separat elmåler. Energiforbrug udtrykt som kWh pr. m^3 pumpet spildevand er en indikation for pumpernes tilstand.

Niveaumålernes tilstand Niveauvipper eller andre niveaumålere skal friholdes for klude, fedt m.v. for at fungere. Regelmæssig rengøring er derfor nødvendig.

Overløb	Overløb kan forekomme, hvis pumpekapaciteten er nedsat, eller hvis tilløbet til pumpestationen er for stort i forhold til pumpernes kapacitet. Årsagen til ethvert overløb bør undersøges.
Slamaflejringer i pumpeump	Mængde og beskaffenhed af aflejret materiale i pumpeumpen bør observeres regelmæssigt. Store slammængder kan forårsage slitage på pumper og give lugtgener.

3.2.3 DRIFTSPROBLEMER

Almindelige driftsproblemer i pumpestationer

Nedsat kapacitet eller totalstop

Mulige årsager og forslag til afhjælpning

Grovere materiale, fedt eller olie i spildevandet kan blokere pumpen eller kontraventilerne. Såfremt der findes usædvanligt meget ristestof og lignende i spildevandet, bør årsagen undersøges. Hvis nødvendigt, kan pumpestationen forsynes med et ristebygværk.

Kontraventilen lukker ikke efter pumpestop, hvilket kan forårsage returstrømning. En del kontraventiler er upraktiske og udskiftning kan afhjælpe.

Aflejringer af forskellige materiale kan forekomme i lange trykleddninger. Forsøg regelmæssigt at starte begge pumper over en kortere tid, således at materiale løsriveres.

Luft suges ind i pumpen forårsaget af hvirveldannelse i pumpeumpen. Hæv niveauvippen. Indsæt ledeplader, som mindsker hvirveldannelsen.

Hyppige start og stop

Fejlagtig funktion af niveauvipperne. Kontrollér, at de er rene, at vipperne ikke er viklet ind i hinanden og at de er frit hængende.

Overfaldsbygværk i funktion

Dette forårsages af, at pumpernes kapacitet er nedsat (se nedsat kapacitet ovenfor) eller at tilløbet er for stort. Afhjælpning må søges foretaget på ledningsnettet. Hvis rensningsanlæggets kapacitet er tilstrækkelig, kan pumpekapaciteten øges ved udskiftning eller komplettering af pumperne.

Lugt

Lugt i pumpestationen forårsages i almindelighed af lugt i spildevand og de afhjælpninger, som kan komme på tale er de samme som nævnes i afsnit 3.1.3.

Ved usædvanlig lang opholdstid i pumpeumpen, kan man mindske afstanden mellem start- og stopniveau, således at opholdstiden formindskes.

3.3 RISTE

3.3.1 ORIENTERING

Riste anvendes for at fjerne grovere forureningsstoffer så som træstykker, klude m.m. fra spildevandet. Uden anvendelse af riste vil skader på rensningsanlæggets maskinelle udstyr kunne forårsages.

Riste inddeles i grovriste, normalt med en afstand mellem ristene på 40-100 mm og finriste med en risteafstand på 10-25 mm. Ristestofjernelsen ved finriste foregår normalt maskinelt og risten har da en hældning på 15-30° i

forhold til lodret. Grovriste oprenses ofte manuelt og har en hældning på 30-45°. Komminutører er undertiden anvendt i stedet for riste. Anvendelsen er efterhånden begrænset, idet komminutørerne har vist sig at medføre driftsforstyrrelser og store vedligeholdelsesomkostninger. Ristestof bør opsamles i beholdere, og ristestoffet bør kunne afdrænes.

3.3.2 DRIFTSOVERVAGNING

Ved drift af riste er følgende observationer og målinger aktuelle:

Ristestoffets
beskaffenhed

Ristestof består normalt hovedsageligt af klude og ikke opløst toiletpapir. Tilstedeværelse af fremmedelementer bør medføre efterforskning af kilden.

Opstuvning

Opstuvningen før risten bør normalt ikke være større end 5-15 cm. Såfremt opstuvningen er større må oprensingsfrekvensen øges.

Ristestofmængde

Mængden af ristestof afhænger bl.a. af flow, afstanden mellem ristestængerne og ristestoffets vandindhold. Mængden af borttransporteret ristestof bør journalføres. Ristestofmængden varierer ofte betydeligt mellem forskellige rensningsanlæg.

3.3.3 DRIFTSPROBLEMER

De fleste driftsproblemer i forbindelse med ristebygværk skyldes mangler ved ristene. Det almindeligste problem er, at skraberer ikke effektivt nok løfter ristestoffet op af vandet, eller at maskinkonstruktionen er for svag. Disse problemer kan ofte afhjælpes ved justering af udstyret, men i en del tilfælde er udstyret utilstrækkeligt og må kompletteres eller udskiftes. I vinterhalvåret vil der være

mange problemer på grund af tilisning, såfremt ristebygværket ikke er overdækket.

Passage af store mængder ristestof gennem risten skyldes enten, at risten er for grov, eller at vandets gennemstrømningshastighed er for høj.

3.4 SIER

3.4.1 ORIENTERING

Anvendelse af sier har til formål at fjerne grovere og finere partikler fra spildevandet. I visse tilfælde er sandfang og forklarings-tank erstattet med sier. Der findes forskellige typer sier. Hovedtyperne er roterende sier og statiske sier.

For at forhindre tilstopning bør sier altid spules, og dette bør lejlighedsvis foretages med varmt vand eller damp, såfremt spildevandet indeholder fedt eller olie.

3.4.2 DRIFTSOVERVAGNING

Omkring sien kan forekomme aerosoler, bakterier etc., som kan bevirke, at luften er sundhedsfarlig for mennesker.

Lugt "Dårlig luft" kan være forårsaget af, at organisk materiale har ophobet sig i indløbsbygværket eller at opsamlingen af frasiert materiale ikke fungerer tilfredsstillende.

Det frasierte materiales beskaffenhed Det frasierte materiale indeholder sand og organisk materiale. Indholdet varierer for de enkelte anlæg.

Mængde af frasiet materiale

Mængden af frasiet materiale varierer meget (0,1 - 1,0 l/m³ spildevand) og afhænger af følgende:

- graden af indsvivning i ledningssystemet
- forbehandlingstype (sandfang)
- si-type
- art og mængde af industrispildevand
- diffuse udslip af grove partikler

Bundfældelige stoffer

Indhold af bundfældigt stof i spildevandet bør måles før og efter sien. Udskilningsgraden er afhængig af størrelsen på åbningerne i sien. For sier med åbninger på 0,75 - 1 mm kan resultaterne bedømmes efter følgende:

Reduktion af bundfældelige stoffer %		Bedømmelse
>	30	god
	10-30	acceptabel
>	10	dårlig

3.4.3 DRIFTSPROBLEMER

Almindelige driftsproblemer
med sier

Tilstopning af sien

Mulige årsager og forslag til
afhjælpning

Tilstopning kan medføre blokering, og sien må i så fald rengøres. En for fin si kan udskiftes med en grovere eller med en, som er understyret med større åbninger.

Tilstopning kan skyldes utilstrækkelig spuling og kontinuert spuling eller en forøgelse af spulevandsmængden kan forsøges.

Såfremt fedt eller olie sætter sig fast på sien, spules med varmt vand. Højtrykspuling kan også anvendes. Ved spuling med varmt vand eller under højt tryk bør tilløbet til sien stoppes.

Reduktion af bundfældelige stoffer er dårlig

En for åben si erstattes med en tættere.

Oversvømmelse

Oversvømmelse kan skyldes tilstopning. Angående afhjælpning se under "Tilstopning af sien".

Oversvømmelse kan også skyldes hydraulisk overbelastning, f.eks. at pumpernes kapacitet ikke er tilpasset sien.

3.5 LUFTNING

3.5.1 ORIENTERING

Formål

Luftning anvendes i flere sammenhænge indenfor spildevandsteknikken.

Formålet kan være:

- at tilføre ilt til biologiske processer
- at uddrive svovlbrinte fra anaerobt spildevand
- at styre bundfældningen i et beluftet sandfang
- at forhindre sedimentation i tilløbskanaler m.v.
- omrøring.

Beskrivelse

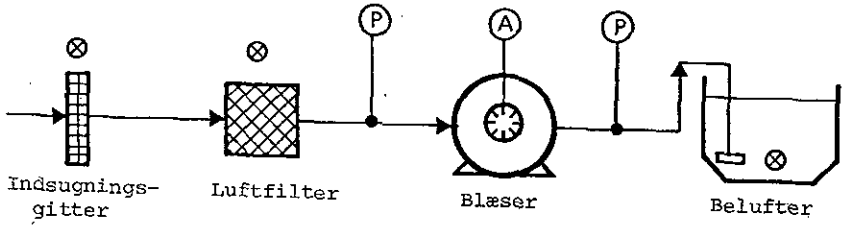
Ved den almindeligste fremgangsmåde blæses luft ind i vandet på varierende dybde ved hjælp af centrifugal- eller kapselblæsere. Luften fordeles i vandet gennem enten finboblede eller grovboblede diffusorer, som findes i mange typer og udformninger.

Beluftning kan endvidere ske ved hjælp af mekaniske anordninger, f.eks. overfladeluftere som ved bearbejdning af vandoverfladen forårsager en stor kontaktoverflade mellem luft og vand og samtidig medfører en kraftig omrøring.

Eksempler på andre metoder for luftning er:

- kombination af luftindblæsning og mekanisk omrøring
- mammutpumper
- ejektorluftere.

På fig. 3 vises eksempel på opbygning af et luftningsanlæg.



⊗ Steder, hvor tilstopninger kan forekomme

Ⓟ Trykmåler

Ⓜ Amperemeter

Figur 3: Eksempel på opbygning af beluftningsanlæg.

3.5.2 AKTUELLE OBSERVATIONER OG MALINGER

	Observationer	Målinger
Indsugningsanordning (gitter, trådnæt)	Tilstopning	
Luftfilter	Tilstopning	
Blæser	Maskinfunktion	Statisk tryk på suge- og trykside:
Blæserens el-motor		Strømforbrug
Luftningsbassiner	Luftfordeling Tilstopning af diffusorer Ubalance v. over- fladebelufter Lugt og aerosol- dannelse	
Blæserrum og rørsystem	Støj	

3.5.3 DRIFTSOVERVÆGNING

3.5.3.1 Indsugningsanordninger for luft

Tilstopninger Gitre og eventuelle finmaskede trådnets kan blive tilstoppet af f.eks. blade og støv i luften. Desuden kan indsugningsanordningen lukkes af is om vinteren. Forholdene kontrolleres regelmæssigt og rengøring må foretages efter behov.
Se iøvrigt nedenfor om trykmåling.

3.5.3.2 Luftfilter

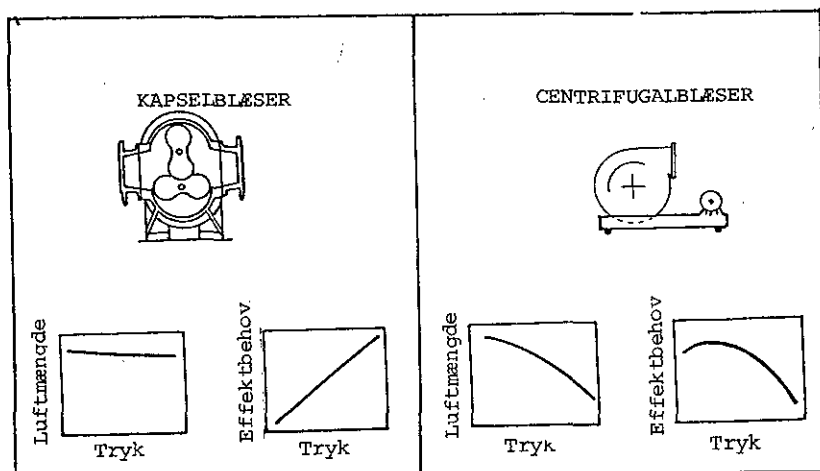
Tilstopninger Blæsere af kapselblæsertypen har altid en form for luftfilter på sugesiden. Tryktabet gennem filteret øges efterhånden på grund af støv, som sætter sig i filteret og tilstopper dette. Forholdene kontrolleres regelmæssigt, og filteret bør udskiftes, når det er nødvendigt.
Se iøvrigt nedenfor angående trykmåling.

3.5.3.3 Kapsel- og centrifugalblæsere

Maskinfunktion Det er ikke usædvanligt med vibrationsproblemer ved blæsere og kompressorer. Årsagerne er ofte en teknisk mangelfuld installation. Ved det løbende tilsyn bør vibrationerne holdes under opsyn og modforholdsregler i form af forbedret opstilling gennemføres, såfremt dette viser sig nødvendigt.

Trykmåling Det statiske tryk giver oplysning om en begyndende tilstopning. Det er derfor ønskeligt, at der findes trykmåler på både tryk- og sugeside. Ved kapselblæsere skal målerne være installeret med lukkeventiler for at beskytte trykmålerne mod unødvendige mekaniske påvirkninger, når måling ikke er nødvendig.

Blæsere og kapselblæsere har forskellige karakteristiske egenskaber. Hvorledes kapacitet og energiforbrug ændres som funktion af modtrykket fremgår i princippet af fig. 4.



Figur 4: Karakteristiske egenskaber ved kapselblæsere og centrifugalblæsere.

Luftmængden fra en kapselblæser vil kun blive ubetydeligt påvirket af en forøgelse af modtrykket. Derimod øges motorernes effektbehov og denne øgning er direkte proportional med trykforøgelsen. Konsekvensen af tilstopninger bliver altså forøgede driftsomkostninger.

Ved anvendelse af centrifugalblæsere mindskes luftmængden derimod ved øget tryk. Dette gælder også motorens effektbehov. Konsekvensen af den mindre luftmængde kan f.eks. være iltmangel i luftningsbassinet. Som modforholdsregel kan eventuelt tilkobles endnu en blæser, hvilket indebærer, at problemet kan klares midlertidigt, men med øgede driftsomkostninger tilfølge.

3.5.3.4 El-motorer til centrifugal- og kapselblæsere

Strømforsbrug Motorernes strømforsbrug er afhængig af trykforholdene i rørsystemet og giver derfor oplysninger om tilstopninger. Ved kapselblæsere øges strømforsbruget, når modtrykket øges. Ved centrifugalblæsere bliver strømforsbruget lavere, når modtrykket øges.

3.5.3.5 Luftningsbassiner

Luftfordeling Ved luftindblæsning med diffusorer skal man sørge for, at luften fordeles jævnt dels mellem de parallelle bassiner, dels indenfor hvert område i det enkelte bassin. Se endvidere under afsnit 3.5.4 "Driftsproblemer".

Tilstopning af diffusorer Tilstopninger kan forårsage store driftsforstyrrelser og må derfor holdes under løbende opsyn. Se endvidere afsnit 3.5.4 "Driftsproblemer".

Ubalance ved overfladeluftere Klude eller andre ting som sætter sig fast på lufteren kan forårsage ubalance. Ved åbne bassiner kan om vinteren optræde ubalance på grund af isdannelser, hvilket kan forvolde alvorlige skader på belufteren. Denne bør holdes under løbende opsyn og renses for is, når denne forekommer.

Vandstænk og aerosoldannelse Spørgsmålet behandles i publikationer om arbejdssikkerhed, og berøres derfor ikke her.

3.5.3.6 Blæserrum og rørsystem

Støj Høje lydniveauer skyldes ofte:

- anvendelse af tynde rør i forbindelse med kapselblæsere
- høje omdrejningstal
- mangel på lyddæmpere

- rørføringer som overfører vibrationer til bygningsdele
- maskinopstillinger uden nødvendige vibrationsdæmpere.

Der kan ikke gives generelle råd om modforholdsregler, men ovenstående liste over mulige årsager kan være et udgangspunkt for arbejdet med at sænke støjniveauet.

3.5.4 DRIFTSPROBLEMER

Driftsproblemer i luftningsanlæg kan optræde i form af funktionsforstyrrelser som:

- ujævn luftfordeling i et bassin eller mellem forskellige bassinenheder
- tilstopning af belufterne i bassinerne
- uens ilttilførsel mellem bassinernes overflade og bund på grund af, at bassinform og beluftningssystem ikke er afpasset efter hinanden.

Afhjælpningsforslag ved forskellige driftsproblemer er sammenholdt nedenfor.

3.5.4.1 Ujævn luftfordeling

Mulige årsager

Enkelte beluftere eller grupper af beluftere er stoppet til

Ødelagte beluftere

Belufterne er ikke placeret i samme niveau

Forslag til afhjælpning

Rengør belufterne.
Se afsnit 3.5.4.2.

Udskift ødelagte beluftere med nye.

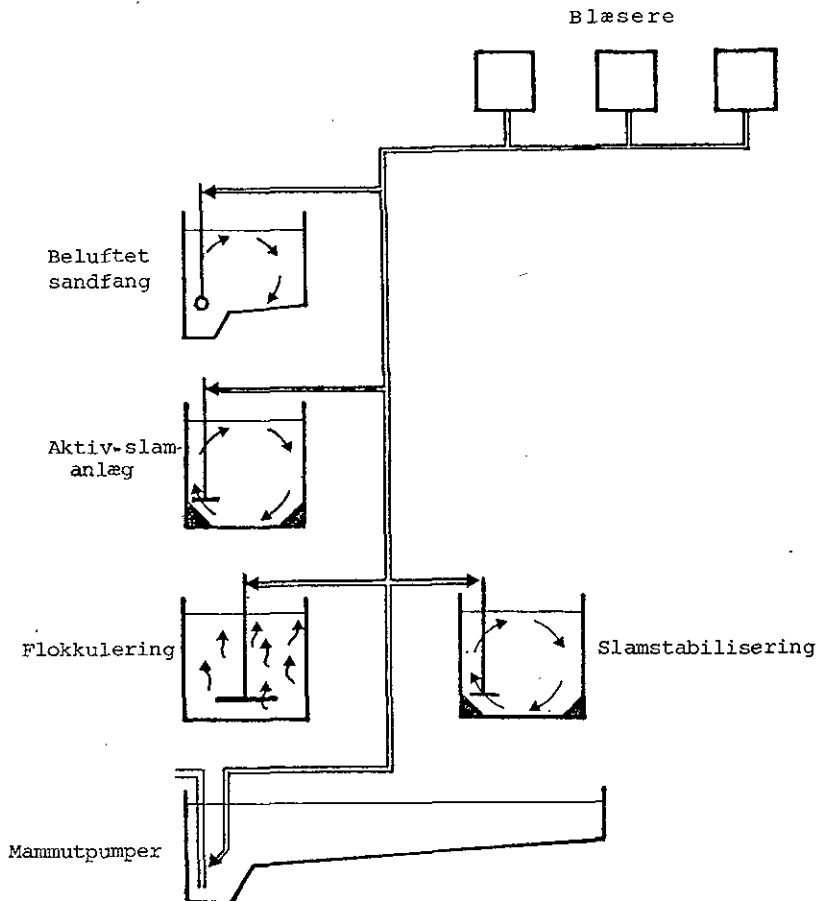
- hvis muligt, justér da belufternes niveau
- anvend ventilerne på fordelingsrørene til at opnå en bedre fordeling af luften.

Tryktabet over belufterne er for lille, d.v.s. luftmængden pr. belufter er for lille i forhold til belufternes virkelige kapacitet

Øg luftmængden pr. belufter f,eks. ved at:

- øge den totale luftmængde
- lukke for enkelte beluftere
- I tilfælde af perforerede rør kan antallet af luftåbninger mindskes ved f.eks. tildækning med vandfast tape.

Fordelingen af luft til forskellige anlægsdele fra et fælles blæserarrangement kan være et specielt problem, jfr. fig. 5.



Figur 5: Eksempel på luftfordelingsarrangement.

Ved niveauvariationer i et bassin vil lufttilførslen ikke kun blive påvirket i dette bassin, men også i alle de øvrige bassiner. Effekten bliver især ugunstig i sandfang og flokkuleringsbassiner, hvor lufttilførslen skal være kontrolleret for at det ønskede resultat kan opnås. Problemet kan f.eks. løses ved at lufttilførslen til disse bassiner foretages med separate blæsere.

3.5.4.2 Tilstopning af beluftere

Arsagerne kan ofte være vanskelige at klarlægge. En bestemt type udstyr kan fungere godt på et rensningsanlæg og give problemer på et andet. Nedenstående punkter kan være til hjælp:

Mulige årsager

- Mangelfuld filtrering af luften i anlæg med finporøse beluftere (diffusorer) kan forårsage tilstopning på inder-siden af belufterne
- Stop i lufttilførslen kan forårsage tilstopning af belufterne fra ydersiden ved indtrængning af slam. Især finporøse luftere er følsomme.
- Dosering af jern til aktiv slamprocessen (simultanfældning) har medført øgede tilstopningsproblemer på mange anlæg.

Forslag til afhjælpning

- Sørg for at luftfilteret er intakt, således at luften passerer gennem filteret og endvidere, at filteret er af en type, som kan tilbageholde fine partikler.
- Sørg for at afbrydelser i lufttilførslen mindskes mest muligt, f.eks. når en blæser tages ud af drift og erstattes med en anden.
- Prøve at flytte doseringspunktet så tæt på anlæggets tilløb som muligt, således at det divalente jern i det mindste er delvist iltet, inden det ledes ind i luftningsbassinet.

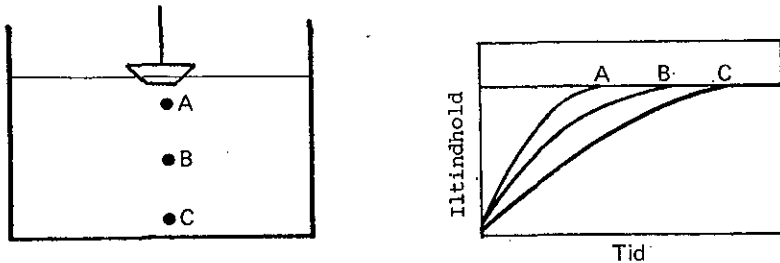
- Mangelfuld forrensning af vandet kan forårsage øget tilstopning af belufterne ved at tekstiler filtrer sig sammen og indhylder belufterne.
- En forbedret forrensning kan opnås, hvis f.eks. manuelt oprensede grovrister erstattes med mekaniske finrister, eller at rister erstattes med sier.

Rengøring af beluftere sker ad mekanisk vej, når det drejer sig om perforerede rør. Finporøse beluftere kan vaskes med syre eller alkaliske kemikalier. Det er vigtigt, at leverandørens anvisninger følges, da et vaske-middel, som kan bruges i et tilfælde, kan ødelægge be-lufteren i et andet tilfælde.

3.5.4.3 Uensartet ilttilførsel

Såfremt bassinform og luftningssystem ikke er tilpasset til hinanden, kan ilttilførselen blive meget uensartet i bassinerne. Et eksempel er f.eks. en overfladebelufter placeret i et bassin, hvor bassinbredden er for lille i forhold til dybden.

Fig. 6 viser kurver over iltkoncentration som funktion af tiden fra et fuldskala forsøg til bestemmelse af iltningsskapaciteten i et anlæg med u hensigtsmæssigt forhold mellem bredde og vanddybde. Af diagrammet fremgår, at ilttilførselen til bassinets nederste del er væsentlig mindre end til den øverste.



Figur 6: Eksempel på iltransport til punkter i forskellige dybder i et luftningsbassin.

3.5.4.4 Utilstrækkelig omrøring

Når bassinform og beluftningssystem er veltilpasset til hinanden, kan omrøringen styres ved at variere luftindblæsningen eller ved at variere overfladebelufterens omdrejningstal eller nedsænkingsdybde. I de tilfælde hvor bassinerne har en u hensigtsmæssig form til det anvendte beluftningssystem, kan slamaflejringer ofte ikke undgås. Hvad angår mulighederne for afhjælpning er situationen den samme som ved uensartet ilttilførsel.

3.6 SAND- OG FEDTFANG

3.6.1 ORIENTERING

Formål

Sand, fedt og olie fjernes fra spildevandet for at mindske driftsforstyrrelser i efterfølgende processer både på vand- og slambehandlingssiden.

Beskrivelse

I sandfanget separeres sand og andet tungt materiale fra spildevandet, mens fedt og olie udskilles i et fedtfang. Kombineret sand- og fedtfang optræder hyppigt. Kommunale rensningsanlæg er som regel forsynet med sandfang, mens fedtfang er mindre almindeligt.

Et sandfang kan være opbygget af en eller flere langsgennemstrømmede kanaler eller som beluftede bassiner af forskellig udformning. Sandudskillelsen styres af den hydrauliske overfladebelastning og vandets gennemstrømningshastighed. (Se iøvrigt kapitel 3.5 "Beluftning"). Ved større rensningsanlæg er sandfanget ofte forsynet med pumper eller lignende til oprensning af det bundfældede sand. I visse tilfælde foretages en vaskning af sandet. Som oftest føres sandet til dræning i f.eks. en container. Fedtfang er ofte luftede bassiner. Fedtet føres ved hjælp af luften op til overfladen og skræbes bort til en beholder.

3.6.2 DRIFTSOVERVAGNING

Sandmængde	Sandmængden måles regelmæssigt og variationer noteres. Sandmængden øges ofte ved kraftig nedbør.
Kvalitet af fjernet sand	Sandets farve og lugt bør observeres. Man kan også med mellemrum analysere sandets glødetab. Glødetabet er et mål for sandets indhold af slam. Glødetabet bør ikke være større end 20% af tørstofindholdet.
Fedt og olie ved fedtfang	Fedt- og oliemængden måles regelmæssigt og forandringer noteres. En øget mængde kan f.eks. indikere, at tilsluttede industriens rensningsforanstaltninger ikke fungerer.
Fedt og olie i afløbet fra fedtfang	Fedt- og olieindholdet analyseres efter behov. Hvilke fedt- og olieindhold som medfører driftsforstyrrelser er afhængig af anlægstypen. Driftsforstyrrelser kan forekomme, hvis der findes mere end 30-50 g/m ³ fedt eller olie i afløbet fra fedtfang.

3.6.3 DRIFTSPROBLEMER

Ved beluftede sand- og fedtfang er mange af driftsproblemerne knyttet til beluftningen (se afsnit 3.5.4).

3.6.3.1 Dårlig sandudskillelse

Mulige årsager

For høj gennemstrømningshastighed

Forslag til afhjælpning

Gennemstrømningshastigheden mindskes. Ved beluftede sandfang sker dette ved mindskning af den indblæste luftmængde. Se fig. 7. En rimelig vandhastighed (periferihastighed) er ca. 0,3 m/s.

Sandakkumulering

Sand fjernes oftere ved ændring af skraberens driftsprogram.

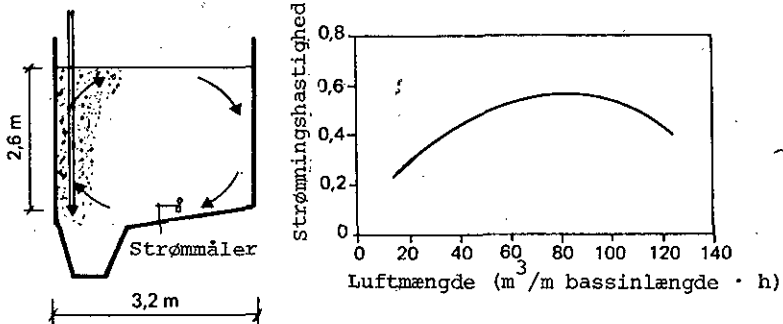
3.6.3.2 Sandet indeholder for meget slamMulige årsager

For lav strømningshastighed

Forslag til afhjælpning

Strømningshastigheden øges.

Ved beluftede sandfang sker dette ved øgning af den indblåste luftmængde. Se fig. 7.



Figur 7: Beluftet sandfang. Eksempel på målt sammenhæng mellem strømningshastighed og indblæst luftmængde.

3.6.3.3 Dårlig fedtudskillelseMulige årsager

For høj gennemstrømningshastighed.

Overbelastning med fedt.

Forslag til afhjælpning

Se under "Dårlig sandudskillelse".

Kilden til fedttilførslerne bør opspores.

3.7 FORKLARINGSTANK

3.7.1 ORIENTERING

Beskrivelse

I forklaringstanken fjernes bundfældelige stoffer i spildevandet. I bundfældningstanken stiger også ikke-emulgeret fedt op til overfladen, hvorfor man i forklaringstanken altid bør have mulighed for at fjerne flydeslam. I forklaringstanken udjævnes belastningen af de efterfølgende behandlingstrin.

Hvis det forekommer, at spildevandet indeholder fremmedstoffer, f.eks. olie, kan disse søges opsamlet i forklaringstanken. I disse tilfælde er det vigtigt at træffe de nødvendige forholdsregler, således at dette spildevand ikke kommer til de efterfølgende rensningstrin.

I forklaringstanken fjernes hovedparten af de bundfældelige stoffer, og man opnår også en reduktion af suspenderet stof på 40-60%, og 20-40% reduktion af BI_5 og COD. Reduktionen af næringssalte er ubetydelig, ca. 10%.

3.7.2 AKTUELLE OBSERVATIONER, MÅLINGER, ANALYSER OG BEREGNEDE VÆRDIER

De observationer, målinger, analyser og beregnede værdier, som er aktuelle i forbindelse med driftsovervågning af forklaringstank fremgår af oversigten på næste side.

	Observationer	Målinger og analyser	Beregnete værdier
Indløbsvand til forklarings-tank	Udseende	Bundfældeligt stof Suspendede stoffer	
Forklaringstank	Strømningsforhold Flydeslam Slamakkumulering		Hydraulisk overfladebelastning
Afløbsvand fra forklarings-tank	Udseende	Bundfældeligt stof Suspendede stoffer	

3.7.3 DRIFTSOVERVAGNING

3.7.3.1 Tilløb til forklaringstank

Udseende

Forandringer i farve, lugt og koncentrationer observeres løbende. Dette gælder i første omgang tilløbsvandet til anlægget (se kapitel 3.1), men denne kontrol bør også foretages på tilløbsvand til forklaringstank.

Bundfældeligt stof

Bundfældeligt stof giver information om hvor meget materiale, der kan fjernes i forklaringstanken.

Suspenderet stof

Suspenderet stof er aktuelt at bestemme, såfremt man ønsker at beregne rensningseffekten med hensyn til suspenderet stof.

3.7.3.2 Forklaringstank

Slamspejlsniveau

Slamspejlsniveauet i forklaringstanken viser om slamskrabning og slamudpumpning er tilstrækkelig. Slamtæppet bør i fladbundede bassiner holdes så lavt som muligt og bør ikke overstige 10 cm. For højt slamspejl kan medføre en forhøjet koncentration af suspendede stoffer i udløbsvandet på grund af ophvirvling af slam fra slamlaget.

Et højt slamspejlsniveau medfører en lang slamoopholdstid i tanken, hvorved dette går i forrådnelse og forårsager flydeslamdannelse og ilde lugt.

Flydeslam En vis flydeslamdannelse forekommer altid og slammet må fjernes efter behov. Unormale flydeslamdannelse behandles under "Driftsproblemer" (afsnit 3.7.4).

Strømningsforhold Turbulente og uensartede strømningsforhold i en forklaringstank og ujævn vandfordeling mellem parallelle bassiner kan medføre en dårlig udskilningsgrad. Se afsnittet "Driftsproblemer".

Hydraulisk overfladebelastning Den hydrauliske overfladebelastning HOB, angiver karakteristika for belastningsforholdene i forklaringstanke. HOB angives som regel som $m^3/m^2 \cdot h$ (m/h)

$$HOB = \frac{q}{A}$$

hvor

HOB = hydraulisk overfladebelastning,
 m^3/m^2

q = spildevandstilledning, m^3/h .

A = forklaringstankens overfladeareal, m^2 .

Forklaringstanke kan fungere med belastninger op til $1,5 - 2 m^3/m^2 \cdot h$. Hvis forklaring er eneste behandling, bør man tilstræbe en noget lavere belastning.

3.7.3.3 Afløb fra forklaringstank

Udseende Vandets udseende observeres løbende. Forandringer kan indikere forstyrrelser i rensningsprocessen.

Bundfældeligt stof Bundfældeligt stof i afløbet fra forklarings-
tank er et mål for tankens udskillelsesgrad og
bør måles ofte for at kontrollere tankens funk-
tion. Resultatet med hensyn til rensning for
bundfældeligt stof kan karakteriseres som:

Bundfældeligt stof ml/l	Bedømmelse
< 0,3	god
0,3-0,5	acceptabel
> 0,5	dårlig

Suspenderede stoffer Suspenderede stoffer måles, såfremt man ønsker
stoffer at bestemme rensningseffekten i forklarings-
tanken.

3.7.4 DRIFTSPROBLEMER

Driftsproblemer ved forklaringsstanke kan inddeles i to
grupper:

- problemer med forklaringsstank
- problemer i form af utilfredsstillende
rensning.

3.7.4.1 Problemer med forklaringsstank

Flydeslam

Mulige årsager

Slammet har for lang opholdstid
i bundfældningstanken

Forslag til afhjælpning

Pump slammet ud noget oftere.

Slamakkumulering i bundfældnings- Øg den slammængde, som tages ud
tanken. dagligt. Ved intermitterende
drift af skraber, må driftstiden
øges.

Slam aflejres i bassin med for
lille bankethældning, f.eks.
Emschertanke og Dortmundtanke.

Foretag regelmæssige nedskrabninger.

For lav tørstofkoncentration i udtaget slamMulige årsager

Slammet opnår ikke tilstrækkelig tid til at opkoncentreres i slamkeglen.

Vand suges med ved slamudpumpningen.

Forslag til afhjælpning

Tidsrummet mellem slamudpumpningerne bør øges.

Nedsæt slamudpumpningstiden og pump istedet flere gange pr. døgn.

Problemer med slamudpumpning eller slamaftapningMulige årsager

Slammet har for høj en tørstofkoncentration

Slammet indeholder sand og klude

LugtMulige årsager

Slamaflejringer

For lang opholdstid på grund af lav belastning

Belastning med let nedbrydeligt organisk materiale

Forslag til afhjælpning

Foretag en hyppigere slamudpumpning.

Kontrollér funktion af rist og sandfang.

Forslag til afhjælpning

Se ovenfor under "Flydeslam".

Ved parallelle bassiner og permanent lav belastning tages en eller flere tanke ud af drift.

Forbehandling eller udjævning af eventuelle industriudslip. Udjævn tilførslen af slamvand. Tilsæt brintoverilte, nitrat eller klor. Undgå overdosering, således at et eventuelt efterfølgende biologisk trin ikke påvirkes.

3.7.4.2 Utilfredsstillende rensning

Utilfredsstillende effekt af forklaringstanke kan henføres til en utilfredsstillende udskillelse af bundfældeligt stof. Den almindeligste årsag til at udskillelsen er dårlig er, at den hydrauliske belastning er for høj. Mulige driftsindgreb fremgår af nedenstående. Ofte er det imidlertid nødvendigt at mindske tilløbet ved indgreb i ledningsnettet eller at udbygge anlægget således, at det tilstrækkelige overfladeareal opnås.

Utilfredsstillende udskillelse af slam

Mulige årsager

Stødbelastning på grund af intermitterende pumpe-ning før rensningsanlægget.

Stødbelastning på grund af stødvis tilførsel af overskudsslam.

Hydraulisk overbelastning.

Forslag til afhjælpning

Afpas pumpernes kapacitet til forklaringstankens kapacitet.

I aktiv slamanlæg med forklaring føres overskudsslammet ofte til indløbet og belastér dermed forklaringstanken. Ved stødvis tilførsel af overskudsslam bliver bundfældningen ofte dårlig. Undersøg om det er muligt at føre overskudsslammet direkte til slambehandling eller om det er muligt at udtage overskudsslammet kontinuert eller evt. en mindre mængde pr. gang.

Lad en større spildevandsmængde gå via overløbsbygværk. Dette bør kun gøres, hvis den totale rensning bliver bedre.

Ophvirvling af bundfældeligt materiale

Lad slamskraberne køre så længe, at der ikke er mere slam på bassinbunden.

Kontrollér at slamskraberens hastighed ikke overstiger ca. 0,5 m/min.

Forsøg at mindske eventuelle kortslutningsstrømme ved justering af indløbs- og udløbsbygværker.

Uensartede strømningsforhold

Kontrollér at vandet fordeles jævnt mellem parallelle enheder.

Kontrollér at overløbskanterne befinder sig i samme niveau.

Med hensyn til afhjælpning af uhensigtsmæssige tankudformninger eller uheldigt udformede til- og afløbsbygværker kan der ikke gives generelle råd.

3.8 BASSINANLÆG

3.8.1 ORIENTERING

Formål

Bassinanlæg anvendes for at fjerne bundfældeligt og biologisk nedbrydeligt materiale fra spildevand. Ved evt. kemikalietilsætning i bassinanlæg er hensigten at fjerne fosfor. Iltning af kvælstofforbindelser kan ikke forekomme under nordiske forhold.

Beskrivelse

Et bassinanlæg består af en eller normalt flere i serie anbragte bassiner med en dybde på 1 - 1,8 m. Normalt ud-

gør bassinerne den eneste rensning, men forbehandling (rist, septiktank) og efterbehandling (kemisk fældning, filtrering) kan forekomme. Undertiden tilsættes fældningskemikalier til bassinerne for at forbedre rensningseffekten specielt med hensyn til fosfor. Fældningen gennemføres ofte i et separat anlæg før bassinanlægget (forfældning). Bassinanlæg anvendes også som sidste behandlingstrin ved en vidtgående rensning, eller hvor man ønsker et anlæg med stor driftssikkerhed. Bassinanlæg til dette formål betegnes ofte spildevandslaguner.

I bassinanlæg foregår rensningen ved hjælp af alger og bakterier. Bakterierne nedbryder det organiske stof i spildevandet under forbrug af ilt og produktion af kuldioxid. Algerne kan med solenergien ved fotosyntese udnytte kuldioxiden til vækst. Ved algernes fotosyntese produceres ilt, som bakterierne kan udnytte.

3.8.2

AKTUELLE OBSERVATIONER, MÅLINGER, ANALYSER OG BEREGNEDE VÆRDIER

De observationer, målinger, analyser og beregnede værdier som er aktuelle ved bassinanlæg fremgår af det følgende.

Ved anlæg med kemisk fældning i bassinet er det desuden aktuelt at anvende de parametre, som er nævnt i kapitel 3.13 "Kemisk fældning".

	Observationer	Målinger og analyser	Beregnete værdier
Indløbsvand til bassin-anlæg	Lugt og udseende	BI ₅ COD total fosfor suspenderede stoffer	
Bassinanlæg	Lugt og udseende Voldenes tilstand Vegetation Vejret	Slamakkumulering Temperatur Vandkvalitet på forskellig dybde Ilt	Overfladebelastning med organisk materiale Specifik bassinoverflade Opholdstid
Afløbsvand fra bassinanlæg	Udseende	BI ₅ COD Suspenderede stoffer total fosfor	

3.8.3 DRIFTSOVERVAGNING

3.8.3.1 Indløbsvand til bassinanlæg

Indløbsvand til bassinanlæg er normalt råspildevand, men det kan også være spildevand, som har været underkastet en forudgående behandling.

Lugt og udseende Forandringer i lugt, farve og koncentration observeres løbende. Se iøvrigt kapitel 3.1.

BI₅, COD Koncentrationen af organisk materiale i tilførsesvandet kombineret med mængden af spildevand bestemmer belastningen af bassinanlægget og bør derfor regelmæssigt beregnes. Koncentration af organisk stof i indløbsvandet bør også måles for at rensningseffekten kan be-

regnes. COD kan ofte anvendes som et alternativ til BI_5 . For hver enkelt anlæg er det ofte muligt at finde en tilfredsstillende sammenhæng mellem BI_5 og COD for tilløbsvand. (Se afsnit 2.4.16 og 2.4.17).

Total fosfor

Ved driftsovervågning er det normalt ikke nødvendigt at analysere for total fosfor. Såfremt man ønsker at bestemme bassinanlæggets rensningsgrad med hensyn til fosfor, er analyse nødvendig.

Suspenderede stoffer

Måling af suspenderede stoffer er af begrænset værdi, med mindre specielle forhold gør sig gældende.

3.8.3.2 Bassiner

Der er ofte flere bassiner i serie og ofte drevet parallelt. Observationer bør foretages i samtlige bassiner.

Lugt og udseende

Vandets udseende i bassinerne er en god indikation for bassinanlæggets tilstand. I sommerhalvåret bør bassiner have et rimeligt islæt af alger. Kraftig algevækst, "grønkålssuppe", ses ofte i det første bassin, men hvis det også findes i det sidste bassin, tyder det på for høj belastning.

Sort farve i bassinet, og ofte sammen med lugtgener tyder på anaerobe forhold og er en klar indikation på overbelastning med organisk stof. Et gråligt vand i bassinet kan tyde på kraftig regnvandstilløb.

Voldenes tilstand

Voldene rundt om bassinerne udsættes for erosion, og dyr kan grave gange i voldene. De må derfor besigtiges regelmæssigt. Græsset på voldene bør slås med mellemrum.

- Vegetation Bundvegetation i bassinerne giver mulighed for flydeslamsophobning og øger risikoen for insektplager. Vegetation i et bassin bør derfor fjernes.
- Vejret Vejret, specielt kraftig solindstråling, påvirker algernes iltproduktion. Det er derfor ønskværdigt med en oversigtsmæssig registrering af vejrforholdene.
- Slamakkumulering Slamakkumuleringen i bassinerne bør regelmæssigt kontrolleres, specielt omkring indløbet. Hvis man har mulighed for at "sprede" slammet ved at anvende flere tilløb, bør dette gøres. Slammet bør ingen steder tillades at nå op til vandoverfladen. Når slam akkumuleres i et omfang, som medfører, at opholdstiden i bassinet mindskes væsentligt, bør bassinet tømmes.
- Temperatur Temperaturen i bassinet påvirker den biologiske omsætning. Temperaturen bør registreres regelmæssigt.
- Vandkvalitet i forskellige dybder; afløbsarrangementer I bassinanlæg bestemmes kvaliteten af afløbsvandet i stor udstrækning af, hvor mange alger der findes i vandet. Algekoncentrationen kan imidlertid variere betydeligt i forskellige dybder af bassinet. Dette bør derfor kontrolleres visuelt. Afløbsarrangementet justeres således, at vandet udtages fra den dybde, hvor kvaliteten er bedst.
- Bassinanlæg har en anselig opmagasineringskapacitet, hvis man lader vandstanden variere. Dette kan udnyttes således at afløbet blokeres, når afløbskvaliteten er dårlig, eller når vandføringen i recipienten er unormal lav. Omvendt kan der udtages en større vandmængde via af-

løbet, når kvaliteten er forbedret, end den der tilføres anlægget.

Ilt

I et bassinanlæg i balance skal der i den isfrie periode være ilt tilstede i bassinernes øverste del i de lyse timer af døgnet. Iltkoncentrationen kontrolleres efter behov.

Organisk overfladebelastning

Den organiske overfladebelastning (OOB) udtrykker hvor stor en mængde organisk materiale, som tilføres pr. arealenhed vandoverflade. OOB udtrykkes normalt i $\text{g BI}_5/\text{m}^2 \cdot \text{h}$.

$$\text{OOB} = \frac{Q \cdot \text{BI}_{5\text{ind}}}{A}$$

OOB = organisk overfladebelastning
 $\text{g BI}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$

Q = tilløb, m^3/d

$\text{BI}_{5\text{ind}}$ = koncentration af organisk stof (BI_5) i tilløbsvand til bassin, g/m^3

A = bassinanlæggets totale overflade, m^2

Den organiske overfladebelastning bør ikke overstige $3-5 \text{ g BI}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, hvis man vil sikre sig en god funktion.

Eksempel:

Beregning af organisk overfladebelastning.

Et bassinanlæg består af tre bassiner i serie. Det første har en overflade på 3.200 m^2 og en dybde på $1,5 \text{ m}$, det andet bassin er på 3.000 m^2 og har en dybde på $1,4 \text{ m}$ og det tredje bassin har en overflade på 2.700 m^2 og en dybde på $1,2 \text{ m}$. Antal tilsluttede personer er 800. I

en periode måles en tørvejrstilstrømning på $380 \text{ m}^3/\text{d}$ med en BI_5 -koncentration på 130 g/m^3 .
Hvad er den organiske overfladebelastning ?

$$\text{Organisk belastning} = 380 \cdot 130 = 49.400 \text{ g BI}_5/\text{d}$$

$$\text{Total overflade} = 3.200 + 3.00 + 2.700 = 8.900 \text{ m}^2$$

$$\text{Organisk overfladebelastning} =$$

$$\frac{49.400}{8.900} = 5,6 \text{ g BI}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$$

Specifik bassin-
overflade

Den specifikke bassinoverflade udtrykker bassinareal pr. tilsluttet person. Den angives normalt i m^2/PE . Bassinoverfladen bør ved behandling af råspildevand ikke være mindre end $15\text{-}20 \text{ m}^2/\text{PE}$, såfremt en god rensning skal opnås.

Eksempel:

Beregning af specifik bassinoverflade.

Hvad er den specifikke bassinoverflade i ovenstående eksempel?

$$\text{Total overflade} = 8.900 \text{ m}^2$$

$$\text{Antal tilsluttede personer} = 800 \text{ PE}$$

$$\text{Specifik bassinoverflade} = \frac{8.900}{800} = 11 \text{ m}^2/\text{PE}$$

Opholdstid

Den hydrauliske opholdstid, T_h , for et bassinanlæg kan beregnes ud fra bassinvolumen og spildevandstilstrømningen.

$$T_h = \frac{V}{Q}$$

$$T_h = \text{opholdstid i døgn}$$

$$V = \text{bassinernes totale volumen, m}^3$$

$$Q = \text{spildevandsmængde, m}^3/\text{d}$$

Opholdstiden bør ikke være mindre end ca. 30 døgn ved behandling af råspildevand, såfremt en god rensning skal opnås.

Eksempel:

Beregning af opholdstid.

Hvad er opholdstiden i foregående eksempel?

$$\begin{aligned} \text{Total bassinvolumen} &= 3.200 \cdot 1,5 + 3.000 = \\ &= 1,4 + 2.700 \cdot 1,2 = \\ &= 12.240 \text{ m}^3 \end{aligned}$$

$$\text{Spildevandsmængde} = 380 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$\text{Opholdstid } T_h = \frac{12240}{380} = 32 \text{ døgn.}$$

3.8.3.3 Afløb fra bassiner

BI₅, COD

Reduktion af spildevandets indhold af organisk stof er hovedformålet med bassinanlæg. BI₅ og helst også COD i afløbet bør derfor kontrolleres regelmæssigt. Afløbskoncentrationerne fra bassinanlæg kan karakteriseres som:

BI ₅ g O ₂ /m ³	COD g O ₂ /m ³	Bedømmelse
< 30	< 60	god
30-50	60-120	acceptabel
> 50	> 120	dårlig

De årstidsmæssige variationer kan være betydelige. Ofte kan lave BI₅-koncentrationer konstateres samtidig med at COD er højt. Dette skyldes alger (som er organisk stof) i afløbet. Algerne nedbrydes relativt lidt ved BI₅-analysen, men så godt som fuldstændigt ved COD-analysen.

Suspenderede
stoffer

Suspenderede stoffer i afløbet består om sommeren næsten udelukkende af alger. Analyser af afløbet fra bassinanlæg kan karakteriseres som:

Suspenderede stoffer g/m ³	Bedømmelse
< 40	God
40-60	Acceptabel
> 60	Dårlig

Indholdet af suspenderet stof i afløbet er ofte mindre om vinteren end om sommeren.

Total fosfor Reduktionen af fosfor i bassinanlæg kan være af en rimelig størrelse om sommeren. Om vinteren er fosforreduktionen lav. Normalt analyseres kun for fosfor, såfremt særlige krav er stillet til anlægget.

3.8.4 DRIFTSPROBLEMER

Driftsforstyrrelser ved bassinanlæg kan ytre sig som problemer med bassinerne eller som en utilfredsstillende afløbskvalitet.

3.8.4.1 Problemer med bassinanlæg

Erosion af volde

Mulige årsager

Overfladen er bar

Mosegrise graver gange i voldene

Slamakkumulering ved indløbet

Mulige årsager

Højt indhold af bundfældeligt stof i spildevandet og lav strømningshastighed

Forslag til afhjælpning

Så græs helt ned til vandkanten. Om nødvendigt kan der "armeres" med sten.

Bekæmp mosegrisene.

Forslag til afhjælpning

Problemet kan ikke undgås, men mindskes ved at anlægge flere indløbsledninger, som anvendes skiftevis.

Fordel eller fjern slammet, eller hvis dette er et hyppigt forekommende arbejde, kan der installeres en bundfældningstank (Trix-tank) før bassinet.

Lugt

Mulige årsager

Tilstrømmende spildevand er ildelugtende

Slam i bassin nær overfladen

Tøbrud

Overbelastning med organisk materiale

Forslag til afhjælpning

Tilsæt brintoverilte, hypoklorit eller klor til tilløbsvandet før bassinet.

Fordel eller fjern slammet.

Isdækkede bassiner vil blive iltfrie. Ved tøbrud fremkommer ofte en ilde lugt fra bassinerne. Denne plejer at forsvinde af sig selv efter nogle få dage.

Bassinvolumen må forøges. Mindre krævende foranstaltninger, som kan prøves er:

Recirkulér udløbsvand til første bassin.

Installér beluftere i bassinet.

Kemisk fældning evt. i Trix-tank eller i det første bassin.

Tilsæt kalksalpeter, ca. 10 g/m² bassinoverflade. Dette bør kun foretages som lejlighedsvis foranstaltning ved akutte lugtproblemer.

InsektudviklingMulige årsager

Vegetation i bassinet, som fremmer insektudviklingen.

Vandhuller omkring bassinet, som fremmer insektudviklingen.

Forslag til afhjælpning

Bekæmp vegetationen.

Fyld vandhullerne med sand.

Plantevækst i bassinetMulig årsag

For lav vandstand

Forslag til afhjælpning

Hold en vandstand på mindst 1 m i hele bassinet.

3.8.4.2 Utilfredsstillende rensning

Når bassinanlæg anvendes til at rense råspildevand eller forbehandlet spildevand, kan man ikke regne med mere end 40-80% reduktion af BI_5 . De lave tal gælder vinterhalvåret. Fosforreduktionen er ofte lav og kan om vinteren helt mangle.

Rensningsprocesserne i et bassinanlæg er vanskelige at styre. Hvis bassinoverfladen er 20 m² pr. tilsluttet person eller mere, så er belastningen ikke for høj, og man bør da kontrollere, at der ikke er kortslutningsstrømme gennem bassinet, således at opholdstiden bliver reduceret. Kortslutningsstrømme kan elimineres ved at ændre på placeringen af til- og afløb eller ved at sætte ledeplader op. Ældre bassiner kan være fyldt med slam, således at opholdstiden er meget kort. Bassinet må da tømmes. Hvis man vil opnå en god rensning hele året igennem, må man ofte supplere rensningen på anden måde.

3.9 BIOLOGISK FILTERANLÆG (RISLEFILTER)

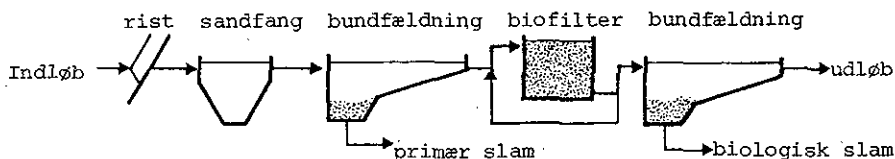
3.9.1 ORIENTERING

Formål

Biologiske filteranlæg anvendes for at fjerne opløst og nedbrydeligt organisk stof, som findes i spildevand, enten i opløst form eller som kolloider. Biologiske filtre er normalt ikke opbygget til at opnå nitrifikation (iltning af spildevandets kvælstofindhold).

Beskrivelse

Det biologiske filter tilføres normalt mekanisk rensset spildevand, som spredes over et lag af skærver eller plastmateriale. På filtermaterialet opbygges en hinde af mikroorganismer, filterhud, som nedbryder det organiske stof i spildevandet ved dets passage over filtermaterialet. Ilt tilføres ved skorstensvirkning i filteret og i visse tilfælde ved hjælp af en blæser. Dele af filterhuden fra filteret følger med vandet. Disse partikler udskilles sidenhen ved bundfældning. Normalt recirkuleres vandet over filteret. Recirkulationsvandet udtages oftest umiddelbart efter filteret (fig. 8) eller evt. efter bundfældningen (fig. 9).



Figur 8: Biologisk filter med recirkulering af afløbsvand fra filteret.

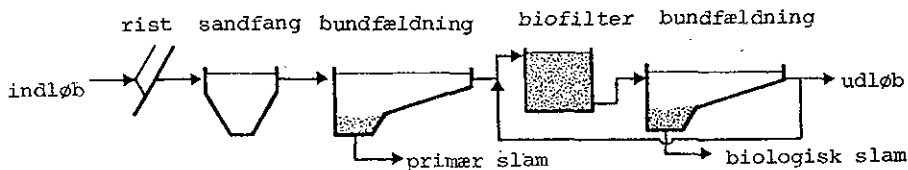


Fig. 9: Biologisk filter med recirkulering af bundfældet afløbsvand

Der findes også anlæg, hvor afløbsvandet fra det biologiske filter ledes til en luftningstank i et aktiv slam anlæg. (Ofte benævnt BS-anlæg).

Biologiske filtre kan kombineres med kemisk fældning. I de fleste tilfælde placeres kemikalietilsætning og flokku-
leringsbassiner mellem filteret og bundfældningstanken. Den kemiske fældning kan også foregå i et separat efterfølgende trin. Biologiske filtreringsanlæg kan også være opbygget som forfældningsanlæg, men dette er ikke så almindeligt.

Til karakterisering af materialet i et biologisk filter anvendes ofte to begreber: specifik overflade og porøsitet (hulrumsvolumen).

Den specifikke overflade angiver filtermaterialets samlede overflade pr. volumenenhed. Stor specifik overflade er ønskelig, da det giver mulighed for at have større mængder mikroorganismer i filteret. Den specifikke overflade i et biologisk filter med skærvemateriale er 40-50 m²/m³ og i filter med plastfyldlegemer 80-200 m²/m³.

Porøsiteten angiver hvor stor en del af filteret der udgøres af hulrum. Stor porøsitet er ønskelig, da dette mindsker risikoen for tilstopning og letter ilttilførslen. Porøsiteten i et biologisk filter med skærver er ca. 50% og i et filter med plastfyldlegemer op til 90%.

3.9.2 AKTUELLE OBSERVATIONER, MÅLINGER, ANALYSER OG BEREGNEDE VÆRDIER

De observationer, målinger, analyser og beregnede værdier, som er aktuelle ved biologiske filtre fremgår af oversigten på næste side.

	Observationer	Målinger og analyser	Beregnete værdier
Tilløbsvand til filter	Luft og udseende	Temperatur pH BI ₅ COD total fosfor suspenderet stof	
Filter	Spildevandets fordeling Filteroverfladens tilstand		Organisk volumenbelastning Hydraulisk overfladebelastning
Afløbsvand fra filter		Ilt temperatur	
Bundfældnings-tank	Slamspejls-niveau Flydeslam Strømforhold	Sigtedybde	Hydraulisk overfladebelastning
Afløbsvand fra bundfældnings-tank	Udseende	Bundfældelige stoffer Suspenderede stoffer BI ₅ COD Total fosfor	

3.9.3 DRIFTSOVERVAGNING

3.9.3.1 Tilløbsvand til biologisk filter

Tilløbet til et biologisk filter har normalt først passeret rist, sandfang og forklaringskøle. Tilløbsvandet kan også være kemisk behandlet ved forfældning. Prøve af tilløbsvand til det biologiske filter bør tages før sammenblanding med recirkuleret vand. I de fleste tilfælde kan afløbet fra forklaringskølen (alternativt siningen) anvendes.

Lugt og udseende

Forandringer i lugt, farve og koncentration observeres løbende.

Det gælder især spildevand, som samtidig er tilløbsvand til rensningsanlægget (se kapitel 3.1), men denne kontrol bør også foretages på tilløbsvandet til det biologiske filter.

Temperatur

Temperaturen har stor indflydelse på rensningsprocessen i et biologisk filter (jfr. fig. 10). Spildevandets temperatur i forhold til lufttemperaturen bestemmer også skorstensvirkningen i det biologiske filter. Temperaturen på indløbsvandet varierer normalt kun lidt fra dag til dag, hvorfor måling 1-2 gange om ugen er tilstrækkelig.

pH

pH-værdien i husspildevand udviser normalt ikke så store variationer, at regelmæssig måling er nødvendig. Hvis industrier er tilsluttet ledningsnettet, kan der forekomme store variationer, som kan påvirke filterets funktion alvorligt. Muligheden for at påvise dette med en stikprøve eller en døgnprøve er imidlertid begrænset. Se iøvrigt kapitel 3.1.

BI₅, COD

Indholdet af organisk stof i spildevand bestemmer sammen med spildevandsmængden den organiske belastning på filteret. Indholdet af organisk stof målt som BI₅ bør derfor bestemmes regelmæssigt.

Såfremt hyppige analyser af det organiske stofindhold i tilløbsvandet til rensningsanlægget gennemføres, kan frekvensen af analyser på tilløbsvandet til det biologiske filter reduceres. Dette forudsætter, at der haves kendskab til

fjernelsen af organisk stof i forklaringstanken under forskellige forhold.

Hvis der er store variationer i spildevandsmængdens fordeling over døgnet, kan det være nødvendigt, at foretage en kortlægning af dette ved analyse af delprøver, som dækker et helt døgn.

COD kan ofte anvendes som et alternativ til BI_5 . For hver enkelt rensningsanlæg er det sædvanligvis muligt at finde en tilfredsstillende sammenhæng mellem BI_5 og COD i indløbsvand. Se afsnit 2.4.16 og 2.4.17.

Total fosfor

Ved driftsovervågning af biologiske filtre er det ikke nødvendigt at analysere for total fosfor. I biologiske filteranlæg med kemisk fældning kan det være af en vis interesse at vide, hvor meget fosfor som fjernes i rensningsanlæggets forskellige dele.

Suspenderede stoffer

Måling af suspenderede stoffer er af begrænset interesse, bortset fra at målingen indikerer funktionen af det foregående behandlingstrin. Hvis slamvand tilføres det biologiske filter, kan analyse af suspenderede stoffer være aktuelt, idet målingen kan vise, om slamvandet påvirker tilløbsvandets sammensætning.

3.9.3.2 Biologisk filter (rislefilter)

Spildevandets fordeling

Sprinklerens funktion bør kontrolleres dagligt. Den bør gå jævnt og med en periferihastighed på 0,5-1 m/s. Det kan være nødvendigt at justere ophængningslinjer m.v. i forbindelse med temperaturforandringer over året. Man skal kontrollere, at udløbsåbninger ikke er tilstoppet, og disse må renses efter behov.

Filteroverfladens
tilstand

Man bør dagligt kontrollere, at filteroverfladen er åben, og at tilført spildevand hurtigt løber gennem filteret. Blade og lignende på filteroverfladen fjernes efter behov.

Sprinklerne skal standses ved arbejde på filteroverfladen

Man bør også observere, om farven på filteroverfladen er normal, d.v.s. brunlig, og om sommeren med et grønligt islæt ved åbne filtre. Man bør også bemærke, om der er filterfluer.

Ved anlæg med hyppige tilstopningsproblemer kan det være gavnligt at standse sprinklerne regelmæssigt og grave en 0,5-1 m dyb rende i stenmaterialet for at undersøge, om der er tendenser til tilstopning. Afhjælpninger kan da sættes ind i tide.

Organisk volumen-
belastning

Den organiske belastning pr. volumenenhed filtermateriale er den parameter, som er afgørende for det biologiske filters funktion. Den organiske volumenbelastning, OVB, udtrykkes normalt i g $BI_5/m^3 \cdot d$.

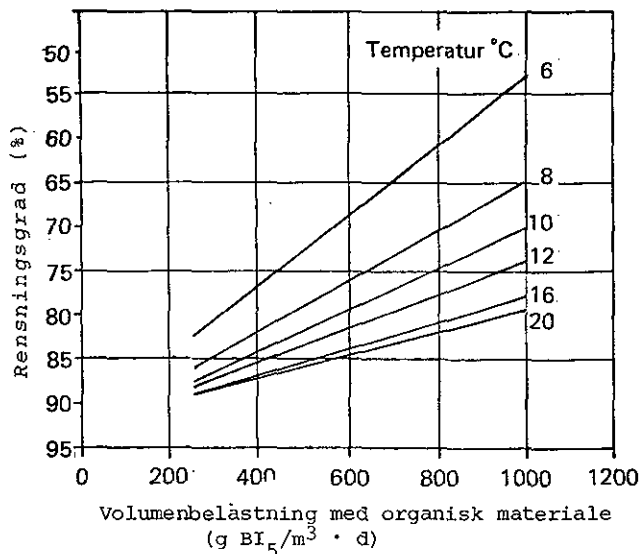
$$OVB = \frac{Q \cdot BI_5_{ind}}{V}$$

OVB = organisk volumenbelastning, g $BI_5/m^3 \cdot d$

BI_5 = middelkoncentration af organisk materiale udtrykt som BI_5 i tilløbet til det biologiske filter, g/ m^3 .

V = volumen af biologisk filter, m^3

Rensningseffekten i et biologisk filter som funktion af den organiske volumenbelastning og spildevandets temperatur fremgår i grove træk af fig. 10.



Figur 10: Skærvefilter. Rensningsgrad med hensyn til BI₅ som funktion af den organiske volumenbelastning og temperatur.

Hydraulisk overfladebelastning (HOB)

Den hydrauliske overfladebelastning udtrykker den hydrauliske belastning i forhold til filterets overfladeareal. Overfladebelastningen, HOB, udtrykkes normalt i $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$.

$$\text{HOB} = \frac{q}{A}$$

$$\text{HOB} = \text{hydraulisk overfladebelastning } \text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$$

q = tilløb + belastning fra evt. recirkulation, m^3/h .

A = filterets tværsnitsareal, m^2

En lav hydraulisk overfladebelastning (ved skærvefilter $< 0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$) ved plastfilter afhængig af fabrikat, normalt $< 1,5 - 2 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$) medfører risiko for tilstopning, herunder utilstrækkelig bevanding af hele filteroverfladen.

3.9.3.3 Afløb fra biologisk filter

Ilt For at kontrollere at skorstensvirkningen i filteret er tilstrækkelig, måles iltindholdet i afløbet fra det biologiske filter. Prøven tages som en stikprøve på det tidspunkt, hvor filteret har sin største belastning. Et iltindhold på under 50% af mætning indikerer tilstopning eller utilstrækkelig ilttilførsel.

Temperatur I frostvejr kan temperaturen på afløbsvand fra filter måles for at føre kontrol med afkølingen.

3.9.3.4 Bundfældningstank

Slamspejlsniveau Slamspejlets niveau i bundfældningstanken viser om slamskrabning og slamudpumpning er tilstrækkelig. Slamspejlshøjden bør i fladbudede tanke ikke overstige ca. 10 cm. Et højt slamspejlsniveau kan forårsage forhøjede koncentrationer af suspenderet stof i afløbet på grund af slamo-phvirvling fra slamlaget.

Et højt slamspejl indebærer også, at slammets opholdstid i tanken øges, hvilket let medfører gæring med flydeslamsdannelse og dårlig lugt til følge.

Flydeslam En vis flydeslamsdannelse forekommer altid og må fjernes efter behov. Unormal flydeslamsdannelse behandles under "driftsproblemer" (afsnit 3.9.4).

Strømningsforhold Urolige strømningsforhold og kortslutningsstrømme i et bundfældningsbassin, og uensartet fordeling af spildevandet mellem parallelle bassiner kan forårsage dårlig udskillelse. (Se afsnittet "Driftsproblemer").

Sigtedybde

Sigtedybde er ofte et godt udtryk for afløbskvaliteten, og målingen er enkel at udføre. Sigtedybden bør derfor måles daglig.

Målinger af sigtedybde i efterklaringstanke efter biologisk filter kan karakteriseres som:

Sigtedybde, cm	Bedømmelse
>50	god
30-50	acceptabel
< 30	dårlig

Hydraulisk overfladebelastning

Den hydrauliske overfladebelastning HOB, er et mål for belastningsforholdene i bundfældningsbassiner og angives normalt som $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$.

$$\text{HOB} = \frac{q}{A}$$

$$\text{HOB} = \text{hydraulisk overfladebelastning } \text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$$

$$q = \text{tilløb + evt. belastning fra recirkulation, } \text{m}^3/\text{h}$$

$$A = \text{bundfældningsbassinets overfladeareal, } \text{m}^2$$

Bundfældningstanke efter et biologisk filter fungerer godt ved belastninger op til 1-1,5 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$.

3.9.3.5 Afløb fra bundfældningstank

Udseende

Vandets udseende observeres løbende. Forandringer kan indikere forstyrrelser i rensningsprocessen.

Bundfældelige stoffer

Afløbsvandets indhold af bundfældelige stoffer er et mål for tankens udskillelsesgrad og bør hyppigt måles for at kontrollere tankens funktion. Resultatet af bestemmelsen kan karakteriseres som:

Bundfældelige stoffer ml/l	Bedømmelse
< 0,1	god
0,1-0,3	acceptabel
> 0,3	dårlig

Et højt indhold af bundfældelige stoffer efter 2 timers henstand er udtryk for dårlig funktion af bundfældningsbassinet.

Suspenderede
stoffer

Afløbsvandets indhold af suspenderede stoffer bør måles regelmæssigt. Sammenligning med indholdet af partikulært organisk materiale (d.v.s. differencen mellem BI_5 , eller COD, på ufiltreret og filtreret prøve) er ofte af interesse.

Resultaterne af analyser for suspenderede stoffer i afløbsvandet fra bundfældningstanken kan karakteriseres som:

Suspenderede stoffer g/m^3	Bedømmelse
< 20	god
20-40	acceptabel
> 40	dårlig

Et højt indhold af suspenderede stoffer indikerer dårlig udskillelse eller, at det suspenderede stof har dårlige bundfældningsegenskaber.

BI_5 , COD

Formålet med et biologisk filter er at fjerne let nedbrydeligt organisk stof. Afløbsvandet må derfor regelmæssigt analyseres for BI_5 og helst også COD. Det er ofte en fordel også at gennemføre analyse på filtrerede prøver. Her-

ved afspejles fordelingen af organisk stof på henholdsvis opløst og suspenderet form.

BI₅ i afløbet afhænger af belastningen på filteret og afløbsvandets temperatur (se fig. 10). Ved lavt belastede biologiske filtre, (< 700 g BI₅/m³·d), kan analyseresultater for BI₅ i afløbsvandet i sommerhalvåret karakteriseres som:

BI ₅ ufiltreret g O ₂ /m ³	BI ₅ filtreret g O ₂ /m ³	Bedømmelse
< 20	< 10	god
20-30	10-20	acceptabel
> 30	> 20	dårlig

En høj BI₅ værdi på filtreret prøve indikerer utilfredsstillende biologisk nedbrydning. En høj BI₅-værdi på ufiltreret prøve indikerer utilfredsstillende bundfældning i efterklaringen eller utilfredsstillende biologisk nedbrydning eller begge dele.

Som driftsparameter er COD mere anvendelig end BI₅ på grund af den kortere tid, som medgår til analysen. Bedømmelsen af COD-værdier er imidlertid vanskeligere.

COD-indholdet i afløbsvand er afhængig af indløbsvandets sammensætning. De angivne værdier gælder for kommunalt spildevand uden næneværdigt indhold af industrispildevand. Hvis betydelige industrispildevandstilledninger forekommer, kan væsentlig højere COD-værdier accepteres.

COD i afløbsvand afhænger som BI_5 af belastning og temperatur. Under samme forhold som nævnt på forrige side kan resultater af COD-analyser på afløbsvand fra biologisk filter karakteriseres som:

ufiltreret prøve $g O_2/m^3$	COD filtreret prøve $g O_2/m^3$	Bedømmelse
< 50	< 40	god
50-70	40-60	acceptabel
> 70	> 60	dårlig

Total fosfor

Analyse af total fosfor er mindre aktuel ved driftsovervågningen. Når et biologisk filter indgår i et biologisk-kemisk rensningsanlæg, kan analysering være aktuelt for at klarlægge fosforreduktionen i det biologiske trin. Hvis afløbet fra bundfældningstanken også er afløb fra rensningsanlægget, kan der være stillet krav til fosforanalyser.

3.9.4 DRIFTSPROBLEMER

Driftsproblemer ved biologiske filtre kan inddeles i 3 grupper:

- problemer med filteret
- problemer i bundfældningsbassiner
- problemer med utilfredsstillende rensning

3.9.4.1 Problemer med biologiske filtre

Tilstopning af sprinklere

Mulige årsager

Utilfredsstillende forrensning

Forslag til afhjælpning

Kontrollér funktionen af rist, sandfang, forklaring og evt. si.

Installér si mellem forklarings-tank og filter.

Slamaflejringer i
pumpesump før filter

Rengør pumpesumpen efter behov.

Tilstopning af filteroverfladen

Mulige årsager

For lav hydraulisk overfladebelastning

Overbelastning med organisk materiale

Utilfredsstillende forrensning

Forslag til afhjælpning

Øg recirkulationen. Hydraulisk overfladebelastning bør være mindst $0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$. Se afsnit 3.9.3.2.

Ved en meget høj organisk volumenbelastning kan væksten i filteret blive så kraftig, at man får tilstopninger. Se endvidere under "Utilfredsstillende nedbrydning" (afsnit 3.9.4.3).

Kontrollér forudgående rensningstrin, se ovenfor.

Andre afhjælpningsmuligheder, som kan forsøges er:

at løsne filteroverfladen med en rive eller andet egnet redskab

at spule filteroverfladen ved at standse sprinkleren over de tilstoppede steder

at spule med trykvand

at tilsætte $5 \text{ g Cl}_2/\text{m}^3$ vand i nogle timer.

Stop vandtilførslen. Spred ca. $0,5 \text{ kg}$ salpeter pr. m^2 filteroverflade. Fugt filteret. Start vandtilførslen igen efter ca. 3 timer.

Udvikling af filterfluerMulige årsager

Manglende rengøring eller områder i filteret, som ikke befulgtes med spildevand.

Forslag til afhjælpning

Kontinuert vandtilførsel, således at filteret hele tiden er fugtigt.

Omhyggelig renholdelse af filterets indervægge ovenfor filtermateriale-

Tilsæt 1 g klor/m³ vand i nogle timer hver eller hveranden uge.

Bekæmp med insektgift. Bør kun foretages, hvis andre foranstaltninger ikke hjælper.

3.9.4.2 Problemer med bundfældningstankFlydeslamMulige årsager

Slammet har for lang opholdstid i bundfældningstanken

Slamakkumulering i bundfældningstank

Slam fæstner sig på bassin-vægge med for lille bankethældning (Dortmundtanke).

Forslag til afhjælpning

Pump slammet ud noget oftere.

Øg den slammængde, som dagligt tages ud. Ved intermitterende skraberdrift øges driftstiden

Skrab regelmæssigt banketterene.

For lav koncentration i udtaget slamMulige årsager

Slammet får ikke tilstrækkelig tid til at fortykkes i slamgruben

Forslag til afhjælpning

Øg tiden mellem slamudpumpninger.

Vand suges med ved slam-udpumpningen.

Mindsk pumpetiden og foretag udpumpning flere gange i døgnet.

Vanskeligheder med at udtage slam

Mulige årsager

Slammet har alt for høj koncentration

Slammet indeholder sand og klude

Forslag til afhjælpning

Foretag hyppigere slamudpumpning.

Kontrollér funktionen af rist og sandfang.

Lugt

Lugtproblemer fra bundfældningstanke skyldes oftest slamaflejringer og flydeslam, se foregående afsnit.

3.9.4.3 Utilfredsstillende rensning

En utilfredsstillende rensning kan skyldes utilstrækkelig nedbrydning i det biologiske filter, men kan også forårsages af dårlig bundfældning. En kombination af disse årsager er almindelig.

Hvorvidt nedbrydningen i det biologiske filter er utilstrækkelig, kan klarlægges ved at analysere for BI_5 på en filtreret prøve. Dårlig udskillelse påvises ved måling af bundfældelige stoffer. Utilfredsstillende rensning samtidig med et lavt BI_5 -indhold i en filtreret prøve og et lavt indhold af bundfældeligt stof indikerer dårlige bundfældningsegenskaber af det suspenderede stof.

Ud fra efterfølgende oversigt kan man danne sig en opfattelse af årsagerne til den utilfredsstillende rensning.

Analyseresultat	Årsager
BI_5 på filtreret prøve $> 20 \text{ g/m}^3$	Utilfredsstillende nedbrydning
Bundfældeligt stof $< 0,3 \text{ ml/l}$ Suspenderede stoffer $> 30 \text{ g/m}^3$	Dårlige bundfældnings- egenskaber af slammet
Bundfældeligt stof $> 0,3 \text{ ml/l}$	Utilfredsstillende funktion af bundfældningstank

Utilfredsstillende nedbrydning

Den nedbrydning som opnås i et biologisk filter, er især afhængig af den organiske belastning og temperatur. Ved at sammenligne resultaterne med diagrammet i fig. 10 kan man få et billede af, hvorvidt resultatet er normalt under de aktuelle driftsbetingelser. Lav temperatur skyldes ofte stor indsvimning og kræver modforholdsregler i ledningsnettet.

Almindeligt forekommende
årsager til utilfreds-
stillende nedbrydning

Organisk overbelastning

Forslag til afhjælpning

Udjævn belastningsvariationer.

Forbedring af rensningen for organisk stof i forklaringsstanke kan opnås ved at indføre forfældning. Såfremt overbelastningen er permanent, bør filtervoluminet øges, evt. må der foretages en udskiftning af filtermaterialet til et andet og mere effektivt.

Stødbelastning ved tilførsel
af slamvand

Udjævn slamvandstilførslen.

Tilstopning af det biologiske
filter

Rens filteret, se afsnittet
"Problemer med det biologiske
filter" (3.9.4.1).

Manglende luftgennemstrømning	Kontrollér at den mekaniske luftning ikke modarbejder den naturlige luftgennemstrømning (skorstensvirkningen).
Ujævn fordeling af spildevand	Kontrollér at sprinklerne fordeler vandet jævnt over filteroverfladen.
	Kontrollér, at der ikke forekommer tilstopninger.

Utilfredsstillende bundfældningsegenskaber af slammet

En almindelige årsag til utilfredsstillende rensning af et biologisk filter er, at afløbsvandet fra filteret indeholder fine partikler, som ikke eller kun meget langsomt bundfældes. At afhjælpe dette er vanskeligt. Ved tilsætning af polymer eller fældningskemikalier til vandet, kan opnås en flokkulering af partiklerne.

Utilfredsstillende slamudskillelse

Den almindeligste årsag til en dårlig slamudskillelse er, at den hydrauliske belastning er høj. Afhjælpning heraf fremgår af det følgende. Ofte er det nødvendigt at mindske den hydrauliske belastning i ledningsnettet eller at udbygge anlægget, således at der opnås tilstrækkelig bundfældningskapacitet.

Mulige årsager til utilfredsstillende slamudskillelse

Forslag til afhjælpning

Stødbelastning på grund af intermitterende pumpning før rensningsanlægget

Afpas pumpernes kapacitet til bundfældningstankenes kapacitet.

Stødbelastninger på grund af start og stop af recirkulationspumpe

Recirkulér kontinuert.

Høj hydraulisk belastning på grund af stor recirkulation

Nedsæt recirkulationspumpens kapacitet.

Hydraulisk overbelastning

Øg partiklernes bundfældningshastighed ved tilsætning af polymer eller fældningskemikalier.

Led en del af spildevandet udenom anlægget via overfaldsbygværk. Denne forholdsregel bør kun anvendes, hvis den totale rensning herved bliver bedre.

Ophvirvling af bundfældet slam

Lad slamskraberne gå så længe, at der ikke er slam på bassinbunden.

Kontrollér, at slamskraberens hastighed ikke overstiger 0,5 m/min.

Forsøg at mindske eventuelle bundstrømme ved justering af tilløbs- og afløbsbygværker.

Uensartede strømningsforhold

Kontrollér, at overløbskanter er justeret i vandret plan.

Med hensyn til afhjælpning af uheldig tankudformning eller uheldig udformning af til- og afløbsbygværker, kan der ikke gives generelle råd.

3.10 ROTERENDE SKIVEFILTER

3.10.1 ORIENTERING

Formål

Roterende skivefiltre, i det følgende kaldet biorotor, anvendes for at fjerne opløst og finpartikulært nedbrydeligt organisk stof i spildevand. Formålet kan desuden også være at opnå en iltning af spildevandets kvælstofindhold til nitrat (nitrifikation) for yderligere at

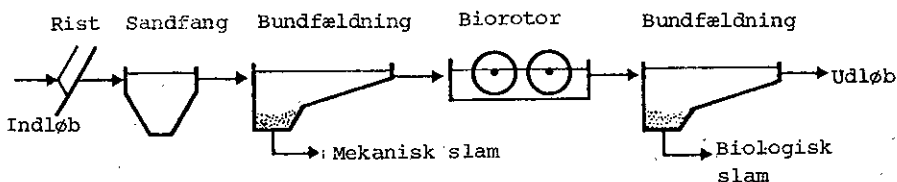
mindske iltforbruget i recipienten. Nitrifikationen giver desuden mulighed for en kvælstofreduktion gennem denitrifikation. Denitrifikationsprocessen vil ikke blive behandlet her.

Princip

I et skivefilter består filtermaterialet af cirkulære plastskiver anbragt på en vandret aksel, som roterer langsomt. Ved rotationen bringes skiverne i skiftevis kontakt med luften og med spildevandet.

Når tanken tilføres spildevand og skiverne roterer, bliver der opbygget en biologisk filterhud på skivernes overflade. Ved at mikroorganismene på skiverne skiftevis befinder sig nede, dels i spildevandet og i kontakt med dets organiske stof, dels oppe i luften og i kontakt med luftens ilt, foregår en aerob biologisk nedbrydning af spildevandets organiske stof. (Princippet er identisk med det biologiske ristefilter, kapitel 3.9).

Filterhuden på skiverne vokser efterhånden i tykkelse, og små eller større stykker afslides med mellemrum. Dette materiale må fjernes fra vandet og biorotoren efterfølges af en bundfældningstank. Flowdiagram for et roterende skivefilter ses i fig. 11.



Figur 11: Flowdiagram for et biorotoranlæg.

Såfremt et roterende skivefilter kombineres med kemisk fældning, finder kemikalietilsætningen med efterfølgende flokkulering sted umiddelbart efter skivefilteret, og efterfølges af bundfældningsbassinet. Fældningen kan naturligvis også gennemføres i et helt separat trin efter den biologiske rensning.

Biorotorer findes i flere udgaver. Den ældste konstruktion bestod af plane plastskiver. I dag findes plastskiver med profileret overflade, og der findes anlæg, som er opbygget af samme slags plastfyldlegemer som anvendes i biologiske filtre. Der findes også varianter, hvor selve biorotoren består af en yderbeholder, f.eks. udformet som trådnet og med plastkugler eller lignende som fyldlegemer.

3.10.2 AKTUELLE OBSERVATIONER, MÅLINGER, ANALYSER OG BEREGNEDE VÆRDIER

De observationer, målinger, analyser og beregnede værdier som er mest aktuelle ved roterende skivefiltre fremgår af opstillingen på næste side.

	Observationer	Målinger og analyser	Beregnete værdier
Tilløb til skivefilter	Lugt og udseende	Temperatur pH BI ₅ COD Totalkvælstof Total fosfor Susp.stoffer	
Skivefilter	Filterhud Aflejringer Flydeslam	Ilt	Organisk overfladebelastning
Bundfældnings-tank	Slamspejl Flydeslam	Sigtedybde	Hydraulisk overfladebelastning
Afløb fra bundfældnings-tank	Udseende	Bundfældelige stoffer Susp. stoffer BI ₅ COD Totalkvælstof Nitratkvælstof Total fosfor	

3.10.3 DRIFTSOVERVAGNING

3.10.3.1 Tilløb til biorotor

Tilløbet til biorotoren er ofte mekanisk rensede spildevand. I visse tilfælde anvendes sining istedet for forklaringstank. Egnet prøveudtagningssted er i de fleste tilfælde udløbet fra forklaringstanken (alternativt afløb fra si).

Lugt og udseende

Forandringer i farve, luft og koncentration observeres løbende.

Dette gælder især spildevand, som samtidig er tilløbsvand til anlægget (se kapitel 3.1), men denne kontrol bør også foretages på indløbsvand til biorotoren.

Temperatur

Temperaturen har stor indflydelse på rensningsprocessen i en biorotor (jfr. fig. 12). Tilløbsvandets temperatur varierer normalt kun lidt fra dag til dag, og målinger 1-2 gange om ugen er tilstrækkeligt.

pH

pH-værdien af husspildevand udviser normalt ikke så store variationer, at dette motiverer en kontinuert måling. Når der er industrier tilkøbet, kan der forekomme store variationer, som kan påvirke biorotorens funktion alvorligt. Muligheden for at påvise dette ved hjælp af stikprøver eller døgnprøver er begrænset. Se endvidere kapitel 3.1.

BI₅, COD

Indholdet af organisk stof i spildevandet samt spildevandsmængden bestemmer rotorens organiske overfladebelastning. Indholdet af organisk stof, såsom BI₅ og ofte også COD, bør derfor bestemmes regelmæssigt. Hvis der forud for biorotoren er etableret en forklaringstank og BI₅, alternativt COD, ofte bestemmes i tilløbsvandet til anlægget, kan analysefrekvensen af tilløbet til biorotoren reduceres, under forudsætning af, at fjernelsen af organisk stof i forklaringstanken kendes.

Hvis spildevand udviser store variationer over døgnet, kan det være nødvendigt at klarlægge dette ved analyse af en række delprøver over et helt døgn.

COD kan ofte anvendes som et alternativ til BI_5 . På de enkelte anlæg plejer det at være muligt at finde en tilfredsstillende sammenhæng mellem BI_5 og COD i spildevandet. Se afsnit 2.4.16 og 2.4.17.

- Total kvælstof** Såfremt man ønsker at opnå nitrifikation i biorotoren, bør man bestemme total kvælstof eller Kjeldahl-kvælstof på spildevandet til denne. Tilsvarende som nævnt for BI_5 og COD kan analysefrekvensen af tilløbsvandet til biorotoren reduceres, hvis tilløbsvandet til forklarings-tanken hyppigt analyseres og man har kendskab til den kvælstoffjernelse, man plejer at opnå i forklarings-tanken under forskellige forhold.
- Total fosfor** Man behøver normalt ikke analyse for total fosfor ved driftsovervågningen af biorotoren. I biorotoranlæg med kemisk fældning kan det være af en vis interesse at undersøge, hvor meget fosfor som fjernes i de forskellige enheder af rensningsanlægget.
- Suspenderet stof** Måling af suspenderet stof er af begrænset interesse, bortset fra at det kan være en indikation af de foregående rensningsprocessers funktion. Hvis slamvand ledes til biorotoren, kan det være aktuelt at analysere suspenderede stoffer. Herved kan påvises, om slamvandet påvirker sammensætningen af tilløbsvandet til biorotoren.

3.10.3.2 Biorotorer

- Filterhud** Filterhuden på biorotoren bør observeres dagligt. Hvis filterhuden bliver så kraftig, at mellemrummene truer med at vokse sammen, kan man spule rotoren. Er filterhuden sort, er dette tegn på en for høj belastning, se under "Driftsproblemer", afsnit 3.10.4.

Slamaflejninger I biorotorbassinet bør slam som løsriveres fra biorotoren ikke ophobes. Herved kan dannes flydeslam, som medfører ilde lugt.

Flydeslam Flydeslam er ofte tegn på, at der er slamaflejninger i bassinet.

Ilt Iltkoncentrationen i bassinet bør kontrolleres regelmæssigt. Iltkoncentrationen er normalt lavest i tankens tilløbsdel. Prøver bør tages som stikprøver på det tidspunkt af døgnet, hvor belastningen er størst.

Organisk overfladebelastning Den organiske overfladebelastning udtrykker, hvor meget organisk stof som pr. tidsenhed tilføres pr. arealenhed af skiverne. Den organiske overfladebelastning (OOB) udtrykkes normalt i $g BI_5/m^2 \cdot d$.

$$OOB = \frac{Q \cdot BI_{5\text{ind}}}{A}$$

hvor

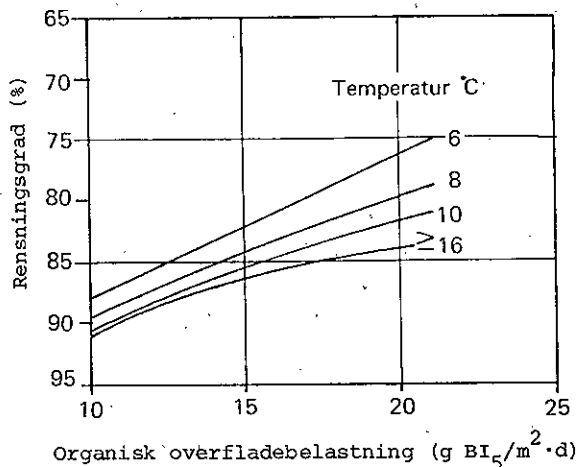
OOB = organisk overfladebelastning $g BI_5/m^2 \cdot d$

Q = spildevandsmængde, m^3/d

$BI_{5\text{ind}}$ = middelkoncentrationen af organisk materiale udtrykt som BI_5 i tilløbet til biorotoren, g/m^3

A = skivefilterets totale overflade, m^2 .

Den organiske overfladebelastning er foruden temperaturen den parameter, som betyder mest for biorotorens funktion. Af fig. 12 fremgår i grove træk, hvorledes rensningsgraden påvirkes af de nævnte faktorer.



Figur 12: Rensningsgrad for biorotorer med hensyn til BI₅ som funktion af den organiske overfladebelastning og spildevandets temperatur.

3.10.3.3 Bundfældningstank

Slamspejlsniveau

Slamspejlsniveauet i bundfældningstanken viser om slamskrabning og slamudpumpning er tilstrækkelig. Slamspejlet bør i fladbundede bassiner ikke overstige ca. 10 cm. For højt slamspejl kan være årsag til forhøjede koncentrationer af suspenderede stoffer i afløbsvandet på grund af ophvirvling fra slamfasen på bassinbunden. Et højt slamspejl betyder også, at slammets opholdstid i tanken øges, hvilket let medfører forrådnelse efterfulgt af flydeslamdannelse og ildelugt.

Flydeslam

En vis flydeslamdannelse forekommer altid, og slammet må fjernes efter behov. Unormal flydeslamdannelse behandles under "Driftsproblemer" (afsnit 3.10.4.2).

Strømningsforhold Urolig og ujævn fordeling af spildevandstil-
ledning til en bundfældningstank, og uensartet
vandfordeling mellem parallelle bassiner kan
medføre en reduceret slamudskillelse. Se af-
snittet "Driftsproblemer".

Sigtedybde Sigtedybden er et godt udtryk for rensnings-
resultatet og målingen er enkel at udføre.
Sigtedybden bør derfor måles dagligt.

Resultatet af målinger af sigtedybde i bund-
fældningstanke efter biorotoren kan karakter-
iseres som:

Sigtedybde, cm	Bedømmelse
> 80	god
40-80	acceptabel
< 40	dårlig

Hydraulisk over- Den hydrauliske overfladebelastning (HOB) er
fladebelastning et udtryk for belastningsforholdene i bund-
fældningstanke og angives oftest som $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$.

$$\text{HOB} = \frac{q}{A}$$

hvor

$$\text{HOB} = \text{hydraulisk overfladebelastning, } \text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$$

$$q = \text{spildevandsmængde, } \text{m}^3/\text{h}$$

$$A = \text{overfladeareal af bundfældningstank, } \text{m}^2$$

Bundfældningstanke efter biorotorer er normalt
velfungerende ved overfladebelastninger op til
 $1-1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$.

3.10.3.4 Afløb fra bundfældningstank

Udseende Vandet udseende må kontrolleres løbende. Forandringer kan være tegn på forstyrrelser i rensningsprocessen.

Bundfældelige stoffer Bundfældelige stoffer bør måles for at kontrollere bundfældningstankens funktion.

Bundfældelige stoffer i afløbet fra en bundfældningstank er et udtryk for tankens udskillelseeffektivitet. Resultatet med hensyn til bundfældelige stoffer kan karakteriseres som:

Bundfældelige stoffer ml/l	Bedømmelse
< 0,1	god
0,1 - 0,3	acceptabel
> 0,3	dårlig

Et højt indhold af bundfældelige stoffer efter 2 timer er en indikation på manglende funktion af bundfældningstanken.

Suspenderede stoffer

Afløbets indhold af suspenderede stoffer bør måles regelmæssigt. Sammenligning med indholdet af suspenderet organisk stof (d.v.s. differensen mellem BI_5 , eller COD, på ufiltreret og filtreret prøve) er ofte af interesse.

Resultatet af analyse for suspenderede stoffer i afløbet fra et biorotoranlæg kan karakteriseres som:

Suspenderede stoffer g/m ³	Bedømmelse
< 20	god
20 - 40	acceptabel
> 40	dårlig

Et højt indhold af suspenderede stoffer indikerer dårlig udskillelse, eller at det suspenderede stof har dårlige bundfældningsegenskaber.

BI₅, COD

Formålet med biorotoranlæg er at fjerne let nedbrydeligt organisk stof. Afløbet må derfor regelmæssigt analyseres for BI₅ og helst også COD. Det er en fordel også at foretage analyser på filtrerede prøver. Heraf fremgår fordelingen af organisk materiale i opløst og suspenderet form.

BI₅ i udløbet afhænger af belastningen på filteret og udløbsvandets temperatur (se fig. 12). Ved lavt belastede anlæg ($< 20 \text{ g BI}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$) kan resultatet fra BI₅-analysen i afløbet i sommerhalvåret karakteriseres som:

BI ₅ i ufiltreret prøve g O ₂ /m ³	BI ₅ i filtreret prøve g O ₂ /m ³	Bedømmelse
< 20	< 10	god
20 - 30	10 - 20	acceptabel
> 30	> 20	dårlig

En høj BI₅-værdi på filtreret prøve tyder ofte på utilfredsstillende biologisk nedbrydning. En høj BI₅-værdi på ufiltreret prøve tyder ofte på utilfredsstillende bundfældning eller utilfredsstillende biologisk nedbrydning.

Som driftsparameter er COD mere anvendelig end BI₅ på grund af den kortere tid, som anvendes til analysen. Bedømmelse af COD-værdier er imidlertid vanskeligere.

COD-indholdet i udløbsvand er afhængig af kvaliteten på tilløbsvandet. De angivne værdier

De angivne værdier gælder for husspildevand uden industrispildevand af betydning. Hvis industrispildevand udgør en væsentlig andel, kan der accepteres højere COD-værdier.

Resultater af COD-analyser på udløbsvand fra biorotoranlæg kan karakteriseres som:

COD i ufiltreret prøve $\text{g O}_2/\text{m}^3$	COD i filtreret prøve $\text{g O}_2/\text{m}^3$	Bedømmelse
< 50	< 40	god
50 - 70	40 - 60	acceptabel
> 70	> 60	dårlig

Total kvælstof
Ammoniak kvælstof
Nitrat kvælstof

I biorotoranlæg, hvor man tilstræber nitrifikation, bør udløbet analyseres for ammoniakkvælstof og nitrat-kvælstof. Ved god nitrifikation skal ammoniak-koncentrationen være mindre end 2 g N/m^3 . Hvis afløbet fra bundfældningstanken også er afløb fra rensningsanlægget, kan der i afløbskontrollen være krævet alle kvælstofanalyser.

Total fosfor

Analyse for total fosfor er mindre aktuelt ved driftsovervågningen. Når biorotordelen indgår i et biologisk-kemisk rensningsanlæg, kan analysering være aktuelt for at undersøge fosforreduktionen i det biologiske trin. Hvis afløbet fra bundfældningstanken også er afløbet fra rensningsanlægget, kan der være krav om fosforanalyser.

3.10.4 DRIFTSPROBLEMER

Driftsproblemer ved biorotoranlæg kan inddeles i tre kategorier:

- problemer med biorotoren
- problemer med bundfældningstanken
- problemer med utilfredsstillende rensning

3.10.4.1 Problemer med biorotoren

Flydeslam

Mulige årsager

Slamakkumulering i rotor-bassinet på grund af mangelfuld forbehandling

Slamakkumulering på grund af løsreven filterhud fra biorotoren.

Forslag til afhjælpning

Kontroller funktionen af rist, sandfang, forklaringstank og evt. si.

Se løsrivning af filterhud nedenfor.

Pludselig løsrivning af filterhud fra skiverne

Mulige årsager

Store belastningsvariationer

Toxiske stoffer i spildevandet

Store pH-variationer

Indløbsvandet er septisk.

Forslag til afhjælpning

Årsagerne til belastningsvariationerne skal normalt findes udenfor rensningsanlægget.

Forsøg at filde kilderne til udslippet.

Forsøg at finde kilderne til syre- eller baseudslip.

Foretag en forluftning af spildevandet. Tilsæt brintoverilte. Tilsæt natriumnitrat.

Kraftig vækst af filterhud på skiverne i første trin

Mulige årsager

Organisk overbelastning af første trin.

Forslag til afhjælpning

Flyt mellemvæggene, således at det første trin opnår et større skiveareal.

Tilled en del af spildevandet til biorotorens andet trin.

3.10.4.2 Problemer med bundfældningstankFlydeslamMulige årsager

Slammet har for lang opholdstid i bundfældningstanken.

Slamakkumulering i bundfældningsbassin.

Slam aflejres på bassinvægge med for lille bankethældning, (f.eks. Dortmundtanke).

Forslag til afhjælpning

Pump slammet ud hyppigere.

Øg den slammængde, som dagligt tages ud. Ved intermitterende skraberdrift bør driftstiden øges.

Skrab regelmæssigt banketter rene.

For lav koncentration i udtaget slamMulige årsager

Slammet får ikke tilstrækkelig tid til at fortykkes i slamgruben.

Vand suges med ved slamudpumpningen.

Forslag til afhjælpning

Øg tidsrummet mellem slamudpumpninger.

Mindsk slampumpetiden og pump i stedet flere gange pr. døgn.

Besvær med at pumpe eller tappe slam udMulige årsager

Slammet har for høj koncentration.

Slammet indeholder sand og klude.

Forslag til afhjælpning

Foretag hyppigere slamudpumpning.

Kontrollér funktionen af rist og sandfang. Se kapitel 3.3 og 3.6.

Lugt

Lugtproblemer fra bundfældningstanke skyldes som oftest slamaflejringer og flydeslam, se foregående afsnit.

3.10.4.3 Utilfredsstillende rensning

En utilfredsstillende rensning kan skyldes dels utilstrækkelig nedbrydning i biorotoren, dels mangelfuld bundfældning. En kombination af disse er almindelig.

Utilstrækkelig nedbrydning i biorotoren kan konstateres ved analyse af BI_5 på filtreret prøve. Mangelfuld bundfældning undersøges ved måling af bundfældelige stoffer. Utilfredsstillende rensning samtidig med et lavt indhold af dels BI_5 i filtreret prøve, dels bundfældeligt stof, tyder på, at det suspenderede stof har dårlige bundfældningsegenskaber.

Ud fra nedenstående opstilling kan man danne sig et indtryk af årsagen til den utilfredsstillende rensning.

Analyseresultat	Årsager
BI_5 på filtreret prøve $>20 \text{ g/m}^3$	Utilfredsstillende nedbrydning
Bundfældeligt stof $< 0,3 \text{ ml/l}$	Dårlige bundfældningsegenskaber
Suspenderet stof $>30 \text{ g/m}^3$	
Bundfældeligt stof $> 0,3 \text{ ml/l}$	Dårlig slamudskillelse

Utilfredsstillende nedbrydning

Den nedbrydning som opnås i en biorotor er først og fremmest afhængig af den organiske belastning og temperaturen. Ved at sammenligne rensningsresultatet med diagrammet i fig. 12 kan man vurdere, om resultatet er normalt eller ej under de givne driftsbetingelser. Lav temperatur skyldes ofte kraftig indsigning og kræver forholdsregler på ledningsnettet.

Almindelige årsager til utilfredsstillende nedbrydning

Organisk overbelastning

Forslag til afhjælpning

Udjævn belastningsvariationer, evt. ved recirkulation.

Eliminér kortslutningsstrømme ved at opdele rotorbeholderen i flere enheder.

Øg udskillelsen af organisk stof i forklaringsstanken ved forfældning.

Forøgelse af skivernes overfladeareal.

Stødbelastning på grund af stødvis tilførsel af slamvand

Udjævn slamvandstilførslen.

Hydraulisk overbelastning

Ved tilførsel af store spildevandsmængder kan opholdstiden blive for kort med en utilfredsstillende nedbrydning som resultat.

Modforholdsreglerne må i de fleste tilfælde foretages på ledningsnettet.

Tilstopning af skivemellemrum

Spuling.

Utilfredsstillende bundfældningsegenskaber

En hyppig årsag til utilfredsstillende rensning med biorotorer er, at afløbet fra rotoren indeholder fine partikler, som ikke eller kun meget langsomt bundfælder. At afhjælpe dette er svært. Ved tilsætning af polymer eller fældningskemikalier til vandet kan opnås en flokkulering af partiklerne.

Utilfredsstillende bundfældning

Den hyppigste årsag til at bundfældningen fungerer dårligt er, at den hydrauliske belastning er høj. Driftsmæssige forholdsregler er anført nedenfor. De forholdsregler, som imidlertid ofte må træffes er at mindske tilløbet ved indgreb i ledningssystemet eller ved at udbygge anlægget, således at der opnås tilstrækkelig bundfældningskapacitet.

Almindelige årsager til

utilfredsstillende bundfældning

Forslag til afhjælpning

Stødbelastning på grund af stødvis pumpning før rensningsanlægget.

Afpas pumpernes kapacitet til bundfældningstankens kapacitet.

Hydraulisk overbelastning

Øg partiklernes bundfældningshastighed ved tilsætning af polymer eller fældningskemikalier.

Lad en del af spildevandsmængden gå via overløbsbygværk. Denne for-

holdsregel bør kun benyttes, såfremt den totale rensning herved bliver bedre !

Ophvirvling af bundfældet slam

Lad slamskraberne køre så længe, at der ikke er slam på bassinbunden.

Kontrollér at skåmskraberens hastighed ikke overstiger ca. 0,5 m/min.

Forsøg at mindske eventuelle bundstrømme ved justering af tilløbsbygværk.

Uensartede strømningsforhold

Kontrollér at vandet fordeles ensartet mellem parallelle bassiner.

Kontrollér at afløbsrenderne er rigtigt justeret i vandret plan.

Med hensyn til eventuel uensigtsmæssig bassinudformning eller uheldigt udformede til- og afløbsbygværker, kan der ikke gives nogen generelle råd.

3.11 AKTIV-SLAM ANLÆG

3.11.1 ORIENTERING

Formål

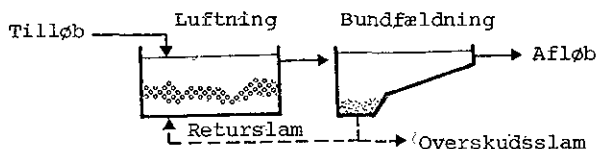
Aktiv-slam anlæg anvendes for at fjerne opløste og finpartikulære nedbrydelige organiske stoffer i spildevand. Formålet kan desuden være at opnå iltning af ammoniak og organiske kvælstofforbindelser til nitrat (nitrifikation) for yderligere at mindske iltforbruget i recipienten. Nitrifikationen giver desuden mulighed for en kvælstofreduktion ved denitrifikation. Denitrifikationsprocessen behandles ikke her.

Princip

Spildevand, der har passeret rist og sandfang og som regel også forklaringsstank, blandes med mikroorganismer (aktivt slam) i et luftningsbassin. Slammet fjernes i en efterfølgende bundfældningstank. Størstedelen af det udskilte slam (mikroorganismene) tilbageføres som returslam til luftningsbassinet, og blandes med tilløbsvandet. Den del af slammet, som udgør den daglige produktion af mikroorganismer, udtages som overskudsslam og overføres til rensningsanlæggets slambehandlingsdel. Aktiv-slam processen kan udformes og drives på forskellige måder. Nogle eksempler på forskellige udformninger gives nedenfor.

Konventionel proces

I den konventionelle proces (fig. 13) tilføres spildevand og returslam i begyndelsen af bassinet.



Figur 13: Konventionel aktiv-slam proces

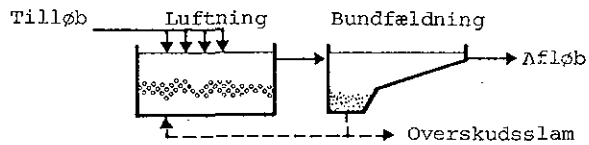
En ulempe ved denne fremgangsmåde er, at ved langstrakte bassiner kan iltbehovet blive meget stort i indløbsdelen, hvorved der kan opstå iltmangel, såfremt luftningssystemet ikke er udformet med en større iltningkapacitet i denne del af bassinet.

Slamkoncentrationen er næsten ens i hele bassinet ved denne udformning af aktiv-slam processen.

Trinvis belastning

Både spildevand og returslam kan tilføres luftningsbassinet i forskellige punkter. Med trinvis belastning menes i almindelighed, at spildevandet (som i fig. 14) fordeles over en kortere eller længere del af luftningsbassinet,

mens returslammet tilføres i starten af bassinet.

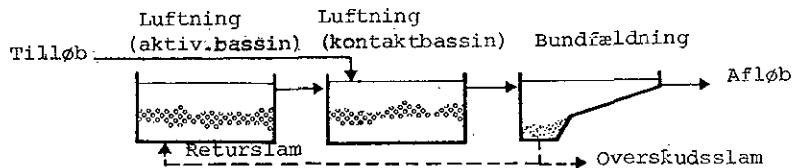


Figur 14: Aktiv-slam proces med trinvis belastning.

Herved mindskes iltbehovet i bassinets første del. Slamkoncentrationen er større i starten af bassinet end i slutningen. En følge heraf er, at det er muligt at lufte en større slammængde, jfr. forrige procesudforming.

Kontaktstabilisering

I den såkaldte kontaktstabiliseringsproces (fig. 15) luftes returslammet i flere timer i et separat bassin, kaldet stabiliserings- eller aktiveringstank, inden det kommer i kontakt med spildevandet i en kontakttank. Opholdstiden i denne er ofte relativ kort (0,5 - 1,5 h).



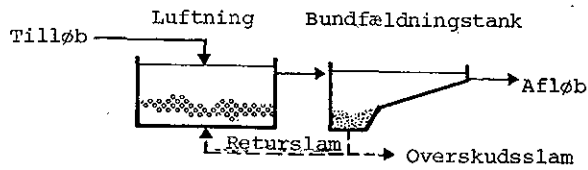
Figur 15: Aktiv-slam proces efter kontaktstabiliseringsprincippet.

Slamkoncentrationen i aktiveringstanken er den samme som i returslammet, hvilket medfører, at den totale luftede slammængde er højere end ved de to forgående alternativer.

Total opblanding

I en total opblandet tank er de proces tekniske forhold ens i hele bassinet, og hver driftsforandring, f.eks. mindskning eller øgning af ilttilførslen, medfører samme for-

andringer i hele bassinet (fig. 16).



Figur 16: Aktiv-slam proces med total opblanding.

Dette kombineret med, at belastningsstop med hensyn til $B1_5$ hurtigt udjævnes i hele bassinvolumentet, gør at processen har en række fordele med hensyn til drift og styring.

3.11.2 AKTUELLE OBSERVATIONER, MÅLINGER, ANALYSER OG BEREGNEDE VÆRDIER

	Observationer	Målinger og analyser	Beregne- de værdier
Tilløbsvand til luftningsbassin	Lugt og udseende	pH BI ₅ , COD total kvælstof total fosfor susp. stof	
Luftnings- bassin	Lugt Udseende Skumdannelse Slamobservation med mikroskop Luftfordeling Slamaflejringer	Temperatur pH Iltindhold og Iltfordeling Iltoptagelses- hastighed Slamvolumen Slamkoncen- tration	Slamvolumen- index (SVI) Slamalder Slambelastning Rumbelastning
Bundfældnings- tank	Flydeslam og gasudvikling Strømnings- forhold Aflejringer i slamgruber	Sigtedybde Slamniveau	Hydraulisk over- fladebelastning (HOB) Slamvolumenbe- lastning Slamoverflade- belastning (SOB)
Returslam		Returslam- mængde Slamkoncen- tration	Recirkulations- forhold
Overskudsslam		Volumen over- skudsslam Slamkoncen- tration	Slamproduktion
Afløb fra bund- bundfældnings- tank	Udseende	Bundfældelige stoffer Susp. stof BI ₅ , COD Ammoniumkvæl- stof og nitrat- kvælstof Total fosfor	

3.11.3 DRIFTSOVERVAGNING

3.11.3.1 Tilløb til luftningstank

Lugt og udseende Forandringer i lugt-og farve observeres løbende. Dette gælder først og fremmest, hvis tilløbet til aktiv-slam anlægget også er tilløb til selve anlægget (se kapitel 3.1).

pH pH-værdien af husspildevand udviser normalt ikke så store variationer, at det motiverer til regelmæssig måling. Når industrier er tilkoblet kan der forekomme store pH-variationer, som kan påvirke aktiv-slam provessens funktion uheldigt. Muligheden for at påvise disse ved hjælp af stikprøve eller døgnprøve er imidlertid begrænsede. Se endvidere kapitel 3.1.

BI₅, COD Indholdet af organisk stof i spildevandet og mængden af spildevand bestemmer den organiske belastning. Kendskab til denne er nødvendig for at kunne beregne slambelastningen. Indholdet af organisk stof, så som BI₅, bør derfor bestemmes regelmæssigt. Hvis man ofte bestemmer organisk stof på tilløbsvand til rensningsanlægget, kan analysehyppigheden for tilløbet til luftningstanken mindskes under forudsætning af, at udskillelsen af organisk stof i forklaringstanken er kendt under forskellige forhold. Det er også af betydning for overvågningen af luftningstankene at vide, hvorledes stoftilførslen varierer over døgnet. Hvis store variationer forekommer, bør dette kortlægges ved analyse af et antal delprøver udtaget over et helt døgn (se afsnit 3.1.3, fig. 2).

COD kan ofte anvendes som et alternativ til BI₅. For hvert enkelt anlæg er det ofte muligt at

finde en sammenhæng mellem BI_5 og COD i tilløbet. Se afsnit 2.4.16 og 2.4.17.

- Total kvælstof** Hvis der ønskes nitrifikation i aktiv-slam anlægget, bør total kvælstof eller Kjeldahl-kvælstof bestemmes i tilløbet til luftningstanken. Såfremt tilløbsvandet til rensningsanlægget ofte analyseres, kan analysefrekvensen for tilløbsvand til luftningstanken mindskes, under forudsætning af at man ved, hvilken kvælstoffjernelse, man plejer at opnå i forklaringsstanken under forskellige forhold.
- Total fosfor** Der er normalt ikke behov for at analysere for total fosfor ved driftsovervågning af aktiv-slam anlæg. I aktiv-slam anlæg med kemisk fældning kan det være af en vis interesse at klarlægge, hvor meget fosfor som fjernes i rensningsanlæggets forskellige dele.
- Suspenderet stof** Måling af suspenderet stof er af begrænset interesse, udover at det indikerer funktionen af de forudgående rensningstrin. Hvis rejektivand fra slambehandlingen ledes til luftningstanken, kan analyse for suspenderet stof være aktuelt. Herved kan påvises, om rejektivandet ændrer sammensætningen af tilløbsvandet til luftningsbassinet.

3.11.3.2 Luftningstank

- Udseende** Spildevandets sammensætning påvirker det aktive slams farve. Frisk aktivt slam har altid en brun til lysebrun farvetone. Hvis slammet bliver mørkt, er dette en indikation på iltmangel. Ved kraftig iltmangel bliver farven sort.
- Lugt** Lugtgener skyldes ofte iltmangel eller aflejringer i luftningstanken, som medfører dannelse

af svovlbrinte. Lugt bør derfor observeres løbende.

- Skum Normalt forekommer skumdannelser ved indkøring af et anlæg, men disse mindskes eller ophører, når slamindholdet når en koncentration, så slambelastningen bliver den tilsigtede. Øget skumdannelse efter indkøringsperioden behandles i afsnittet "Driftsproblemer" (3.11.4).
- Slamobservation med mikroskop Ved dårlige bundfældningsegenskaber af det aktive slam kan det være aktuelt at mikroskopere slammet for at se, om det indeholder store mængder trådformede bakterier (se afsnit 3.11.3.3 "Trådformet slam").
- Luftfordeling Se kapitel 3.5.
- Slamaflejninger Aflejninger af slam på bunden af bassinet indikerer utilstrækkelig omrøring, hvilket i tilfælde af bassiner med luftindblæsning skyldes, at den tilførte luftmængde er for lille. Ved anlæg uden forklaringstank, kan dårligt fungerende riste og sandfang eller u hensigtsmæssigt udformede luftningsbassiner øge risikoen for aflejninger. Se endvidere kapitel 3.5. Kontrol af eventuelle aflejninger skal foretages regelmæssigt.
- Temperatur Temperaturen i luftningstanken påvirker rensningsprocessen, og især nitrifikationen påvirkes kraftigt. BI_5 -reduktionen påvirkes ved højtbelastede anlæg, men relativt lidt ved normalt- og lavtbelastede anlæg.
- pH pH-værdien påvirkes af nitrifikationen og ud-drivning af kuldioxid. Store variationer i pH i tilløbsvandet kan tillige indvirke på pH i

luftningsbassinet. Aktiv-slam processen kan drives indenfor et bredt pH-interval. Optimal pH er ca. 7. Der findes eksempler på anlæg med god funktion, med pH-værdier ned til 5 og op til 9. Hurtige pH-variationer vil give problemer. Ved lave pH-værdier må man regne med risiko for korrosion. pH-værdien kontrolleres regelmæssigt.

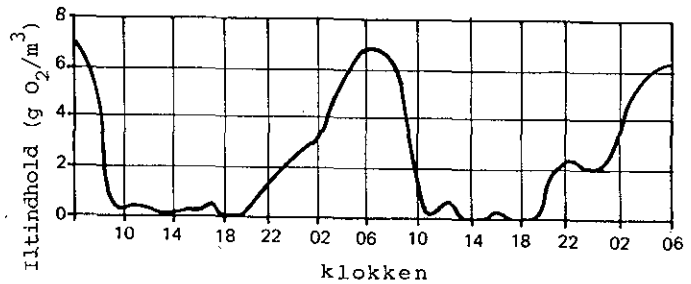
Iltindhold og iltfordeling

Iltindholdet varierer normalt fra tilløb til afløb, afhængig af hvordan spildevand tilføres bassinerne. Indholdet kan også variere fra overfladen til bunden. En hyppig årsag er da, at luftningssystemet og bassinformen ikke er tilpasset til hinanden.

Iltindholdet bør måles dagligt i begyndelsen, i midten og i slutningen af tanken. Iltforbruget kan variere meget over døgnet, specielt når der er tilsluttet levnedsmiddelindustrier til anlægget. Kontinueret registrering af iltindholdet på et rensningsanlæg med belastning fra et mejeri viser dette (fig. 17). Den tilførte luftmængde er konstant.

En iltmåling baseret på en stikprøve udtaget om morgenen vil i det aktuelle tilfælde blive helt misvisende. Det er derfor vigtigt, at man ved hjælp af målinger over hele døgnet skaffer sig et overblik over iltkoncentrationens variation. De daglige målinger bør derefter udføres på et tidspunkt, hvor iltkoncentrationen er lavest.

Lufttilførslen bør være så stor, at et iltindhold på ca. $2 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ kan opretholdes. Højere iltindhold giver ingen proces tekniske fordele, men derimod forøgede driftsomkostninger. Ved



Figur 17: Eksempel på variationer i iltindhold i en luftningstank med konstant lufttilførsel.

en forøgelse af iltindholdet fra $2 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ til $6 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ bliver energiforbruget til beluftning øget med ca. 100%.

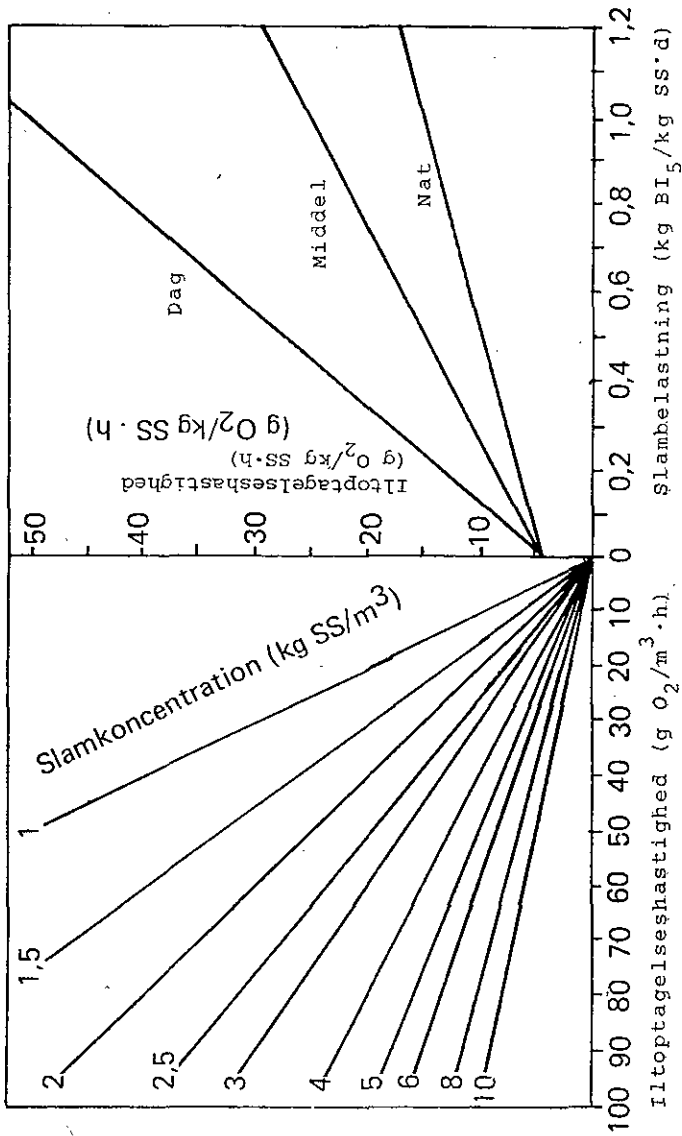
Iltoptagelses- hastighed

Slammets iltoptagelse (respiration) er et mål for dets aktivitet. Iltoptagelsehastigheden er proportional med slamkoncentrationen. Iltoptagelsehastigheden angives derfor ofte som $\text{g O}_2/\text{kg SS}\cdot\text{h}$, eller som $\text{g O}_2/\text{kg glødetab}\cdot\text{h}$. Iltoptagelsehastighed bestemmes iflg. bilag 4.

I et aktiv-slam anlæg varierer iltoptagelsehastigheden over døgnet. Den er højest, når belastningen er størst (normalt om dagen og om aftenen) og mindst, når belastningen er lav (normalt om natten).

Hvis luftningen er konstant, er der den sammenhæng mellem iltkoncentrationen og iltoptagelsehastighed, at iltkoncentrationen stiger, når iltoptagelsehastigheden mindskes og omvendt.

Hvis slammet bliver forgiftet ved udslip af giftige stoffer, afspejles dette ved en reduceret iltoptagelsehastighed. Normale iltoptagelsehastigheder fremgår af fig. 18.



Figur 18: Nomogram til sammenligning af målt og "normal" iltoptagelsehastighed.

Iltoptagelseshastigheden varierer over døgnet. Kurven betegnet "MIDDEL" angiver den gennemsnitlige iltoptagelseshastighed over døgnet. Kurven betegnet "DAG" angiver de iltoptagelseshastigheder som kan forekomme om dagen, og kurven betegnet "NAT" svarer til natten. Ved nitrifikation i anlægget bliver iltoptagelseshastigheden højere.

Afvielser fra de angivne iltoptagelseshastigheder forekommer ofte. Man bør ved målinger skaffe sig oplysning om, hvilken iltoptagelseshastighed man normalt har på forskellige tidspunkter af døgnet. Dette er det bedste udgangspunkt for at afgøre, hvorvidt de målte værdier er normale eller ej ved en eventuel mistanke om forgiftning.

Afvielser fra kurverne på fig. 18 må være mindst 50%, før man bør have mistanke om forgiftning, hvis man ikke har normale iltoptagelseshastigheder fra det aktuelle anlæg at sammenligne med.

Slamvolumen
efter $\frac{1}{2}$ h

Slamvolumen, SV, i udløbsdelen af luftnings-tanken bestemmer sammen med returslammængden, hvor stor en hydraulisk overfladebelastning, HOB, som kan tillades i efterklaringstanken (se "Slamvolumenbelastning under afsnit 3.11.3.3). Passende slamvolumen efter $\frac{1}{2}$ h ligger ofte i intervallet 150-400 ml/l. Slamvolumen er også indirekte et mål for indholdet af suspenderet stof i luftningstanken. For hvert anlæg er det som regel muligt at finde en sammenhæng mellem slamvolumen og suspenderet stof (slamkoncentration) i luftningsbassinet. Man kan derfor lade slamvolumenbestemmelsen erstatte analysen af suspenderet stof. Bemærk dog, at sammenhængen ændres, hvis slam-

volumenindexet ændres. Prøver til bestemmelse af slamvolumen efter $\frac{1}{2}$ h til kontrol af belastningen på bundfældningstanken bør tages i luftningstankens udløbsdel. Prøver til bestemmelse af slamvolumen bør tages således, at man får en gennemsnitsprøve fra hele bassinet.

Slamkoncentration

Slamkoncentration målt som suspenderet stof er et mål for koncentrationen af biomasse i luftningstanken og angives i g/m^3 , kg/m^3 eller g/l . Slamkoncentrationen, som skal stå i relation til den tilførte BI_5 -mængde (se "slamalder", "slambelastning" på næste side), ligger normalt indenfor intervallet 1500-4000 g/m^3 .

Slamkoncentrationen bestemmes med en frekvens, som tillader en løbende kontrol af slamalder eller slambelastning og sammenhængende målinger af slamkoncentration og slamvoluminen efter $\frac{1}{2}$ h.

Slamvolumenindex

For at karakterisere det aktive slams bundfældningsegenskaber anvendes begrebet slamvolumenindex (SVI), som beregnes ud fra slamkoncentration og slamvolumen efter $\frac{1}{2}$ h. SVI angives i enheden ml/g .

$$\text{SVI} = \frac{\text{Slamvolumen efter } \frac{1}{2} \text{ h, ml/l}}{\text{Slamkoncentration, g/l}}$$

Anlæg, som udelukkende behandler byspildevand plejer at have et slamvolumenindex i området 50-150 ml/g . Når der indgår spildevand med let nedbrydelige organiske stoffer (f.eks. fra levnedsmiddelindustrier) kan slamvolumenindex gå op til 200-500 ml/g . Når slammet har et højt slamvolumenindex skyldes dette ofte dårlige bundfældningsegenskaber. Dårlige bundfældningsegenskaber giver ofte anledning til driftsproblemer (se afsnit 3.11.4.3).

Slamalder,
slambelastning,
rumbelastning

Slamalder og slambelastning er anvendelige begreber til at karakterisere driftsforholdene i aktiv-slam processen. Slamalderen angiver slampartiklernes gennemsnitlige opholdstid i anlægget, d.v.s. forholdet mellem den totale slammasse i luftningstanken og den dagligt udtagne slammasse (incl. slam i form af suspenderet stof i afløbsvandet).

Slambelastningen angiver forholdet mellem døgn-tilførslen af BI_5 og den totale slammasse i luftningstanken.

Rumbelastningen er en hjælpestørrelse til overslagsberegninger og er lig med forholdet mellem tilført BI_5 -mængde pr. døgn og luftningstankens volumen.

Slamalder, T_s , udtrykkes normalt i døgn.

$$T_s = \frac{SS_L \cdot V}{Q_2 \cdot SS_K + Q \cdot SS_{ud}}$$

Slambelastningen, SB, udtrykkes normalt i $kg BI_5/kg SS \cdot d$.

$$SB = \frac{BI_5 \text{ ind} \cdot Q}{SS_L \cdot V}$$

Rumbelastningen, RB, udtrykkes normalt i $kg BI_5/m^3 \cdot d$.

$$RB = \frac{BI_5 \text{ ind} \cdot Q}{V}$$

hvor

- T_s = slamalder, døgn
 SB = slambelastning, $\text{kg BI}_5/\text{kg SS}\cdot\text{d}$
 RB = rumbelastning, $\text{kg BI}_5/\text{m}^3\cdot\text{d}$
 Q = tilløb, m^3/d
 q_2 = overskudsslamvolumen, m^3/d
 $BI_5 \text{ ind}$ = gennemsnitlig BI_5 -koncentration
 i tilløbsvand, kg/m^3
 SS_L = gennemsnitlig koncentration af
 suspenderet stof i luftnings-
 tanken, kg/m^3
 SS_{ud} = suspenderet stof i afløbet,
 kg/m^3
 SS_K = suspenderet stof i overskuds-
 slam, kg/m^3
 V = luftningsbassinets volumen, m^3

Slamalderen er bedst egnet i forbindelse med driftsovervågning, da denne med rimelig nøjagtighed kan beregnes uden at man behøver at vente på nogle analyser. Bestemmelsen forudsætter imidlertid, at overskudsslammængden kan måles. Muligheden for at måle denne bør derfor altid tilstræbes. Bestemmelse af slamalder og slambelastning sker ved koordineret prøvetagning og analyse.

Værdier for slambelastning og slamalder vælges efter det rensningsresultat, som anlægget skal give, og ud fra erfaringer fra driften. I omstående tabel angives orienterende værdier.

Ønsket resultat	Slambelastning kg BI ₅ /kg SS·d	Slamalder døgn
Delvis reduktion af vandets indhold af letnedbrydeligt organisk stof	> 0,8	1-2
Reduktion af hovedparten af det letnedbrydelige organiske stof i vandet	0,3-0,5	3-5
Samme formål som ovenfor, men uden nitrifikation	< 0,15	> 10
Samme formål som ovenfor, men uden et stabilt overskudsslam	< 0,08	> 20

Såvel nitrifikationen som BI₅-fjernelsen påvirkes af vandets temperatur. De i tabellen anførte værdier er gældende ved temperatur på ca 10 °C. Ved lavere temperatur bør der vælges lavere slambelastning og højere slamalder. Det modsatte forhold er gældende, hvis vandtemperaturen er højere end 10 °C.

3.11.3.3 Efterklaringstank

Flydeslam og gasudvikling

Moderat flydeslamsdannelse er almindeligt, ikke mindst i anlæg uden forklaringstank.

Gasudvikling i en bundfældningstank fører til flydeslamsdannelse, på grund af, at slampartikler føres til overfladen ved flotation.

Se endvidere under "Aflejringer i slamgrube" samt afsnit 3.11.4 "Driftsproblemer".

Strømningsforhold Turbulente og uensartede strømningsforhold i bundfældningstanken og ujævn vandfordeling mellem parallelle bassiner kan medføre slamflugt fra tanken. Se afsnit 3.11.4 "Driftsproblemer".

Sigtedybde Bestemmelse af sigtedybde er en enkel måling, som giver god information om aktiv slamprocessens funktion. Resultatet kan bedømmes efter følgende:

Sigtedybde cm	Bedømmelse
> 80	god
40-80	acceptabel
< 40	dårlig

Slamspejlsniveau Bestemmelse af slamspejlsniveau i bundfældningstanken er en måde til afgørelse af, om returslampumpningen er tilstrækkelig. Hvis slamspejlsniveauet øges, skal returslamføringen øges.

Et højt slamspejlsniveau kan forårsage forhøjede koncentrationer af suspenderet stof i afløbet. Et højt slamspejlsniveau betyder også en længere slamopholdstid i efterklaringstanken, hvilket kan forårsage flydeslamsdannelse og ilde lugt.

Hydraulisk overfladebelastning Den hydrauliske overfladebelastning, HOB, er et mål for belastningsforholdene af bundfældningstanke. Den hydrauliske overfladebelastning angives normalt som $m^3/m^2 \cdot h$, eller m/h .

$$HOB = \frac{q}{A}$$

hvor:

$$HOB = \text{hydrauliske overfladebelastning } m^3/m^2 \cdot h$$

$$q = \text{tilløb, } m^3/h$$

$$A = \text{bundfældningstankens overfladeareal, } m^2.$$

Eksempel

Spildevandstillledning : 225 m³/h

Bundfældningstankens overfladeareal : 300 m²

Hydraulisk overfladebelastning:

$$\frac{225}{300} = 0,75 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$$

Overfladebelastningen har stor betydning for tilbageholdelse af små slamflokke.

Slamvolumen-
belastning

Bundfældningstankens evne til at udskille og opkoncentrere det aktive slam bestemmes af slamvolumenbelastningen, SVB. Denne defineres som produktet af slamvolumen efter $\frac{1}{2}$ h (SV) og hydraulisk overfladebelastning. Ved sidstnævnte tages hensyn til returslamføringen.

$$\text{SVB} = \frac{\text{SV} \cdot q(1+r)}{A \cdot 1000}$$

hvor

SVB = slamvolumenbelastning, m³/m² · h

SV = slamvolumen efter $\frac{1}{2}$ h i luftningsbassinernes afløb, ml/l

q = tilløb, m³/h

r = recirkulationsforhold, d.v.s. forholdet mellem returslamføring og spildevandstillledning.

A = bundfældningstankens overfladeareal, m².

Hvorledes disse faktorer indvirker på den til-ladelige overfladebelastning på langs gennemstrømmende bundfældningsbassiner fremgår af fig. 19. Figuren kan anvendes til at fastlægge slamvolumen efter $\frac{1}{2}$ h i luftningstanken til den aktuelle hydrauliske belastning. Afvigelser fra figuren er mulige af forskellige årsager, og man må derfor for ens eget anlæg forsøge at opnå

erfaringer for, hvorvidt man kan følge de værdier som angives på figuren, eller om man bør lægge sig over eller under disse.

Eksempel:

Et aktiv slamanlæg har 2 bundfældningsbassiner, hver med en overflade på 150 m^2 , altså tilsammen 300 m^2 . Tilstrømningen om dagen er op til ca. $400 \text{ m}^3/\text{h}$. Returslamumpning sker med 1 pumpe pr. bassin med kapacitet $90 \text{ m}^3/\text{h}$. Slamvolumenindex er 100 ml/g . Hvilket slamvolumen efter $\frac{1}{2} \text{ h}$ kan man tillade i luftningsbassinets afløb uden at bundfældningsbassinet overbelastes ?

$$\text{Returslamføringen} : 2 \cdot 90 = 180 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$\text{Bassinoverflade} : 2 \cdot 150 = 300 \text{ m}^2$$

$$\text{Returslamføring pr. overfladeenhed} \frac{180}{300} = 0,6 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$$

$$\text{Tilløb} : 400 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$\text{Returslamføring} : 180 \text{ m}^3/\text{h}$$

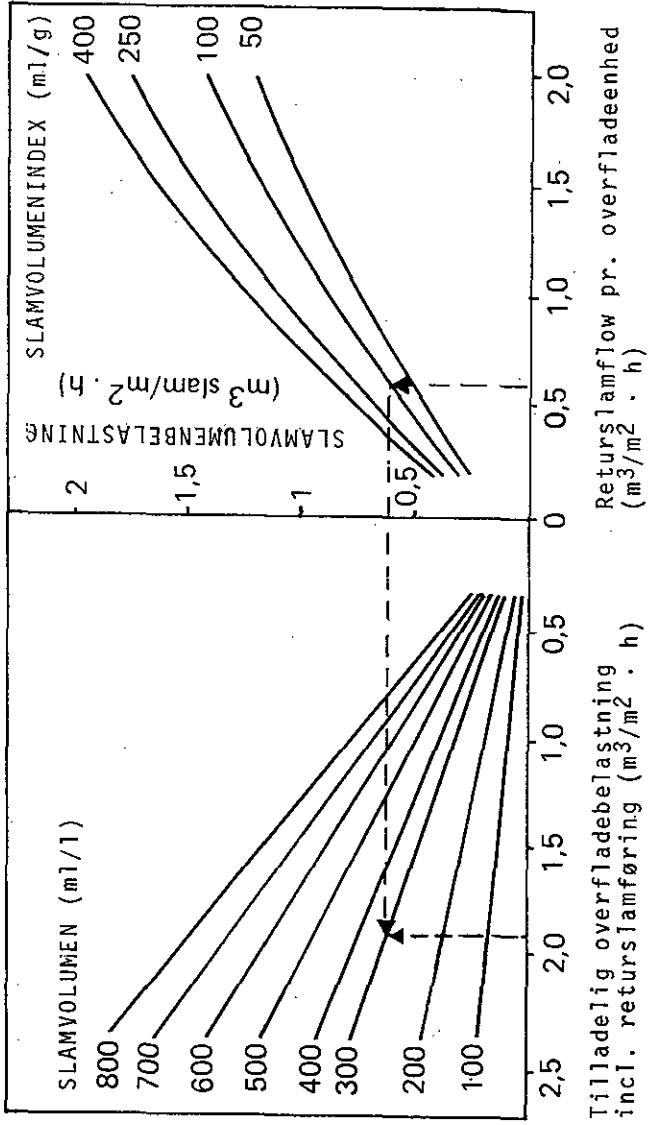
$$\text{Tilløb incl. returslamføring} : 580 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$\text{Bassinoverflade} = 300 \text{ m}^2$$

$$\text{Overfladebelastning incl. returslamføring}:$$

$$\frac{580}{300} = 1,93 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$$

Fra fig. 19 fås, at det maximale slamvolumen efter $\frac{1}{2} \text{ h}$ er ca. 300 ml/l .



Figur 19: Nomogram for beregning af overfladebelastning på efterklarings-
tanke som funktion af returslamføring og slamvolumenindex.

Slamoverflade- belastning

Slamoverfladebelastningen, SOB, er et udtryk som anvendes i forbindelse med dimensioneringen af efterklaringstanke. SOB angiver mængden af suspenderet stof (slam, som tilføres bassinet pr. tidsenhed og overfladeenhed. Slamoverfladebelastningen angives normalt i enheden $\text{kg SS/m}^2 \cdot \text{h}$

$$\text{SOB} = \frac{q \cdot \text{SS}_L}{A}$$

hvor

SOB = slamoverfladebelastning $\text{kg SS/m}^2 \cdot \text{h}$

q = spildevandstilstrømning, m^3/h

SS_L = suspenderet stof i luftningsbassinets afløb, kg/m^3

A = bundfældningstankens overfladeareal, m^2 .

Som driftsparameter er slamoverfladebelastningen af begrænset værdi, og man har en bedre beskrivelse af den tilladelige belastning af efterklaringstanken ved at anvende slamvolumenbelastningen.

3.11.3.4 Returslam

Returslammængde

Returslampumpningen foregår ofte med konstant ydelse, hvorfor variationer i tilløbsmængden medfører varierende recirkulationsforhold over døgnnet (se næste side). Hvis returpumpningen er utilstrækkelig ved tilledning af store spildevandsmængder, vil slamindholdet i luftningstanken falde, og der opbygges et slamlager i bundfældningstanken. Konsekvensen heraf bliver, at slamindholdet i luftningstanken mindskes, hvilket kan reducere fjernelsen af organisk stof samt forårsage, at store slammængder følger med afløbsvandet. Kontrol af slamspejlet i efterklaringstanken giver mulighed for at be-

dømme, om returslampumpningen er tilstrækkelig. Returslammængden bør måles regelmæssigt. På mange anlæg har man ikke mulighed for dette. Da måling af returslamføring er en vigtig driftsparameter, bør målemuligheder altid tilstræbes.

Recirkulationsforhold

Recirkulationsforholdet, r , er forholdet mellem returslamføring og spildevandsmængden.

$$r = \frac{q_r}{q}$$

r = recirkulationsforhold, dimensionsløst

q_r = returslamføring, m^3/h

q = spildevandstilledning, m^3/h .

Slamkoncentration

Slamkoncentration i returslammet og luftningstankens afløb står i et bestemt forhold til hinanden:

$$\frac{SS_R}{SS_L} = \frac{1 + r}{r}$$

hvor

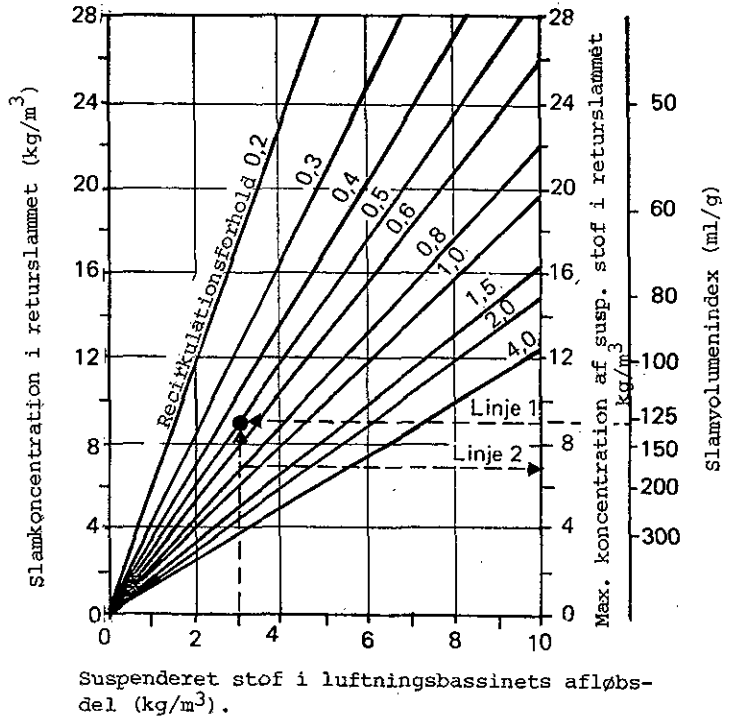
SS_R = suspenderet stof (slamkoncentration) i returslammet, kg/m^3

SS_L = suspenderet stof (slamkoncentration) i luftningstankens afløb, kg/m^3

r = recirkulationsforhold, dimensionsløst.

Den slamkoncentration, som kan opnås i returslammet, er begrænset af slammets bundfældnings- og tykningsegenskaber. Slamvolumenindexet er et mål for disse egenskaber. På fig. 20 kan aflæses, hvilken slamkoncentration, som kan forventes i returslammet som funktion af slamkoncentrationen i luftningstankens afløb og recirkulationsforholdet. Af figuren kan også aflæses

den maksimalt opnåelige slamkoncentration i returslammet som funktion af slamvolumenindex. Hvis den beregnede slamkoncentration overstiger den maximale, må man øge recirkulationsforholdet. Figuren kan også anvendes modsat, således at slamkoncentrationen i luftningstanken kan beregnes, såfremt man kender slamkoncentrationen i returslammet og recirkulationsforholdet.



Figur 20: Nomogram til beregning af sammenhængen mellem recirkulationsforhold og slamkoncentration (suspenderet stof) i luftningstanken og returslam. Nomogrammets højre akse angiver også forholdet mellem slamvolumenindex og den maksimalt opnåelige slamkoncentration i returslam.

Eksempel:

I et aktiv slam anlæg ønsker man at holde en slamkoncentration i luftningstanken på 3 kg/m^3 . Slamvolumenindex er 130 ml/g . Hvilket recirkulationsforhold er det lavest anvendelige ?

Slamvolumenindex 130 ml/g modsvarende en maksimal-koncentration af suspenderet stof i returslammet på 9 kg/m^3 . Med 9 kg/m^3 i returslammet må recirkulationsforholdet være mindst $0,5$ for at opretholde en slamkoncentration på 3 kg/m^3 i luftningstankens afløb (linie 1 i fig. 20).

Hvis man i ovenstående tilfælde øger recirkulationsforholdet til $0,8$, og bibeholder slamkoncentrationen 3 kg/m^3 i luftningstanken, hvad bliver da koncentrationen i returslammet ?

Figuren giver direkte returslamkoncentrationen $6,8 \text{ kg/m}^3$ (Linie 2).

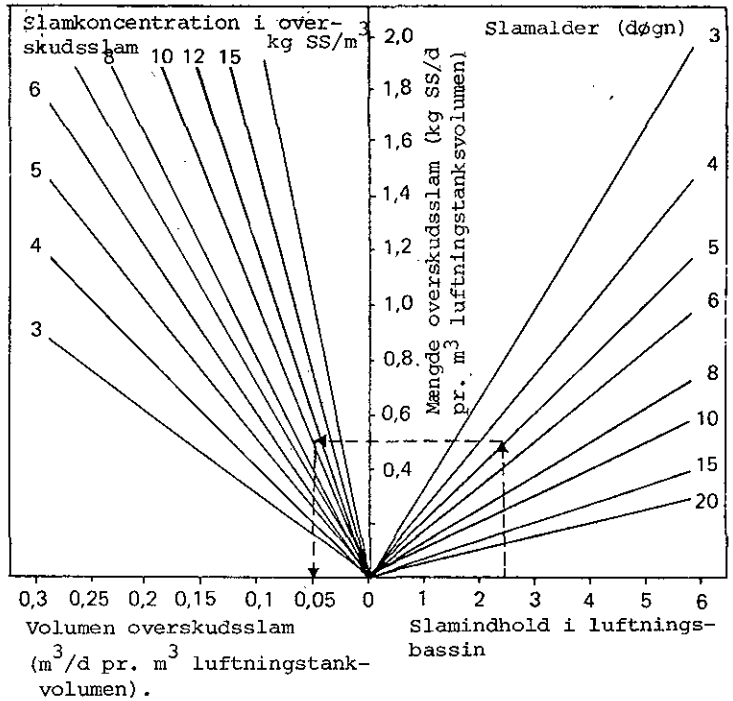
3.11.3.5 Overskudsslam

Overskudsslam-
volumen

Det er en driftsteknisk målsætning at opretholde konstant slamalder og slambelastning i et aktiv-slam anlæg. For at dette kan ske, må den slam-mængde, som dagligt tages ud af processen i form af overskudsslam modsvare den pr. døgn nyproducerede slammængde. Muligheden for at måle eller med rimelig nøjagtighed vurdere den daglige overskudsslammængde er derfor vigtig.

En øverslagsmæssig beregning af det volumen overskudsslam, som dagligt bør udtages, kan foretages ved hjælp af fig. 21. Figuren forudsætter, at den slammængde, som udledes som suspenderet stof via afløbet, er forsvindende. Hvis afløbets indhold af suspenderet stof er højt, må man mindske det volumen af overskudsslam, som udtages. Udtag af

overskudsslam må ikke variere meget fra dag til dag. Det anbefales, at beregningerne baseres på glidende middelværdier istedet for værdier fra enkelte døgn.



Figur 21: Nomogram til beregning af overskudsslamudtagning.

Eksempel:

I et aktiv-slam anlæg har man en gennemsnitlig slamkoncentration i luftningstanken på $2,5 \text{ kg SS/m}^3$. Overskudsslammet udgøres af en delstrøm af returslammet og har samme koncentration som dette, 10 kg SS/m^3 . Luftningstankene har et volumen på 180 m^3 . Tilløbet er $1200 \text{ m}^3/\text{d}$. Suspenderet stof i afløb fra anlægget er målt til 15 g/m^3 . Hvis man ønsker at opretholde en slamalder på 5 døgn, hvor stort et volumen overskudsslam skal da dagligt udtages?

Ved hjælp af fig. 21 finder vi (se den indtegnede linie), at volumen overskudsslam er $0,05 \text{ m}^3/\text{d}$ pr. m^3 luftningstank-volumen. Luftningstankvoluminet er 180 m^3 . Volumen overskudsslam bliver da: $0,05 \cdot 180 = 9 \text{ m}^3/\text{d}$.

I denne beregning er der ikke taget hensyn til udtaget slam i form af suspenderet stof i afløbsvand. Dette kan let gøres:

15 g SS/m^3 i afløbsvandet og en spildevandsmængde på $1200 \text{ m}^3/\text{d}$ medfører, at $15 \cdot 1200 = 18000 \text{ g SS/d} = 18 \text{ kg SS/d}$ er indeholdt i afløbsvandet. Overskudsslammet indeholder 10 kg SS/m^3 . Slammet i afløbsvandet modsvarer da en overskudsslammængde på $\frac{18}{10} = 1,8 \text{ m}^3/\text{d}$.

Det volumen overskudsslam, som skal udtages bliver da: $9,0 - 1,8 = 7,2 \text{ m}^3/\text{d} = 300 \text{ l/h}$.

Slamkoncentration

Til beregning af slamalder og slamproduktion må man kende slamkoncentrationen i overskudsslammet. Denne er i de fleste tilfælde den samme som i returslammet, såfremt overskudsslammet ikke tages direkte fra luftningsbasinet. Prøvetagning på returslam bør derfor

koordineres med udtagning af overskudsslam, således at sammenhørende værdier opnås.

Slamproduktion

Det er af væsentlig betydning at have sikre oplysninger om producerede slammængder ved forskellige biologiske og kemiske processer ved projektering af nybygninger, f.eks. på slambehandlingssiden. Hvis oversludsslamvoluminet og slamkoncentrationen er kendt, kan den totale mængde tørstof som dagligt udtages af processen beregnes. Mængden kan da udtrykkes som g SS/PE·d eller g SS/m³ spildevand, eller g SS/kg fjernet BI₅.

Eksempel:

Tilsluttet:	: 10000 PE
Spildevandsmængde	: 4000 m ³ /d
BI ₅ ind til aktiv-slam anlægget	: 500 kg/d
Fjernet mængde BI ₅	: 400 kg/d
Overskudsslamvolumen	: 50 m ³ /d
Slamkoncentration i overskudsslam	: 8 kg SS/m ³

Total SS-mængde i overskudsslammet:

$$8 \cdot 50 = 400 \text{ kg SS/d}$$

Specifikke overskudsslammængder:

$$\frac{400 \cdot 1000}{1000} = 40 \text{ g SS/PE} \cdot \text{d}$$

$$\frac{400}{100} = 1 \text{ kg SS/kg BI}_5\text{-reduktion}$$

$$\frac{400 \cdot 1000}{4000} = 100 \text{ g SS/m}^3 \text{ spildevand}$$

3.11.3.6 Afløb fra efterklaringstank

Udseende

Afløbsvandets udseende observeres løbende. Forandringer kan være en indikation på driftsforstyrrelser.

Bundfældelige
stoffer

Et velfungerende anlæg vil kun have et minimalt indhold af bundfældelige stoffer i afløbet. Bestemmelse af bundfældelige stoffer er derfor et godt mål for efterklaringstankens udskillelsesgrad. Resultater af bestemmelsen kan bedømmes således:

Bundfældelige stoffer ml/l	Bedømmelse
< 0,1	god
0,1-0,3	acceptabel
> 0,3	dårlig

Suspenderet stof

Bestemmelse af suspenderet stof giver et mål for den resterende mængde partikulært materiale i vandet. Resultatet af analyser kan bedømmes ifølge nedenstående:

Suspenderet stof g/m ³	Bedømmelse
< 20	god
20-30	acceptabel
> 30	dårlig

Højt indhold af suspenderet stof tyder på forstyrrelser i den biologiske proces eller ugunstige forhold i bundfældningstankene.

Måling af sigtedybden i efterklaringstanken kan til en vis udstrækning erstatte bestemmelsen af suspenderet stof. Kontinuert måling af det omtrentlige indhold af suspenderet stof kan udføres med automatiske turbiditetsmålere.

BI₅, COD

Formålet med aktiv-slam anlæg er at fjerne let nedbrydeligt organiske materiale. Afløbsvandet bør derfor regelmæssigt analyseres for BI₅ og helst også for COD. Det er en fordel også at analysere den filtrerede prøve. Derved kan man danne sig en opfattelse af, hvor stor

en del af det nedbrydelige organiske stof som er omsat, og hvor stor en del, som går ud i form af suspenderet materiale, hvilket kan være af betydning ved bedømmelse af årsager til et dårligt rensningsresultat.

Ved et lavt eller normalt belastet aktiv-slam anlæg med tilledning af kommunalt spildevand uden nævneværdigt indhold af industrispildevand kan resultatet af analyser på afløbsvandet bedømmes som følger:

BI ₅ ufiltreret prøve g O ₂ /m ³	BI ₅ filtreret prøve g O ₂ /m ³	Bedømmelse
< 20	< 7	god
20-30	7-15	acceptabel
> 30	> 15	dårlig

Som driftsparameter er COD mere anvendelig end BI₅ på grund af den kortere tid, som medgår til analysen. Bedømmelsen ud fra COD er imidlertid vanskeligere. Resultatet af COD-analysen på afløbsvand kan bedømmes som:

COD ufiltreret prøve g O ₂ /m ³	COD filtreret prøve g O ₂ /m ³	Bedømmelse
< 40	< 30	god
40-70	30-60	acceptabel
> 70	> 60	dårlig

Ammoniak-kvælstof
og
nitrat-kvælstof

I anlæg hvor man tilstræber nitrifikation skal ammoniak-kvælstof og organisk bundet kvælstof iltes til nitrat. Processen medfører, at iltbehovet i anlægget øges betydeligt. For recipienten indebærer dette en positiv effekt, eftersom iltforbruget derved tilsvarende mindskes.

Afløbet bør analyseres for ammoniak-kvælstof og nitrat-kvælstof. Ved god nitrifikation bør ammoniak-kvælstof koncentrationen være $< 2 \text{ g N/m}^3$. Hvis afløbet fra efterklaringstanken også er afløb fra rensningsanlægget, kan der i afløbskontrollen være foreskrevet total-kvælstof analyser.

Total fosfor

Analyse af total-fosfor er mindre aktuelt ved driftsovervågningen. Hvis aktiv-slam processen indgår i et biologisk-kemisk rensningsanlæg, kan analysering være aktuelt for at klarlægge fosforreduktionen i det biologiske trin. Hvis afløbet fra efterklaringstanken også er afløb fra rensningsanlægget, kan kontrolanalyser omfatte analyse for total-fosfor.

3.11.4 DRIFTSPROBLEMER

Driftsproblemer i aktiv-slam anlæg kan komme til udtryk i form af driftsforstyrrelser i luftningstanke, luftningssystem og efterklaringstanke samt i form af utilfredsstillende rensningsresultat.

3.11.4.1 Driftsproblemer i luftningstanke

Skumdannelse

Mulige årsager

Hvidt og luftigt skum forårsages ofte af for lav slamkoncentration, f.eks. under anlæggets indkøring

Forslag til afhjælpning

Kontrollér slamvolumen efter $\frac{1}{2}$ h. Hvis dette er lavt, bør returslam-pumpningen øges (hvis slamspejlet i efterklaringstanken er højt).

Mindsk udtag af overskudsslam indtil der opnås et normalt slamvolumen efter $\frac{1}{2}$ h.

Som en umiddelbar afhjælpning mod skumdannelse som forårsages af lav slamkoncentration (høj slambelast-

ning) kan anvendes sprinkling. Metoden har dog den ulempe, at den øger aerosoldannelsen over bassinet. Som alternativ kan forskellige typer skumdæpende olie anvendes.

Hvidt og luftigt skum kan også opstå ved forgiftning af den biologiske proces

Mål iltoptagelseshastigheden. Hvis denne om dagen er væsentlig mindre end hvad der fremgår af fig. 18, er det tegn på forgiftning. Se endvidere under "Utilfredsstillende rensning" (afsnit 3.11.4.5).

Mørkebrunt skum forårsages ofte af en høj slamalder

Som en første forholdsregel bør man kontrollere om slamvoluminet er højere end normalt.

Ved bestemmelse af slamkoncentration i luftningstank og overskudsslam kontrolleres om slamalderen er beliggende indenfor det korrekte område. (Se afsnit 3.11.3.2.).

Forøg udtag af overskudsslam, hvis det viser sig, at slammængden i luftningsbassinet er for stor.

Aflejringer

Mulige årsager

Dårlig omrøring

Dårlig tilpasning mellem bassinform og luftningssystem

Forslag til afhjælpning

Forøg luftindblæsningen. Ved overfladeluftere kan omdrejningstallet øges, evt. kan overfladelufterens neddykning øges.

Se kapitlet "Luftning", pkt. 3.5.4.3 og 3.5.4.4.

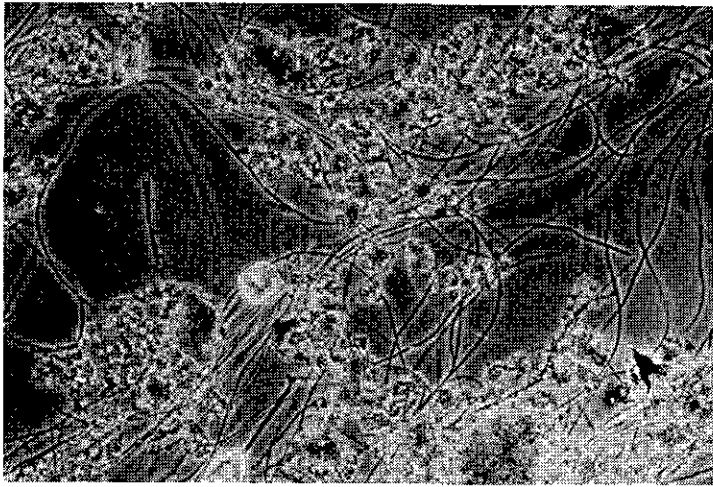
3.11.4.2 Driftsproblemer med luftningssystem

Se kapitel 3.5.

3.11.4.3 Fremkomst af "let slam"

Fremkomst af "let slam" er en forstyrrelse som bl.a. indebærer, at slammets bundfældningsegenskaber forringes. Slamvolumen øges kraftigt, og mulighederne for at holde den ønskede slamkoncentration vanskeliggøres. Den lavere slamkoncentration kan medføre, at rensningseffekten falder på grund af reduceret slamalder og højere slambelastning.

Fremkomsten af "let slam" kan ofte henføres til en vækst af trådformet slam, men kan også have andre årsager. Bestemmelse af trådformet slam udføres ved mikroskopering på slammet (se fig. 22).



Figur 22: Eksempel på trådformede organismer i aktivt slam.

"Let slam" forårsaget af trådformet slamMulige årsager

Lave iltkoncentrationer i luftningstankene, d.v.s. mindre end $0,5 \text{ g O}_2/\text{m}^3$ i hele eller dele af bassinet

Tilførsel af industrispildevand med høj koncentration af kulhydrater

Underskud af næringssalte i spildevandet, d.v.s. for lave koncentrationer af fosfor, kvælstof og jern i forhold til BI_5 -koncentrationen

Forslag til afhjælpning

Mål iltkoncentrationen i forskellige punkter i bassinet. Forøg den totale luftmængde, såfremt iltkoncentrationen er lav overalt. Fordel luften ved hjælp af fordelingsrørens ventiler, hvis iltkoncentrationen i luftningstanken i visse områder er høj og lav i andre områder.

Risikoen for fremkomst af trådformet slam er størst i totalopblandede luftningstanke. Arrangér om muligt tilførslen af spildevand således, at der opstår koncentrationsgradienter med hensyn til organisk stof i bassinet. I anlæg med trinvis belastning kan spildevandstilførselen styres ved hjælp af portåbningerne.

Hvis kvælstof, fosfor og jern findes i omtrent følgende mængder, kan næringssaltmangel udelukkes som værende årsag til trådformet slam:

kvælstof 5% af BI_5

fosfor 1% af BI_5

jern 0,5% af BI_5

Hvis anlægget udelukkende behandler husspildevand, vil der ikke være næringssaltmangel. Ved tilledning af industrispildevand kan der derimod opstå næringssaltmangel. Kontrolleder derfor, at spildevandet indehol-

der mindst omstående næringssaltindhold. I modsat fald kan det være nødvendigt at tilsætte de nødvendige næringssalte.

"Let slam" af andre årsager end forekomst af trådformet slam

Mulige årsager

For høj slambelastning. Denne bør ligge i området 0,05-0,5 kg BI₅/kg SS·d, afhængig af anlæggets dimensionering.

Lave pH-værdier i luftningstankene (pH lavere end 6)

Forslag til afhjælpning

Bestem slambelastningen. Hvis værdien er større end 0,5 kg BI₅/kg SS·d, må man øge slamkoncentrationen i luftningstanken ved at mindske mængden af overskudsslam.

Lave pH-værdier kan f.eks. forårsages af nitrifikation eller industriudslip. Hvis nitrifikation kan udelukkes, må man kortlægge pH-forholdene i tilløbet til anlægget med en pH-skriver (jfr. kapitel 3.1). Hvis pH-værdien ligger under 6, må man forsøge at spore kilden og iværksætte en neutralisering.

Generelle forholdsregler

Fremkomst af trådformet slam kan midlertidigt, indtil årsagen er fundet, modvirkes ved tilsætning af klor eller brintoverilte til returslammet. Den nødvendige mængde frit klor pr. dag er sædvanligvis 0,2 - 0,3 % af mængden af organisk stof (glødetab af suspenderet stof) i luftningstanken.

Erfaringsmæssigt vil en dosering af brintoverilte på 100-200 g/m³ returslam være passende.

"Let slam" som ikke kan henføres til trådformet slam, kan ofte holdes under kontrol ved tilsætning af jernsalte til luftningstanken. Erfaringsmæssigt bør doseringen være ca. 10 g Fe/m³ spildevand.

Bemærk

Slammets bundfældningsegenskaber varierer på de forskellige rensningsanlæg. Et højt slamvolumenindex kan derfor være normalt for et bestemt anlæg, og bør ikke tages som udtryk for driftsforstyrrelse, hvis rensningsresultatet er tilfredsstillende.

3.11.4.4 Driftsproblemer i bundfældningstankeFlydeslam

Dannelse af flydeslam i bundfældningstanken er en almindelig forstyrrelse, og har ikke sammenhæng med "let slam". For at en slampartikel skal kunne bundfældes, skal den være tungere end vandet. Hvis gasbobler fæstner sig til slammet, løftes det op til overfladen, istedet for at bundfældes.

Flydeslam skyldes ofte olie og fedt i tilløbsvandet. Er anlægget uden forklaring, er det normalt med en vis flydeslamdannelse ved bundfældningen. Efterklaringstanke bør derfor altid være forsynet med skumbrædder og opsamlingsmuligheder for flydeslam.

Mulige årsager

Brunt, fedtagtigt flydeslam på grund af denitrifikation

Forslag til afhjælpning

Hvis der ikke kræves nitrifikation, kan man sænke slamkoncentrationen.

Øg returpumpningen.

Øg iltkoncentrationen i slutningen af luftningsbassinet.

Før flydeslammet tilbage til luftningstanken.

Sort flydeslam på grund af gasudvikling under anaerobe forhold

Sørg for skraberne kører kontinuert og at opmagasinering af slam undgås.

Hold bassinvægge rene for aflejringer. Specielt slamgruber og spidsbundede tanke.

Flydeslamsdannelse på grund af luftbobler som følger med fra luftningsbassinet og floterer slammet

Kan undgås ved hjælp af skærbrædder ved indløbet til bundfældningstanken.

Flydeslamsdannelse kan også skyldes fedt og olie

Forsøg at forbedre fedtudskillelsen i fedtfang og forklaringstank

Før flydeslammet tilbage til luftningstanken.

3.11.4.5 Utilfredsstillende rensning

En utilfredsstillende rensning kan skyldes utilstrækkelig stofomsætning i aktiv slamdelen, men kan også skyldes en mangelfuld slamudskillelse i efterklaringstanken. En kombination af disse årsager er almindelig.

Hvorvidt stofomsætningen i luftningstanken er utilstrækkelig, kan afgøres ved analyse for BI_5 på filtreret prøve. Mangelfuld bundfældning påvises ved måling af bundfældeligt stof. Utilfredsstillende rensning samtidig med at BI_5 i filtreret prøve og bundfældeligt stof er lavt, indikerer, at det suspenderede stof har dårlige bundfældningsegenskaber.

Ud fra følgende tabel kan man danne sig en opfattelse af, hvad der er årsagen til den utilfredsstillende rensning.

ANALYSERESULTAT	ÅRSAGER
BI_5 på filtreret prøve $> 20 \text{ g/m}^3$	Utilfredsstillende nedbrydning
Bundfældeligt stof $< 0,3 \text{ ml/l}$	Utilfredsstillende bundfældningsegenskaber
Suspenderet stof $> 30 \text{ g/m}^3$	
Bundfældeligt stof $> 0,3 \text{ ml/l}$	Utilfredsstillende udskillelse

Utilfredsstillende omsætning af organisk stof og eventuel manglende nitrifikation

Mulige årsager

Utilstrækkelig iltningskapacitet

Forslag til afhjælpning

Levnedsmiddelindustrier kan forårsage kraftige stødbelastninger af BI_5 på anlægget. Selv om iltningskapaciteten på døgnbasis er tilstrækkelig, kan den blive helt utilstrækkelig i tilfælde hvor stødbelastninger af BI_5 forekommer. Den eneste effektive forholdsregel i en sådan situation er, at sørge for udjævning af industrispildevandet.

For lav iltningskapacitet kan også skyldes fejldimensionering. I så tilfælde må man undersøge mulighederne for at forsyne anlægget med supplerende luftningskapacitet.

Problemer med at holde tilstrækkelig iltkoncentration i luftningstanken kan også skyldes, at anlægget drives med en lav slambelastning, til trods for, at anlægget er projekteret som et normalt belastet anlæg. Ved den lavt belastede proces kan iltbehovet være op til dobbelt så stort sammenlignet med den normalt belastede. Kontrollér derfor, at anlægget drives med den tilsigtede slambelastning (se afsnit 3.11.3.2).

Organisk overbelastning

Stødbelastninger modvirkes ved udjævning. Hvis den organiske belastning er for høj, kan man forsøge at

forbedre effektiviteten af forklaringsstanken ved forfældning. Ved permanent overbelastning er det dog almindeligvis nødvendigt at udvide anlægget.

For lav slamkoncentration

Resultatet af en lav slamkoncentration er en høj slambelastning og for lav slamalder. Øg slamkoncentrationen i luftningstanken, således at den for anlægget dimensionerede slambelastning og slamalder opnås.

"Let slam"

Forekomst af "let slam" kan medføre en utilfredsstillende fjernelse af BI_5 på grund af problemer med at holde en tilstrækkelig høj slamkoncentration. Se endvidere afsnit 3.11.4.3 Fremkomst af "let slam".

Forgiftning

Kraftige forstyrrelser af den biologiske proces kan skyldes tilførsel af f.eks. tungmetaller, opløsningsmidler, phenol, cyanid eller olie. En effektiv løsning kan kun opnås, såfremt kilden spores og tilledningen til rensningsanlægget ophører. For at afgøre om forgiftning er indtrådt, foretages målinger af ilt-optagelseshastigheden. Se dette punkt under afsnit 3.11.3.2.

Uhensigtsmæssig tilledning af spildevand

Ved anlæg med trinvis belastning kan spildevandet tilføres på alternative måder med de forskellige portåbninger. Prøv et andet mønster for spildevandstilledningen, f.eks. ved at lukke portåbningerne nærmest luftningstankens afløb. Herved øges vandets opholdstid i bassinet.

Utilfredsstillende bundfældningsegenskaberMulige årsager

For høj turbulens i luftningstanken

Forgiftning

Fremkomst af "let slam"

Ved høj slamalder (lav slambelastning) opstår ofte lette findisperse slamflokke ("pin points") som følger med i afløbsvandet (hovedparten af slammet bundfælder godt)

Forslag til afhjælpning

Mindsk luftningen i slutningen af luftningstanken, således at der opstår en roligere flokkuleringszone.

Se afsnittet "Utilfredsstillende omsætning".

Ved fremkomst af "let slam" vil ofte forekomme, at bundfældningsegenskaberne er så dårlige, at der kan opstå problemer. Angående passende afhjælpning, se afsnit 3.11.4.3.

Forsøg udtag af overskudsslam, således at slamalderen mindskes, og slambelastningen øges. Ændringen må ikke være så voldsom, at anlæggets drift afviger væsentligt fra de værdier, som er tilsigtede ved anlæggets dimensionering. Se afsnit 3.11.3.2.

Utilfredsstillende slamtilbageholdelseMulige årsager

Hydrauliske stødbelastninger på grund af intermitterende pumpedrift før rensningsanlægget

Forslag til afhjælpning

Mindsk pumpernes driftstid ved hver pumpning og pump i stedet oftere.

Anvend pumper med forskellige kapaciteter.

Forsyn nogle af pumperne med omdrejningsregulering.

Lad en delstrøm af den oppumpede vandmængde tilføres anlægget, og lad resten returnere til pumpe-umpen.

Hydraulisk overbelastning

Bundfældningstankene må udvides. Undersøg eventuelle udligningsmuligheder.

For stor belastning med slam

Undersøg mulighederne for at mindske slamkoncentrationen i tilløbet til efterklaringsstanken uden at slamalder og slambelastning ændres væsentligt i forhold til anlæggets dimensioneringsforudsætninger. Se afsnit 3.11.3.2. Mindskning af slamkoncentrationen kan ske ved mindsning af den totale slammængde i luftningstanken eller ved en omfordeling af spildevandstilførselen til luftningstanken.

Fremkomst af "let slam"

Fremkomst af "let slam" medfører ofte slamflugt fra efterklaringsstanken. Passende afhjælpning fremgår af afsnit 3.11.4.3.

Uensartede strømningsforhold

Kontrollér at vandet fordeler sig jævnt mellem parallelle enheder.

Kontrollér, at overløbskanter er korrekt justeret i vandret plan.

Med hensyn til uheldig bassinudformning eller uheldigt udformede til- og afløbsbygværker kan der ikke gives generelle råd.

3.12 AKTIV-SLAM ANLÆG MED SIMULTANFÆLDNING

3.12.1 ORIENTERING

Formål

Aktiv-slam anlæg anvendes for at fjerne opløste og finpartikulære nedbrydelige organiske forbindelser i spildevand. Formålet kan desuden være at opnå en iltning af ammoniakkvælstof og organiske kvælstofforbindelser til nitrat (nitrifikation), for yderligere at mindske iltforbruget i recipienten. Nitrifikationen giver desuden mulighed for kvælstofreduktion gennem denitrifikation. Denitrifikationsprocessen vil ikke blive behandlet her.

Formålet med kemikaliedoseringen til et aktiv-slam anlæg er at opnå en fosforfjernelse.

Princip

Simultanfældning indebærer gennemførelse af en kemisk fældning af spildevandet i aktiv-slam anlægget. Den biologiske og kemiske rensning sker altså samtidigt (simultant) og i samme anlægsdel.

Alle procesvarianter beskrevet under aktiv slam anlæg (se afsnit 3.11.1) kan kombineres med kemikaliedosering.

Aktuelle fældningskemikalier er aluminiumsulfat, jernsulfat og jernklorid. Hyppigst anvendte kemikalie er jernsulfat.

Det bedst egnede doseringssted kan ikke angives generelt. Ofte må flere doseringssteder forsøges inden et tilfredsstillende resultat opnås. Fældningskemikaliet kan f.eks. tilsættes i starten af luftningstanken, til returslammet eller i et luftet sandfang. Anvendelse af jernsulfat forudsætter, at jernet iltes i anlægget. Det må derfor antages, at det bedste resultat opnås, hvis doseringen sker så tidligt som muligt, f.eks. i det luftede sandfang, såfremt anlægget har et sådant.

Den biologiske proces påvirkes normalt ikke i negativ retning ved normal dosering af fældningskemikalier.

Slammets bundfældningsegenskaber påvirkes ofte i positiv retning. Dosering af jern kan derfor afhjælpe en forekomst af "let slam" (se afsnit 3.11.4.3).

Slamproduktionen beregnet på tørstofbasis øges 20-30% eller mere ved kemikaliedoseringen. Hvorledes slammængden ændres, kan ikke angives generelt. Hvis det biologiske slam har et højt slamvolumenindex, er det muligt at mængden af overskudsslam mindskes, når fældningskemikalier tilsættes på grund af, at slammet bliver mere koncentreret. Hvis det biologiske slam allerede har gode bundfældningsegenskaber, vil slammængden sandsynligvis øges.

3.12.2 AKTUELLE OBSERVATIONER, MALINGER, ANALYSER OG BEREGNEDE VÆRDIER

	Observationer	Målinger og analyser	Beregne- værdier
Tilløbsvand til luftningstank		Alkalinitet Total-fosfor	
Doserings- anlæg	Maskinel funktion Kemikalie- tank Tilstopninger Korrosion	Doseret mængde Indstilling af dosering Konc. af kemikalieopl. Kemikaliebehold.	Molforhold
Luftningstank		pH	
Afløbsvand fra bundfældnings- tank		Alkalinitet Total-fosfor Fosfat-fosfor Restkoncentra- tion af fæld- ningskemikalie Suspenderet stof	

3.12.3 DRIFTSOVERVAGNING

Se også afsnit 3.11.3 og 3.13.3 om aktiv-slam anlæg respektiv kemiske fældningsanlæg.

3.12.3.1 Tilløbsvand til luftningstank

Alkalinitet Alkalinitet i tilløbsvand til luftningsbassinet varierer over døgnet. Sæsonmæssige variationer forekommer på grund af f.eks. regn, snesmeltning og indsivning. Alkaliniteten er bestemmende for hvilket pH som opnås efter kemikalietsætningen. Hvis den biologiske proces drives med nitrifikation, har dette betydning for fældningen, idet nitrifikationen reducerer alkaliniteten. Til overslagsberegninger kan man antage, at for hver g kvælstof pr. m³ spildevand som iltes til nitrat, fås en mindskning af alkaliniteten med 0,1-0,14 mekv/l. Mindskningen af alkaliniteten ved dosering af aluminium- og jernsalte fremgår af fig. 29 i afsnit 3.13.3.2.

Total fosfor Kendskab til koncentrationen af total-fosfor i tilløbet til luftningstanken er nødvendig for at kunne beregne den nødvendige dosering og for at kunne beregne rensningsgraden med hensyn til fosfor over det biologiske trin. Hvis fosforkoncentrationen måles regelmæssigt i tilløbet til rensningsanlægget, og man kender fosforfjernelsen i eventuel forklaringsstank, kan prøvetagningsfrekvensen reduceres.

3.12.3.2 Doseringsanlæg

Maskinel funktion Det bør kontrolleres (mindst dagligt), at doseringsudstyret fungerer, og at kemikalierne kommer frem til doseringspunktet. Ved færdosering kontrolleres, at der ikke opstår brodannelse eller sammenklumpning i silo. Brodannelse modvirkes f.eks. med en vibrator monteret på siloen. Sammenklumpning modvirkes ved forholds-

regler som forhindrer at fugt kommer ind i siloen.

Kemikalietank

I kemikalietanken, hvor fældningskemikaliet opløses, akkumuleres uopløste kemikalier. Tanken må derfor tømmes regelmæssigt.

Tilstopninger

Hvis der er stor afstand mellem kemikalielager-tank og doseringspunkt, kan transportledningen blive tilstoppet, specielt hvis den er forsynet med skarpe knæk. Risikoen er størst ved anvendelse af aluminiumsulfat og kalk. Ulemperne kan mindskes ved mere lige rørstrækninger. En øget driftssikkerhed fås ved dublering af rørledningen for kemikalietilsætning.

Korrosion

Opløsninger af aluminiumsulfat og jernklorid er stærkt ætsende, også på beton. Også jernsulfat i opløsning kan være ætsende. Udrustning m.v. som kommer i kontakt med disse kemikalier må derfor holdes under nøje observation.

Doseret mængde

Kapaciteten af doseringspumpe til kemikalieopløsninger og doseringssnegle ved tørdosering kontrolleres regelmæssigt. Ved flowproportional dosering kontrolleres rutinemæssigt, at denne dosering er korrekt, og at den tilsatte kemikalimængde pr. m^3 vand har den ønskede størrelse. Flowproportional dosering forudsætter, at vandføringsmåleren fungerer acceptabelt. Kontrol og pasning af vandføringsmålere er behandlet i kapitel 2.3.

Indstilling af dosering

Ved drift af simultanfældningsanlæg bør man tilstræbe så lav kemikaliedosering som muligt. Herved mindskes kemikalieudgifterne og slamproduktionen.

Den nødvendige kemikaliedosering afhænger af afløbsvandets fosforindhold. Ved simultanfældning viser erfaringen, at man ved en dosering med et molforhold Fe/P på mindst 1,5 opnår en tilfredsstillende fosforfjernelse (angående molforhold, se nedenfor samt afsnit 3.13.3.2).

Optimalt pH for den biologiske proces er omkring 7,0. Ved denne pH-værdi er også fosforudfældningen normalt tilstrækkelig god, hvori mod den biologiske proces påvirkes i negativ retning ved pH-værdier ned mod 6 og derunder. Så længe det biologiske trin ikke drives med nitrifikation, er risikoen for lave pH-værdier lille. Hvis anlægget, tilsigtet eller utilsigtet, drives med nitrifikation, kan man ved simultanfældning få altfor lav pH-værdi. I sådanne tilfælde bør der tilføres alkalinitet (kalk, soda eller natriumbikarbonat), således at en pH-værdi på 6,5-7,5 kan opretholdes.

Molforhold

Molforholdet mellem den aktive bestanddel i fældningskemikaliet (jern eller aluminium) og fosfor er en vigtig parameter til vurdering af den nødvendige kemikaliedosering. I afsnit 3.13.3.2 er angivet, hvordan molforholdet beregnes. Ved simultanfældning skal anvendes total-fosfor ved beregningen, og ikke fosfat-fosfor som i afsnit 3.13.3.2.

Koncentration af kemikalieopløsning

Ved anvendelse af opløste kemikalier er det vigtigt at kontrollere koncentrationen ved enhver ny leverance, og at justere den doserede mængde, såfremt koncentrationen afviger fra den normale værdi. Kontrol af koncentrationen kan ske med et aerometer.

Kemikaliebeholdning Kemikaliebeholdning skal kontrolleres løbende og leverancer planlægges således, at der ikke opstår en mangelsituation. Differensen i kemikaliebeholdningen mellem to opgørelser er et mål for kemikalieforbruget. Den omregnes mest praktisk til kg/døgn. Forbrug bør sammenlignes med tidligere forbrug. Ved afvigelser bør man forsøge at finde årsagerne.

3.12.3.3 Luftningstanke

pH Måling af pH bør ske regelmæssigt. Se punkt "Indstilling af dosering" på foregående side.

3.12.3.4 Afløb

Alkalinitet Hvis alkaliniteten i afløbet normalt er lav (< ca. 0,5 mekv/l) bør den måles regelmæssigt, da der foreligger en stor risiko for at alkaliniteten synker til nul med heraf følgende lave pH-værdier.

Total-fosfor Hovedformålet med kemikaliedoseringen er at fjerne fosfor, og total-fosforindholdet i afløbet bør derfor måles regelmæssigt. Resultaterne kan bedømmes efter følgende:

Total fosfor g P/m ³	Bedømmelse
< 0,6	god
0,6-1,5	acceptabel
> 1,5	dårlig

Fosfat (PO₄-P) Målingen udføres på filtreret prøve og viser hvor meget fosfor, som findes i opløst form (orthofosfat). Resultatet giver information om udfældningen, og om fældningsbetingelserne er optimale. Resultatet kan bedømmes ifølge omstående:

Fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) g/ Pm^3	Bedømmelse
< 0,1	god
0,1-0,3	acceptabel
> 0,3	dårlig

Hvis fosfatfjernelsen skal forbedres, er det i første omgang aktuelt at øge kemikaliedoseringen.

Det er værd at notere, at en vidtgående udfældning af fosfat-fosfor ikke er nogen garanti for, at rensningsresultatet bliver godt. Hvis man derimod har en dårlig udfældning (fosfat-fosfor > 0,3 g P/ m^3), findes der ikke store forudsætninger for at opnå et godt resultat.

Restkoncentration af fældningskemikalier

Kun en lille del af de tilsatte fældningskemikalier kan tillades at følge med afløbsvandet. Restindhold af kemikalier skal kontrolleres på ufiltrerede prøver. Resultatet kan vurderes på følgende måde:

Fe g/ m^3	Al g/ m^3	Bedømmelse
< 1	< 0,5	god
1-2,5	0,5-1,5	acceptabel
> 2,5	> 1,5	dårlig

Suspenderet stof

Ved simultanfældning vil afløbet ofte have et højere indhold af suspenderet stof end ved biologisk rensning alene. Resultatet kan eksempelvis vurderes på følgende måde:

Suspenderet stof g/ m^3	Bedømmelse
< 30	god
30-40	acceptabel
> 40	dårlig

3.12.4 DRIFTSPROBLEMER

De fleste driftsforstyrrelser på simultanfældningsanlæg er de samme som ved aktiv-slam anlæg, se afsnit 3.11.4. Udover hvad der er behandlet i afsnit 3.11.4 kan forekomme driftsforstyrrelser i form af dårlig fosforreduktion. Dårlig fosforreduktion kan skyldes en dårlig udfældning af fosfor eller utilfredsstillende udskillelse af fosforholdigt suspenderet stof.

Mulige årsager til dårlig fosforudfældning

Forslag til afhjælpning

For lav dosering

Hvis molforholdet Al:P respektivt Fe:P er mindre end 1,5, øges doseringen. Kontrollér pH ved ændringer i doseringen

For lav pH-værdi

Dette kan skyldes en for høj dosering. Kontrollér molforholdet. Hvis dette er højere end 1,5, bør man prøve at mindske doseringen.

En lav pH-værdi kan også skyldes nitrifikation med heraf følgende mindskning af alkaliniteten. Herved vil en dosering, som ikke er større end den nødvendige forårsage en for lav pH-værdi for såvel fosforudfældningen som den biologiske proces. En mulig afhjælpning er tilsætning af læsket kalk eller natriumbikarbonat til luftningsbassinet.

Uhensigtsmæssig doseringsform

Hvis kemikalietilsætningen foregår stødvist, må man forsøge en kontinuert dosering.

Højt indhold af suspenderet stof i afløbet

Højt indhold af suspenderet stof skyldes dårlige bundfældningsegenskaber eller dårlig udskillelse,

se dette i afsnit 3.11.4.5. Desuden viser erfaringen, at flokdannelsen ved simultanfældning ofte påvirkes af doseringsstedet. Det gunstigste doseringssted varierer fra anlæg til anlæg. Prøv forskellige doseringssteder, som f.eks. tilløb til luftet sandfang, tilløb til luftningsbassin, afløb fra luftningsbassin eller til returslammet.

Bemærkning

Flere anlæg har rapporteret problemer i form af tilstopning af diffusorer ved dosering af jern i luftningsbassinene. I den rutinemæssige overvågning bør opmærksomheden rettes mod trykændringer i beluftningssystemet. Se endvidere kapitlet "Luftning" (3.5).

3.13 KEMISKE FÆLDNINGSANLÆG

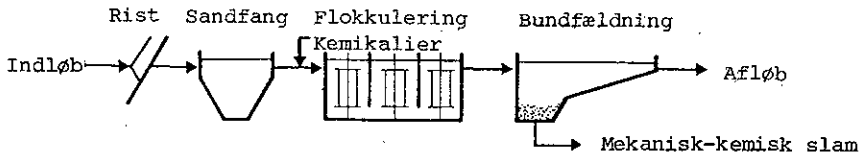
3.13.1 ORIENTERING

Formål

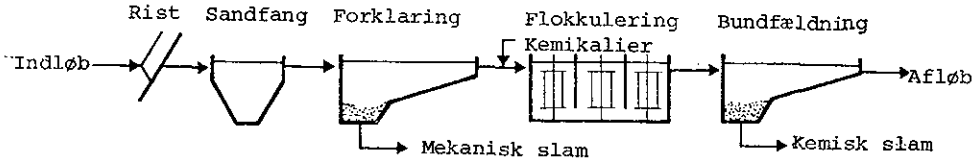
Kemisk fældning bruges til at fjerne fosfor fra spildevand. Ved fældningen fjernes, foruden fosfor, også partikulært organisk materiale og stoffer som er bundet til det partikulære materiale. Fældningstrinnet medfører ekstra driftssikkerhed, når det er placeret som sidste trin i et rensningsanlæg.

Beskrivelse

Kemisk fældning kan kombineres med de øvrige enheder i et rensningsanlæg på forskellige måder. Når kemikalier til sættes efter rist og sandfang, eller efter forklaring, taler man om direkte fældning eller mekanisk-kemisk rensning. Eksempler på flowdiagrammer ved direkte fældning er givet i fig. 23 (uden forklaringstank) og i fig. 24 (med forklaringstank).

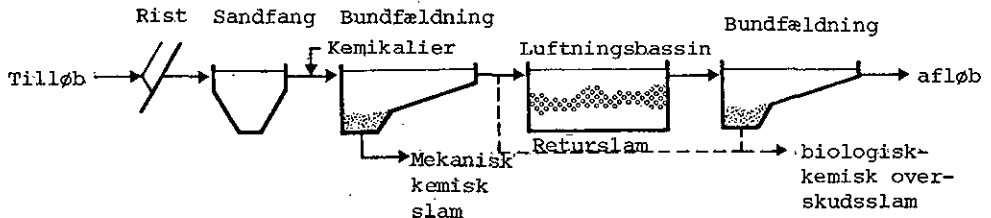


Figur 23: Flowdiagram. Direkte fældning (uden forklaringsstank).



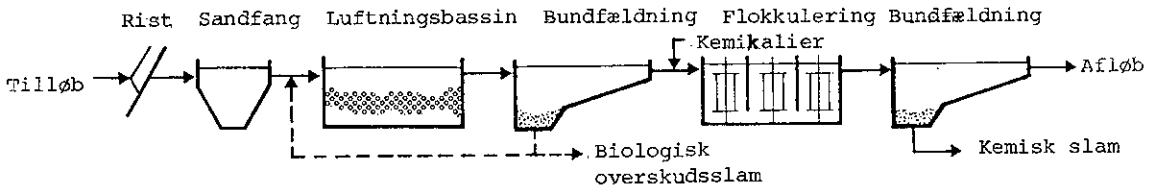
Figur 24: Flowdiagram. Direkte fældning (med forklaringsstank).

Når fældningskemikalier tilsættes i forbindelse med en forklaringsstank forud for et biologisk trin, taler man om forfældning (fig. 25). Det biologiske trin kan bestå af et aktiv-slam anlæg, et biologisk filter eller et biorotor-anlæg. Der findes også eksempler på bassinanlæg som biologisk trin.



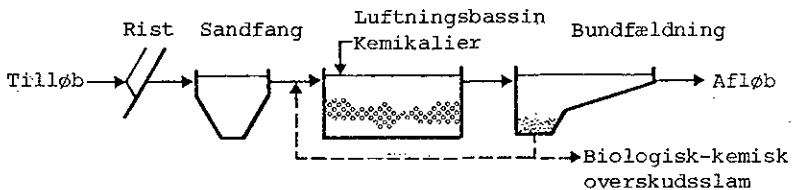
Figur 25: Flowdiagram for et forfældningsanlæg, hvor det biologiske trin er et aktiv slam anlæg.

Når fældningen gennemføres som et trin efter en biologisk proces, taler man om efterfældning (fig. 26). Det biologiske trin kan bestå af et aktiv slam anlæg, et biologisk filter, et biorotoranlæg eller et bassinanlæg.



Figur 26: Flowdiagram for et efterfældningsanlæg, hvor det biologiske trin er et aktiv slam anlæg.

Hvis fældningskemikalierne tilsættes i eller umiddelbart foran luftningstanken eller til returslammet i et aktivslam anlæg, således at fældningen sker samtidig med den biologiske rensning, tales der om en simultanfældning (fig. 27).



Figur 27: Flowdiagram for et simultanfældningsanlæg.

Simultanfældningen er intimt forbundet med selve aktivslamprocessen og er behandlet i kapitel 3.12.

Ved alle varianter af den kemiske fældning er hovedprincippet, at et fældningskemikalium hurtigt opblandes i spildevandet. Fældningskemikaliet medfører udfældning af fosforforbindelser og andet materiale. Udfældningsprodukterne skal flokkuleres for at kunne adskilles fra vandet. Dette sker ofte ved en langsom omrøring i 2-4 flokkuleringsbassiner. Udskillelsen af flokkene sker normalt ved bundfældning, men ved efterfældningsanlæg anvendes også flotation. Udskillelsen kan også foretages direkte i et filter (såkaldt kontaktfiltrering).

Oftest anvendes en filtrering for yderligere at reducere den udskillelse af suspenderet stof, som opnås ved bundfældning eller flotation.

3.13.2 AKTUELLE OBSERVATIONER, MÅLINGER, ANALYSER OG BEREGNEDE VÆRDIER

	Observationer	Målinger og analyser	Beregne- værdier
Tilløb til fældningsanlæg	Udseende	Alkalinitet pH Total-fosfor Fosfat-fosfor Susp. stof BI ₅ COD	
Dosering af fældningskemikalier	Maskinfunktion Kemikalietank Tilstopninger Korrosion	Koncentration af kemikalieopløsning Kemikaliebeholdning Dosering	Molforhold
Flokkuleringsbassin	Flokdannelse Flydeslam Aflejringer	pH Alkalinitet Fosfat-fosfor	Opholdstid
Bundfældningstank	Slamindhold Flydeslam Strømningsforhold	Sigtedybde	Hydraulisk overfladebelastning
Flotationsbassin	Dispersionsvand Slamtappets tykkelse Bundslamakkumulering	Slammets tørstofindhold	Hydraulisk overfladebelastning
Afløb fra fældningsanlæg	Udseende	Alkalinitet pH Total-fosfor Restkemikaliær Bundfældeligt stof Suspenderet stof BI ₅ COD	

3.13.3 DRIFTSOVERVÅGNING

3.13.3.1 Tilløb til fældningsanlæg

Sammensætningen af tilløbsvandet til fældningstrinnet er afhængig af, om fosforfjernelsen foregår som direkte- eller en forfældning, eller om fosforfjernelsen foregår ved efterfældning.

Lugt og udseende Forandringer i lugt, farve og koncentration observeres løbende.

Dette gælder specielt, hvis spildevandet samtidig er tilløb til rensningsanlæg (se kapitel 3.1), men bør også udføres på tilløbsvand til fældningsanlægget.

Alkalinitet

Alkaliniteten bestemmer spildevandets bufferkapacitet. Alkaliniteten i spildevand er afhængig af drikkevandets alkalinitet og af indsivningen i ledningerne. På steder hvor drikkevandets alkalinitet er lav ($< 0,5$ mekv/l), er spildevandets alkalinitet normalt 1-3 mekv/l. Hvor drikkevandet har højere alkalinitet, er spildevandets alkalinitet tilsvarende højere.

Alkaliniteten i råspildevandet har indflydelse på, hvilken pH-værdi der opnås efter tilsætning af fældningskemikalier. Ved direkte fældning og forfældning vil alkaliniteten variere over døgnet. Ved efterfældningsanlæg er variationerne mindre. Tilledning af regnvand og variationer i indsivningsvandmængder påvirker alkaliniteten. Dette gælder også tilførsler af slamvand, idet specielt kalkstabiliseringen af slam og anaerob slamstabilisering (udrådning) giver slamvand med en høj alkalinitet.

Ved efterfældning er de samme forhold af betydning, men hertil kommer en eventuel nitrifikation i det foregående biologiske trin. Ved nitrifikation mindskes alkaliniteten. Overslags-

mæssigt kan antages, at for hver g kvælstof/m³ som iltes til nitrat i det biologiske trin, mindskes alkaliniteten med 0,1-0,14 meky/l.

- pH pH-værdien i tilløbsvandet til fældningstrinnet har ikke nogen særlig informationsværdi, så længe den ligger i området 6,7-7,5. Hvis pH-værdien er udenfor dette område, kan det (men behøver ikke) indikere unormal alkalinitet.
- Total-fosfor Total-fosforkoncentrationer i tilløbsvandet til fældningstrinnet er af lille informationsværdi ved selve driftsovervågningen. Den er imidlertid nødvendig ved beregning af rensningsgraden med hensyn til fosfor.
- Fosfat-fosfor Fosfat-fosfor i tilløbsvandet er den del af fosforen, som skal udfældes ved tilsætning af fældningskemikalier. Kendskab til fosfatkoncentrationen er nødvendig for at kunne vurdere den nødvendige dosering af fældningskemikalium.
- Suspenderet stof Indholdet af suspenderet stof i tilløbsvandet er af lille informationsværdi, udover at der herved opnås viden om funktionen af forudgående rensningstrin. Hvis slamvand fra slambehandlingen tilledes umiddelbart foran fældningstrinnet, er analyse af suspenderet stof aktuelt. Herved opnås information om slamvandets påvirkning af tilløbsvandet.
- BI₅, COD Måling af organisk stof (BI₅ og COD) i tilløbsvand har lille informationsværdi for driftsovervågningen af fældningstrinnet. Hvis man ønsker at beregne rensningsgrad med hensyn til organisk stof over fældningstrinnet, er analyserne nødvendige.

Hvis anlægget tilføres organisk stof, f.eks. fra leynedsmiddelindustrier, kan dette påvirke den kemiske fældning og analyse af BI_5 eller COD vil være nødvendig.

3.13.3.2 Dosering af fældningskemikalier

Maskinfunktion	Man bør hyppigt kontrollere, at doseringsudstyret virker, og at fældningskemikalierne kommer frem til doseringsstedet. Når man anvender tør-dosering, bør man kontrollere, at der ikke opstår brodannelse eller sammenklumpning i kemikaliesiloen. Brodannelser kan modvirkes med en vibrator eller hammer monteret på silovæggen. Sammenklumpning modvirkes ved at forhindre, at der kommer fugt i siloen.
Kemikalietank	I kemikalietanken akkumuleres uopløst materiale. Tanken bør derfor regelmæssigt tømmes.
Tilstopninger	Hvis der er lang afstand mellem kemikalielager-tank og doseringssted, kan ledningen blive tilstoppet. Risikoen er størst ved brug af aluminiumsulfat og kalk, specielt hvis ledningen har skarpe knæk. Ulemperne kan mindskes ved lige rørstrækninger.
Korrosion	Opløsninger af aluminium- og jernsalte er meget korrosive overfor beton og stål. De dele af anlægget som kommer i kontakt med kemikalieopløsningerne må derfor holdes under opsyn.
Kemikalieopløsningens koncentration	I de tilfælde hvor der bruges opløste kemikalier ved doseringen, er det af stor betydning at kende opløsningens koncentration. Ved afvigelser fra normale værdier må enten opløsningens koncentration eller doseringsmængden korrigeres.

**Kemikalie-
beholdning** Kemikaliebeholdningen bør aflæses med jævne mellemrum. Hyppigheden vil være afhængig af kemikaliebeholdningens størrelse, forbruget og aflæsningernes nøjagtighed. Differensen i kemikaliebeholdning siden foregående aflæsning er et mål for kemikalieforbruget. Differensen kan let omregnes til kg/døgn. Den aflæste differens bør vurderes i forhold til tidligere opnåede værdier, og hvis der er væsentlige afvigelser, må man forsøge at finde frem til årsagen.

Kemikaliedosering Den doserede mængde kemikalier bør måles ofte. På anlæg hvor dosering foretages proportionalt med tilløbet, bør kontrolleres, at doseringen er den tilsigtede ved det aktuelle tilløb. Det er naturligvis også vigtigt at kontrollere, at vandføringsmåleren fungerer korrekt. Se kapitel 2.3.

Når kemikaliedoseringen styres af pH-målinger, er doseringen i g/m^3 ikke fastlagt, og kontrollen er vanskelig. Ved at måle kemikaliedoseringen regelmæssigt, kan der opnås en vis erfaring, således at det kan vurderes, om doseringen er normal.

Med jævne mellemrum bør man også checke doseringsudstyret. Ved brug af doseringssnegl kan doseringen udtrykkes som g pr. omdrejning eller ved væskedosering som ml pr. pumpe­slag (dette forudsætter samme slag­længde). Afvigelser fra normalværdier bør undersøges. Årsagerne kan være mange. Ved dosering med snegl: f.eks. slitage, delvis blokeret udtag fra silo, fejl på tælleværk. Ved væskedosering: f.eks. fejlagtig monter­ing (væsk­niveauet i beholderen påvirker dose­ringen), fejlagtigt virkende ventiler etc.

Eksempel:

På et rensningsanlæg viser vandføringsmåleren 80 l/sek. Den mængde aluminiumsulfat, som doseres i løbet af 2 minutter opsamles og vejes. Vægten er 1520 g. Hvad er doseringen ?

$$80 \text{ l/sek.} = \frac{80 \cdot 3600}{1000} = 288 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$1520 \text{ g pr. 2 min.} = \frac{1520 \cdot 60}{2} = 45600 \text{ g/h}$$

$$\text{Dosering} = \frac{45600}{288} = 158 \text{ g/m}^3$$

Molforhold

Molforholdet mellem den aktive bestanddel i fældningskemikaliet og fosforen i spildevandet er en nyttig størrelse ved vurderingen af kemikaliedoseringen. Antal mol af den aktive bestanddel i forskellige fældningskemikalier fremgår af tabellen nedenfor.

Kemikalium	Indhold af aktiv bestanddel
Aluminiumsulfat, vandværkskvalitet. Tørt produkt	0,0033 mol/g
Aluminiumsulfat (AVR). Tørt produkt	0,0032 mol/g
Jern(III)klorid- Jern(III)-sulfatopløsning, 12% Fe (Ferriklor). Flydende produkt.	0,0031 mol/ml
Jern(II)sulfat, monohydrat (Ferrogranul). Granuleret produkt.	0,0063 mol/g
Jern(II)sulfat, heptahydrat. Fast halvtørt produkt.	0,0032 mol/g

Molforholdet kan derefter beregnes:

$$\text{Molforhold} = \frac{\text{dosering} \cdot k \cdot 31}{\text{PO}_4\text{-P}}$$

hyor

dosering = dosering af fældningskemikalium
angivet i g/m^3 eller ml/m^3

k = aktiv bestanddel i fældningskemi-
kaliet ifølge omstående tabel, mol/g
eller mol/ml.

$\text{PO}_4\text{-P}$ = koncentrationen af fosfat-fosfor i
indløbsvandet til fældningsanlæg,
 g P/m^3

31 = molvægt af fosforatomet (P) i g/mol.

Nødvendig dosering for at opnå et bestemt mol-
forhold kan beregnes ud fra udtrykket:

$$\text{Dosering} = \frac{\text{molforhold} \cdot \text{PO}_4\text{-P}}{k \cdot 31}$$

Eksempel:

På et fældningsanlæg med dosering af jern (III)
klorid doseres normalt ca. 110 ml/m^3 . I en tør-
keperiode reduceres spildevandstilledningen til
rensningsanlægget, hvilket medfører at koncen-
trationen af fosfat-fosfor til fældningstrinnet
øges til ca. 8 g P/m^3 . Er molforholdet Fe/P
stadig tilstrækkeligt ?

$$\text{Molforhold} = \frac{110 \cdot 0,0031 \cdot 31}{8} = 1,32$$

Molforholdet er sandsynligvis for lavt til at
give en god udfældning af fosfor. Kontrollér
derfor fosfatkoncentrationen på et filtreret
prøve fra flokkuleringsbassinet.

Eksempel:

På et efterfældningsanlæg er alkaliniteten i
afløbet fra det biologiske trin $0,8 \text{ mekv/l}$ og
koncentrationen af fosfat-fosfor 7 g P/m^3 .
Hvor stor en dosering af aluminiumsulfat (AVR)

er nødvendig, hvis man ønsker at holde et molforhold Al/P på 2 ? Er alkaliniteten i spildevand tilstrækkelig til at opretholde en tilstrækkelig høj pH-værdi ?

$$\text{Dosering} = \frac{2 \cdot 7}{0,0032 \cdot 31} = 141 \text{ g/m}^3$$

En AVR-dosering op 141 g/m³ ved molforholdet 2 giver ifølge fig. 29 en alkalinitetssækning på 0,98 mekv/l. D.v.s. pH sænkes. Vi må derfor prøve med en lavere dosering aluminiumsulfat, og hvis dette ikke giver tilfredsstillende fosforfjernelse, må der tilsættes base.

Indstilling af dosering

Ved drift af fældningsanlæg bør man prøve at holde tilsætningen af fældningskemikalier så lav som mulig. Grunden til dette er dels, at man sparer penge til kemikalier, dels at slamproduktionen bliver lavere, og endelig, at slammet i de fleste tilfælde (ved fældning med aluminiumsulfat og jernsalte) får bedre afvandingsegenskaber.

Ved fældning med aluminiumsulfat og jernsalte er den nødvendige dosering afhængig af fosforkoncentrationen i spildevandet, spildevandets alkalinitet og indholdet af kolloid materiale. Ved fældning med kalk er det især spildevandets alkalinitet, som bestemmer den nødvendige dosering.

Spildevandets sammensætning varierer over døgnet. Spildevandets sammensætning kan også udvise sæsonmæssige variationer, således er det almindeligt, at spildevandet er stærkt fortyndet i tøvejrsperioder, mens det i tørkeperioder om sommeren kan være væsentligt mere koncentreret.

Ved brug af aluminium- og jernsalte har det vist sig at være nødvendigt at dosere Al, respektivt Fe i et molforhold Al/P, respektivt Fe/P på mindst 1,5 - 2 for at opnå en fuldstændig udfældning af fosfor. Et molforhold på 2 svarer til 22 g aluminiumsulfat (1,7 g Al) pr. g fosfor, respektivt 18 ml koncentreret jernkloridopløsning (3 g Fe) pr. g fosfor. Ved brug af kalk som fældningsmiddel, har fosforindholdet ingen praktisk betydning.

Fosforfjernelsen er også afhængig af, om fældningen foregår ved den rigtige pH-værdi. Ved brug af aluminiumsalte opnås det bedste resultat ved pH-værdier omkring 6,0, og ved brug af jernsalte ved 5,5 eller noget derunder. (Ved simultanfældning gælder dette ikke, se kapitel 3.12). Optimal pH-værdi kan variere fra det ene anlæg til det andet, og ved praktisk drift kan det vise sig, at man også får gode rensningsresultater ved pH-værdier som afviger betragteligt fra den optimale. Ved efterfældningsanlæg er det pH-interval, hvor man kan opnå gode resultater ofte noget bredere end ved direkte fældning. Ved forfældning er forholdene de samme som ved direkte fældning, men ved forfældning er det ofte ikke nødvendigt at opnå en høj fosforfjernelse i fældningstrinnet, idet forfældningen efterfølges af et biologisk trin.

Ved kalkfældning bliver rensningsresultatet normalt bedre jo højere pH der anvendes. Hvor høj en pH-værdi man skal op på, for at få acceptable rensningsresultater er meget afhængig af spildevandets sammensætning. Ofte må man op på pH = 11,2, men ved spildevand med høj alkalinitet kan det til tider være nok med pH = 10. Den omtrentlige kalkdosering som funktion af spildevandets alkalinitet fremgår af fig. 28.

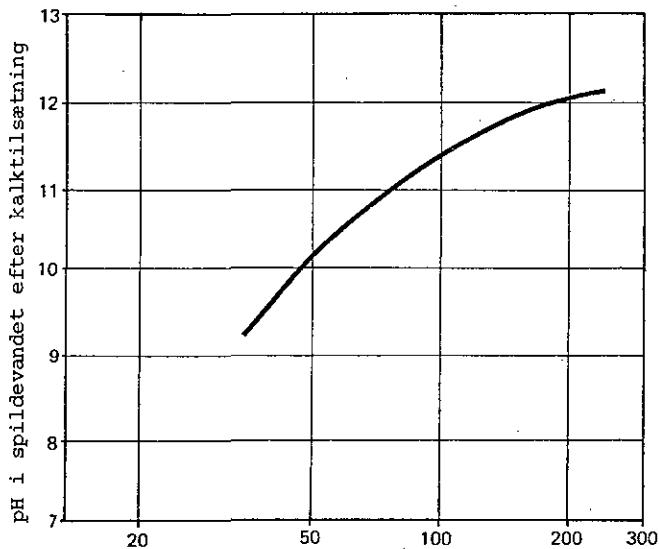
Eksempel:

På et rensningsanlæg bruges læsket kalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) som fældningskemikalium. Alkaliniteten i spildevandet ind til fældningstrinnet er ca. 4 mekv/l. Hvor meget læsket kalk skal doseres for at få en pH-værdi på ca. 11,3 ?

Fig. 28 viser, at for at få $\text{pH} = 11,3$, skal forholdet $\text{Ca}(\text{OH})_2$ /alkalinitet være ca. 100. Alkaliniteten var 4 mekv/l.

Nødvendig dosering af $\text{Ca}(\text{OH})_2$ bliver da:

$$4 \cdot 100 = 400 \text{ g Ca}(\text{OH})_2/\text{m}^3$$



Forholdet kalkdosering/alkalinitet (g $\text{Ca}(\text{OH})_2$ /m³ pr. mekv/l).

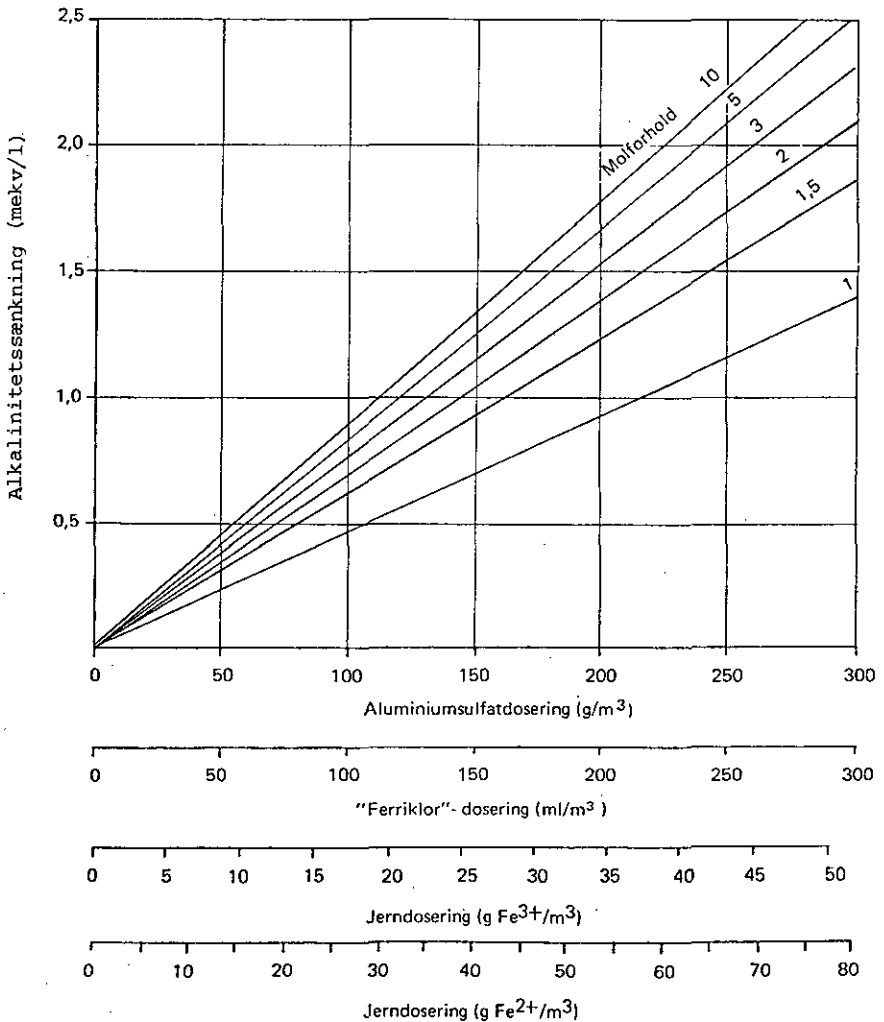
Figur 28: pH som funktion af kalkdosering og alkalinitet.

Den pH-værdi som fremkommer ved fældning med jern- og aluminiumsalte er afhængig af vandets alkalinitet og af den doserede mængde fældningskemikalie. Jo lavere alkalinitet og jo højere

doseringer man har, desto lavere pH-værdier fremkommer. Den omtrentlige mindskning af alkaliniteten ved dosering af fældningskemikalier (aluminium- og jernsalte) kan beregnes ud fra nomogrammet i fig. 29.

Ved direkte fældning er alkaliniteten i spildevandet normalt så stor, at det er denne, som bestemmer doseringen af fældningskemikalierne. Dette kan også udtrykkes således: Hvis der doseres så stor en mængde fældningskemikalie, at den ønskede pH-værdi opnås, så er der også doseret tilstrækkeligt til at udfælde fosfaterne. Undtagelser kan være perioder med ekstrem stor indsivning af grundvand eller regnvand. Alkaliniteten vil da kunne synke til så lave værdier, at den dosering som (ved Al- og Fe-fældning) må tilføres for overhovedet at give flokdannelse, samtidig vil medføre en for lav pH-værdi.

Hvis det biologiske trin, tilsigtet eller utilsigtet, drives med nitrifikation, kan man få problemer ved efterfældning med aluminiumsulfat og jernsalte. Ved nitrifikation mindskes spildevandets alkalinitet, og den resterende alkalinitet er ofte for lille til at undgå, at pH bliver for lav ved fældningskemikaliernes dosering. For at undgå problemer med for lav pH-værdi, kan man være nødt til at dosere base til det biologiske trin, eller til fældningstrinnet. Der kan anvendes natriumbikarbonat (NaHCO_3), soda (Na_2CO_3), lud (NaOH) eller læsket kalk (Ca(OH)_2). Hvis spildevandets alkalinitet er tilstrækkelig høj, vil en nitrifikation kunne give store fordele, idet kemikalieforbruget, som skal anvendes til at opnå den ønskede pH-værdi, bliver mindre. Ved nogle anlæg har man med held prøvet at styre nitrifikationen, således at en passende alkalinitet i tilløbsvandet til fældningstrinnet er opnået.



Figur 29: Alkalinitetssækning ved dosering af fældningskemikalier.

Ved direkte fældning indeholder spildevandet ofte en betydelig del kolloidt materiale. For at opnå en god flokdannelse, må dette materiale også "fældes ud". Dette betyder, at i en del tilfælde må doseringen øges udover hvad der er nødvendigt for at udfælde fosforen og for at opnå en bestemt pH-værdi.

3.13.3.3 Flokkuleringsbassin

- Flokdannelse** Man bør daglig kontrollere, om flokdannelsen virker normalt. Flokkene bør være store (1-5 mm). Der bør være få små flokke, og vandet mellem flokkene bør være klart.
- Øgning af omrørerhastigheden giver flere sammenstød mellem flokkene og mindsker indholdet af små flokke. En for høj omrørerhastighed kan imidlertid også bevirke, at store flokke slås i stykker. Der bruges ofte periferihastigheder på ca. 0,5 m/sek. i det første flokkuleringsbassin og ca. 0,1 m/sek. i det sidste flokkuleringsbassin.
- Flydeslam** Noget flydeslam vil altid dannes, og dette må fjernes efter behov. Angående unormal flydeslamsdannelse, se under "Driftsproblemer" (3.13.4).
- Aflejringer** Af og til kontrolleres, at der ikke er aflejringer på bunden af flokkuleringsbassinerne. Eventuelle aflejringer fjernes efter behov.
- pH** pH-værdien er en væsentlig parameter ved kemisk fældning. Den har betydning både for udfældningen af fosfor og for flokkuleringen af det udfældede materiale.
- pH-værdien i flokkuleringsbassinet bør kontrolleres hyppigt som stikprøver, således at det sikres, at man arbejder indenfor et gunstigt område, pH-værdien bør helst måles kontinuert, men man bør alligevel hyppigt kontrollere pH-værdien ved stikprøver, således at også den kontinuerte måler checkes. Prøver til pH-bestemmelse med ikke rystes før målingen. Ved

kontinuert pH-måling er det vigtigt, at elektroden rengøres og at pH-måleren kalibreres regelmæssigt.

pH-værdiens indvirkning på udfældningen er behandlet under "Indstilling af dosering" (3.13.3.2). pH-værdier som sædvanligvis giver gode rensningsresultater er angivet i tabellen på følgende side. Ved simultanfældning gælder disse værdier ikke. Se kapitel 3.12.

Hvis man ønsker at sænke pH-værdien, kan man ved fældning med aluminium- og jernsalte øge doseringen. Hvis man har syredosering, kan man øge syredoseringen. Hvis man ved kalkfældning ønsker at sænke pH, må man mindske doseringen.

Hvis man ønsker højere pH-værdier, kan man ved aluminium- og jernfældning sænke kemikaliedoseringen, eller hvis man har syredosering, mindske denne. Ved kalkfældning øges pH-værdien ved en øgning af doseringen.

Når man forandrer doseringen af fældningsmiddel for at opnå pH-ændringer, må man huske på, at man samtidig forandrer molforholdet og dette kan have betydning for rensningsresultatet.

Alkalinitet

Bestemmelse af alkaliniteten efter flokkuleringen giver et godt grundlag for vurdering af doseringen. Hvis alkaliniteten er mindre end ca. 0,3 mekv/l, er der stor risiko for så store pH-variationer, at man får en dårlig rensningsgrad.

Fældningskemikalium	Optimalt pH-område	Bemærkninger
Aluminiumsulfat	5,5-6,3	Ved efterfældning findes der eksempler på gode resultater i området 6,0-8,5
Jern(III)salte	5,0-6,0	
Jern(III)salte + kalk	> 8,5	Spildevand med alkalinitet < 8 mekv/l og lavt magnesiumindhold
Jern(II)salte + kalk	> 8,5	
Kalk	> 11,2	
Kalk	> 10,6	Spildevand med højt magnesiumindhold (Mg > 20 mg/l)
Kalk	> 10	Spildevand med høj alkalinitet > 8 mekv/l

Fosfat-fosfor

For at kontrollere i hvilket omfang fosfor bliver udfældet, måles fosfat-fosfor på filtreret prøve. Prøven bør være en stikprøve, og den bør helst analyseres lige efter prøvetagningen, således at konservering ikke er nødvendig. Ved kalkfældning bør man huske, at det ofte er nødvendigt at neutralisere den filtrerede prøve før fosfat-fosforbestemmelsen.

Hvis man ønsker at forbedre udfældningen af fosfor, er det i første omgang aktuelt at øge doseringen af fældningskemikaliet.

Man bør huske på, at en vidtgående udfældning af fosfat-fosfor ($\text{PO}_4\text{-P} < 0,1 \text{ mg P/m}^3$) ikke er

nogen garanti for, at rensningsresultatet bliver godt. Hvis man derimod har en dårlig udfældning af fosfat-fosfor ($\text{PO}_4\text{-P} \geq 0,3 \text{ g P/m}^3$) vil det være meget vanskeligt at opnå et godt rensningsresultat.

Opholdstid

Opholdstiden i flokkuleringsbassinerne har betydning for flokkuleringen. Opholdstiden, t , beregnes ud fra:

$$t = \frac{V}{q}$$

hvor

t = opholdstid, timer

V = flokkuleringsbassinernes volumen, m^3

q = spildevandsmængde, m^3/h .

Kun opholdstider kortere end 15-20 min., kan have væsentlig negativ betydning for flokkuleringen.

3.13.3.4 Bundfældningstank

Slamindhold

Måling af slamindholdet i bundfældningstank oplyser om udpumpningen af slam fra tanken er tilstrækkelig. Et højt slamspejl kan forårsage øget indhold af suspenderet stof i afløbet på grund af slamophvirvling fra slamlaget på tankbunden. Ved lang slamopholdstid kan dette gå i forrådnelse og forårsage flydeslam og dårlig lugt. Store slammængder betyder også øget belastning på skraberudstyr. I anlæg med rektangulære tanke, bør slamlaget på tankbunden ikke overstige ca. 10 cm. Ved spidsbundede tanke bør slamlaget ikke tillades at nå højere end 1-1,5 m under vandoverfladen.

Strømningsforhold Urolige og uensartede strømningsforhold i en bundfældningstank og ujævn vandfordeling mellem parallelle bassiner kan være årsag til dårlig udskillelse.

Flydeslam Flydeslam i bundfældningstanke fjernes efter behov.

Sigtedybde Sigtedybden er en god driftsparameter, idet den på simpel vis giver information om, hvor godt rensningsanlægget virker.

Resultater fra måling af sigtedybde kan ved direkte fældning og efterfældning vurderes som:

Sigtedybde cm	Bedømmelse
> 120	god
60 - 120	acceptabel
< 60	dårlig

Fældningstrinnet i forfældningsanlæg kan fungere tilfredsstillende på trods af små sigtedybder. Dårlig sigtedybde er en indikation på dårlig flokdannelse eller dårlig bundfældning.

Hydraulisk overfladebelastning Hydraulisk overfladebelastning er det almindeligste mål for belastningsforholdene i bundfældningstanke. Bundfældningstanke til udskillelse af flokke ved kemisk fældning vil ofte fungere godt ved overfladebelastninger op til ca. $1 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ (m/h).

Den hydrauliske overfladebelastning, HOB, kan beregnes ud fra:

$$HQB = \frac{q}{A}$$

hvor

HQB = hydraulisk overfladebelastning,
 $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ (m/h)

q = spildevandsmængde, m^3/h

A = bundfældningstankens overfladeareal, m^2

Eksempel:

På et efterfældningsanlæg er der 3 bundfældningstanke, som hver er 6 m brede og 30 m lange. Tilløbet til anlægget er 100 l/sek. Hvor stor er den hydrauliske overfladebelastning ?

$$\text{Overflade} = 3 \cdot 6 \cdot 30 = 540 \text{ m}^2$$

$$\text{Tilløb} = q = 100 \text{ l/sek.} = \frac{100 \cdot 3600}{1000} = 360 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$\text{Overfladebelastning} = HQB = \frac{360}{540} = 0,67 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$$

3.13.3.5 Flotationsbassin

Dispersionsvand

Flotationstankens funktion er afhængig af dispersionsvandmængden er tilstrækkelig, og at dispersionsvandet har en høj mætningsgrad og består af meget små bobler, samt at dispersionsvandet fordeles jævnt. Passende dispersionsvandmængde er sædvanligvis ca. 10% af tilløbet, men ved højt indhold af suspenderet stof, kan større mængder være nødvendige. Dispersionsvandet skal være mælkevidt og større bobler bør ikke forekomme. Ventiler bør regelmæssigt justeres, således at dispersionsvandet bliver jævnt fordelt over bassinbredden.

Slamtæppets tykkelse	Slamlaget bør have en tykkelse på ca. 10 cm. Afvigelser korrigeres ved at justere skraberens driftstider.
Bundslam - akkumulering	Noget slam vil også synke til bunds ved flotation. Bundskraberens driftstider bør køre så ofte, at slammet ikke ophobes.
Slammets tørstofindhold	Ved flotation bør man kunne opnå mindst 4-5% tørstofindhold i slammet. Ved lavt tørstofindhold kan man prøve at mindske slamskraberens driftstid.
Hydraulisk overfladebelastning	Foruden dispersionsvandet er det den hydrauliske overfladebelastning som bestemmer flotationsbassinets funktion. Den hydrauliske overfladebelastning beregnes på samme måde som ved bundfældningstanke. Flotationsbassiner tåler sædvanligvis overfladebelastninger på mindst $5-6 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$.
3.13.3.6 <u>Afløb fra fældningsanlæg</u>	
Udseende	Vandets udseende observeres løbende. Forandringer kan tyde på forstyrrelser i rensningsprocessen.
Alkalinitet	Hvis alkaliniteten ikke måles regelmæssigt i flokkuleringsbassinets afløb, bør det gøres i afløbet.
pH	Måling af pH-værdi i døgnprøver af afløbsvandet er af begrænset værdi ved Al- og Fe-fældning, idet de målte værdier på døgnprøver ofte er for høje. Stikprøver bør hellere udtages i flokkuleringsbassinets afløb.
Total-fosfor	Hensigten med kemisk fældning er i de fleste tilfælde at fjerne fosfor. Total fosforindhold i afløbet bør derfor kontrolleres hyppigt.

Resultatet af fældningen kan vurderes som:

Forfældning	Direkte fældning	Efterfældning	Bedømmelse
Total fosfor g P/m ³	Total fosfor g P/m ³	Total fosfor g P/m ³	
1)			
< 1	< 0,5	< 0,4	god
1-2	0,5-1,0	0,4-0,7	acceptabel
	> 1,0	> 0,7	dårlig

1) Ved forfældning kan en alt for god fosforfjernelse tænkes at indvirke på det efterfølgende biologiske trin. Ved dårlig fosforfjernelse i fældningstrinnet, kan totalresultatet ofte alligevel blive godt.

Højt indhold af total-fosfor kan skyldes dårlig udfældning af fosfor, dårlig flokkulering eller dårlig bundfældning. Det er ofte en kombination af disse årsager.

Fosfat-fosfor
(PO₄-P)

Hvis ikke der hyppigt måles fosfat-fosfor i prøver fra flokkuleringsbassin, bør dette hyppigt gennemføres i afløbet. Vedrørende vurdering af resultaterne gælder det samme som er nævnt om fosfat-fosfor ved flokkuleringsbassiner.

Differensen mellem total-fosfor og fosfat-fosfor er et mål for koncentrationen af partikulært fosfor. Dette kan sammenlignes med koncentrationen af suspenderet stof i afløbet.

Restkemikalie

De kemikalier, som tilsættes ved fældningen bør holdes tilbage i rensningsanlægget. For at kontrollere dette, bør man af og til måle koncentrationen af aluminium respektivt jern i afløbet. Indholdet af aluminium respektivt jern i en ufiltreret prøve bør ikke overstige 1 g Al/m³ respektivt 2 g Fe/m³.

For at kontrollere at man har en "fuldstændig" udfældning af de tilsatte fældningskemikaler, kan det lejlighedsvis være nødvendigt at analysere en filtreret stikprøve for Al respektivt Fe. Analyse af Ca ved kalkfældning er mindre aktuelt.

Koncentrationen af Al i filtreret prøve bør være $< 0,1 \text{ g Al/m}^3$ og koncentrationen af Fe $< 0,2 \text{ g Fe/m}^3$.

Bundfældeligt stof

Bundfældeligt stof i afløbet er et mål for bundfældningstankens udskillelsesevne, og bør måles hyppigt. Resultatet af målinger af bundfældeligt stof kan ved direkte fældning og efterfældning vurderes som:

Bundfældeligt stof

m1/l	Bedømmelse
$< 0,1$	god
0,1 - 0,3	acceptabel
$> 0,3$	dårlig

Et højt indhold af bundfældeligt stof efter 2 timers henstand er tegn på dårlig slamudskillelse. Hvis en prøve først efter henstand i mere end 1-2 timer udviser bundfældeligt stof, er dette tegn på dårlig flokkulering.

Suspenderet stof

Suspenderet stof i afløbet er et mål for den samlede effekt af flokkulering og bundfældning. Suspenderet stof i afløbet bør derfor måles regelmæssigt. Resultater af analyser af suspenderet stof kan vurderes som:

Suspenderet stof	
g/m^3	Bedømmelse
< 20	god
20 - 30	acceptabel
> 30	dårlig

I de fleste tilfælde findes størstedelen af afløbsvandets fosforindhold som partikulært fosfor. Koncentrationen af suspenderet stof i afløbet er derfor ofte et omtrentligt mål for fosforkoncentrationen.

BI₅, COD

Ved direkte fældning og efterfældning måles organisk stof i afløbet med den frekvens, som afløbskontrollen kræver. Ved forfældning bør BI₅ i afløbet fra fældningstrinnet måles regelmæssigt, således at man kender belastningen på det biologiske trin.

Resultater af BI₅ og COD analyser ved efterfældningsanlæg vurderes som:

Efterfældning:

BI ₅	COD	Bedømmelse
$\text{g O}_2/\text{m}^3$	$\text{g O}_2/\text{m}^3$	
< 10	< 40	god
10-20	40-60	acceptabel
> 20	> 60	dårlig

Ved direkte fældning er koncentrationerne i afløbet direkte afhængig af koncentrationerne i tilløbet. Ofte kan man opnå 60-80% reduktion af BI₅ og COD.

3.13.4 DRIFTSPROBLEMER

Driftsproblemer ved fældningsanlæg kan inddeles i tre grupper:

- problemer med flokkuleringsbassiner
- problemer med slamudskillelsen, d.v.s. bundfældnings- eller flotationstanke
- problemer med utilfredstillende rensning.

Ved alle former for driftsproblemer er det vigtigt, at man ved systematiske målinger og undersøgelser forsøger at klarlægge årsagen til driftsforstyrrelsen; og at man derefter iværksætter afhjælpning.

3.13.4.1 Problemer med flokkuleringsbassinerFlydeslamMulige årsager

Slammet floter af luftbobler i vandet

Slam går i forrådnelse på bunden af flokkuleringsbassinerne (sort flydeslam)

Aflejringer på bassinbundenMulige årsager

Utilfredsstillende forbehandling

Uopløste fældningskemikalier

Forslag til afhjælpning

Undersøg om der er hvirvel-dannelser eller overløb, hvor luften suges ind i vandet.

Se næste punkt "Aflejringer på bassinbunden".

Forslag til afhjælpning

Ved direkte fældning og forfældning kan tilløbet være utilfredsstillende forbehandlet. Kontrollér funktionen af rist, sandfang og forklarings-tank.

Kontrollér kemikaliebeholderens tilstand.

Kontrollér at fældningskemikalierne tilsættes et sted, hvor der er god

omrøring. Øg eventuelt hastigheden på omrøreren i første flokkuleringsbassin.

Lav omrøringsintensitet

Ved lav periferihastighed af omrørere kan bundfældning i flokkuleringsbassinerne forekomme. Prøv at øge omrørerhastigheden, men vær opmærksom på, at dette kan slå flokkene i stykker med dårligere rensning som resultat.

Dårlig flokdannelse

Så længe afløbsresultaterne er gode, er dette ikke noget problem. Se endvidere under "Utilfredsstillende rensning" (3.13.4.4).

3.13.4.2 Problemer med bundfældningstanke

Flydeslam

Mulige årsager

Slam floteres af luftbobler i vandet

For lang slamopholdstid i tanken (sort flydeslam)

Slamakkumulering i tanken

Slam sætter sig på bassin-vægge på grund af for lille hældning (spidsbundede bassiner)

Forslag til afhjælpning

Kontrollér, at der ikke findes hvirveldannelser eller overløb, hvor luft suges ind i vandet. Reducér eller stands eventuel luftning i render eller kanaler.

Øg frekvensen for slamudpumpning

Øg den dagligt udtagne slammængde. Ved intermitterende skraberdrift bør man øge driftstiden for slamskraberne.

Skrab regelmæssigt

Store mængder suspenderet stof fra det biologiske trin tilføres det kemiske trin

Hvis der findes bundfældning i det biologiske trin, kan man prøve at forbedre dennes funktion. Se kapitlet om biologisk rensning.

For lavt tørstofindhold

Ved efterfældningsanlæg og ved direkte fældning med forklaring, hvor aluminium- eller jernsalte anvendes som fældningskemikalium, er det ofte vanskeligt at opnå et tørstofindhold på mere end 3-10 kg/m³ i slammet.

Mulige årsager

Slammet får ikke tilstrækkelig tid til at fortykke i slamgruben

Vand bliver suget med ved slamudpumpningen

Forslag til afhjælpning

Øg tiden mellem slamudpumpningerne

Mindsk slamudpumpningen og pump i stedet slammet ud flere gange pr. døgn.

Vanskeligheder med at aftappe slam

Vanskeligheder ved at pumpe eller aftappe slam forekommer normalt kun ved forfældningsanlæg og ved direkte fældning uden forklaring. Hvis man bruger kalk som fældningsmiddel, vil man kunne få vanskeligheder med at pumpe slam ud ved alle typer fældningsanlæg.

Mulige årsager

Slammet har et for højt tørstofindhold

Slammet indeholder sand og klude

Forslag til afhjælpning

Pump slammet ud hyppigere

Kontrollér rist og sandfang. Se kapitel 3.3 og 3.6.

3.13.4.3 Problemer med flotationsbassiner

Akkumulering af bundslam

Mulige årsager

For kort driftstid af bundskraberen

Forslag til afhjælpning

Noget slam vil altid gå til bunds ved flotation. Ved for kort driftstid af bundskraberen, kan slam op-hobes.

Dårlig flotation

Mulige årsager

For lille en dispersionsvandmængde

Forslag til afhjælpning

Dispersionsvandmængden skal normalt være ca. 10% af tilløbet. Prøv at øge dispersionsvandmængden.

Lav mætningsgrad i dispersionsvandet

Kontrollér at luftejektoren er fri for tilstopninger, Rengør efter behov.

Tilstoppede ventiler

Ventiler åbnes helt, og blæses rene. Justér derefter igen.

Overfladeaktive stoffer i spildevandet (detergenter)

Forsøg at finde kilden til udslippene.

Lav slamkoncentration

Mulige årsager

For hyppig drift af overfladeskraberen

Forslag til afhjælpning

Reducér driftstiden

Dårlig flotation

Se foregående punkt.

3.13.4.4 Utilfredsstillende rensning

Ved kemiske fældningsanlæg vil kravene til alle parametre normalt være opfyldt, hvis kravene til fosforfjernelse er opfyldt. (Undtagelser kan være organisk stof, men årsagen til dette vil ofte ikke kunne henføres til det kemiske trin). Årsagen til dårlige rensningsresultater kan være en eller flere af følgende:

- dårlig udfældning
- dårlig flokkulering
- dårlig slamudskillelse, d.v.s, dårlig bundfældning eller flotation.

Årsagen kan findes ved enkle analyser og ved hjælp af nedenstående tabel.

Analyseresultat	Årsag
Fosfat-fosfor i filtreret prøve > 0,1 g P/m ³	Dårlig fosfor- udfældning
Suspenderet stof > 20 g/m ³ Bundfældeligt stof efter 2 h < 0,3 ml/l	Dårlig flokkulering
Bundfældeligt stof < 0,3 ml/l efter 2 h, men > 0,3 ml/l efter 24 h	Dårlig flokkulering
Bundfældeligt stof efter 2 h > 0,3 ml/l	Dårlig udskillelse

Dårlig fosforudfældning

Hvorvidt udfældningen er dårlig eller ikke, kan undersøges ved at analysere fosfat-fosfor (PO₄-P) på en filtreret prøve. Hvis udfældningen er god, vil fosforindholdet være < 0,1 g P/m³. Hvis fosforindholdet er > 0,1 g P/m³, er fosforudfældningen ufuldstændig. Årsagen kan enten være for lav dosering, eller at fældnings pH er fejlagtig.

Hvilken koncentration af opløst fosfor der kan accepteres, er afhængig af kravene. Ved et anlæg hvor rensningskravet for total fosfor er $< 0,4 \text{ g P/m}^3$ i afløbet, kan koncentrationer af fosfat-fosfor over $0,1 \text{ g P/m}^3$ ikke accepteres. Et forfældningsanlæg derimod kan virke godt, også selv om koncentrationerne af fosfat-fosfor fra fældningstrinnet er væsentligt over $0,1 \text{ g P/m}^3$.

Sædvanlige årsager til dårlig

udfældning

Forslag til afhjælpning

For lav dosering

Hvis molforholdet Al/P respektivt Fe/P er mindre end 2, må doseringen øges. Efter at doseringen er øget, må pH kontrolleres.

For lav fældnings-pH

Ved Fe og Al-fældning, må doseringen sænkes. Kontroller at molforholdet ikke bliver for lavt. Hvis anlægget har syredosering, skal man først reducere syredoseringen. Hvis dette ikke er tilstrækkeligt, tilsættes natriumbikarbonat, soda, natronlud eller kalk.

Ved kalkfældning øges doseringen.

For højt fældnings-pH

Ved Fe- og Al-fældning øges doseringen, eventuelt syredoseringen.

Ved kalkfældning: Et meget højt fældnings-pH giver normalt ikke et dårligt resultat, men forårsager unødigt høje driftsomkostninger og kan volde skader i recipienten. Sænk doseringen.

Dårlig flokkulering

Hvis indholdet af bundfældeligt stof i afløbet efter 2 timers henstand er $< 0,3 \text{ ml/l}$, men indholdet af suspenderet stof $> 20 \text{ g/m}^3$ indikerer dette, at flokkuleringen er dårlig. En anden indikation på dårlig flokkulering er, at der fremkommer bundfældeligt stof efter henstand i flere timer. Dette kan skyldes en fejlagtig pH-værdi eller utilstrækkelig dosering til at "udfælde" kolloiderne i spildevandet.

Sædvanlige årsager til dårlig flokkulering

Forslag til afhjælpning

Fejlagtigt fældnings-pH

Justér doseringen i henhold til det foreskrevne om dårlig udfældning i foregående afsnit

Utilstrækkelig koagulering

Øg doseringen og kontrollér, at pH ikke bliver for lav

Tilsæt polymer til 2., 3. eller 4. flokkuleringsbassin.

Dårlig indblanding af kemikalier

Kontrollér doseringspunktet. Kemikalierne bør doseres et sted, hvor der er høj turbulens, således at de hurtigt opblandes i vandet.

Øg omrørerhastigheden i 1. flokkuleringskammer.

Hydraulisk overbelastning

Opholdstider mindre end ca. 20 min. kan give dårlig flokkulering. For kort opholdstid kan i en del tilfælde kompenseres ved overdosering.

Kortslutningsstrømme

Kortslutningsstrømme kan medføre, at de reelle opholdstider er for korte, på trods af, at flokkulerings-

tankene har et tilstrækkeligt volumen. Ved at indsætte ledeplader eller ved at ændre omrørernes omdrejningsakse, kan korslutningsstrømme modvirkes.

Trange passager og lignende for det flokkulerede spildevand

Kontrollér, at vandet ikke har en for høj hastighed, og at der ikke findes trange passager, niveauspring, voldsomme ændringer i strømretning eller lignende, som giver høj turbulens og derved ødelægger flokkene.

For høj omrøringsintensitet

Omrørere med for høj periferihastighed, specielt i det sidste flokkuleringsbassin, kan ødelægge færdigdannede flokke. Omrøring med luft giver oftest en for høj omrøringsintensitet.

Dårlig bundfældning

Hvis man har bundfældeligt stof over 0,3 ml/l efter 2 timer i afløbet, tyder dette på dårlig udskillelse af slam i bundfældningsbassinet.

Sædvanlige årsager til dårlig slamudskillelse ved bundfældning

Forslag til afhjælpning

Stødbelastning på grund af intermitterende pumpning før rensningsanlægget

Tilpas pumpernes kapacitet til bundfældningstankenes hydrauliske kapacitet.

Hydraulisk overbelastning

Øg partiklernes synkehastighed ved at tilsætte polymer

Lad en del af spildevandet gå i overløb. Denne forholdsregel må kun an-

vendes, såfremt det forbedrer anlæggets totale rensningsgrad (se følgende eksempel):

Eksempel:

På et anlæg med direkte fældning er spildevands-tilledningen i en periode meget høj (ca. $200 \text{ m}^3/\text{h}$) og fosforkoncentrationen i afløbsvandet fra fældningstrinnet er $1,5 \text{ g P/m}^3$. Driftsoperatøren har mulighed for at lade vandet gå i overløb før fældningstrinnet. Af erfaring ved han, at han kan komme ned på ca. $0,5 \text{ g P/m}^3$ i afløbsvandet, hvis tilstrømningen ikke er større end ca. $80 \text{ m}^3/\text{h}$. Tilløbsvandet til fældningstrinnet indeholder 4 g P/m^3 .

Kan den totale rensningsgrad forbedres ved at lade vandet gå i overløb ?

Rensningsgrad uden overløb

$$\text{Fosformængde ind} = 200 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 4 \text{ g P/m}^3 = 800 \text{ g P/h}$$

$$\text{Fosformængde ud} = 200 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 1,5 \text{ g P/m}^3 = 300 \text{ g P/h}$$

$$\text{Total rensningsgrad} = \frac{800-300}{800} \cdot 100 = 62,5\%$$

Rensningsgrad med overløb

$$\text{Fosformængde ind} = 200 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 4 \text{ g P/m}^3 = 800 \text{ g P/h}$$

$$\text{Fosformængde ud} = 120 \text{ m}^3/\text{h} \cdot 4 \text{ g P/m}^3 + 80 \text{ m}^3/\text{h} \cdot$$

$$0,5 \text{ g P/m}^3 = 480 + 40 = 520 \text{ g P/h}$$

$$\text{Total rensningsgrad} = \frac{800-520}{800} \cdot 100 = 35\%$$

Den totale rensningsgrad bliver altså dårligere, hvis man lader vandet gå i overløb, til trods for, at udløbsvandet fra fældningstrinnet bliver væsentlig forbedret.

Ophvirvling af bundfældet slam

Lad slamskraberne gå kontinuert. Kontrollér, at slamskraberens hastighed ikke overstiger ca. 0,5 m/min. Prøv at mindske bundstrømme ved justering af tilløbs- og afløbsarrangement.

Ugunstige strømningsforhold

Kontrollér, at vandet fordeles jævnt mellem parallelle enheder. Kontrollér, at overløbskanter er justeret således, at afløb foregår jævnt over hele bassinet.

Vedrørende uheldige bassinudformninger eller uheldigt udformede tilløbs- og afløbsbygværker, kan der ikke gives generelle råd.

Dårlig flotation

Hvis man har over 0,3 ml/l bundfældeligt stof i afløbet efter 2 timers henstand, tyder det på dårlig udskillelse af slam i flotations-tanken.

Sædvanlige årsager til dårlig udskillelse ved flotation

Dårlig dispersion

Forslag til afhjælpning

Kontrollér, at dispersionsudstyret virker. Kontrollér, at dispersionsvandmængden er tilstrækkelig. Den bør være ca. 10% af tilløbet.

Kontrollér dispersionsvandet ved indløbet. Dette skal være mælkehvidt og der må ikke findes nogen store bobler.

Kontrollér, at ventilerne ikke er tilstoppede.

Hvis luften tilsættes med ejektor, kontrollér da, at denne ikke er tilstoppet.

For tykt slamlag

Slamtæppet bør være ca. 10 cm tykt. Ved for tykt slamlag, må man øge skraberudstyrets driftstid.

Hydraulisk overbelastning

Lad en del af spildevandet gå i overløb. Denne forholdsregel må kun anvendes, hvis det forbedrer anlæggets totale rensningsgrad.

3.14 KLORING

3.14.1 ORIENTERING

Formål

Hensigten med kloring af spildevand er i almindelighed at bekæmpe sygdomsfremkaldende bakterier og virus. Kloring er også en mulig forholdsregel ved tilstopning af biologiske filtre, mod forekomst af trådformet slam i aktivslam anlæg og mod ubehagelig lugt. Kloring kan også have negativ virkning, hvorfor kloring kun bør anvendes, når det er nødvendigt.

Beskrivelse

Til kloring af spildevand anvendes i de fleste tilfælde gasformig klor eller natriumhypoklorit. Gasformig klor doseres med vacuumapparat, hvor undertrykket frembringes ved hjælp af en ejektor. Ved doseringen af hypoklorit anvendes doseringspumper. For at opnå en acceptabel desinfektionseffekt, må der tilsættes så store klormængder, at der opnås et tilstrækkeligt kloroverskud. Klor forbruges ikke kun til desinfektion, men også til iltning af organisk materiale. Kloring udføres derfor normalt kun på spildevand med lavt indhold af organisk stof, d.v.s. biologisk eller kemisk behandlet spildevand. Efter klortilsætningen tilstræbes en kontakttid på mindst 20 min. inden vandet ledes ud til recipienten.

I nedenstående tabel angives nogle orienterende værdier for normale klordoseringer.

Spildevandstype	Nødvendig dosering (g Cl_2/m^3)
Ubehandlet	5-15
Mekanisk rensset	5-10
Biologisk rensset	2-5
Kemisk rensset	3-8
Biologisk og kemisk rensset	1-3

3.14.2 DRIFTSOVERVAGNING

Klor er en meget giftig gas, som bl.a. angriber luftvejene. Ved stuetemperatur og atmosfærisk tryk har gassen en grøngul farve og har en massefylde, som er ca. 2,5 gange større end luft. Ved utætheder samles gassen altså nærmest gulvet.

Klor leveres komprimeret og i flydende form i trykflasker. Trykket i beholderen er afhængig af den omgivende temperatur. Ved ca. 20 °C er trykket 100 kPa (ca. 1 kg/cm²). Ved 45 °C fordobles trykket. Endvidere udvider den flydende klor sig ved stigende temperatur, hvorfor de beholdere, som ved leveringen kun er 80% fyldte kan blive helt fyldte af den flydende klorgas. Ved højere temperaturer end 68 °C foreligger der stor risiko for sprængning. Klorbeholdere må derfor beskyttes mod forhøjede temperaturer. Sikkerhedsforskrifter for kloringsanlæg skal følges.

3.14.3. DRIFTSPROBLEMER

Doseringsstop

Mulige årsager

For lavt tryk på vandstrømmen til ejektoren i klorgasapparatet

Forslag til afhjælpning

Sørg for at trykket er mindst 200 kPa (ca. 2 kp/cm²).

Tilstopninger i ejektoren

Rengør ejektoren efter behov.

Tilstopning af ventiler på doseringspumper til hypoklorit

Indsæt et filter før pumpen.

Ujævn dosering af klorgas

Mulige årsager

Flydende klor i form af dråber er kommet ind i doseringsapparatet på grund af, at gassen er nedkølet

Forslag til afhjælpning

Sørg for, at temperaturen i klorlageret og doseringsapparaturrummet har almindelig stuetemperatur.

3.15 SLAMTYKNER

3.15.1 ORIENTERING

Formål

Slamtyknere anvendes på rensningsanlæg for at opnå en mindsning af det ved spildevandets rensning producerede slamvolumen. Mindsning af slamvolumen betyder en reduktion af såvel anlægs- som driftsomkostninger for efterfølgende behandlingsenheder, f.eks. stabilisering og mekanisk afvanding.

Beskrivelse

Koncentrering af slam i slamtyknere foregår ved sedimentation af slampartiklerne under indvirkning af tyngdekraften. Koncentrering af slam ved gravitation er anvendelig for alle slamtyper. Også flotation anvendes som slamkoncentreringsmetode og især på aktivt slam og kemisk slam, dog ikke kalkslam. I dette kapitel behandles alene slamtykning ved gravitation.

Driftsmæssigt skelnes ved fortykning ved gravitation mellem to former for slamtyknere, dels tyknere med diskontinuert tilførsel af slam, dels tyknere med kontinuert slamtilførsel. Ved diskontinuert fortykning foretages en portionsvis indpumpning af slam, hvorefter tankindholdet holdes i ro i $\frac{1}{2}$ -1 døgn. Herefter foretages inden udpumpning af koncentreret slam en dekantering af vandzonen i tankens øverste del.

På større anlæg, men også efterhånden på mindre anlæg, er etableret slamtyknere af den kontinuerte type, hvor såvel slamtilførsel som dekantering af den dannede vandzone foregår kontinuert. Disse tanke er forsynet med et langsomtgående røreværk, hvorved slammets koncentrering fremmes. Normalt kan ved denne type tanke afhængig af slamtype, opnås et tørstofindhold på 4-10% TS i det fra bunden udtagne slam.

Kontinuert fungerende slamtyknere er som oftest cirkulære tanke med en dybde af 2,5-5,5 m, og røreværket drives med en periferihastighed på mellem 1-9 m pr. min.

3.15.2 AKTUELLE OBSERVATIONER, MÅLINGER, ANALYSER og BEREGNEDE VÆRDIER

De observationer, målinger, analyser og beregnede værdier, som er aktuelle ved slamtyknere fremgår af nedenstående opstilling

	Observationer	Målinger og analyser	Beregne værdier
Indpumpet slam	Udseende og lugt	Tørstofindhold og glødetab pH Slamvolumen	Tørstofmængde
Slamtykner	Flydeslam	Slamspejlsniveau	Hydraulisk overfladebelastning Tørstofoverfladebelastning
Slamudtag fra slamtykner	Udseende og lugt	Tørstofindhold og glødetab Slamvolumen pH	"Slamopholdstid" Udskilleelsesgrad
Slamvand fra slamtykner	Udseende	Slamvandsvolumen Suspenderet stof BI ₅ , COD Total-fosfor	

3.15.3 DRIFTSOVERVAGNING

3.15.3.1 Indpumpet slam

Sammensætningen af det til slamtykneren indpumpede slam afhænger af rensningsanlæggets procestekniske opbygning, samt af hvorvidt eksternt slam tilkøres rensningsanlægget, f.eks. septiktankslam

Udseende og lugt

Udseendet af det til slamtykneren indpumpede slam bør med mellemrum besigtiges, idet ændringer i slambeskaffenhed herved afsløres. Kraftig lugt af svovlbrinte er en indikation på en begyndende forrådnelsesproces og kan ofte henføres til en nedsat funktion af forudgående enheder, eller at det til rensningsanlægget indkommende spildevand er transporteret over lange afstande i kloaksystemet. Daglige iagttagelser af det til slamtykneren indpumpede slam vil efterhånden give erfaringsgrundlag for en visuel bedømmelse af slammets tørstofindhold.

Tørstofindhold og glødetab

Tørstofindholdet af det til slamtykneren indpumpede slam bør hyppigt bestemmes og helst på basis af slamprøver udtaget over døgnet. Tørstofindholdet af det indgående slam vil være meget varierende. Mekanisk slam er som oftest tykkest med TS-indhold på 2-3%. Biologisk overskudsslam og kemisk slam er tyndest med tørstofindhold på 0,5-1% TS. Det er vigtigt, at det indgående slam er friskest muligt, hvilket i visse tilfælde kan opnås ved indpumpning af slam i tynde koncentrationer, f.eks. 0,5-1,0% TS. Slammets tørstofindhold anvendes endvidere til beregning af den indkommende tørstofmængde til slamtykner, tørstofoverfladebelastning og udskilleelsesgrad.

pH

Såfremt det til slamtykneren indpumpede slam allerede er gået i forrådnelse i forudgående bygværker, vil slammets pH-værdi ofte være mindre end 6,0. Ved slammets videre ophold i slamtykneren vil forgæringsprocessen fortsætte, og gasudviklingen vil modvirke slammets koncentrerings.

- Slamvolumen** Måling af indpumpet slamvolumen i $m^3/døgn$ er vigtigt, dels som vurderingsgrundlag for ændringer i slamproduktionen, dels under hensyn til beregning af indpumpede tørstofmængder, udskillelsesgrad m.v. Indpumpet slamvolumen kan bestemmes ud fra pumpeid og pumpekapacitet.
- Tørstofmængde** Ved multiplikation af det indpumpede slams volumen (m^3/d) og tørstofkoncentration ($kg\ TS/m^3$) fås den indpumpede tørstofmængde til slamtykneren og dermed den dagligt i rensningsanlægget producerede slammængde.

Eksempel:

Indpumpet slammængde: $40\ m^3/d$

Tørstofindhold: $2,0\% TS = 20\ kg\ TS/m^3$

Indpumpet tørstofmængde =

$$40\ m^3/d \cdot 20\ kg\ TS/m^3 = 800\ kg\ TS/døgn$$

3.15.3.2 Slamtykner

- Flydeslam** En del flydeslam vil altid dannes i slamtyknerens overflade som følge af tilførsel af fedtagtige produkter, men kan også skyldes slamopskydninger på grund af gasudvikling i slammet i tykneren. Sidstnævnte forværres i sommerperioder. Vedrørende unormalt store flydeslamdannelse henvises til afsnittet om driftsproblemer (3.15.4.1)
- Slamspejlsniveau** Bestemmelse af slamspejlsniveauet i slamtykneren giver information om, hvorvidt slamudpumpningen er tilstrækkelig. Et højt slamspejlsniveau kan medføre et forhøjet indhold af suspenderet stof i overløbsvandet fra tykneren på grund af ophvirvling af slam i forbindelse med slamindpumpningen. Et højt slamspejlsniveau betyder også, at slammets opholdstid i slam-

tykneren er lang, hvilket kan medføre en begyndende forgæringsproces i slammet. Dette kan forårsage opskydning af slam og dårlig lugt. Se endvidere under "slamopholdstid", (afsnit 3.15.3.3), hvori slamspejlsniveauet indgår som et mål for slammets middelopholdstid i slamtykneren.

Hydraulisk
overflade-
belastning

Den hydrauliske overfladebelastning, HOB, er et ofte anvendt mål for belastningsforholdene for slamtykneren. HOB angives i $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ og beregnes ud fra følgende udtryk:

$$\text{HOB} = \frac{q}{A}$$

hvor

$$q = \text{indpumpet slamvolumen pr time, } \text{m}^3/\text{h}$$

$$A = \text{slamtyknerens overfladeareal, } \text{m}^2$$

Slamtykneren vil normalt fungere tilfredsstillende ved belastninger indtil $0,50-0,75 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$.

Tørstof-
overflade-
belastning

Tørstofoverfladebelastningen, TOB, udtrykt som $\text{kg TS}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ beregnes ud fra følgende udtryk:

$$\text{TOB} = \frac{Q \cdot \text{TS}_{\text{ind}}}{A}$$

hvor

$$Q = \text{indpumpet slamvolumen pr døgn, } \text{m}^3/\text{d}$$

$$\text{TS}_{\text{ind}} = \text{tørstofkoncentrationen af det indpumpede slam, } \text{kg TS}/\text{m}^3$$

$$A = \text{slamtyknerens overfladeareal, } \text{m}^2$$

TOB angiver således den mængde tørstof i kg, som tilføres hver m^2 slamtykneroverflade pr døgn.

Slamtyknerne vil i almindelighed fungere tilfredsstillende ved følgende tørstofoverfladebelastninger:

Slamtype	TOB kg TS/m ² · d
Mekanisk slam	≤ 100
Biologisk slam (aktiv slam)	≤ 25
Biologisk slam (biofilter- og biorotorslam)	≤ 50
Kemisk slam	≤ 25
Blandingslam:	
Mekanisk-biologisk slam (aktiv slam)	≤ 50
Mekanisk-kemisk slam	≤ 50
Mekanisk-biologisk-kemisk slam	≤ 50

I visse tilfælde vil det være hensigtsmæssigt at beregne tørstofoverfladebelastningen på timebasis i stedet for på døgnbasis.

3.15.3.3 Slamudtag fra tykner

Udseende
og lugt

Daglige iagttagelser af slamudtaget fra tykneren vil efterhånden muliggøre en skønsom vurdering af slammets tørstofindhold. Kraftig lugt af svovlbrinte (H₂S) er indikation for en begyndende forgæringsproces i slammet, og kan skyldes, at slammets opholdstid i tykneren er lang.

Tørstofindhold
og glødetab

Til vurdering af slamtyknerens effekt bør hyppigt foretages tørstofbestemmelse af det udtagne slam.

Tørstofindholdet bør principielt bestemmes hver gang, der udtages slam fra tykneren, da der over døgnet kan være store fluktuationer i det tørstofindhold, som opnås. Introduktio-

nen af instrumenter til kontinuert slamtørstofmåling gør overvågningen af slamudtaget lettere. Det opnåede tørstofindhold vil endvidere være afhængig af slamtypen. I nedenstående oversigt er angivet skønsmæssige tørstofprocenter, som kan opnås ved kontinuerede slamtyknerne med røreværk.

Slamtype	Tørstofindhold i %
Mekanisk slam	6 - 10
Biologisk slam (aktiv slam)	2 - 3
Biologisk slam (biofilter- og biorotorslam)	4 - 7
Kemisk slam, aluminium	2 - 3
Kemisk slam, jern	2,5 - 3,5
Kemisk slam, kalk	6 - 10

For blandingslam kan tørstofindholdet efter tykning antages at ligge mellem de værdier, der er angivet i tabellen ovenfor.

Slamvolumen

Daglig registrering af udtaget slamvolumen bør foretages dels til vurdering af ændringer i behandlede slammængder, dels for, kombineret med tørstofbestemmelserne at sikre, at der ikke til efterfølgende procesenheder tilledes store slamvoluminer med lavt tørstofindhold. Endvidere anvendes slamvolumen til beregning af "slamopholdstid" og udskillelsesgrad. Udtaget slamvolumen kan bestemmes ud fra pumpetid og pumpekapacitet.

pH

For lang slamopholdstid i slamtyknerne kan bewirke en begyndende forgæring af slammet med pH-sænkning til følge. pH-værdien i udtaget slam kan ofte være under 6,0-6,5.

"Slamopholdstid"

"Slamopholdstiden" er et udtryk for slammets middelopholdstid i slamtykneren og beregnes ud fra følgende udtryk:

$$\frac{\text{Slamvolumen i slamtykner (m}^3\text{)}}{\text{Udtaget slamvolumen pr døgn (m}^3\text{/d)}}$$

"Slamopholdstiden" angives i døgn. Til bestemmelse af slamtyknerens indhold af slam anvendes registrering af slamspejlsniveauet i slamtykneren. Dette sammenholdes med tankens geometriske udformning, hvorved beregning af den i slamtykneren indeholdte slammængde muliggøres.

Eksempel:

Slamspejlsniveau i slamtykner er registreret til 3,5 m over tankbund, og overfladearealet er 14,3 m². Dette giver en slammængde på 50 m³ slam. Dagligt slamudtag fra tykneren udgør 30 m³/d.

$$\text{"Slamopholdstid"} = \frac{50 \text{ m}^3}{30 \text{ m}^3/\text{d}} = 1,66 \text{ døgn}$$

"Slamopholdstiden" bør i sommerperioder være af størrelsesordenen 0,3-1 døgn og i vinterperioder 0,5-2 døgn for at sikre, at der ikke i slamtykneren optræder en for kraftig gasudvikling, hvorved slammets koncentreringsforløb modvirkes.

Udskilleelsesgrad

Slamtyknerens effektivitet kan udtrykkes ved udskilleelsesgraden i %. Denne er defineret som:

$$\frac{\text{Tørstofmængde pr døgn i slamudtag}}{\text{Tørstofmængde pr døgn indpumpet til slamtykner}} \cdot 100\%$$

Eksempel:

Indpumpet slamvolumen til slamtykner udgør $80 \text{ m}^3/\text{d}$ med et gennemsnitligt tørstofindhold på 1,0% TS. Slamudtag pr døgn udgør $20 \text{ m}^3/\text{d}$ med tørstofindhold på 3,8% TS.

$$\begin{aligned} \text{Udskillelsesgrad} &= \frac{20 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 38 \text{ kg TS}/\text{m}^3}{80 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 10 \text{ kg TS}/\text{m}^3} \cdot 100 \\ &= \frac{760 \text{ kg TS}/\text{d}}{800 \text{ kg TS}/\text{d}} \cdot 100 = 95\% \end{aligned}$$

Såfremt den beregnede udskillelsesgrad er mindre end 90-95%, er det ensbetydende med, at overløbsvandet fra slamtykneren indeholder betydelige mængder suspenderet stof. Overløbsvand med et højt indhold af suspenderet stof kan bevirke driftsforstyrrelser i andre dele af rensningsanlægget.

3.15.3.4 Slamvand fra tykner

Udseende Slamvand fra slamtyknere bør have et lavt indhold af suspenderet stof, hvilket ofte visuelt kan konstateres.

Slamvandsvolumen Ved diskontinuerte tyknere bestemmes volumen af slamvand, som dekanteres fra slamtykneren ud fra f.eks. niveauforskellen mellem vandspejlet før og efter dekantering og kendskab til tankens geometriske udformning. Kendskab til slamvandsmængden benyttes til beregning af tilbageførte stofmængder til det øvrige rensningsanlæg hidrørende fra slamtyknerens overløb.

Ved kontinuerte tyknere vil volumen af slamvand være differensen mellem indpumpet og udtaget slamvolumen.

Suspenderet stof Ved velfungerende slamtykner vil slamvandets indhold af suspenderet stof normalt udgøre 100-500 g SS/m³.

BI₅, COD og totalfosfor Analyse af slamvandets indhold af BI₅, COD og totalfosfor er af interesse, hvis det ønskes klarlagt, hvilken belastning det øvrige rensningsanlæg modtager som følge af slamvandets tilbageføring. Ved lange slamopholdstider i slamtykner vil slamvandets indhold af opløst organisk stof øges væsentligt.

3.15.4 DRIFTSPROBLEMER

Driftsproblemer ved slamtykner kan opdeles i 3 grupper:

- problemer i slamtykner
- utilfredsstillende kvalitet af slamvand
- utilfredsstillende kvalitet af slamudtag fra tykner.

3.15.4.1 Problemer i slamtykner

Flydeslam

Mulige årsager

Slammet har for lang opholdstid i slamtykner og går i forgøring.

Tankvægge med lille hældning muliggør akkumulering af gammelt slam. Gasudviklingen i slammet bevirker, at dette stiger tilvejs.

Forslag til afhjælpning

Foretag registrering af slamspejlsniveau og beregn "slamopholdstid". Såfremt denne er høj, bør slamudtag fra tankens bund øges.

Forsøg med hyppige rengøringer af tankvægge.

Lugtgener fra slamtyknerMulige årsager

Slamopholdstid i slamtykner er for lang, hvilket giver anledning til svovlbrinte-dannelse (H_2S). Se endvidere under flydeslam.

Forslag til afhjælpning

Forøg udtag af slam fra tankbund. En anden mulighed vil være at forøge det slamvolumen, som indpumpes til slamtykneren, således at det indpumpede slam er af "friskere" karakter. Dette må dog ikke ske på bekostning af en dårligere kvalitet af overløbsvandet.

Kalktilsætning kan også være aktuelt.

3.15.4.2 Utilfredsstillende kvalitet af slamvand

En utilfredsstillende kvalitet af slamvand fra tyknere vil ofte vise sig derved, at andre anlægsdele viser nedsat funktion som følge af slamvandets tilbageføring. Ligeledes vil dette forhold fremgå ved beregning af udskilleelsesgrader. En utilfredsstillende slamvandskvalitet kan således forekomme i form af:

- højt indhold af suspenderet stof og dermed højt indhold af organisk stof og fosfor
- højt indhold af opløst organisk stof.

Højt indhold af suspenderet stofMulige årsager

Hydraulisk overbelastning af tykner.

Forslag til afhjælpning

Tilfør råslam til tykneren over et længere tidsrum, evt. ved ændring af pumpekapaciteten. Foretag udjævning af slamvandmængden inden tilledning til det øvrige rensningsanlæg.

Slam i tykner er gået i for-rådelse på grund af for lang "slamopholdstid".

Forøg slamudtag fra bund af tank. Foretag udjævning af slamvandmængden inden tilledning til rensningsanlæg.

Dårlige strømningsforhold på grund af u hensigtsmæssig placering af indpumpningsrør.

Ingen generelle råd kan gives.

Dårlige strømningsforhold på grund af uensartet overløb.

Justér overløbskanterne.

Tørstofoverfladebelastningen på tykneren er for høj.

Forsøg med hyppigere indpumpning af slam, hvorved tørstofkoncentration af det indpumpede slam mindskes.

Højt indhold af opløst organisk stof

Mulige årsager

For lang "opholdstid" i tykner

Forslag til afhjælpning

Forøg slamudtag.

Behandling af eksternt tilkørt slam.

Undgå stødtilførsler af septiktankslam. Såfremt indholdet af BI₅-stadig er højt og virker forstyrrende på det øvrige rensningsanlæg, kan en udjævning over døgnnet af slamvandmængden mindske problemerne.

3.15.4.3 Utilfredsstillende kvalitet af slamudtag

Lav tørstofkoncentration i udtaget slam

Mulige årsager

Slammet henstår ikke i tilstrækkelig lang tid i slamtykner.

Forslag til afhjælpning

Forøg tidsinterval mellem slamudpumpninger.

Vand beliggende over slamzonen i tykneren suges med ved slamudpumpningen.

Nedsæt pumpetid for slamudtag og udtag i stedet slam et større antal gange pr døgn.

Igangværende forgæringsproces modvirker slammets koncentreringsforløb.

Undersøg slammets middelopholdstid i tykneren ved beregning af "slamopholdstid". Såfremt "slamopholdstiden" er høj (>1-2 døgn), forøges slamudtag fra bunden. Evt. kan forsøges med indpumpning af slam med lille tørstofkoncentration ved forøgelse af det dagligt indpumpede slamvolumen.

Slammet har dårlige bundfældnings- og koncentreringssegenskaber.

Gennemfør forsøg med tilsætning af polyelektrolytter med henblik på opnåelse af et lettere bundfældeligt slam.

3.16 ANAEROB SLAMSTABILISERING (RADNETANKE)

3.16.1 ORIENTERING

Formål

Anaerob slamstabilisering er en proces, som har til hensigt at stabilisere den ved spildevandets rensning producerede slammængde. Nedbrydningen af organisk stof via rådneprocessen medfører følgende:

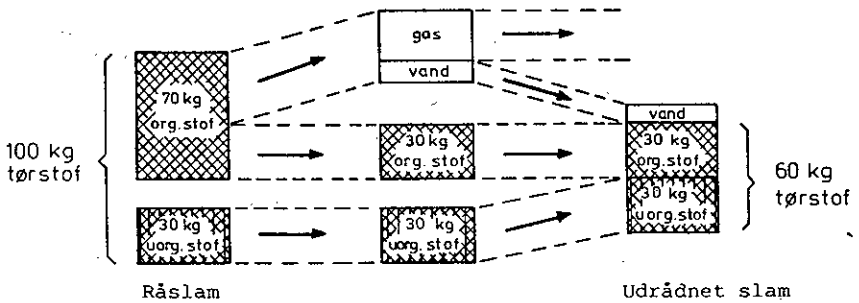
- fremkomst af et "stabilt og lugtfrit" slam
- reducerede slammængder på grund af dels det organiske stofs nedbrydning, dels dekantering af slamvand
- brændbar gas.

Beskrivelse

Anaerob slamstabilisering foregår under anaerobe (iltfrie) forhold i modsætning til den aerobe slamstabilisering, hvor der til stædighed søges opretholdt iltrige

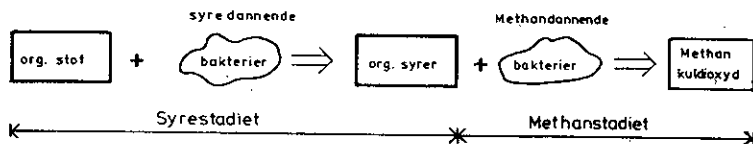
forhold. Rådneprocessens indvirkning på råslammets beskaffenhed er i skematisk form vist i figur 30. I figuren er angivet omsætningen af organisk stof som følge af procesforløbet i en rådnetank. For eksemplificeringens skyld er antaget, at råslammængden udgør 100 kg TS. Heraf udgør den organiske stofandel 70% = 70 kg, medens resten udgøres af uorganiske bestanddele (30 kg). Den uorganiske del påregnes konstant under udrådningsprocessen. Den organiske stofdel af tørstoffet kan opdeles i en nedbrydelig fraktion samt en ikke-nedbrydelig fraktion.

Af eksemplet fremgår, at 40 kg organisk stof ved rådneprocessen er blevet nedbrudt og omdannet til vand og gas. Gassen består hovedsagelig af methan og kuldioxyd.



Figur 30: Rådneprocessens omsætning af organisk stof.

Nedbrydningen af organisk stof ved rådneprocessens gennemførelse er en proces i 2 stadier, hvilket er illustreret i figur 31.



Figur 31: Rådneprocessens forløb.

I syrestadiet omdannes råslammets komplekse organiske forbindelser til organiske syrer af de såkaldte syredannende bakterier. I forbindelse med den senere angivelse af overvågningsparametre benyttes parameteren "flygtige syrer" som mål for indholdet af organiske syrer i rådnetanken. I syrestadiet udvikles en række ildelugtende luftarter, blandt andet svovlbrinte (H_2S).

De syredannende bakterier findes i rigelig mængde i spildevand og har en stor formeringsevne, ligesom de ikke er særlig følsomme over for miljøændringer. I methanstadiet omsættes de organiske syrer af de såkaldte methandannende bakterier til methan, kuldioxid og vand. De methandannende bakterier er særdeles miljøfølsomme, og deres formeringshastighed er lille. Selv små ændringer af f.eks. temperatur, pH, belastning m.v. reducerer deres evne til at omsætte de i syrestadiet producerede organiske syrer.

Overvågning af rådneprocessen har primært til formål at opretholde en procesmæssig harmoni mellem aktiviteten af de syredannende og de methandannende bakterier, hvilket vil sige, at de methandannende bakteriers krav til omgivende miljø skal søges etableret ved en hensigtsmæssig drift af rådneprocessen. Såvel de syredannende som methandannende bakterier er nødvendige for at opnå et stabilt slamprodukt.

De almindeligste former for rådnetanke i Norden omfatter:

- 1-trins rådnetanke - uopvarmede
 opvarmede
- 2-trins rådnetanke - opvarmede

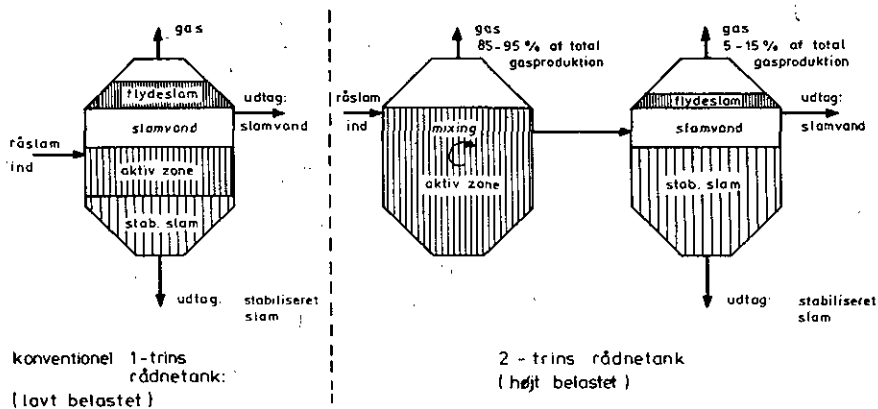
1-trins rådnetanke omfatter 1 beholder, som fungerer dels som stofomsætningsbeholder, dels som koncentrerings-tank for det udrådnede slam. Endvidere findes slamvands-udtag i toppen. 1-trins rådnetanke på større rensnings-anlæg er oftest opvarmede tanke, hvor den producerede

gas anvendes som energikilde til at opretholde en rådnetanktemperatur på 29-37°C. Herved opnås et stabilt slam i løbet af 20-40 døgn.

I uopvarmede rådnetanke er den nødvendige udrådningstid 90-120 døgn eller mere.

I 2-trins rådnetanke, som består af to separate beholdere, er den første tanks primære formål at fungere som stofomsætningsbeholder, hvorfor det hyppigt kun er denne tank, som opvarmes. Den anden tank fungerer ofte som bundfældnings- og koncentreringstank for slammet fra den første tank.

Den principielle forskel mellem 1- og 2-trins rådnetanke fremgår af figur 32. Døg drives også 1-trins rådnetanke med en vis omrøring.



Figur 32: Principiel opdeling af rådnetankstyper.

Normalt anvendes følgende driftsrutiner for de to typer rådnetanke:

1-trins rådnetank

1. Råslam indpumpes fra slamtykner eller forklarings-tank til rådnetankens midte. Samtidig fortrænges et tilsvarende volumen slamvand fra tankens øverste del gennem slamvandrørene. Såfremt slamvandet har et højt tørstofindhold, udtages stabiliseret slam fra rådnetankens bund.
2. Opblanding af den indpumpede råslammængde opnås ved dels ompumpning af slam fra midte af tank til top, dels kørsel med gaskompressorer, omrørere og lignende. Ompumpning og omrøring foretages i 2-4 timer efter indpumpning af råslam.
3. Når tanken har haft ro i over ca 4 timer, vil der igen være etableret en lagdeling i tanken, og en ny oppumpning af råslam kan påbegyndes.

2-trins rådnetanke

1. Råslam indpumpes fra slamtykner eller forklarings-tank til top af tank 1. Slamstanden i tanken holdes konstant ved udtag af et tilsvarende volumen slam fra midten af tank 1. Dette føres til midte af tank 2, hvorved der fortrænges et tilsvarende volumen enten via slamvandsrørene i toppen eller udtag af stabiliseret slam fra bunden.
2. Der opretholdes konstant uro i tank 1 ved dels ompumpning og/eller kørsel med gaskompressor, omrører eller lignende. Tank 2 er altid i ro.
3. Med mellemrum udtages slam fra bund af tank 1 og føres enten til tank 2 eller direkte til afvanding.

Ovenstående driftsrutiner skal betragtes som retningslinier, og driftserfaringer vil ofte vise, at afvigelser herfra er hensigtsmæssige for nogle anlægs vedkommende.

3.16.2 AKTUELLE OBSERVATIONER, MÅLINGER, ANALYSER samt BEREGNEDE VÆRDIER

Valg af overvågningsparametre og observationer bør tage sit udgangspunkt i en karakterisering af stabiliseringsprocessens fremadskriden, hvilket omfatter råslamtilførslen, procestilstanden i rådnetanken samt udgående strømme i form af stabiliseret slam og slamvand. De observationer, målinger, analyser og beregnede værdier, som er aktuelle ved anaerob slamstabilisering fremgår af følgende opstilling:

	Observationer	Målinger og analyser	Beregnete værdier
Råslam	Lugt Udseende	pH Tørstofindhold og glødetab Slamvolumen	
Rådnetank	Omrøring og slamrecirkulation	Temperatur Tørstofindhold og glødetab pH Flygtige syrer Alkalinitet	Organisk belastning Opholdstid
Gas		Gasproduktion	Specifik gasproduktion
Udrådnet slam (bundslam)	Lugt Udseende	Tørstofindhold og glødetab Slamvolumen	Slamudræningsgrad
Slamvand	Udseende	Slamvandsvolumen Bundfældeligt stof Tørstofindhold og glødetab BI ₅ , COD Total-fosfor pH	

3.16.3 DRIFTSOVERVAGNING

3.16.3.1 Råslam

Ved indpumpning af råslam på rådnetank er det vigtigt, at slamindpumpningen foretages i små portioner og jævnt fordelt over hele døgnet. Normalt varierer indpumpningshyppigheden på rådnetanke fra 1 gang i døgnet til kontinuert indpumpning over døgnet. Sidstnævnte foregår hovedsageligt på store anlæg. Ved at foretage hyppige indpumpninger af små slamvoluminer opnås dels, at mikroorganismene til stadighed forsynes med føde, dels undgås store temperatursvingninger over døgnet i tanken. Prøver af råslam udtages som stikprøver - mindst 5 - i den periode, hvor råslamindpumpningen foregår. Stikprøverne slås sammen til en blandingsprøve, som herefter analyseres.

Lugt

På mange rensningsanlæg er der mulighed for at besigtige slammet inden oppumpning på rådnetank. Kraftig septisk lugt kan i varme perioder henføres til en igangværende forrådnelsesproces af slammet. Dette forhold er navnlig fremherskende, hvor spildevand transporteres over lange strækninger i kloaksystemet. Forgæringen kan også skyldes en for lang slamopholdstid i forklaringstank eller i tykner.

Udseende

Daglige iagttagelser af råslammets farve og beskaffenhed vil ofte give et erfaringsgrundlag for en visuel bedømmelse af slammets koncentration.

pH

Såfremt råslammets allerede er gået i forrådnelse i forudgående bygværker, vil råslammets pH-værdi ofte være mindre end 6,0. Store mængder surt slam (f.eks. septiktankslam), som indpumpes på en rådnetank, vil kunne frem-

kalde en ustabilitet af rådneprocessen i rådnetanken og herved nedsætte rådneprocessens funktion.

Tørstofindhold
og glødetab

For at sikre, at råslammet har et højt tørstofindhold ved indpumpning på rådnetank (4-6% TS for mekanisk-biologisk slam), bør hyppige analyser af råslammets tørstofindhold udføres. Ved biologisk-kemisk slam vil det dog ofte være vanskeligt, for ikke at sige umuligt at opnå koncentrationer af ovennævnte størrelsesorden. Det er væsentligt at have for øje, at en fordobling af tørstofindholdet for et givet slamvolumen betyder en mængdemæssig reduktion til halvdelen af det oprindelige, idet følgende udtryk er gældende:

$$Q_1 \cdot TS_1 = Q_2 \cdot TS_2$$

hvor

$$Q_1 = \text{slamvolumen med tørstofindhold } TS_1$$

$$Q_2 = \text{slamvolumen med tørstofindhold } TS_2$$

Eksempel:

Et rensningsanlæg har en daglig slamproduktion på $40 \text{ m}^3/\text{d}$ (Q_1) med et gennemsnitligt tørstofindhold på 2% (TS_1). Ved driftsomlægninger eller f.eks. installering af tykner ændres tørstofindholdet til 4% (TS_2). I den nye situation skal indpumpes et slamvolumen (Q_2) på:

$$Q_2 = \frac{Q_1 \cdot TS_1}{TS_2} = \frac{40 \cdot 2}{4} = 20 \text{ m}^3/\text{d}$$

For et givet rådnetanksvolumen er det særdeles afgørende for slammets opholdstid i rådnetan-

ken, hvilket tørstofindhold, der opnås i råslammet. Slammets tørstofindhold bør principielt checkes i forbindelse med de enkelte slamoppumpninger, da den producerede slammængde ofte udviser variationer over døgnet. Introduktionen af instrumenter til kontinuert slamtørstofmåling gør denne del af overvågningen lettere.

Slammets indhold af organisk stof (glødetab) bør med mellemrum måles. Som oftest udgør glødetabet en konstant del af tørstoffet (60-80% af tørstoffet for mekanisk-biologisk slam). Lavere værdier kan evt. tyde på et højt sandindhold i slammet. Dette bør undgås, idet dette giver aflejringer i rådnetanken.

Endelig benyttes råslammets glødetabsandel til beregning af udrådningsgrader og til beregning af rådnetankens organiske belastning.

Slamvolumen

Måling af oppumpet råslamvolumen er vigtig, dels som vurderingsgrundlag for ændringer i slammængder, dels for kombineret med tørstofmålingerne at kontrollere, at der ikke indpumpes store slamvolumener med lavt tørstofindhold. Endvidere er slamvoluminet nødvendig til beregning af opholdstid og organisk belastning.

3.16.3.2 Rådnetank

I procesbeskrivelsen er fremhævet, at en altafgørende faktor for rådneprocessens gennemførelse er, at de methandannende bakteriers miljøkrav tilgodeses.

De methandannende bakterier er meget følsomme over for ændringer i det omgivende miljø, hvilket er gældende ved

tilledning af giftstoffer, som nedsætter eller inhiberer de methandannende bakteriers aktivitet. Typiske toksiske stoffer for udrådningsprocessen omfatter f.eks. tungmetaller, phenoler m.m.

Omrøring
og
slamre-
cirkulering

For at opnå en hurtig nedbrydning af slammets organiske stof, er det vigtigt, at føde og bakterier bringes i kontakt med hinanden, hvilket foregår ved omrøring og slamompumpning af tankens slamindhold. Intensiv omrøring er mulig ved 2-trins drift, hvorimod sagen stiller sig anderledes i konventionelle 1-trins tanke, hvor hensynet til en acceptabel slamvandskvalitet begrænser mulighederne. Ved omrøring og recirkulering begrænses endvidere flydeslamsdannelse, ligesom eventuelle sandmængder opblandes i slammet. En vis omrøringseffekt opnås ad naturlig vej ved den mixing af slammet, som den producerede gas medfører. Hvilke omrøringsintensiteter, som er gavnlige for en given rådnetank, er afhængig af typen (se afsnit 3.16.1).

Temperatur

Temperaturen i rådnetanken er bestemmende for de methandannende bakteriers aktivitet, hvorfor en hyppig og omhyggelig overvågning er nødvendig ved opvarmede tanke. Temperaturen bør ligge mellem 29 og 37°C for opvarmede rådnetanke. De methandannende bakteriers aktivitet ændres ved selv meget små temperatursvingninger, hvorfor det bør tilstræbes ikke at have større udsving end 1-2°C pr døgn.

Tørstofindhold
og glødetab

Under udrådningsprocessen sker en omdannelse af organisk stof til gas og vand. Tørstoffets organiske stofandel (i %) vil derfor være en mindre andel end fundet i råslammet.

Bestemmelse af tørstoffets organiske andel er derfor anvendelig til overvågning af rådneprocessens fremadskriden.

pH

Måling af slammets pH-værdi er en af de simpleste målinger til overvågning af rådneprocessens tilfredsstillende forløb, således at miljøet i rådnetanken muliggør en høj aktivitet af de methandannende bakterier. pH bør ligge i intervallet 6,8-7,5. Der foreligger en fare ved at stole for meget på pH-målingernes udsagn, idet pH kun ændres meget langsomt ved et driftsproblems forekomst. Ofte vil rådneprocessens effektivitet være væsentlig nedsat uden, at pH-værdien er ændret radikalt i forhold til den normale driftstilstand. Årsagen hertil er, at der i rådneslammet findes en pufferkapacitet i form af bikarbonatakalinitet, som virker neutraliserende overfor dannede organiske syrer. Disse kaldes i overvågningsøjemed flygtige syrer. Indtrufne procesforstyrrelser vil først på et sent tidspunkt give sig udslag i et fald i pH-værdien.

Flygtige syrer
og
alkalinitet

Den bedste overvågning af rådneprocessens tilstand er analysering af flygtige syrer og alkalinitet. Traditionelt udtrykkes flygtige syrer-indholdet som eddikesyre (HAc) med enheden g HAc/m^3 , medens alkaliniteten udtrykkes som calciumkarbonat (CaCO_3) med enheden $\text{g CaCO}_3/\text{m}^3$. Flygtige syrer og alkalinitet kan også udtrykkes i mekv/l, idet 1 mekv/l svarer til henholdsvis 60g HAc/m^3 og $50\text{g CaCO}_3/\text{m}^3$. I velkørende rådnetanke vil indholdet af flygtige syrer oftest være mindre end 5 mekv/l (300g HAc/m^3), medens alkaliniteten er beliggende i området 50-80 mekv/l ($2500\text{-}4000\text{g CaCO}_3/\text{m}^3$), blandt andet afhængigt af spildevandets hårdhed.

Stigninger i indholdet af flygtige syrer og mindskning af alkaliniteten er de første indikationer for, at rådneprocessen ikke er i balance, og at eventuelle driftsproblemer er i vente. Det er hensigtsmæssigt at benytte forholdet mellem flygtige syrer og alkalinitet som indikation for processtabiliteten:

$$\frac{FS}{ALK} = \frac{\text{flygtige syrer (mekv/l)}}{\text{alkalinitet (mekv/l)}}$$

Et lavt forhold $\frac{FS}{ALK}$ indikerer balance mellem syrestadiet og methanstadiet. Værdien af forholdet som indikation for en god driftstilstand vil være anlægsafhængig og kan variere mellem 0,05 og 0,30, uden at der er tale om anlæg med driftsproblemer. Det er stigninger i forholdet, som er en indikation af, om processtilstanden er på vej ind i et ustabilt stadium. Dette fremgår blandt andet af figur 33.

Organisk
belastning

En hyppigt anvendt belastningsparameter for rådnetanke er den organiske belastning (OB) udtrykt ved antal kg organisk stof (glødetab) pr døgn, som påtrykkes hver m^3 rådnetankvolumen

$$OB = \frac{Q \cdot GT}{V}$$

hvor

- OB = organisk belastning, $kg \text{ glødetab}/m^3 \cdot d$
- Q = indpumpet råslamvolumen pr døgn, $m^3 \cdot d$
- GT = råslammets glødetab, kg/m^3
- V = rådnetanksvolumen, m^3

Traditionelt anvendes følgende belastningsintervaller:

Konventionelle 1-trins rådnetanke:

$$0,4-0,6 \text{ kg organisk stof/m}^3 \cdot \text{d}$$

Højt belastede rådnetanke (f.eks. 2-trins anlæg):

$$2,5-3,0 \text{ kg organisk stof/m}^3 \cdot \text{d}$$

Ved 2-trins anlæg regnes belastningen kun på 1. tank.

Beregning af organisk belastning bør udføres som gennemsnit over f.eks. 20 døgn.

Eksempel:

Daglig slammængde: $20 \text{ m}^3/\text{døgn}$

Gennemsnitligt tørstofindhold: 4% = 40 kg TS/m^3

Organisk stofandel af tørstof: 70%

Volumen af rådnetank: 1000 m^3

Organisk belastning

$$\frac{20 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 40 \text{ kg TS/m}^3 \cdot 0,70}{1000 \text{ m}^3} \\ = 0,56 \text{ kg organisk stof/m}^3 \cdot \text{d}$$

Opholdstid

Opholdstiden (T_h) i rådnetanken beregnes ud fra udtrykket:

$$T_h = \frac{V}{Q}$$

hvor

Q = indpumpet slamvolumen, m^3/d

V = rådnetanksvolumen, m^3

Ved konventionelle 1-trins rådnetanke regnes en opholdstid på 20-40 døgn for tilstrækkelig

Ved 2-trins drift opnås en god udrådning ved 10-15 døgn's opholdstid i tank 1.

3.16.3.3 Gas

Gasproduktion

Gasudviklingen ved rådneprocessen er et mål for de methandannende bakteriers effektivitet og hermed en indikation af en tilfredsstillende processtilstand. Gasproduktionen er kun konstant, hvis den indpumpede råslammængde er konstant. Større råslammængder eller et højere organisk stofindhold i råslammet betyder større gasproduktion. Erfaringsmæssigt opnås 12-25 m³ gas pr m³ indpumpet slam. Den udviklede gas består hovedsageligt af kuldioxid (CO₂) og methan (CH₄). Ved at bestemme CO₂ indholdet i gassen opnås et mål for methanindholdet, altså 100-CO₂-indhold (i %). Gassens methanindhold ved velkørende rådnetanke udgør normalt 65-75%. En sænkning af gassens methanindhold er en indikator på lige fod med stigninger i flygtige syrer og fald i alkalinitet for driftsforstyrrelser. Gassens kuldioxidindhold er stigende umiddelbart efter indpumpning af råslam.

Specifik gasproduktion

Ud fra råslammets mængde og sammensætning (organiske stofmængde) kan den specifikke gasproduktion beregnes ud fra udtrykket:

$$\text{Specifik gasproduktion} = \frac{\text{gasproduktion (m}^3\text{/d)}}{\text{tilført organisk stofmængde (kg glødetab/d)}}$$

Normalt kan påregnes en specifik gasproduktion på 0,3-0,6 m³ gas/kg tilført organisk stof (glødetab).

Eksempel:

Følgende mængder er registreret over en periode:

Gennemsnitlig gasproduktion:	500 m ³ /d
Råslammængde	= 30 m ³ /d
Tørstofindhold i råslam	= 5% = 50 kg TS/m ³
Glødetab	= 70% af tørstof

Specifik gasproduktion =

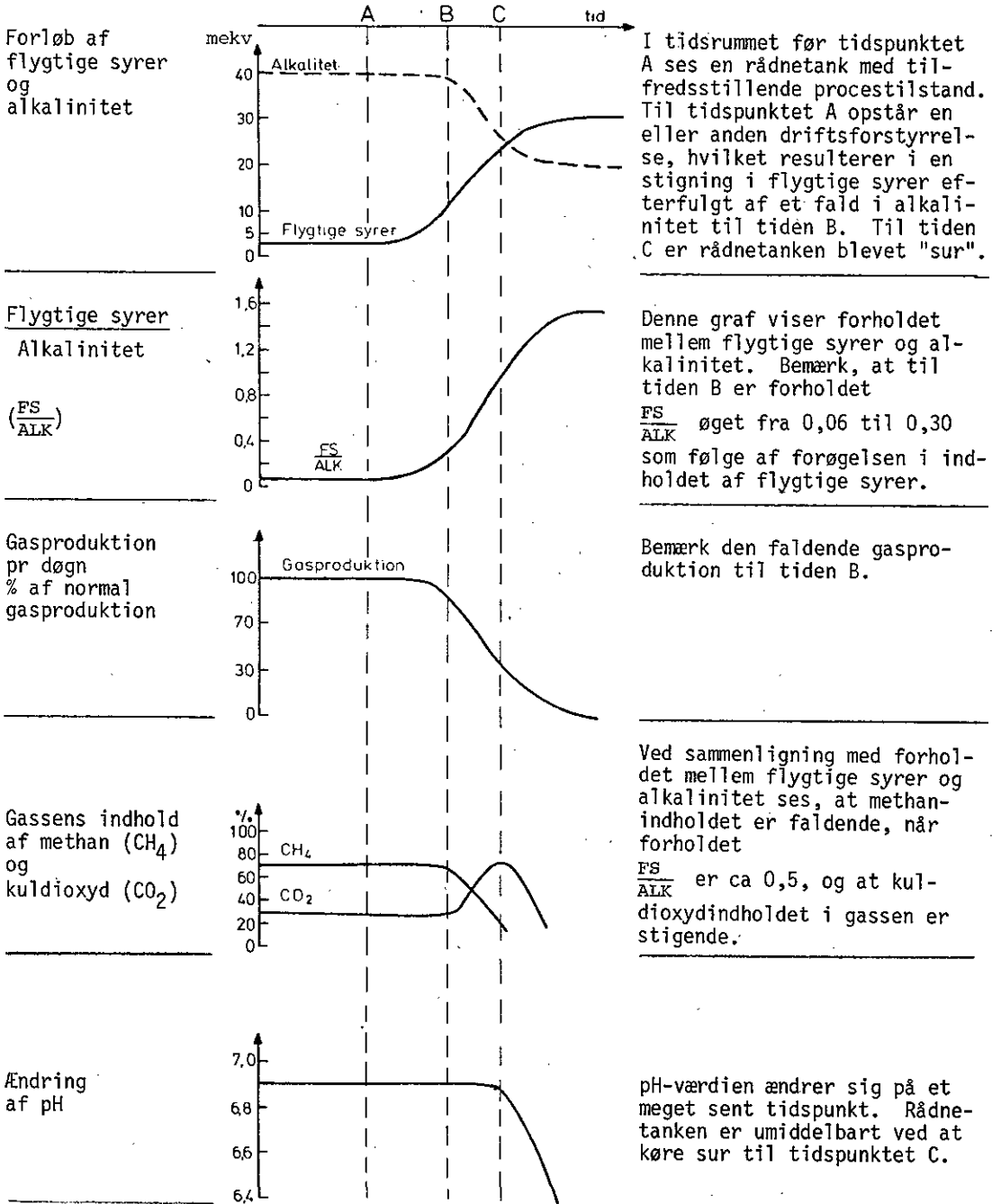
$$\frac{500 \text{ m}^3/\text{d}}{30 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 50 \text{ kg TS}/\text{m}^3 \cdot 0,70}$$

$$= 0,476 \text{ m}^3 \text{ gas}/\text{kg glødetab}$$

De ovenfor beskrevne overvågningsparametre for procestilstanden er indbyrdes afhængige, hvilket ved fremkomst af driftsproblemer indebærer ændringer i samtlige parametres værdier. Indikation for opståede procesforstyrrelser vil give sig udslag i:

- Stigning i indholdet af flygtige syrer (FS)
- Fald i indholdet af alkalinitet (ALK)
- Stigning i forholdet $\frac{FS}{ALK}$
- Faldende gasproduktion, vel at mærke for samme slammængde
- Stigende indhold af CO₂ i den producerede gas og derved faldende methanindhold.

Som et eksempel herpå er i figur 33 vist de enkelte parametres tidsmæssige variation fra normal driftstilstand, og indtil rådnetanken er gået over i det sure stadium. Det fremgår, at analysering for flygtige syrer og alkalinitet samt måling af gasproduktion og gassammensætning på et tidligt tidspunkt afspejler unormaliteter, hvorfor det er muligt på et tidligt stadium at foretage de nødvendige indgreb. Bemærk, at når pH er faldende, er problemerne virkelig blevet store.



Figur 33. Eksempel på successive ændringer af overvågningsparametre i rådnetank.

3.16.3.4 Udrådnet slam

Driftsmæssigt udtages udrådnet slam fra bund af rådnetank, når slamvandet viser et højt slamindhold.

Lugt	Veludrådnet slam har ikke råslammets kvalmende og ubehagelige lugt. Lugten er nærmest jordagtig. Kraftig lugt af svovlbrinte (rådne æg) er tegn på et ikke tilstrækkeligt udrådnet slam.
Udseende	Veludrådnet slams farve er sort. En grålig farve indikerer et dårligt udrådnet slam eller kortslutningsstrømme fra indpumpningsrøret for råslam til slamudtag.
Tørstofindhold og glødetab	Tørstof- og glødetabsbestemmelser på det udrådnede slam bør hyppigt udføres. Ved tørstofbestemmelsen opnås en kontrol af slammets koncentreringsforløb i rådnetanken. Udrådnet slam har ofte et tørstofindhold på 4-6% TS. Et mindre tørstofindhold kan ofte henføres til en lav råslamkoncentration eller manglende slamvandsudtag. For veludrådnet slam vil glødetabet sædvanligvis udgøre 40-60% af tørstofindholdet, dog afhængig af nedbrydeligheden af råslammets organiske stofindhold. Endvidere benyttes tørstof- og glødetabsbestemmelserne til beregning af slamudrædningsgraden.
Slamvolumen	Daglig registrering af det udtagne volumen udrådnet slam i $m^3/døgn$ bør foretages, dels til vurdering af den reduktion af råslamvoluminet, der er opnået, dels af hensyn til f.eks. opblanding af nødvendige kemikalimængder i forbindelse med mekanisk slamafvanding.
Slamudrædningsgrad	Et mål for rådneprocessens effektivitet, d.v.s. omsætningen af råslammets organiske stofindhold

til gas og vand, kan opnås ved beregning af slamudrædningsgraden, SUG.

Slamudrædningsgraden i procent kan beregnes ud fra følgende udtryk, baseret på analyser over en længere periode:

$$SUG = \frac{GT_{ind} - GT_{ud}}{GT_{ind} - (GT_{ind} \cdot GT_{ud})} \cdot 100 (\%)$$

GT angiver glødetabsandelen af tørstofindholdet.

Index ind angiver GT i råslam.

Index ud angiver GT i udrådnet slam.

Eksempel:

Råslam: $GT_{ind} = 70\%$ af tørstof = 0,70

Udrådnet slam: $GT_{ud} = 50\%$ af tørstof = 0,50

$$SUG = \frac{0,70 - 0,50}{0,70 - (0,70 \cdot 0,50)} \cdot 100\% = 57\%$$

Ovenstående udtryk for slamudrædningsgrad kan kun benyttes, såfremt slamvandets indhold af suspenderet stof er minimalt (< ca 5 kg TS m³).

3.16.3.5 Slamvand

Slamvand kan karakteriseres som en vandig suspension med lavt indhold af suspenderet stof. Slamvandet tilbageføres som oftest til det øvrige rensningsanlæg og kan her ofte frembringe alvorlige driftsproblemer. Det er derfor meget vigtigt, at slamvandets kvalitet er så god som mulig. Problemer i andre dele af rensningsanlægget er observeret, når tørstofindholdet i slamvand har overskredet 0,5-0,75% TS (5-7,5 kg TS/m³). Ved udtagning af slamvand er det vigtigt at undersøge hvilket slamvandsrør, der giver det "pæneste" slamvand. Blandingslam af mekanisk slam og biologisk overskudsslam fra aktiverede slamanlæg har ofte dårlige bundfældningsegenskaber. På mange rensningsanlæg foretages derfor en filtrering af slamvandet ved tilledning til slambede.

- Slamvandsvolumen** Volumen af slamvand bør dagligt registreres. Ved fuld tank udgør slamvandsvoluminet differencen mellem volumen af indpumpet råslam og udtag af stabiliseret slam.
- Bundfældeligt stof** Karakterisering af slamvandets beskaffenhed udføres ved måling af bundfældelige stoffer efter $\frac{1}{2}$ times henstand. En fast øvre grænse for den mængde bundfældelige stoffer, som slamvandet må indeholde, findes ikke. På mange anlæg sættes det maksimale indhold til 100 ml/l. For et givet anlæg bør slamvandets maksimale slamindhold fastlægges ud fra dels, hvad der er opnåeligt på det pågældende anlæg, dels hvordan rensningsanlæggets øvrige processer påvirkes af slamvandets tilbageføring. Et højt indhold af bundfældelige stoffer i slamvandet indikerer for velfungerende rådnetanke, at disse er fyldt med slam, og at udtag fra rådnetanken bør foretages i form af bundslam.
- Tørstofindhold og glødetab** I mange rådnetanke vil det ikke være muligt at finde en klar vandzone. Slamvandet er sort, og det er vanskeligt at måle indholdet af bundfældelige stoffer, hvorfor måling af tørstofindhold bør foretages, eventuelt slamvandets indhold af suspenderet stof. Som omtalt, er på nogle anlæg observeret problemer i andre enheder, hvis tørstofindholdet overstiger 0,5-0,75% TS.
- Glødetabsanalysen giver grundlag for vurdering af slamvandets indhold af organisk stof. Tørstoffets glødetabsandel vil være beliggende mellem råslammets og det udrådnede slams indhold.
- BI₅, COD og totalfosfor** Til vurdering af den stofbelastning, som slamvandet bidrager med ved dets tilbageføring til

rensningsanlægget, vil analyser for COD, BI_5 og totalfosfor være anvendelige.

pH Ofte benyttes slamvandets pH-værdi til indikation af proces tilstanden i rådnetanken. Dette er navnlig tilfældet ved 1-trins rådnetanke.

3.16.4 DRIFTSPROBLEMER

Driftsproblemer i forbindelse med rådnetanksdrift kan være af forskellig art. Driftsproblemer som følge af svigt i den mekaniske udrustning og afhjælpningen heraf falder uden for denne vejlednings område.

Driftsproblemer ved anaerob slamstabilisering er knyttet til dels selve rådnetanken, dels kvaliteten af det stabiliserede slam og slamvandet. Den indsats, som er nødvendig til løsning af opståede proces tekniske driftsproblemer ved rådnetanksdrift, er tosidig og kan kort beskrives som følgende:

- kortlægning af årsag til driftsproblem og - hvis muligt - iværksættelse af nødvendige korrektioner,
- genskabelse af processtabilitet i rådnetanken via indgreb.

Ovennævnte indsats bør udføres sideløbende, for at varigheden af opståede problemer forkortes mest muligt.

3.16.4.1 Driftsproblemer i rådnetank

Hyppige problemer i rådnetank og afhjælpningsforslag her til er angivet på næste side

SkumningMulige årsager

Opbrydning af flydeslamslag i rådnetank.

Ekstraordinær gasudvikling som følge af tilførsel af store mængder organisk stof.

"Slam"akkumulering i tankbundMulige årsager

Råslam indeholder store mængder sand og ristestof.

Forslag til afhjælpning

Tilstanden kan tilskrives et normalt og ofte kortvarigt fænomen. Undgå - hvis muligt - at føre slamvand tilbage til rensningsanlæg. Forsøg at reducere flydeslamslagetets udstrækning ved hyppig mekanisk omrøring.

Forøg omrøring og slamrecirkulering og undgå slamvandsudtag. Undersøg muligheder for i en periode at reducere råslamindpumpningen.

Forslag til afhjælpning

Kontrollér funktion af ristebygværk og sandfang. Foretag slamrecirkulering fra bund til top af tank og intensivér omrøringen.

3.16.4.2 Utilfredsstillende slamudrådning

Som beskrevet i afsnittet om overvågningsparametre til karakterisering af processtilstanden i rådnetanken vil der fra en tilstand, hvor rådneprocessens funktion er tilfredsstillende, og indtil den er kørt "sur", være tale om successive ændringer. De første indikationer om processtabilitet er ændringer i slammets indhold af flygtige syrer og alkalinitet.

Ændringer i disse parametre bør derfor give anledning til dels at søge årsagen identificeret og elimineret, dels retablering af de methandannende bakteriers aktivitet. Afhjælpning af driftsproblemer ved rådnetanksdrift er således tosidig, hvilket er vigtigt at gøre sig klart. Årsager til utilfredsstillende slamudrødning kan være en eller flere af nedenstående:

- hydraulisk overbelastning
- organisk overbelastning
- toksisk overbelastning.

Hydraulisk overbelastning

Hydraulisk overbelastning af rådneprocessen forekommer, hvis den effektive opholdstid i rådnetanken er mindre end de methandannende bakteriers formeringstid. En hydraulisk overbelastning medfører en udvaskning af methanbakterier, hvorved de producerede organiske syrer ikke omdannes med den fornødne hastighed. Mulige årsager til hydraulisk overbelastning er angivet nedenfor, hvor ligeledes afhjælpningsforslag er angivet. Afhjælpningsforslagene tager især sigte på forhold, hvor der ikke er tale om permanente overbelastninger, men vil i en vis udstrækning også kunne anvendes i disse tilfælde.

Mulige årsager

Lavt tørstofindhold i råslam.

Forslag til afhjælpning (kombineres evt. med "Retablering af procestilstand")

Undersøg råslammets tørstofindhold i forbindelse med hver indpumpningsperiode (også om natten). Tilrettelæg herefter en ændret indpumpningsprocedure med henblik på opnåelse af et mere koncentreret slam fra den forudgående enhed samt foretag indpumpning af små slammængder pr indpumpning.

Eventuelt kan forsøges anvendt polymer-tilsætning til tykner for at opnå højere tørstofindhold.

Rådnetankens effektive volumen er reduceret på grund af flydeslam.

Undersøg flydeslammets udbredelse og foretag udtag heraf. Forsøg at nedbryde eller sønderdele svømmeslamslaget ved en hyppig og kraftig mekanisk omrøring. Evt. kan forsøges med intensiv slamrecirkulering. Undersøg endvidere funktionen af anlæggets fedtfang.

Rådnetankens effektive volumen er reduceret på grund af sandakkumuleringer på rådnetankens banketter

Undersøg om anlæggets sandfang fungerer tilfredsstillende og hyppigt oprensnes for sand. Sandakkumuleringerne kan søges opblandet i rådnetanken ved en intensiv mekanisk omrøring og slamrecirkulering. I svære tilfælde vil tøming af rådnetank være nødvendig.

Organisk overbelastning

Organisk overbelastning forekommer ved pludselige forøgelse af den til rådnetanken tilførte organiske slammængde. Der fremkommer en overproduktion af organiske syrer i forhold til den mængde, som de methandannende bakterier kan omsætte. På efterfølgende side er angivet årsager, som hyppigt resulterer i organiske overbelastninger, ligesom afhjælpningsforslag er angivet.

Mulige årsager

Tilførsel af eksterne slammængder, f.eks. fra trixtanke, septiktanke m.m.

Indpumpning af store mængder surt slam med pH < 6,5.

Toksisk overbelastning

Toksisk overbelastning fremkommer ved indpumpning af giftstoffer i en koncentration, som dræber eller hæmmer de methandannende bakterier. Toksiske stoffer kan være af vidt forskellig art, f.eks. tungmetaller, organiske forbindelser samt kationer som kalcium, natrium og kalium. Afhjælpning af driftsproblemer forårsaget af giftstoffer bør først og fremmest søges afhjulpet ved indgreb ved kilden og kræver derfor ofte et større opspøringsarbejde.

Mulige årsager

Akut tilledning af høje koncentrationer af f.eks. tungmetal, phenol og andre giftstoffer på grund af uheld på virksomheder.

Forslag til afhjælpning

(kombineres evt. med "Retablering af procestilstand")

Undersøg mulighederne for at fordele slamtilkørslen over længere tidsrum. Såfremt tilkørslerne af slam er af permanent karakter, bør et særligt opsamlingsanlæg etableres, hvorfra slammet kontinuert kan doseres.

Neutralisér slammet med kalk eller anden base, inden indpumpning på rådnetank foretages.

Forslag til afhjælpning

(kombineres med "Retablering af procestilstand")

Forøg slamrecirkuleringen og omrøringen. Samtidig bør mulighederne for en fortynding af rådnetankslammet overvejes, idet giftstoffets hæmningsvirkning herved reduceres.

Evt. bør overvejes, om det er muligt at reducere den dagligt indpumpede slammængde, indtil en bedre procestilstand er opnået.

Det bør pointeres, at ovennævnte afhjælpningsforslag i forbindelse med hæmning af rådneprocessen kun er vejledende. Afhængig af giftstoffet art og indvirkning på procestilstanden kan andre tiltag være nødvendige.

Retablering af procestilstand i rådnetank

Samtlige foranstående overbelastningsformer vil alle give sig udslag i, at rådnetankens procestilstand forringes. Herved fremkommer en stigning i flygtige syrer (FS) og et fald i alkaliniteten (ALK). I det følgende er benyttet forholdet FS:ALK som indikator for procesuregelmæssigheder med angivelse af forslag til forbedring af procestilstanden. Denne bør foretages sideløbende med en eliminering af årsager til driftsustabiliteten, således som disse blandt andet er behandlet i det foregående. Afhjælpningen af den utilfredsstillende procestilstand vanskeliggøres i takt med niveauet af FS:ALK, hvilket blandt andet fremgår af afhjælpningsforslagenes omfang.

Karakteristik af procesustabilitet

Forøgelse af forholdet mellem flygtige syrer (FS) og alkalinitet (ALK) til ca 0,3.

Retableringsmuligheder

Foretag hyppige målinger og analyser af FS og ALK, evt. flere gange om ugen. Check, at temperatur er optimal og konstant. Forøg såvel omrøring som slamrecirkulering og reducer udtagningen af bundslam. Ved 2-trins tanke kan tank 1 podes med udrådnet slam fra tank 2.

Forholdet $\frac{FS}{ALK}$ er øget til ca 0,5, og gasproduktionen fra rådneanlægget er reduceret. Gassens kuldioxydindhold er stigende.

Fortsæt de ovenfor angivne fremgangsmåder. Endvidere tilføres rådnetanken f.eks. kalk, natronlud eller natriumbikarbonat til neutralisering af de flygtige syrer og opretholdelse af en god pufferkapacitet. NB! Vær opmærksom på, at overdosering ikke forekommer.

Forholdet $\frac{FS}{ALK}$ er øget til 0,8-1,0, og pH-værdien i slammet er for nedadgående. Gassens kuldioxydindhold er øget til 42-45%, og den producerede gas er ikke mere brændbar.

Fortsæt ovennævnte fremgangsmåder og foretag neutralisering af de flygtige syrer, således at pH-værdien i rådnetanken holdes over 6,8. Nedsæt råslamtilførslen (hvis muligt) til mindre end 0,2 kg organisk stof (glødetab) pr døgn pr m³ rådnetankvolumen, indtil procestilstanden er forbedret.

3.16.4.3 Utilfredsstillende slamvandskvalitet

En utilfredsstillende slamvandskvalitet er identisk med et højt indhold af suspenderet stof, ofte bundfældelige stoffer. I denne sammenhæng er det vigtigt at være opmærksom på, at slamvandets indhold af iltforbrugende stoffer (BI₅) og fosfor øges i takt med indholdet af suspenderet stof. Slamvand med suspenderet stofindhold større end ca 5 kg/m³ bør undgås, da slamvandets tilbageføring til det øvrige rensningsanlæg udgør en potentiel risiko for driftsforstyrrelser heri. Mulige årsager til utilfredsstillende slamvandskvalitet, d.v.s. suspenderet stofindhold større end 5 kg/m³ samt forslag til afhjælpning heraf, er angivet på næste side.

Højt indhold af suspenderet stofMulige årsager

Bundudtag af udrådnet slam er for lille. Rådnettanken er fyldt med slam.

For kort tidsrum mellem stop af omrøring/slamrecirkulering og slamvandsudtag.

Slamvandsrør er ikke placeret i slamvandszonen.

Forslag til afhjælpning

Forøg udtag af udrådnet slam.

Forøg tidsrummet således, at slammet får mulighed for at bundfældes i tanken. Forsøg med en mindskning af antal råslamindpumpninger pr døgn.

Undersøg mulighederne for ved korrigerigering af vandspejlet i tanken at tvinge slamvandszonen i niveau med slamvandsrørene.

Grålig og ildelugtende slamvandsbeskaffenhedMulige årsager

Lagdeling i rådnetank, således at råslam forekommer uopblandet i tanken.

Kortslutningsstrømme fra råslamindpumpningsrøret til slamvandsrør.

Forslag til afhjælpning

Forøg omrøring og slamrecirkulering. Forøg eventuelt slamindpumpningsantallet over døgnet og reducer slammængden pr indpumpning.

Foretag rørændringer ved tankens eventuelle tømning.

3.17 AEROB SLAMSTABILISERING

3.17.1 ORIENTERING

Formål

Aerob slamstabilisering er en proces, som har til hensigt, at stabilisere den ved spildevandets rensning producerede slammængde. Ved aerob slamstabilisering opnås, at slammets mikrobielle aktivitet mindskes, idet processen medfører en nedbrydning af råslammets organiske stofindhold til vand og kuldioxid samt nyt cellemateriale. Dette medfører følgende:

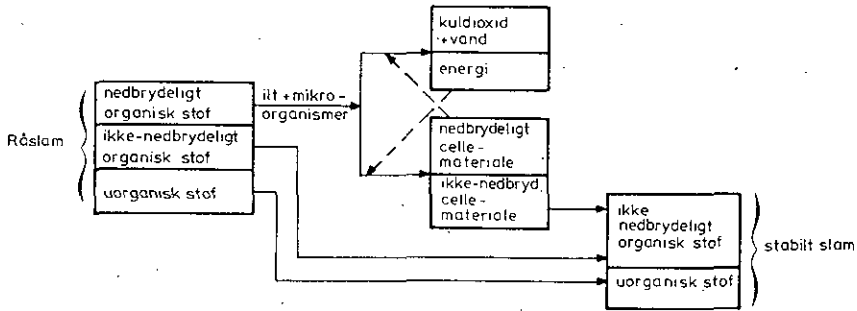
- fremkomst af et "stabilt og lugtfrit" slam
- reducerede slammængder som følge af dels det organiske stofs nedbrydning, dels dekanteringen af slamvand.

Beskrivelse

Den aerobe slamstabiliseringsproces er anvendelig for de fleste slamtyper, som behandles på kommunale rensningsanlæg, for eksempel mekanisk slam, biologisk overskudsslam, septiktankslam, kemisk slam og kombinationer heraf. Den aerobe slamstabilisering, gennemføres ved tilførsel af ilt i modsætning til den anaerobe slamstabilisering, som foregår under iltfrie forhold.

Den slammængde, som tilføres stabiliseringstanken, benævnes i det følgende råslam. Slammet karakteriseres ved dets tørstofindhold og tørstoffets organiske stofindhold (glødetab).

Den organiske stofdel af tørstoffet kan spaltes i en nedbrydelig fraktion samt en ikke-nedbrydelig fraktion. Ved den aerobe slamstabiliseringsproces foretages en biologisk omdannelse af råslammets indhold af nedbrydeligt organisk stof, således som det skematisk er vist i figur 34.



Figur 34: Skematisk fremstilling af omsætningen af organisk stof ved aerob slamstabilisering.

Den aerobe slamstabiliseringsproces er i princippet identisk med processen i aktiverede slam anlæg, blot er mængden af føde anderledes, idet mikroorganismene ikke som i den aktiverede slamproces modtager føde i form af spildevand. Ved den aerobe slamstabiliseringsproces udgør mikroorganismernes føde dels opmagasineret celledmateriale, dels celledmateriale fra døde mikroorganismer. Dette betyder, at ved tilstrækkelig lang luftningstid består slutproduktet af dels svært nedbrydeligt organisk stof, dels uorganisk stof. Dette slam vil ikke gå i forrådnelse ved lagring eller deponering og er derfor problemfrit i lugtmæssig henseende.

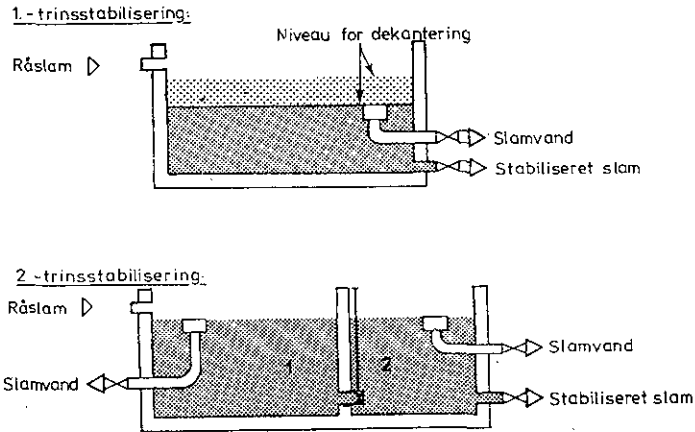
Ovenstående stabiliseringsproces gennemføres til en vis grad i aktiverede slam anlæg af langtidsluftertypen, som drives med en høj slamalder, således at overskudsslammet fra processen er stabilt.

På små rensningsanlæg gennemføres den aerobe slamstabilisering sædvanligvis i et enkelt bassin (1-trins anlæg), som samtidig er indrettet med dekanteringsanordninger, som muliggør udtag af slamvand.

På større anlæg findes ofte to eller flere bassiner, hvorved en mere intensiv opkoncentrering af det stabiliserede

slam muliggøres. Yderligere undgås kortslutningsstrømme, således at slamudtaget fra stabiliseringstanken ikke indeholder råslam.

I figur 35 er skitsemæssigt vist såvel en 1-trins som en 2-trins stabiliseringsenhed.



Figur 35: Principskitse af 1-trins og 2-trins stabiliseringstanke.

Ofte anvendes følgende driftsrutiner for de to typer stabiliseringsenheder.

1-trins anlæg:

1. Lufttilførsel til bassinet afbrydes, hvorved slammet ved henstand bundfældes og koncentrerer.
2. Slamvand dekanteres og ledes tilbage til rensningsanlægget. Hvis slamvand ikke kan dekanteres, udtages stabiliseret slam til afvanding eller bortkørsel.
3. Slam indpumpes til bassin, og lufttilførslen igangsættes.

2-trins anlæg:

1. Lufttilførslen til bassin 1 og 2 afbrydes, og slammet bundfældes og koncentrerer.
2. Slamvand dekanteres fra bassin 2, hvorved der opstår en niveau-forskel mellem vandspejlet i bassin 1 og 2. Hvis slamvand ikke kan dekanteres, udtages stabiliseret slam.

3. Slam overføres fra bassin 1 til bassin 2.
4. Slamvand dekanteres fra bassin 1 og ledes tilbage til rensningsanlæg.
5. Råslam indpumpes i bassin 1, og lufttilførslen til begge bassiner igangsættes.

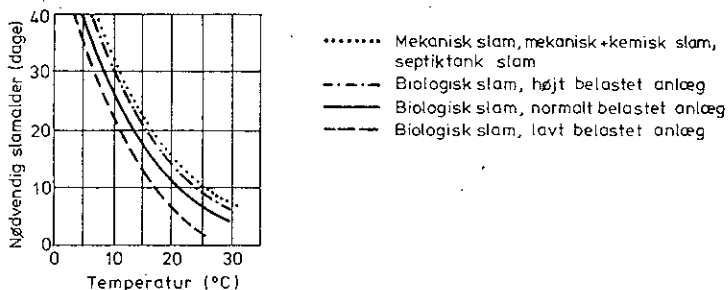
Forskellige slamtyper kræver forskellige stabiliseringstider, hvilket udtrykkes ved slamalderen, som i lighed med aktiv slamprocessen defineres som

$$\text{slamalder (døgn)} = \frac{\text{Total tørstofmængde i stabiliseringstank(e) (kg)}}{\text{Gennemsnitligt udtag af slamtørstof pr døgn (kg/d)}}$$

eller med andre ord en slampartikels gennemsnitlige opholdstid i stabiliseringstanken. Den nødvendige slamalder (stabiliseringstid) varierer meget med temperaturen.

I figur 36 er vist en række kurver, som afhængig af temperaturen og slamtypen angiver en nødvendig slamalder for at opnå et slutprodukt, som kan lagres uden lufttilførsel i ca 3 døgn uden nævneværdige lugtulemper. Biologiske slamtyper og navnlig slam fra langtidsluftere kræver en kortere slamalder end de øvrige typer, hvilket skyldes, at der i figuren er taget hensyn til slamalderen i den aktiverede slamproces, hvorved dette slam kan betragtes som delvis stabiliseret.

Det skal anføres, at figur 36 angiver en noget højere slamalder end sædvanligt anvendt ved dimensionering af stabiliseringstanke.



Figur 36: Nødvendig slamalder ved forskellige temperaturer og slamtyper ved aerob slamstabilisering.

3.17.2 AKTUELLE OBSERVATIONER, MÅLINGER, ANALYSER OG BEREGNEDE VÆRDIER

Valg af overvågningsparametre og observationer bør tage sit udgangspunkt i en karakterisering af stabiliseringsprocessens fremadskriden, hvilket omfatter råslamtilførslen, procestilstanden i stabiliseringsbassinet samt udgående slamstrømme i form af stabiliseret slam og slamvand. De observationer, målinger, analyser og beregnede værdier, som er aktuelle ved aerob slamstabilisering, fremgår af nedenstående opstilling:

	Observationer	Målinger og analyser	Beregne værdier
Råslam	Udseende	Slamvolumen Tørstofindhold og glødetab pH	
Stabiliserings-tank	Luftfordeling Slam- aflejringer Skumdannelser	Temperatur Iltindhold Tørstofindhold og glødetab pH Iltoptagelses-hastighed	
Stabiliseret slam	Udseende Lugt	Slamvolumen Tørstofindhold og glødetab	Slamtørstof-reduktion
Slamvand	Udseende	Slamvands-volumen Suspenderet stof BI ₅ , COD Total-fosfor Nitrat-kvælstof	

3.17.3 DRIFTSOVERVAGNING

3.17.3.1 Råslam

Råslamtilførslen til den aerobe slamstabiliseringstank foretages i de fleste tilfælde som en diskontinuert indpumpning. Råslammet kan bestå af primærslam, biologisk overskudsslam, septiktankslam, kemisk slam eller kombinationer heraf. Prøver af råslam udtages som stikprøver - mindst 5 - i den periode, hvor slamindpumpningen foregår. Stikprøverne slås sammen til en blandingsprøve, som herefter analyseres.

Udseende	Ved visuelt at følge indpumpningen til stabiliseringstanken vil der efterhånden kunne opnås en erfaring i bedømmelse af råslammets tørstofindhold. Samtidig muliggøres en vurdering af afvigelser i råslammets beskaffenhed og sammensætning.
Slamvolumen	Det indpumpede råslamvolumen bør dagligt registreres. Ustabiliteter i stabiliseringsprocessen kan ofte henføres til indpumpning af stærkt forøgede slammængder i forhold til normaltstanden. Ligeledes er kendskab til indpumpet råslamvolumen nødvendig til beregning af den ved stabiliseringsprocessen opnåede tørstofreduktion (se under "Stabiliseret slam", afsnit 3.17.3.3).
Tørstofindhold og glødetab	Generelt bør tilstræbes at indpumpe råslammet med så højt et tørstofindhold som muligt, da dette giver højere slamalder og derved en bedre stabilisering med det givne rumfang af stabiliseringstanken. Afhængig af stabiliseringstankens udformning og navnlig beluftningsaggregatets art og kapacitet vil der være en øvre grænse for slammets tørstofindhold, ofte ca 3% TS.

Ved højere tørstofindhold vil det i visse tilfælde være vanskeligt at holde slammet i suspension. Råslammets organiske stofindhold bestemmes ved tørstoffets glødetabsandel. F.eks. vil glødetabet for mekanisk-biologisk slam udgøre 60-80% af tørstoffet.

pH

Råslam fremkommet i forbindelse med mekanisk-biologisk spildevandsrensning udviser normalt ikke store pH-variationer. Tilførsel af septiktankslam og kemisk slam (fældning med aluminium eller jern) vil ofte give sig udslag i pH-værdier < 6.5 . Dette vil ligeledes gøre sig gældende, hvis overskudsslam fra et biologisk rensningsanlæg eller mekanisk slam lagres for længe uden luftning.

3.17.3.2 Stabiliseringstank

Luftfordeling
og slamaflejringer

Det er vigtigt at kontrollere, at lufttilgangen til stabiliseringstanken er jævnt fordelt over hele bassinet. Erfaringsmæssigt vil en teoretisk beregning af luftbehovet ved aerob slamstabilisering give en luftmængde, som er for lille til at holde slammet i suspension. Herved bundfælder slammet i tanken og reducerer stabiliseringstankens effektive volumen. Dette er navnlig tilfældet ved stabilisering af mekanisk slam og septiktankslam.

Skumdannelser

Store mængder mørkebrunt skum forekommer ofte ved høj slamalder ("gammelt slam"). Skumdannelser forekommer endvidere ved indkøring af aerobe slamstabiliseringsenheder, men vil efterhånden mindskes eller ophøre, når slamindholdet er blevet højt. Kraftige skumdannelser kan også forekomme ved organisk overbelastning af tanken. Vedrørende ekstrem skumning, se under "Driftsproblemer", afsnit 3.17.4.1

- Temperatur** Som det fremgår af figur 36, reduceres den nødvendige slamalder ved højere temperatur. Den nødvendige slamalder er således i sommerperioder mindre for åbne tanke, hvilket indebærer, at en stabiliseringstank i denne periode kan omsætte større organiske stofmængder.
- Ilt** Iltindholdet i stabiliseringstanke varierer i almindelighed såvel tidsmæssigt som stedmæssigt. I langsgennemstrømmede tanke vil iltbehovet være størst i indløbsdelen. Iltbehovet er størst umiddelbart efter påfyldning af råslam. Iltindholdet i stabiliseringstanken bør dagligt checkes for at sikre et rimeligt iltoverskud, 2-3 g O_2/m^3 . Umiddelbart efter indpumpning af råslam vil dette iltoverskud ofte være vanskeligt at opretholde. Stabiliseringsprocessen må ofte drives ved et højt iltindhold for at kunne holde slammet i suspension.
- Tørstofindhold og glødetab** Bestemmelse af slamtørstofindholdet i stabiliseringstanken er en vigtig analyse, idet denne muliggør en kontrol af, at en rimelig høj koncentration er til stede i tanken. Lave tørstofkoncentrationer kan ofte henføres til indpumpning af råslam med lavt tørstofindhold og/eller manglende dekantering af slamvand. Endvidere er kendskab til tørstofindholdet nødvendig til beregning af den i stabiliseringstanken opnåede slamalder. Glødetabsandelen af tørstoffet vil ved sammenligning med samme forhold for råslammet give information om stabiliseringsprocessens fremadskriden i form af et mindre organisk stofindhold.
- pH** Principielt vil to biprodukter hidrørende fra den aerobe slamstabilisering kunne give anledning

til pH-sænkninger i tanken, nemlig udviklingen af kuldioxyd fra det organiske stofs nedbrydning samt nitrifikation. Den første, kuldioxydudviklingen, vil i åbne tanke blive udblæst af vandfasen ved slammets luftning, og vil i de fleste praktiske tilfælde ikke give anledning til væsentlige pH-sænkninger. Nitrifikation i tanken, d.v.s. omdannelse af ammoniumkvælstof og organisk bundet kvælstof til nitrat vil medføre dannelsen af H^+ -ioner, som, afhængig af pufferkapaciteten i vandet, vil give anledning til pH-sænkninger, ofte helt ned til pH = 4,0-6,0.

Iltoptagelses- hastighed

Slammets iltoptagelsehastighed bør hyppigt bestemmes. Vedrørende måling af iltoptagelsehastighed henvises til bilag 4. Iltoptagelsehastigheden af godt stabiliseret slam bør være af størrelsesordenen 1-2 g O_2 /kg glødetab pr time ved temperaturer på 10-15°C. Højere værdier skyldes som oftest en for kort slamalder. Temperaturen har stor indflydelse på iltoptagelsehastigheden, f.eks. kan koldt slam have en meget lav iltoptagelsehastighed uden at være stabilt.

Slamalder

Beregning af den i stabiliseringstanken opnåede slamalder, det vil sige den gennemsnitlige opholdstid af slammet i stabiliseringstanken, foretages ud fra følgende udtryk:

$$SA = \frac{\text{kg tørstof i stabiliseringstank}}{\text{kg tørstof/døgn udtaget som stabiliseret slam}}$$

$$= \frac{V \cdot TS_{\text{tank}}}{Q_{\text{stab}} \cdot TS_{\text{stab}}}$$

hvor

- V = stabiliseringstankens volumen, m^3
 TS_{tank} = tørstofindhold i stabiliseringstank, $kg\ TS/m^3$
 Q_{stab} = gennemsnitligt udtaget volumen slam over en længere tidsperiode, m^3/d
 TS_{stab} = gennemsnitligt tørstofindhold af udtaget slam, $kg\ TS/m^3$

Ovenstående udtryk for beregning af slamalder er kun gældende, såfremt slamvandets tørstofindhold er lavt ellers må denne mængde medtages i nævneren.

Eksempel:

$$\begin{aligned}
 V &= 500\ m^3 \\
 TS_{\text{tank}} &= 2,5\% = 25\ kg\ TS/m^3 \\
 Q_{\text{stab}} &= 20\ m^3/d \\
 TS_{\text{stab}} &= 3,0\% = 30\ kg\ TS/m^3 \\
 SA &= \frac{500\ m^3 \cdot 25\ kg\ TS/m^3}{20\ m^3/d \cdot 30\ kg\ TS/m^3} = 20,8\ d\text{øgn}
 \end{aligned}$$

3.17.3.3 Stabiliseret slam

Udseende, lugt

Kvaliteten af slamudtaget bør på samme måde som råslammet besigtiges visuelt. Meget mørkt slam er en indikation på utilstrækkeligt iltindhold i stabiliseringstanken. Velstabiliseret slam er som oftest mørkebrun og uden ubehagelig lugt.

Slamvolumen

Måling af udtaget volumen stabiliseret slam er vigtig, idet denne bl.a. benyttes til beregning af slamalder. Udtaget slamvolumen beregnes på basis af niveauforskellen i tanken før og efter slamudtag og kendskab til tankens geometriske udformning.

Tørstofindhold og glødetab Bestemmelse af slammets tørstofindhold giver oplysning om slammets koncentreringssevne. Ligeledes benyttes tørstofindholdet til beregning af slamalderen

Tørstoffets glødetabsandel vil sammenholdt med samme forhold for råslammet vise en reduktion af organisk stof.

Slamtørstof-reduktion Den i stabiliseringstanken opnåede reduktion (Red) af råslammets tørstofmængde kan beregnes ud fra følgende udtryk:

$$\text{Red} = \frac{\text{Råslammængde/d} - \text{stab.slammængde/d}}{\text{Råslammængde/d}} \cdot 100 (\%)$$

Mængder er alle angivet i kg tørstof og som gennemsnit af målinger udført over en længere periode, for at beregningerne skal have nogen værdi, f.eks. 14 døgn eller længere.

Eksempel:

Råslam: Volumen = $40 \text{ m}^3/\text{døgn}$

Tørstofindhold = $2,0\% = 20 \text{ kg TS/m}^3$

Stabiliseret slam: Volumen = $20 \text{ m}^3/\text{døgn}$

Tørstofindhold = $2,5\% = 25 \text{ kg TS/m}^3$

$$\text{Red} = \frac{40 \cdot 20 - 20 \cdot 25}{40 \cdot 20} \cdot 100 = 37,5\%$$

Slamtørstofreduktionen ved aerobe stabiliserings-tanke udgør normalt 20-40%.

3.17.3.4 Slamvand

Udseende Visuel iagttagelse af slamvandets beskaffenhed er anvendelig til bedømmelse af slamvandets kvalitet og specielt dets indhold af suspenderet stof.

Slamvands-
volumen

Volumen af slamvand, som dekanteres fra stabiliseringstanken, bør daglig bestemmes, f.eks. ud fra niveauforskellen mellem vandspejlet før og efter dekantering og kendskab til tankens geometriske udformning. Hyppig slamvandsdekantering er vigtig, idet der herved opnås et højt tørstofindhold i stabiliseringstanken og derved mindskning af volumen af stabiliseret slam, som skal udtages. Kendskab til slamvandsmængden er endvidere brugbar til opstilling af massebalancer med henblik på vurdering af tilbageførte stofmængder til det øvrige rensningsanlæg.

Suspenderet
stof

Ved højt slamindhold i slamvandet bør suspenderet stof bestemmes. Tilbageføring af slamvand med et højt indhold af suspenderet stof til det øvrige rensningsanlæg udgør en potentiel risiko for forstyrrelser i disse anlægsdele. Det bør derfor tilstræbes at opnå så klart et slamvand som muligt, d.v.s. med et suspenderet tørstofindhold \leq ca 0,5 kg SS/m³.

BI₅, COD og
totalfosfor

Analyse af slamvandets indhold af BI₅, COD og totalfosfor er af interesse, hvis det ønskes klarlagt, hvilken belastning det øvrige rensningsanlæg modtager som følge af slamvandets tilbageføring.

Nitrat-kvælstof

Nitrifikation finder normalt sted under slamrets stabilisering. Slamvandets indhold af nitrat er derfor en indikation på god drift af stabiliseringsprocessen, men er ingen garanti for, at lugtproblemer ikke vil opstå ved lagring af slammet.

3.17.4 DRIFTSPROBLEMER

Driftsproblemer ved aerob slamstabilisering er knyttet til dels selve stabiliseringstanken, dels kvaliteten af det stabiliserede slam og slamvandet.

3.17.4.1 Driftsproblemer i stabiliseringstanke

Hyppige problemer i aerobe slamstabiliseringsenheder og afhjælpningsforslag hertil er angivet nedenfor. Se endvidere kapitel 3.5 "Luftning".

Slamaflejringer på tankbund

Mulige årsager

Tilstoppede diffusorer.

Den indblæste luftmængde er for lille til at holde slammet i suspension.

For højt tørstofindhold i stabiliseringstanke.

Uensartet fordeling af indblæst luftmængde

Utilfredsstillende forbehandling af spildevandet i rensningsanlægget (ristestofophobninger, sandaflejringer, kaffegrums).

Forslag til afhjælpning

Optagning og rensning af diffusorer.

Forøg mængden af indblæst luft, således at omrøringsintensiteten forøges.

Såfremt blæserkapaciteten ikke kan forøges, er en mulighed at mindske koncentrationen ved indpumpning af tyndere råslam og/eller mindske koncentrationen af slamvandsdekanteringen. Check i denne forbindelse, at slamalderen ikke bliver for kort, således at stabiliseringen af slammet ikke fuldendes.

Foretag justering af ventilstillinger, således at en bedre luftfordeling opnås.

Kontrollér funktionen af ristebygværk og sandfang.

Ekstrem skumningMulige årsager

Lav slamkoncentration
f.eks. ved indkøring af
stabiliseringstank.

Organisk overbelastning.

For lang slamalder
("gammelt slam").

Overbeluftning

Mørkt eller sortfarvet slamMulige årsager

Iltindholdet er på et
minimum ($0-0,5 \text{ g O}_2/\text{m}^3$)

Forslag til afhjælpning

Fænomenet vil som oftest blive re-
duceret, når en højere slamkoncen-
tration opnås i stabiliseringstan-
ken.

Undersøg, om råslammængden indpum-
pet til stabiliseringstanken er
forøget.

Hvis overbelastningen skyldes til-
førsel af eksternt slam, f.eks.
septiktankslam, bør mængden mind-
skes og udstrækkes over længere
tidsrum.

Forøg udtag af stabiliseret slam,
men kun under forudsætning af at
skumningen volder store problemer.

Check iltindhold i stabilise-
ringstank. Hvis iltindholdet er
meget højt, reduceres den indblæs-
te luftmængde. Skumproblemerne
kan evt. dæmpes med sprinklere el-
ler skumdæpningsmiddel.

Forslag til afhjælpning

Forøg iltindholdet ved igangsæt-
ning af supplerende blæser, hvis
muligt.

Undersøg, om der findes tilstoppe-
de diffusorer. Hvis dette er til-
fældet, optages disse og renses.

3.17.4.2 Utilfredsstillende stabilitet af udtaget slam

Såfremt måling af slammets iltoptagelsehastighed viser værdier større end ca 2 g O₂/kg glødetab pr time ved temperaturer på 10-15°C, må stabiliseringsprocessen anses for kun delvis gennemført. Hvilken værdi med hensyn til ilt-optagelsehastighed, som kan accepteres, er afhængig af de lugtgener, som kan tolereres ved slammets lagring og/eller deponering.

Mulige årsager

For kort slamalder

Lavt iltindhold i stabiliseringsstank
($< 0,5-1,0 \text{ g O}_2/\text{m}^3$)

Lav temperatur i stabiliseringsstank.

Forslag til afhjælpning

Undersøg mulighederne for dels opkoncentrering af råslammængderne, dels dekantering af større slamvandsvolumen.

Forøg lufttilførslen til stabiliseringsstanken. Såfremt råslam indpumpes 1 gang dagligt, og iltindholdet i flere timer efter råslamindpumpningen er lavt, kan det være hensigtsmæssigt at fordele den daglige råslammængde over døgnet i flere små portioner.

Undersøg, om det er muligt at opkoncentrere råslammet. Dette vil reducere temperatursænkningen, som følge af indpumpning af store mængder koldt råslam.

3.17.4.3 Utilfredsstillende slamvandskvalitet

En utilfredsstillende slamvandskvalitet er ofte identisk med et højt indhold af suspenderet stof. I denne sammenhæng er det vigtigt at være opmærksom på, at slamvandets indhold af iltforbrugende stoffer (BI₅) og totalfosfor øges i takt med indholdet af suspenderet stof. Slamvand med suspenderet stofindhold større end ca 0,5 kg SS/m³

bør undgås, da slamvandet ved tilbageføring til det øvrige rensningsanlæg udgør en potentiel risiko for driftsforstyrrelser heri. Mulige årsager til utilfredsstillende slamvandskvalitet, d.v.s. suspenderet stofindhold $> 0,5 \text{ kg SS/m}^3$, samt forslag til afhjælpning heraf, er angivet nedenfor.

Mulige årsager

For kort henstandstid før dekantering.

Høj tørstofkoncentration i stabiliseringstank.

Høj organisk belastning af stabiliseringstanken, hvilket medfører en kort slamalder.

Slamvandsdekanteringen skaber kortslutningsstrømme fra slamlag til overfladen.

Forslag til afhjælpning

Forsøg med længere henstandstider fra beluftningens ophør og til dekantering af slamvand.

Forøg udtag af stabiliseret slam.

Reducér belastningen (råslamtilførslen) til stabiliseringstanken, hvis muligt.

Dekantér slamvandet over et længere tidsrum, således at det udtagne slamvandsvolumen pr tidsenhed mindskes.

I mange tilfælde vil tilsætning af polymerer til stabiliseringstanken kunne forbedre slamvandskvaliteten væsentligt, f.eks. kan polymerer tilsættes stabiliseringsenheden, umiddelbart før luftningen afbrydes.

3.18 SLAMSTABILISERING MED KALK

3.18.1 ORIENTERING

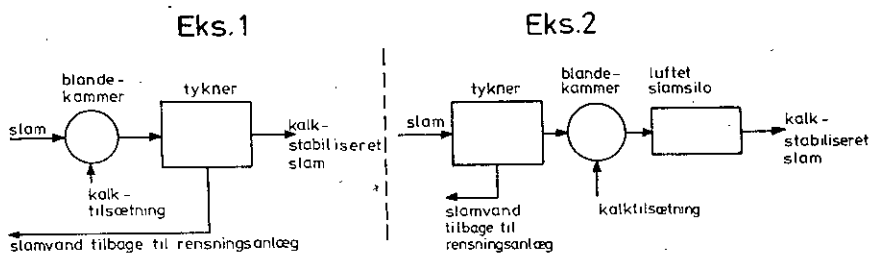
Formål

Formålet med stabilisering af slam ved tilsætning af kalk er først og fremmest at reducere lugtulemper ved slammets håndtering, d.v.s. ved lagring, transport og deponering.

Beskrivelse

Stabilisering med kalk kan ikke sidestilles med aerob eller anaerob slamstabilisering, idet de sidstnævnte processer begge medfører en biologisk nedbrydning af slammets indhold af organisk stof til stabile slutprodukter, hvorved der opnås en permanent stabilisering. Ved kalkstabiliseringen opnås en midlertidig stabilisering, idet kalktilsætningen kun i et vist tidsrum er i stand til at inhibere de biologiske nedbrydningsprocesser.

Stabilisering af slam med kalk er en enkel proces rent driftsmæssigt. Kalkstabiliseringsanlæg omfatter normalt kalksilo, doseringsudrustning samt et blandekammer, hvor kalk og slam sammenblandes. Endvidere indgår tykning af slammets, hvilket kan gennemføres efter 2 forskellige principper, således som det er vist på fig. 37.



Figur 37: Eksempler på anlægsopbygning.

Slammets opholdstid i blandekammeret er afhængig af, hvorvidt slamtilførslen foretages kontinuert eller stødvist, samt hvilke enheder, der efterfølger kalktilsætningen.

Såfremt kalktilsætningen efterfølges af en tykner med omrøring eller en luftet slamsilo, bør minimumsopholdstiden i blandekammeret være 15 minutter. Hvis der ikke efter kalktilsætningen findes anlægsdele, hvor en yderligere opblanding af slam og kalk kan foregå, bør minimumsopholdstiden i blandekammeret være 30 minutter.

Opblanding af kalk og slam foretages som oftest ved luftindblæsning i blandekammerets bund, men også mekaniske omrørere anvendes.

Ved de fleste kalkstabiliseringsanlæg benyttes læsket kalk (hydratkalk), som enten leveres i sække eller i bulk. Kalktilsætningen til blandekammeret sker enten som tørdosering eller som kalkmælk. Den kalkmængde, som skal tilsættes slammet ved kalkstabilisering, afhænger først og fremmest af, hvor længe man ønsker stabiliseringsvirkningen opretholdt, og dernæst af den aktuelle slamtype. Nedenfor er angivet en oversigt over de kalkdoseringer, som er nødvendige for at opretholde $\text{pH} > 11$ i slammet i 14 dage, når dette lagres i en åben beholder ved 20°C . Dette krav er forøvrigt foreslået som definition på, hvad der egentlig skal forstås ved et kalkstabiliseret slam.

Slamtype	Kalkdosering (g $\text{Ca}(\text{OH})_2$ /kg tørstof)
Mekanisk slam	100-200
Septiktanksalm	100-300
Biologisk slam	300-500
Mekanisk-kemisk (aluminium, jern) slam	250-400
Mekanisk-kemisk (kalk) slam	sædvanligvis ingen dosering
Biologisk-kemisk (aluminium, jern) slam	300-500
Biologisk-kemisk (kalk) slam	sædvanligvis ingen dosering

En variant af kalkstabiliseringsanlæg er den såkaldte "Orsametode", hvor der til afvandet slam tilsættes uløst kalk. Herved opnås endvidere en varmebehandling af slammet.

3.18.2 AKTUELLE OBSERVATIONER, MÅLINGER, ANALYSER OG BEREGNEDE VÆRDIER

De målinger, analyser m.v., som er aktuelle ved kalkstabiliseringsanlæg, fremgår af nedenstående oversigt. I opstillingen er påregnet, at kalkstabiliseringsenheden omfatter blandekammer med kalktilsætning efterfulgt at tykner (se også kapitel 3.15 "Slamtyknere").

	Observationer	Målinger og analyser	Beregnete værdier
Råslam	Udseende og lugt	Tørstofindhold Slamvolumen	Tørstofmængde
Kalkdosering	Maskinfunktion	Doseringsmængde Kalkbeholdning	
Slamudtag fra blandekammer	Lugt	pH Tørstofindhold	
Slamudtag fra tykner	Lugt	pH pH efter lagring i 14 døgn Tørstofindhold Slamvolumen	Slamvolumenreduktion
Slamvand fra tykner	Udseende	Slamvandsvolumen pH Alkalinitet Suspended stof BI ₅ , COD Totalfosfor	

3.18.3 DRIFTSOVERVAGNING

3.18.3.1 Råslam

Råslammets sammensætning afhænger af rensningsanlæggets proces tekniske opbygning, samt af, hvorvidt externt slam tilkøres rensningsanlægget, f.eks. septiktankslam.

Udseende og lugt Råslammets udseende bør med mellemrum besigtiges, idet ændringer i slambeskaffenhed herved vil kunne afsløres. Kraftig lugt af svovlbrinte er en indikation for en begyndende forrådnelsesproces, og kan ofte henføres til en nedsat funktion af forudgående enheder.

Tørstofindhold Slammets tørstofindhold bør hyppigt checkes, idet dette er udgangspunkt for bestemmelse af den kalkmængde, som skal tilsættes slammet i blandekammeret. Kalkdoseringen foretages som oftest samtidig og proportionalt med slamindpumpningen til blandekammeret, hvorfor doseringsmængden pr. tidsenhed bør afpasses efter slamtørstofindholdet. Tørstofbestemmelsen anvendes sammen med den indpumpede slammængde til beregning af tørstofmængden samt doseringsmængde.

Slamvolumen Bestemmelse af det dagligt indpumpede råslamvolumen i m^3/d til blandekammeret udgør sammen med slamtørstofindholdet et mål for den i rensningsanlægget producerede slammængde. Afvigelser i den dagligt indpumpede råslammængde kan ofte henføres til unormaliteter i rensningsanlægget, eventuelt eksterne slamtilførsler såsom septiktankslam. Råslamvoluminet kan f.eks. bestemmes på basis af slampumpernes timetællere og kendskab til pumpernes kapacitet. Råslamvoluminet benyttes endvidere til bestemmelse af den dagligt behandlede tørstofmængde. Endvidere muliggøres en beregning af opnået slamvolumenreduktion ved den efterfølgende tykning.

Tørstofmængde Multiplikation af råslamvolumen (m^3/d) og råslammets tørstofkoncentration ($kg\ TS/m^3$) angiver den dagligt behandlede tørstofmængde. Herved kan doseringen i $g\ Ca(OH)_2/kg$ slamtørstof beregnes.

3.18.3.2 Kalkdosering

Maskinfunktion Kontrol af doseringsudstyr bør hyppigt gennemføres. Ligeledes checkes, at kalken virkelig fremføres til doseringspunktet i blandekammeret. Ved tørdosering vil der kunne opstå kalkafsætninger i doseringssnegl på grund af fugtindtrængning. Regelmæssige rengøringer vil reducere problemet.

Doseringsmængde Kalkmængden, som skal doseres, afhænger af dels slamtypen, dels den pH-værdi, som er nødvendig i blandekammeret for at opnå et kalkstabiliseret slam, d.v.s. et slamprodukt, hvor pH-værdien efter 14 dages lagring ikke synker under $pH = 11$. Erfaringer herfor og kontrol med den i blandekammeret opnåede pH-værdi vil hurtigt muliggøre en indstilling af doseringsmængden pr. m^3 indpumpet slam til blandekammeret. Hvis kalktilsætning foregår samtidig med indpumpningen, bør hyppigt kontrolleres, at doseringen er den tilsigtede. Ved brug af doseringssnegl kan dette bestemmes ved måling af g kalk pr. omdrejning og ved dosering af kalkmælk som ml pr. pumpe slag. Afvigelser fra normalværdier bør undersøges og kan f.eks. skyldes slitage, blokering af kalkudtag fra kalksilo, fejl i instrumenteringen. Doseringsmængden angives ofte som $g\ Ca(OH)_2$ pr. kg slamtørstof.

Eksempel:

$$\text{Råslammængde} = 10 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$\text{Tørstofindhold} = 1\% = 10 \text{ kg TS/m}^3$$

$$\text{Doseret kalkmængde} = 30 \text{ kg Ca(OH)}_2/\text{d}$$

Doseringsmængden er således:

$$\frac{30 \text{ kg Ca(OH)}_2/\text{d}}{10 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 10 \text{ kg TS/m}^3} = 300 \text{ g kalk/kg TS}$$

Kalkbeholdning

Anlæggets kalkbeholdning opgøres med jævne mellemrum. Differensen siden foregående aflæsning benyttes til overslagsmæssige beregninger af anvendte doseringsmængder.

3.18.3.3 Slamudtag fra blandekammer

Lugt

Efter at kalkindblandingen er foretaget i råslammet, opnås en stærk ammoniaklugt fra slammet.

pH

pH-værdien i den fra blandekammeret udtagne slammængde bør være så høj, at pH-værdien af slammet ved 14 dages henstand ved 20 °C ikke synker under pH = 11. Dette indebærer ofte, at det udgående slam skal have en pH-værdi på 12-12,5 for at kravet er opfyldt.

Tørstofindhold

Ved kalktilsætningen til slammet forøges slammets tørstofindhold, idet den tilsatte kalkmængde ved f.eks. tørdosering skønsomt udgør 10-30 % af slamtørstoffet.

3.18.3.4 Slamudtag fra tykner (kalkstabiliseret slam)

Lugt

Ligesom den fra blandekammeret udtagne slammængde har slamudtaget fra tykneren en stærk ammoniaklugt.

pH

Slammets pH-værdi kontrolleres jævnligt, og skal være af en sådan størrelse, at slammets pH-værdi efter 14 dages lagring ikke synker under pH = 11.

pH efter lagring i 14 døgn

Ved at måle pH-værdien i en slamprøve, som har henstået i 14 dage ved 20 °C, opnås en kontrol af, at kalkdoseringen er tilstrækkelig. Slamets pH-værdi bør efter 14 dage ikke være mindre end pH = 11. Såfremt pH er mindre end 11, bør kalkdoseringen øges, hvilket indebærer en højere pH-værdi i såvel slamudtag fra blandekammer samt slamudtag fra tykner. Henstandsfor søgene giver således information om, hvilken pH-værdi, der skal søges opnået i blandekammeret. Det skal påpeges, at såfremt pH efter 14 dages lagring synker under pH = 11, er der risiko for at pH ved yderligere lagring også bliver lavere med øget biologisk aktivitet og dårlig lugt som resultat.

Tørstofindhold

Tørstofindholdet af den kalkstabiliserede slam bør jævnligt bestemmes, idet der herved opnås et mål for tyknerens opkoncentreringsfunktion. Endvidere er tørstofindholdet af betydning, såfremt det kalkstabiliserede slam føres videre til mekanisk slamafvanding.

Slamvolumen

Det fra tykneren udtagne kalkstabiliserede slamvolumen (m^3/d) bør dagligt måles. Slamvolumen vil sammen med tørstofanalyserne give grundlag for beregning af de tørstofmængder, der f.eks. skal deponeres. Endvidere kan den ved kalkstabilisering + tykner opnåede slamvolumenreduktion beregnes.

Slamvolumenreduktion

Laboratorieundersøgelser tyder på, at kalkstabilisering især forbedrer koncentrerings egenskaberne for mekanisk-kemisk og biologisk-kemisk slam. Reduktionen af råslamvoluminet kan over en længere periode beregnes som:

$$\frac{Q_{\text{råslam}} - Q_{\text{stab.}}}{Q_{\text{råslam}}} \cdot 100 (\%)$$

hvor

$Q_{\text{råslam}}$ = gennemsnitlig behandlet råslamvolumen
(m³/d)

$Q_{\text{stab.}}$ = gennemsnitlig fortykket slamvolumen
(m³/d).

3.18.3.5 Slamvand fra tykner

Slamvandet fra tykneren ledes almindeligvis tilbage til rensningsanlægget. Denne tilbageføring af slamvand fra kalkstabiliseringsanlæg medfører ofte en række problemer, hvorfor det er vigtigt at overvåge såvel kvaliteten som kvantiteten af slamvand.

Udseende	Visuel iagttagelse af slamvandets beskaffenhed bør hyppigt udføres. Erfaringerne herfra vil supplere nogle af de nedenfor anførte parametre.
Slamvandsvolumen	Dårlig slamvandskvalitet fra kalkstabiliseringsanlæg giver let anledning til driftsproblemer i selve rensningsanlægget, hvorfor den tilbageførte slamvandsmængde bør bestemmes dagligt. Udjævning af slamvandsmængden over døgnet inden tilledning til rensningsanlægget er en god foranstaltning til eliminering af problemer som følge af slamvandspåvirkning.
pH	Slamvandet har en høj pH-værdi ligesom det kalkstabiliserede slam.
Alkalinitet	Som følge af kalktilsætning til slammet vil slamvandet fra tykneren have en høj alkalinitet, som ved tilbageføring til mekanisk-kemiske rensningsanlæg medfører et forøget kemikalieforbrug. Udligning af slamvandsmængden og kontrolleret tilførsel af slamvandet til rensningsanlægget vil mindske problemet.

Suspenderet stof Slamvandets indhold af suspenderet stof vil afhænge af tyknerens funktion og slammets koncentreringssegenskaber. Typiske stofindhold varierer fra 500 g SS/m³ til 5000 g SS/m³. Det bør tilstræbes at opnå så lavt et suspenderet stofindhold i slamvandet som muligt, idet det suspenderede stof indeholder betragtelige mængder organisk materiale og fosfor, som ved tilbageledning til rensningsanlægget medfører en kraftig merbelastning af rensningsanlægget.

BI₅, COD og total-fosfor Analyse af slamvandets indhold af BI₅, COD og total-fosfor er af interesse, hvis det ønskes klarlagt, hvilken belastning det øvrige rensningsanlæg modtager som følge af slamvandets tilbageføring. Ved lange henstandstider i tykneren vil slamvandets indhold af opløst organisk stof øges væsentligt.

3.18.4 DRIFTSPROBLEMER

Driftsproblemer ved kalkstabiliseringsanlæg knytter sig til:

- problemer med kalkdoseringsudstyret
- problemer i blandekammeret
- utilfredsstillende stabilitet af slam
- utilfredsstillende slamvandskvalitet.

3.18.4.1 Problemer med kalkdoseringsudstyr

Svigt i kalkudtag fra kalksilo

Mulige årsager

Brodannelser i kalksilo

Forslag til afhjælpning

For at få kalken til at glide langs siloens skråvægge fordres en væghældning på ca. 60°. Brodannelser kan endvidere modvirkes ved montering af slaghammer.

Kalkaflejringer på grund af fugt

Fugtproblemer (kondensproblemer) er navnlig udtalte ved en lav kalkbeholdning i kalksilo og problemet vil delvis kunne afhjælpes ved til stadighed at opretholde en stor kalkmængde i siloen. Kalkaflejringer i doseringssnegl kan modvirkes ved hyppige rengøringer.

Støvproblemer

Mulige årsager

Kalken håndteres manuelt

Forslag til afhjælpning

Komplettering af kalkdoseringssystemet, således at påfyldning af kalken kan foretages direkte fra lastbil via hurtigkobling og trykrør samt montering af støvfilter

Kalkdosering foretages som "åben dosering"

Ændring af doseringssystemet, således at kalktilsætningen til slammet foretages i et lukket system. Alternativt kan forsøges med kalktilsætning i form af kalkmælk.

3.18.4.2 Problemer i blandekammeret

Kalk/slamaflejringer i blandekammer

Mulige årsager

Effektiviteten af luftindblæsning/omrøring i blandekammer for lille

Forslag til afhjælpning

Forøg omrøringsintensiteten. Såfremt problemerne findes ved tør-dosering, kan kalkdosering forsøges som kalkmælk, f.eks. i en koncentration på 50-100 kg læsket kalk pr. m³ vand. Eventuelt kan forsøges med et lavere tørstofindhold i den indpumpede råslam.

3.18.4.3 Utilfredsstillende stabilitet af slam

Et mål for kvaliteten af kalkstabiliseret slam opnås ved måling af slammets pH-værdi efter 14 dages henstand ved 20 °C. Såfremt pH-værdien er mindre end 11, er der stor risiko for, at en yderligere lagring vil sænke pH-værdien med øget biologisk aktivitet og dårlig lugt som resultat. Nedenfor er angivet årsager til en pH-værdi < 11 efter 14 dages henstand samt forslag til afhjælpning af tilstanden.

pH < 11 efter 14 dages henstandMulige årsager

For lav kalkdosering

Forslag til afhjælpning

Forøg kalkmængden pr. kg slamtørstof, som skal behandles. Foretag herefter igen henstandsforsøg over 14 døgn og kontrollér at pH nu er ≥ 11 .

Utilstrækkelig opblanding af kalk og slam

Kontrollér opblandingsforholdene i blandekammeret. Forøg opblandings-tiden i blandekammeret og forsøg eventuelt med våddosering (kalk- mælk).

3.18.4.4 Utilfredsstillende slamvandskvalitet fra tykner

Slamvand fra kalkstabiliseringsanlæg har en høj pH-værdi og alkalinitet, hvilket ved tilbageføring til mekanisk-kemiske rensningsanlæg kan medføre et forøget kemikalieforbrug. Udligning af slamvandsmængden og kontrolleret slamvandstilførsel til rensningsanlægget vil mindske problemerne. En utilfredsstillende slamvandskvalitet kan også forekomme i form af:

- højt suspenderet stofindhold og dermed højt indhold af BI_5 og fosfor
- højt indhold af opløst organisk stof (BI_5).

Højt indhold af suspenderet stofMulige årsager

Hydraulisk overbelastning af tykner

Slam i tykner er gået i forrådnelse på grund af lav pH-værdi i det kalkstabiliserede slam

Dårlige strømningsforhold på grund af uhensigtsmæssig placering af indpumpningsrør

Dårlige strømningsforhold på grund af uensartet overløb

Forslag til afhjælpning

Tilfør råslam til tykner over et længere tidsrum. Foretag udjævning af slamvandstilførslen til det øvrige rensningsanlæg.

Forøg kalkdoseringen. Foretag udjævning af slamvandstilførslen til det øvrige rensningsanlæg

Ingen generelle råd kan gives

Justér overløbskanterne.

Højt indhold af opløst organisk stofMulige årsager

For lang slamopholdstid i tykner

For lav pH-værdi i det kalkstabiliserede slam

Behandling af externt tilkørt slam

Forslag til afhjælpning

Forøg slamudtag i form af kalkstabiliseret slam

Forøg kalkdoseringen, således at højere pH-værdi opnås

Undgå stødtilførsler af septiktankslam. Såfremt indholdet af BI₅ stadig er højt og virker forstyrrende på det øvrige rensningsanlæg, kan en udjævning over døgnet af slamvandstilbageføringen mindske problemerne.

3.19 SLAMKONDITIONERING OG AFVANDING

3.19.1 ORIENTERING

Slamkonditionering kan ske ved hjælp af kemikalier eller ved frysning. Slamkonditioneringen er en proces, hvor kemikalietilsætningen bevirker, at slammet bringes over i en tilstand (kondition), hvor det er bedre egnet til afvanding. Konditionering sker sædvanligvis i forbindelse med selve afvandingen.

Ved afvanding reduceres slamvoluminet, idet vand udskilles fra slammet. Slamvandet, også kaldet rejeckt vand, ledes tilbage til rensningsanlægget, mens det afvandede slam går til fortsat behandling eller disponering.

Beskrivelse af slamkonditionering

Slamkvalitet

Slamkonditioneringen og afvandingens succes afhænger af slamkvaliteten. Faktorer, som påvirker slamkvaliteten, er spildevandstype, rensningsmetode samt forudgående slambehandlingsprocesser. Disse er af afgørende betydning for slammet afvandingsegenskaber.

Polyelektrolytter

I dag anvendes fortrinsvis organiske polyelektrolytter til slamkonditionering. Polyelektrolytter er organiske forbindelser, med meget lange kædeformede molekyler på hvilke der sidder et stort antal ladede grupper. Hvis polyelektrolytten er positivt ladet, kaldes den en kationisk polyelektrolyt. Negativt ladede polyelektrolytter kaldes anioniske og ikke-ladede for nonioniske. Polyelektrolytters funktion er at disse binder slampartikler med modsat ladning til molekylkæden. Herved opstår flokke, og slamvandet i partiklernes omgivelser frigøres. I princippet er det slamkvaliteten, som bestemmer, hvilken ladning polyelektrolytten bør have.

Polyelektrolytter doseres som en vandig opløsning. Flokdannelse sker i et særskilt konditioneringskammer eller i forbindelse med slammets pumpning, eller i selve afvandingsenheden.

Uorganiske konditioneringsmidler

Uorganiske konditioneringsmidler anvendes først og fremmest ved afvanding med filterpresser. Almindelige kemikalier er jernforbindelser og kalk, som reducerer de elektriske kræfter mellem slampartiklerne, således at slammet danner flokke og slamvandet kan frigøres.

Frysning

Naturlig frysning af slam i slambassiner eller slambede kan anvendes i koldt vejr på små rensningsanlæg. Slamvand skilles fra slampartiklerne ved smeltning.

Beskrivelse af slamafvanding

Centrifuge

Slamafvanding med en centrifuge bygger på en accelereret bundfældning af slampartikler. Slammet samles på centrifugens inderside og skræbes med en transportsnegl kontinuert ud af centrifugen. Vandet dekanteres fra gennem en åbning i centrifugens ende, mens afvandet slam skræbes ud af centrifugens koniske ende. Ved centrifugering gennemføres konditioneringen ved, at polyelektrolytter doseres til tilløbsrøret til centrifugen eller i selve centrifugen.

Centrifugens funktion afhænger af følgende variabler:

Variabler, som kan ændres under drift	Variabler, som ikke kan ændres under drift
Slamindpumpning	Omdrejningstal for centrifuge
Dosering af polyelektrolytter	Omdrejningstal for transportsnegl
	Vandstand (d.v.s. overfaldskantens højde)

Afvanding med centrifuge foregår ved hjælp af centrifugalkraften til forskel fra øvrige mekaniske afvandingsmetoder, som er baseret på filtrering.

Sibåndspresse

Ved afvanding på sibåndspreser bliver slammet normalt konditioneret med polyelektrolytter i en særskilt konditioneringsstrømløse inden det ledes ud på et kontinuert løbende sibånd. På sibåndet afvandes slammet først ved gravitation. Nogle maskintyper har vacuumudsugning under sibåndet for at øge afvandingen. Slammet afvandes derefter yderligere ved at det udsættes for en presning mellem sibåndene. Efter afskrabning af filterkagen spules sibåndet.

Sibåndspressens funktion afhænger af følgende variabler:

Variabler, som kan ændres under drift	Variabler, som ikke kan ændres under drift
Slamindpumpning	Pressetryk
Dosering af polyelektrolytter	Sibåndstype (maskevidde, materiale)
Konditioneringsstrømløses omdrejningstal	Båndspulingsarrangement
Sibåndshastighed	
Eventuel vacuum	
Spulevandsmængde	

Filterpresse

En filterpresse baserer sig på filtrering af slam i et filterkammer under tryk. Trykket produceres af de pumper, som føder kamrene. Konditionering udføres sædvanligvis med uorganiske kemikalier ved dosering i den indgående slamstrøm. Slamvandet presses gennem filterdugen. Efter afsluttet filtrering åbnes pressen og slammet fjernes fra filterkamrene. Filterpressen er det eneste afvandingsapparat, som ikke arbejder kontinuert. Tørstofindholdet i det afvandede slam bliver ofte større end ved andre former for mekanisk afvanding.

Filterpressens funktion afhænger af følgende variabler:

Variabler som kan ændres under drift	Variabler som ikke kan ændres under drift
Dosering af kemikalier	Filterdugs kvalitet
Presningstid	
Filtreringstryk	

Naturlig tørring

Ved naturlig tørring ledes slammet ud på drænedes slambede eller i lavvandede slambassiner. Ved slambede sker afvandingen ved dræning og fordampning, ved slambassiner udelukkende ved fordampning.

Slammet konditioneres normalt ikke med kemikalier, men om vinteren kan man opnå en god konditionering, hvis slammet fryser.

På årstider med rigelig nedbør kan det være vanskeligt at opnå tilstrækkelig tørring uden overdækning.

Variabler er:

- drænsystem
- slamudpumpningsfrekvens
- slamlagets tykkelse
- tømningfrekvens

3.19.2 AKTUELLE OBSERVATIONER, MÅLINGER, ANALYSER OG BEREGNED VÆRDIER

	Observationer	Målinger og analyser	Beregne- de værdier
Ukonditioneret slam	Udseende	Slamvolumen Tørstof- indhold pH	Indgående tørstofmængde
Kemisk konditionering	Kemikalie- opløsning	Koncentration af opløsning Doserings- mængde CST	Specifik kemikalie- forbrug
Afvandingsenhed	Maskin- funktion (driftstid)	Energiforbrug Spulevands- forbrug	Afvandings- kapacitet Udskillelses- grad
Rejektvand (slamvand)	Udseende	Suspenderet stof	
Slamkage	Udseende	Tørstofindhold Afvandet slam- volumen	Afvandet slam- tørstof

3.19.3 DRIFTSOVERVAGNING

3.19.3.1 Ukonditioneret slam

Slammet kan før konditioneringen have gennemgået en tykning eller stabilisering. Denne behandling påvirker slammets kvalitet og dermed funktionen af konditionering og afvanding. Derfor bør man tilstræbe at afpasse den foregående behandling således, at slammets kvalitet bliver bedst mulig egnet til afvanding. Dette kan ske ved løbende observation af, hvorledes eventuelle ændringer i spildevandets kvalitet, spildevandets rensning og den forudgående slambehandling påvirker slammets afvandingsegenskaber.

Modtagelse af eksternt slam kan forårsage store variationer i det ukonditionerede slams kvalitet.

Udseende	Slammets udseende kontrolleres løbende. Forandringer i udseende kan tyde på forstyrrelser i de forudgående processer. Forstyrrelser som ændrer slamkvaliteten, ændrer også muligheden for tilfredsstillende slamkonditionering og afvanding. Større partikler eller sand bør ikke forekomme i slammet, da de kan forårsage forstyrrelser og slitage.
Slamvolumen	Slamvolumen må måles for at tørstofmængden, som skal konditioneres og afvandes, kan beregnes.
Tørstofindhold	Analyse af tørstofindholdet i indkommende slam er nødvendig for ud fra slamvoluminet at kunne beregne den tørstofmængde, som skal konditioneres og afvandes. Det er fordelagtigt at have ensartet tørstofindhold i slammet. Bestemmelse af suspenderet stof (SS) er i princippet at foretrække fremfor tørstofindhold, men forskellen mellem tørstof og suspenderet stof er som oftest så lille, at det ikke har nogen praktisk betydning. Se endvidere afsnit 2.4.3.
pH	Variationer i slammets pH kan forringe konditioneringen, idet mange polyelektrolytter forudsætter ensartet pH. Variationer tyder på forstyrrelser i de forudgående processer.
Indgående tørstofmængde	Den tørstomængde, $M_{TS_{ind}}$, som dagligt afvandes, må beregnes for at kunne beregne udskillesgrad og specifik kemikalieforbrug.

$$M_{TS_{ind}} = TS_{ind} \cdot Q_{ind}$$

$$M_{TS_{ind}} = \text{indgående tørstofmængde,} \\ \text{kg TS/d}$$

$$TS_{ind} = \text{tørstofindhold i slam,} \\ \text{kg/m}^3$$

$$Q_{ind} = \text{slamvolumen}$$

3.19.3.2 Kemisk konditionering

Formålet med konditionering med polyelektrolytter eller uorganiske kemikalier er at separere slampartiklerne og slamvandet. Overvågning af konditioneringen bliver derfor en kontrol af flokkuleringseffekten.

Kemikalieopløsning Opblandingen af kemikalierne kontrolleres visuelt. Hvis polyelektrolytten ikke opløses fuldstændigt i vandet, fås et øget forbrug eller en forringet afvanding. Uorganiske kemikalier bør også opløses fuldstændigt, for at forhindre tilstopning af rør, og for at skåne kemikaliepumper. Kalk skal holdes i suspension ved kontinuert omrøring.

Koncentration af opløsning Opløsningens koncentration har indflydelse på polyelektrolytforbruget. Anvendelse af lave koncentrationer af polyelektrolyt kan reducere forbruget, men kræver en meget skånsom flokkulering, for ikke at slå flokkene i stykker. Den anvendte koncentration af polyelektrolyt skal kendes, for at kunne beregne kemikalieforbruget.

- Doseringsmængde Mængden af kemikalieopløsning som doseres måles, for at kunne beregne kemikalieforbruget.
- CST CST (kapillær sugetid) er et mål for slammets afvandingsegenskaber. CST-værdien på konditioneret og flokkuleret slam er et mål for, hvor godt slammet er konditioneret. CST kan også anvendes til at undersøge forskellige polyelektrolytters evne til at modstå påvirkninger. CST-værdier lavere end 10 sek. og undersøgt med en \varnothing 18 mm cylinder antyder som oftest et godt konditioneringsresultat, forudsat at slamflokkene er tilstrækkelig store. Målingen af CST-værdier for det konditionerede slam i fuld skala er kun muligt, når det er muligt at udtage en prøve af det konditionerede slam umiddelbart før afvandingen. Bestemmelse af CST gennemføres som anført i bilag 6.
- Specifik kemikalieforbrug Kemikalieforbruget bør holdes så lavt som muligt, da kemikalieomkostningerne er store ved slamafvanding. Et højt specifikt forbrug af kemikalier kan tyde på en tiltrængt justering af afvandingen eller forudgående behandling. Specifikt forbrug af kemikalier beregnes på følgende måde:

$$P = \frac{\text{dos} \cdot C}{M_{\text{TS}}^{\text{ud}}}$$

P = specifikt kemikalieforbrug, g/kg TS

dos = kemikaliedosering, m^3/d

C = koncentration af kemikalier, g/m^3

$M_{\text{TS}}^{\text{ud}}$ = udgående slamtørstofmængde, kg/d

Eksempel:

På et rensningsanlæg forbruges på en uge i gennemsnit $5 \text{ m}^3/\text{d}$ polyelektrolytopløsning. Opløsningen var 0,1%, d.v.s. den indeholdt $1000 \text{ g}/\text{m}^3$. Indgående slamvolumen var i gennemsnit $80 \text{ m}^3/\text{d}$

med en TS-koncentration på 25 kg/m^3 (2,5%).
 Udskillelsesgraden var 93%. Hvad er det specifikke kemikalieforbrug?

Afvandet slammængde ($M_{TS_{ud}}$) =

$$80 \cdot 25 \cdot 0,93 = 1860 \text{ kg TS/d}$$

Specifik kemikalieforbrug (P) =

$$\frac{5 \cdot 1000}{1860} = 2,7 \text{ g/kg TS.}$$

3.19.3.3 Afvandingsenhed

Tilfredsstillende afvanding kan kun gennemføres med velkonditioneret slam. Ved centrifuge kræves en større flokstyrke end andre afvandingsmaskiner. Pumpning af konditioneret slam medfører ofte ødelæggelse af flokkene. I sådanne tilfælde bør man anvende polyelektrolytter, som giver en høj flokstyrke. Ligeledes kan anvendes en mere koncentreret polyelektrolytopløsning.

Maskinfunktion (driftstid)	Overvågning af afvandingsenhedens maskinelle funktion er vigtig. Maskininstallationer for de forskellige afvandingsudstyr er så forskellige, at generelle råd ikke kan gives. Man bør følge fabrikantens anvisninger.
Energiforbrug	Måling af energiforbrug er vigtigt, ud fra såvel et økonomisk som et driftsmæssigt synspunkt.
Spulevandsforbrug	Forbruget af spulevand ved sibåndspreser bør måles, da det påvirker afvandingsomkostningerne. Øget spulevandsforbrug kan også tyde på tilstopning. Kendskab til spulevandsforbruget er nødvendigt for at beregne den reelle koncentration af suspenderet stof i rejektvandet og dermed også udskillelsesgraden.

Afvandingskapacitet

Funktionen af konditionering og afvanding kontrolleres regelmæssigt ved beregning af afvandingskapaciteten. Variationer eller permanent ændring af kapacitet tyder på ændringer i slamkvalitet eller forstyrrelser ved konditioneringen eller afvandingen. Afvandingskapaciteten er den mængde uafvandet (ukonditioneret) slam som pumpes til afvandingsenheden pr. tidsenhed, og angives som m^3/h eller $kg\ TS/h$, for filterpresser dog som $kg\ TS/m^2 \cdot h$, d.v.s. pr. filterdugs areal.

Udskillelsesgrad

Udskillelsesgraden viser, hvor stor en del af slampartiklerne som bliver udskilt i form af slamkage ved afvandingen. Udskillelsesgraden bør være høj, for at undgå recirkulation af slampartikler til vandrensningsdelen. Udskillelsesgraden er forholdet mellem den afvandede slammængde og den slammængde, som tilføres afvandingsudstyret. Udskillelsesgraden, A , udtrykkes normalt i %.

$$A = \frac{M_{ud}}{M_{ind}} \cdot 100\%$$

$$A = \text{udskillelsesgrad, \%}$$

$$M_{ind} = \text{indkommende tørstofmængde } kg/d \text{ eller } kg/h$$

$$M_{ud} = \text{udgående (afvandet) slamtørstofmængde } kg/d \text{ eller } kg/h.$$

Ovenstående udtryk forudsætter volumen- og koncentrationsmålinger på ind- og udgående slam. Dette er ofte vanskeligt at opnå under normal drift, men udskillelsesgraden kan også beregnes ud fra koncentrationsmålinger alene:

$$A = \frac{TS_k(SS_{ind} - SS_r)}{SS_{ind}(TS_k - SS_r)} \cdot 100\%$$

TS_k = tørstofindhold i slamkage, %

SS_{ind} = suspenderet stof i indgående
slam, %

SS_r = suspenderet stof i rejekt, %
Udskillelsesgraden kan også over-
slagsmæssigt beregnes ud fra:

$$A = 100 \left(1 - \frac{SS_r}{SS_{ind}} \right) \%$$

SS_r = koncentration af suspenderet
stof i rejekt, kg/m^3 eller %.

SS_{ind} = koncentration af suspenderet
stof i indgående slam, kg/m^3
eller %.

Eksempel:

En centrifuge tilføres $4 m^3$ slam pr. time.

Slammet har en tørstofkoncentration på $25 kg/m^3$
(2,5%). Slamkagen har et TS-indhold på 20% og
rejektvandet et indhold af suspenderet stof på
 $2 kg/m^3$ (0,2%).

Beregn udskillelsesgraden.

$$A = \frac{20(2,5 - 0,2)}{2,5(20 - 0,2)} \cdot 100\% = 92,2\%$$

Overlagsmæssig beregning af udskillelsesgraden:

$$A = 100 \left(1 - \frac{2}{25} \right) \% = 92\%$$

3.19.3.4 Rejekt (slamvand)

Rejektvandets kvalitet bestemmer den belastning som rejekt-
vandet forårsager på spildevandsrensningen.

Udseende

Rejektvandets udseende afslører
umiddelbart om udskillelsen ved af-
vandingen er effektiv.

Suspenderet stof Suspenderet stof anvendes ved beregning af udskilleelsesgraden. Et lavt indhold af suspenderet stof i rejektvandet indikerer en god konditionering og god afvanding. Hvis spulevandet udgør en del af rejektvandet på prøveudtagningstidspunktet, må man også kende spulevandsforbruget, for at kunne beregne det reelle indhold af suspenderet stof. For filterpresser er gældende, at prøven bør repræsentere hele filtreringsperioden. Ved analyse af rejektvand bør man ikke anvende total tørstof istedet for suspenderet stof, med mindre reje tvandet er meget dårligt.

3.19.3.5 Slamkage

Slamkagen er slutproduktet fra afvandingen og bestemmer slammets transport- og disponeringsmuligheder.

Udseende En erfaren driftsoperatør kan ud fra slamkagens udseende skønne det omtrentlige tørstofindhold.

Tørstof Slamkagens tørstofkoncentration er den vigtigste analyse ved kontrol af afvandingen. Et højt TS-indhold i slamkagen er ikke altid en ubetinget fordel. Dels kan dette medføre driftsproblemer ved selve afvandingen, dels ved slammets opbevaring i slamcontainer samt ved spredning af slammet på marken. Et højt TS-indhold står ofte i et proces teknisk modsætningsforhold til det ønskelige i at have en lav koncentration af suspenderet stof i rejektvandet.

Afvandet slamvolumen Det er hensigtsmæssigt også at måle det afvandede slamvolumen af hensyn til transport- og disponeringsomkostninger.

Afvandet tørstofmængde Afvandet TS-mængde beregnes på følgende måde:

$$M_{TS_{ud}} = TS_{ud} \cdot M_{ud} \cdot \frac{1}{100}$$

$$M_{TS_{ud}} = \text{afvandet mængde tørstof,} \\ \text{kg TS/d}$$

$$M_{ud} = \text{afvandet slamvolumen, kg/d}$$

$$TS_{ud} = \text{TS-indhold i slamkagen, \%}$$

Det er imidlertid sjældent, at man har mulighed for at måle vægten af afvandet slam. Volumenet kan derimod ofte fastlægges, og hvis man kender vægtfylden, kan den afvandede slammængde beregnes på følgende måde:

$$M_{TS_{ud}} = TS_{ud} \cdot Q_{ud} \cdot \alpha \cdot \frac{1}{100}$$

$$TS_{ud} = \text{TS-indhold i slamkagen, \%}$$

$$Q = \text{afvandet slamvolumen, m}^3/\text{d}$$

$$\alpha = \text{slammets volumenvægt kg/m}^3$$

Man kan også beregne afvandet tørstofmængde ved kendskab til indgående slamtørstofmængde og udskilleelsesgraden på følgende måde:

$$M_{TS_{ud}} = M_{TS_{ind}} \cdot A \cdot \frac{1}{100}$$

$$M_{TS_{ind}} = \text{indgående slamtørstofmængde,} \\ \text{kg TS/d}$$

$$A = \text{udskilleelsesgrad, \%}$$

3.19.4 DRIFTSPROBLEMER

Driftsproblemer ved mekanisk slamafvanding kan ytre sig som følger:

- problemer med konditioneringsudstyret
- problemer med afvandingsudstyret
- utilfredsstillende slamvandskvalitet (rejektvand)
- utilfredsstillende kvalitet af det afvandede slam.

3.19.4.1 Problemer med konditioneringsudstyret

Udstyr til lagring, opløsning og dosering af konditioneringskemikalier varierer fra det ene rensningsanlæg til det andet. Det er derfor ikke muligt at give nogle generelle råd om, hvorledes driftsproblemerne skal løses. Man bør følge kemikalieleverandørens anvisninger angående lagring, opløsning og dosering af det aktuelle kemikalium. Angående håndtering af kalk, se også kapitel 3.18 "Slamstabilisering med kalk".

3.19.4.2 Problemer med afvandingsudstyret

Slamafvandingsudstyr incl. hjælpeudstyr så som slampumper, slamtransportører m.m. varierer fra anlæg til anlæg, afhængig af leverendør. Det er derfor ikke muligt at give nogle generelle råd, andet end at man bør følge leverandørens anvisninger.

3.19.4.3 Utilfredsstillende slamvandskvalitet (rejekt)

Hvad der er utilfredsstillende slamvandskvalitet kan ikke angives eksakt. Slamvandskvaliteten er utilfredsstillende når tilbageføring af slamvandet til vandbehandlingen forårsager problemer med at opretholde en ønsket afløbskvalitet. Slamvandskvaliteten kan også siges at være utilfredsstillende, hvis tilbageføringen medfører en stor intern recirkulation af slam i rensningsanlægget, da dette ofte giver en unødigt høj belastning på vand- og slambehandlingsenheder og ofte øger forbruget af konditioneringskemikalier.

En utilfredsstillende slamyandskvalitet kan vise sig ved:

- højt indhold af suspenderet stof og dermed også højt indhold af organisk stof og fosfor
- Højt indhold af opløst organisk stof.

Udover de forslag til modforholdsregler som gives nedenfor, kan man mindske forstyrrelser fra tilbageføringen af slamvand ved udjævning, således at slamvandet ledes tilbage til vandbehandlingsdelen over hele døgnet.

Højt indhold af suspenderet stof

Mulige årsager

Utilfredsstillende konditionering

Overbelastning af afvandingenheden

Maskinelle problemer

Forslag til afhjælpning

Forsøg at øge doseringen af konditioneringskemikalier. Vær opmærksom på, at en for stor dosering kan give negativt resultat.

Hvis der er store variationer i slamkvaliteten, f.eks. på grund af eksternt slam fra andre anlæg eller fra septiktanke o.l., kan det være aktuelt at skifte polymertype,

Mindsk slampumpens kapacitet. Overbelastning kan forekomme, hvis slammet har et væsentligt højere tørstofindhold end normalt.

Der kan ikke gives generelle råd. Kontakt maskinleverandøren.

Højt indhold af opløst organisk stof

Mulige årsager

Slammet har for lang opholdstid uden lufttilførsel i slamtykner, slamsilo etc.

Forslag til afhjælpning

Intensivér afvandingen, således at slammet ikke når at blive gammelt. Denne forholdsregel vil også kunne reducere kemikalieforbruget ved konditioneringen.

Tilførsel af slam fra septiktanke o.l.

Forsøg at planlægge tilførslen af slam fra externe bundfældnings-tanke, således at man undgår store mængder over et kort tidsrum.

3.19.4.4 Utilfredsstillende kvalitet af afvandet slam

Ofte tilstræbes et højt tørstofindhold i det afvandede slam. Når afvandingen drives sådan at man får et højt tørstofindhold, går dette ofte ud over slamvandets kvalitet. Hvad der er et passende tørstofindhold i det afvandede slam bør derfor baseres på en afvejning af de eventuelle forstyrrelser i vandbehandlingen contra ønsket om et højt tørstofindhold.

Et lavere tørstofindhold end normalt behøver ikke at indebære et egentligt driftsproblem. Det er først når tørstofindholdet bliver så lavt, at der opstår problemer med slamhåndteringen i transportører og beholdere eller ved deponeringen, at man kan tale om driftsproblemer. Problemer med at opnå et acceptabelt tørstofindhold kan oftest henvises til en fejlagtig konditionering (se afsnit 3.19.4.3).

Hvis tørstofindholdet skulle blive højere end ønskeligt, kan dette let korrigeres ved at ændre på afvandingens driftsbetingelser.

BILAG 1

BESTEMMELSE AF BUNDFÆLDELIGT STOF

Materiale

Et liter spidsglas eller plastcylinder, såkaldt Imhoffglas.

Stativ.

Udførelse

Ryst prøveflasken godt og fyld spidsglasset til 1 litermærket. Lad spidsglasset stå i 1 3/4 time. Drej derefter glasset hurtigt en kvart omgang, således at materiale, som er fæstnet til spidsglassets vægge løsnes, og kan bundfælde.

Efter yderligere 15 min., d.v.s. efter en total henstandstid på 2 timer, aflæses hvor mange ml slam som findes i spidsglassets bund.

Resultatet angives som ml bundfældeligt stof pr. liter spildevand.

BILAG 2

BESTEMMELSE AF SLAMVOLUMEN

Materiale

1 evt. 2 stk. 1000 ml måleglas (cylinderglas), lav model.

Udførelse

Ryst prøveflasken godt og fyld måleglasset til 1000 ml-mærket. Lad cylinderen stå i 30 min. Aflæs derefter, hvor mange ml slam, som findes i cylinderen.

Dette er slamvolumen efter $\frac{1}{2}$ h og opgives i ml slam/l.

BILAG 3

BESTEMMELSE AF SIGTEDYBDE

Materiale

Rund hvidmalet skive på 20-30 cm diameter. Skiven skal i centrum være fastgjort til et mindst 4 m langt vandfast tov eller en stang, som skal have markeringer med 10 cm's mellemrum.

Udførelse

Sæk langsomt sigteskiven ned i bundfældningstanken. Notér den dybde, hvor skiven kun netop kan skelnes. Sæk derefter skiven yderligere nogle dm. Træk skiven langsomt op indtil den igen kan skelnes. Aflæs denne dybde. Sigtedybden er middelværdien af de to aflæste dybder.

I bundfældningstanke for aktivt slam hænder det, at skiven kan skelnes tydeligt, men så pludselig forsvinder. Dette skyldes, at skiven er nået ned i slammet. Den aflæste sigtedybde er da lavere end den reelle, og dette forhold bør derfor noteres i forbindelse med journalføringen.

BILAG 4

BESTEMMELSE AF ILTOPTAGELSESHASTIGHED

Materiale

1 liter plastflaske
250 ml konisk kolbe
Magnetomrører med magnetstav
Iltmåler evt. med skriver

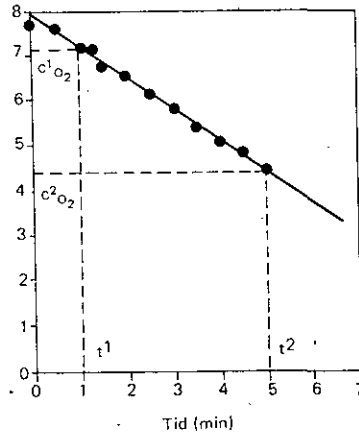
Iltmålerens elektrode skal være indsat i en gummiprop, som passer til halsen på den koniske kolbe. Proppen bør også være forsynet med et ekstra hul ϕ 2 mm.

Udførelse

Udtag ca. 500 ml slamprøve i en 1 liter plastflaske. Sæt proppen på og ryst kraftigt i ca. $\frac{1}{2}$ min. Fyld derefter den koniske kolbe helt med slammet. I den koniske kolbe skal der være en magnetstav. Sæt proppen med iltelektroden på, således at der ingen luftbobler er tilbage i kolben. Sæt kolben på magnetomrøreren og start denne. Efter ca. 1 min. aflæses iltkoncentrationen og herefter aflæses igen hvert 30. sek. i mindst 3 minutter. (Alternativt kan man have en skriver koblet til iltmåleren). Det er vigtigt, at man arbejder hurtigt, således at prøvens temperatur ikke når at forandre sig.

Optegn måleværdierne som funktion af tiden, jfr. fig. 38.

Målepunkterne plejer da at ligge på eller tæt på en ret linie. Man tegner nu den rette linie, som ligger nærmest punkterne. Iltoptagelsehastigheden kan nu beregnes ud fra liniens hældning.



Figur 38: Eksempel på bestemmelse af iltoptagelsehastighed.

I eksemplet på fig. 38 er iltoptagelsehastigheden:

$$\frac{c_{O_2}^1 - c_{O_2}^2}{t_2 - t_1} = \frac{7,1 - 4,4}{5 - 1} = 0,68 \text{ mg } O_2 / l \cdot \text{min} =$$

$$41 \text{ g } O_2 / m^3 \cdot h.$$

Iltoptagelsehastigheden er afhængig af slamkoncentrationen i prøven.

Den specifikke iltoptagelsehastighed angives som $\text{g } O_2 / \text{kg SS} \cdot h$.

Hvis prøvens indhold af suspenderet stof i eksemplet var $2700 \text{ g}/m^3 = 2,7 \text{ kg}/m^3$, så bliver den specifikke iltoptagelsehastighed $\frac{41}{2,7} = 15 \text{ g } O_2 / \text{kg SS} \cdot h$.

I forbindelse med aerob slamstabilisering angives slammets specifikke iltoptagelsehastighed pr. kg organisk stof i slammet. Hvis i dette eksempel suspenderet stofs glødetab (SSGT) er 75% af SS, så bliver den specifikke iltoptagelsehastighed:

$$\frac{41}{2,7 \cdot 0,75} = 20 \text{ g } O_2 / \text{kg SSGT} \cdot h.$$

BILAG 5

BESTEMMELSE AF FLYGTIGE SYRER

Materiale

Reagensglas ca. 125 x ϕ 15, pipetter, burette 25 ml eller målepipette, vandbad med reagensglasstativ, måleglas af størrelsen 1 liter og 25 ml. Sprøjteflaske med destil. vand. Spektrofotometer eller komparator.

Reagenser

Fortyndet svovlsyre 1 + 1

Natriumhydroxid 4,5 M

Surt etylenglykol reagens: Bland 30 ml etylenglykol med 4 ml svovlsyre (1+1). Denne reagens skal fremstilles hver dag. Hvis blindprøven overstiger 200 mg/l flygtige syrer må der indkøbes ny etylenglykol.

Hydroxylaminsulfatopløsning, 100 g/l.

Hydroxylaminreagens: bland 20 ml 4,5 M natriumhydroxid med 5 ml hydroxylaminsulfatopløsning umiddelbart før brug.

Sur jern (II) klorid reagens: opløs 20 g $\text{FeCl}_3 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$ i 500 ml vand. Tilsæt 20,0 ml koncentreret svovlsyre (densitet 1,84) og fortynd med 1 liter destil. vand.

Eddikesyreopløsning, 10000 mg/l: fortynd 9,53 ml konc. eddikesyre (såkaldt iseddike) til 1 liter med destil. vand. Denne opløsning fortyndes til passende koncentration til fremstilling af kalibreringskurve.

Princip

Flygtige syrer kan bestemmes med gaschromatografi eller ved vanddampdestillation og titrering af destillat. Den gaschromatografiske metode kræver en gaschromatograf, som normalt ikke findes på rensningsanlægget. Vanddampdestillation er relativt kompliceret for ikke laboratorieuddannet personale. Den metode som beskrives her er baseret på, at de flygtige syrer reagerer med glykol og

danner såkaldte estere. De dannede estere reagerer derefter med hydroxylamin og danner hydroxamidsyre, som giver et purpurfarvet jernkomplex. Selv denne metode er relativt kompliceret for ikke laboratorieuddannet personale, men er alligevel den enkleste.

Udførelse

Rens prøven for groft partikulært og kolloid materiale ved filtrering. Til tider får man tilstrækkelig klar prøve ved centrifugering.

Overfør 0,50 ml filtreret prøve i et reagensglas. Tilsæt 1,7 ml sur etylenglykolreagens med en burette og bland omhyggeligt (alternativt kan man tilsætte 1,5 ml etylenglykol og 0,2 ml fortyndet svovlsyre). Opvarm i kogende vandbad i 3 min. (Undgå direkte kontakt med eventuelt varmeelement i vandbadet). Afkøl umiddelbart derefter prøverøret i koldt vand. Tilsæt 2,5 ml hydroxylaminreagens (alternativt kan man tilsætte 0,5 ml hydroxylammoniumsulfatopløsning + 2,0 ml 4,5 M natriumhydroxidopløsning) og bland. Hvis koncentrationen af flygtige syrer forventes at overstige 5000 mg/l - må man lade den stå 1 minut. Afmål 10 ml surt jern (III)kloridreagens i en 25 ml målekolbe og tilsæt opløsningen fra reagensglasset. Skyl reagensglasset med lidt destil. vand og hæld det over i måleglasset. (Blandingens pH skal nu være $1,6 \pm 0,1$). Fyld destil. vand på til mærket på målekolben og ryst kolben kraftigt. Lad kolben stå i 5 min. uden prop så alle gasbobler kan forsvinde. Bestem ekstinktionen i et spektrofotometer ved 500 nm mod en blindprøve på 0,5 ml destil. vand. Pas på at ingen gasbobler findes i kuvetterne. Målingen skal foretages indenfor 1 time. Farvemålingen kan også udføres med komparator.

En kalibreringskurve optegnes ved ud fra eddikesyreopløsningen at fremstille prøver med forskellige kendte koncentrationer af eddikesyre.

Indholdet af flygtige syrer udtrykkes som mekv/l.

Reference: Department of the Environment: Analysis of Raw, Potable and Waste Waters. Her Majesty's Stationary Office, London 1972.

BILAG 6

BESTEMMELSE AF KAPILLÆR SUGETID (CST)

Materiale

CST-apparat (fabrikeres af Triton Electronics Ltd., Dunmow, Essex, England) med tilhørende filterpapir.

Måleprincip

CST-apparatet består af to dele, filtreringsenheden og en automatisk tidsregistrering. Filterenheden udgøres af et 70 x 90 mm filterpapir placeret mellem to plexiglasskiver. I den øverste skive findes et hul og i dette indpasses en stålcyllinder, som er 25 mm høj og med 18 mm som indre diameter. Den øverste skive hviler på 5 rustfrie stålspidser, således at den går fri af papiret. Rundt om hullet findes to koncentriske cirkler. Når en slamprøve hældes i cylinderen, suges vand fra slammets ud i filterpapiret. Når vandfronten når den indre cirkel, starter uret og når det når den ydre cirkel, stopper det. Tiden mellem start og stop er den kapillære sugetid, CST.

Udførelse

En repræsentativ slamprøve udtages. Eventuelle større partikler borttages. 250 ml af prøven hældes i et 500 ml bæger. Den ønskede mængde af det konditioneringsmiddel som skal undersøges, tilsættes. Koncentrationen af konditioneringsmiddel skal være den samme, som er aktuel ved anvendelsen i rensningsanlægget. Slamprøver med tilsat konditioneringsmiddel blandes ved at hældes 4 gange frem og tilbage mellem 2 stk. 500 ml bægerglas. Stålcyllinderen fyldes derefter med slamprøven og CST aflæses.

Hvis CST er kort er det ofte fordelagtigt at anvende en stålcyllinder med 10 mm diameter istedet for 18 mm.

Der findes en mere omhyggelig metode til CST-målinger hvor bl. a. omrøringen af slamprøven til CST-måling er nøje kontrolleret. Se referencen nedenfor.

Reference

Paulsrud, B.: Metode til måling af slams kondisjonerbarhet. NTNFS Utvalg for drift av renseanlegg. Projektrapport nr. 5. Oslo 1977.

DETALJERET INDHOLDSFORTEGNELSE

	s i d e
1. INDLEDNING	2
1.1 <u>BAGGRUND</u>	2
1.2 <u>FORMAL</u>	2
2. PRØVETAGNING, MÅLINGER OG ANALYSER PÅ RENSNINGSANLÆG	
2.1 <u>PRØVETAGNING PÅ SPILDEVAND</u>	6
2.1.1 PRØVETAGNINGSPRINCIPPER	6
2.1.2 PRØVETAGNINGSTEDET	9
2.1.3 PRØVETAGNINGS- OG MÅLEFREKVENSER	9
2.1.4 PRØVETAGNINGSMETODER	10
2.1.5 KONSERVING AF VANDPRØVER, MÆRKNING AF PRØVE- FLASKER	12
2.2 <u>PRØVETAGNING PÅ SLAMSTRØMME</u>	13
2.2.1 SLAM I LUFTNINGSTANKE	13
2.2.2 RETURSLAM	14
2.2.3 OVERSKUDSSLAM OG KEMISK SLAM	14
2.3 <u>FLOWMÅLING</u>	14
2.4 <u>MÅLINGER OG ANALYSER VED OVERVAGNING AF RENSNINGSANLÆG</u>	17
2.4.1 TØRSTOF (TS)	17
2.4.2 TØRSTOF-GLØDETAB (GT) OG TØRSTOF-GLØDEREST (GR)	18
2.4.3 SUSPENDEREDE STOFFER (SS)	18
2.4.4 <u>SUSPENDEREDE STOFFERS GLØDETAB (SSGT) OG GLØDEREST</u>	20
2.4.5 OPLØSTE STOFFER (OS)	20
2.4.6 OPLØSTE STOFFERS GLØDEREST (OSGR) OG GLØDETAB (OSGT)	20
2.4.7 BUNDFÆLDELIGT STOF	21
2.4.8 SLAMVOLUMEN (SV)	21
2.4.9 SIGTETYBDE	21
2.4.10 KONDUKTIVITET	22
2.4.11 TURBIDITET	22
2.4.12 pH-VÆRDI	23
2.4.13 ALKALINITET	23
2.4.14 ILT	24
2.4.15 ILTOPTAGELSESHASTIGHED	24
2.4.16 BIOKEMISK ILTFORBRUG (BI ₅)	25
2.4.17 KEMISK ILTFORBRUG (COD)	27
2.4.18 ØVRIGE PARAMETRE FOR ORGANISK MATERIALE	28
2.4.19 TOTAL-FOSFOR (Tot-P)	29
2.4.20 FOSFAT-FOSFOR (PO ₄ -P)	29
2.4.21 TOTAL-KVÆLSTOF (Tot-N)	29
2.4.22 KJELDAHL-KVÆLSTOF (Kjeldahl-N)	30
2.4.23 AMMONIAK-KVÆLSTOF (NH ₃ -N)	30
2.4.24 NITRIT-KVÆLSTOF (NO ₂ -N)	31
2.4.25 NITRAT-KVÆLSTOF (NO ₃ -N)	32
2.4.26 FLYGTIGE SYRER (FS)	32
2.4.27 CST	33

2.5	<u>MÅLEUDSTYR TIL KONTINUERT OVERVAGNING</u>	
	<u>AF RENSNINGSANLÆG</u>	34
2.5.1	pH	34
2.5.2	ILT	34
2.5.3	TEMPERATUR	35
2.5.4	TURBIDITET	35
2.5.5	KEMISK ILTFORBRUG (COD)	35
3.	<u>OVERVAGNING OG STYRING AF RENSNINGSANLÆG</u>	36
3.1	<u>RASPILDEVAND</u>	36
3.1.1	ORIENTERING	36
3.1.2	AKTUELLE OBSERVATIONER, MALINGER OG ANALYSER	37
3.1.3	DRIFTSOVERVAGNING	37
3.2	<u>PUMPESTATIONER</u>	43
3.2.1	ORIENTERING	43
3.2.2	DRIFTSOVERVAGNING	43
3.2.3	DRIFTSPROBLEMER	45
3.3	<u>RISTE</u>	46
3.3.1	ORIENTERING	46
3.3.2	DRIFTSOVERVAGNING	47
3.3.3	DRIFTSPROBLEMER	47
3.4	<u>SIER</u>	48
3.4.1	ORIENTERING	48
3.4.2	DRIFTSOVERVAGNING	48
3.4.3	DRIFTSPROBLEMER	50
3.5	<u>LUFTNING</u>	51
3.5.1	ORIENTERING	51
3.5.2	AKTUELLE OBSERVATIONER OG MALINGER	52
3.5.3	DRIFTSOVERVAGNING	53
3.5.3.1	Indsugningsanordninger for luft	53
3.5.3.2	Luftfilter	53
3.5.3.3	Kapsel- og centrifugalblæsere	53
3.5.3.4	El-motorer til centrifugal- og kapselblæsere	55
3.5.3.5	Luftningsbassiner	55
3.5.3.6	Blæserrum og rørsystem	55
3.5.4	DRIFTSPROBLEMER	56
3.5.4.1	Ujævn luftfordeling	56
3.5.4.2	Tilstopning af beluftere	58
3.5.4.3	Uensartet ilttilførsel	59
3.5.4.4	Utilstrækkelig omrøring	60
3.6	<u>SAND- OG FEDTFANG</u>	60
3.6.1	ORIENTERING	60
3.6.2	DRIFTSOVERVAGNING	61
3.6.3	DRIFTSPROBLEMER	61
3.6.3.1	Dårlig sandudskillelse	61
3.6.3.2	Sandet indeholder for meget slam	62
3.6.3.3	Dårlig fedtudskillelse	62

3.7	FORKLARINGSTANK	63
3.7.1	ORIENTERING	63
3.7.2	AKTUELLE OBSERVATIONER, MALINGER, ANALYSER OG BEREGNEDE VÆRDIER	63
3.7.3	DRIFTSOVERVAGNING	64
3.7.3.1	Tilløb til forklaringstank	64
3.7.3.2	Forklaringstank	64
3.7.3.3	Afløb fra forklaringstank	65
3.7.4	DRIFTSPROBLEMER	66
3.7.4.1	Problemer med forklaringstank	66
3.7.4.2	Utilfredsstillende rensning	68
3.8	<u>BASSINANLÆG</u>	69
3.8.1	ORIENTERING	69
3.8.2	AKTUELLE OBSERVATIONER, MALINGER, ANALYSER OG BEREGNEDE VÆRDIER	70
3.8.3	DRIFTSOVERVAGNING	72
3.8.3.1	Indløbsvand til bassinanlæg	71
3.8.3.2	Bassiner	72
3.8.3.3	Afløb fra bassiner	76
3.8.4	DRIFTSPROBLEMER	77
3.8.4.1	Problemer med bassinanlæg	77
3.8.4.2	Utilfredsstillende rensning	79
3.9	<u>BIOLOGISK FILTERANLÆG (RISLEFILTER)</u>	80
3.9.1	ORIENTERING	80
3.9.2	AKTUELLE OBSERVATIONER, MALINGER, ANALYSER OG BEREGNEDE VÆRDIER	81
3.9.3	DRIFTSOVERVAGNING	82
3.9.3.1	Tilløbsvand til biologisk filter	82
3.9.3.2	Biologisk filter (rislefilter)	84
3.9.3.3	Afløb fra biologisk filter	87
3.9.3.4	Bundfældningstank	87
3.9.3.5	Afløb fra bundfældningstank	88
3.9.4	DRIFTSPROBLEMER	91
3.9.4.1	Problemer med biologiske filtre	91
3.9.4.2	Problemer med bundfældningstank	93
3.9.4.3	Utilfredsstillende rensning	94
3.10	<u>ROTARENDE SKIVEFILTER</u>	97
3.10.1	ORIENTERING	97
3.10.2	AKTUELLE OBSERVATIONER, MALINGER, ANALYSER OG BEREGNEDE VÆRDIER	99
3.10.3	DRIFTSOVERVAGNING	100
3.10.3.1	Tilløb til biorotorer	100
3.10.3.2	Biorotorer	102
3.10.3.3	Bundfældningstank	104
3.10.3.4	Afløb fra bundfældningstank	106
3.10.4	DRIFTSPROBLEMER	108
3.10.4.1	Problemer med biorotoren	109
3.10.4.2	Problemer med bundfældningstank	110
3.11	<u>AKTIV-SLAM ANLÆG</u>	113
3.11.1	ORIENTERING	113
3.11.2	AKTUELLE OBSERVATIONER, MALINGER, ANALYSER OG BEREGNEDE VÆRDIER	117
3.11.3	DRIFTSOVERVAGNING	118
3.11.3.1	Tilløb til luftningstank	118
3.11.3.2	Luftningstank	119
3.11.3.3	Efterklaringstank	128
3.11.3.4	Returslam	133

3.11.3.5	Overskudsslam	136
3.11.3.6	Afløb fra efterklaringstank	139
3.11.4	DRIFTSPROBLEMER	142
3.11.4.1	Driftsproblemer i luftningstanke	142
3.11.4.2	Driftsproblemer med luftningssystem	144
3.11.4.3	Fremkomst af "let slam"	144
3.11.4.4	Driftsproblemer i bundfældningstanke	147
3.11.4.5	Utilfredsstillende rensning	148
3.12	AKTIV-SLAM ANLÆG MED SIMULTANFÆLDNING	153
3.12.1	ORIENTERING	153
3.12.2	AKTUELLE VÆRDIER, MÅLINGER, ANALYSER OG BEREGNEDE VÆRDIER	154
3.12.3	DRIFTSOVERVAGNING	155
3.12.3.1	Tilløbsvand til luftningstank	155
3.12.3.2	Doseringsanlæg	155
3.12.3.3	Luftningstanke	158
3.12.4	DRIFTSPROBLEMER	160
3.13	<u>KEMISKE FÆLDNINGSANLÆG</u>	161
3.13.1	ORIENTERING	161
3.13.2	AKTUELLE OBSERVATIONER, MÅLINGER, ANALYSER OG BEREGNEDE VÆRDIER	164
3.13.3	DRIFTSOVERVAGNING	165
3.13.3.1	Tilløb til fældningsanlæg	165
3.13.3.2	Dosering af fældningskemikalier	167
3.13.3.3	Flokkuleringsbassin	176
3.13.3.4	Bundfældningstank	179
3.13.3.5	Flotationsbassin	181
3.13.3.6	Afløb fra fældningsanlæg	182
3.13.4	DRIFTSPROBLEMER	186
3.13.4.1	Problemer med flokkuleringsbassiner	186
3.13.4.2	Problemer med bundfældningstanke	187
3.13.4.3	Problemer med flotationsbassiner	189
3.13.4.4	Utilfredsstillende rensning	190
3.14	<u>KLORING</u>	196
3.14.1	ORIENTERING	196
3.14.2	DRIFTSOVERVAGNING	197
3.14.3	DRIFTSPROBLEMER	197
3.15	<u>SLAMTYKNER</u>	199
3.15.1	ORIENTERING	199
3.15.2	AKTUELLE OBSERVATIONER, MÅLINGER, ANALYSER OG BEREGNEDE VÆRDIER	200
3.15.3	DRIFTSOVERVAGNING	200
3.15.3.1	Indpumpet slam	200
3.15.3.2	Slamtykner	202
3.15.3.3	Slamudtag fra tykner	204
3.15.3.4	Slamvand fra tykner	207
3.15.4	DRIFTSPROBLEMER	208
3.15.4.1	Problemer i slamtykner	208
3.15.4.2	Utilfredsstillende kvalitet af slamvand	209
3.15.4.3	Utilfredsstillende kvalitet af slamudtag	210
3.16	<u>ANAEROB SLAMSTABILISERING (RADNETANK)</u>	211
3.16.1	ORIENTERING	211
3.16.2	AKTUELLE OBSERVATIONER, MÅLINGER, ANALYSER SAMT BEREGNEDE VÆRDIER	216
3.16.3	DRIFTSOVERVAGNING	217
3.16.3.1	Råslam	217

3.16.3.2	Rådnetank	219
3.16.3.3	Gas	224
3.16.3.4	Udrådnet slam	227
3.16.3.5	Slamvand	228
3.16.4	DRIFTSPROBLEMER	230
3.16.4.1	Driftsproblemer i rådnetank	230
3.16.4.2	Utilfredsstillende slamudrådning	231
3.16.4.3	Utilfredsstillende slamvandskvalitet	236
3.17	<u>AEROB SLAMSTABILISERING</u>	238
3.17.1	ORIENTERING	238
3.17.2	AKTUELLE OBSERVATIONER, MÅLINGER, ANALYSER OG BEREGNEDE VÆRDIER	242
3.17.3	DRIFTSOVERVAGNING	243
3.17.3.1	Råslam	243
3.17.3.2	Stabiliseringstank	244
3.17.3.3	Stabiliseret slam	247
3.17.3.4	Slamvand	248
3.17.4	DRIFTSPROBLEMER	249
3.17.4.1	Driftsproblemer i stabiliseringstanke	250
3.17.4.2	Utilfredsstillende stabilitet af udtaget slam	252
3.17.4.3	Utilfredsstillende slamkvalitet	252
3.18	SLAMSTABILISERING MED KALK	254
3.18.1	ORIENTERING	254
3.18.2	AKTUELLE OBSERVATIONER, MÅLINGER, ANALYSER OG BEREGNEDE VÆRDIER	256
3.18.3	DRIFTSOVERVAGNING	257
3.18.3.1	Råslam	257
3.18.3.2	Kalkdosering	258
3.18.3.3	Slamudtag fra blandekammer	259
3.18.3.4	Slamudtag fra tykner (kalkstabiliseret slam)	259
3.18.3.5	Slamvand fra tykner	261
3.18.4	DRIFTSPROBLEMER	262
3.18.4.1	Problemer med kalkdoseringsudstyr	262
3.18.4.2	Problemer i blandekammeret	263
3.18.4.3	Utilfredsstillende stabilitet af slam	264
3.18.4.4	Utilfredsstillende slamvandskvalitet fra tykner	264
3.19	<u>SLAMKONDITIONERING OG AFVANDING</u>	266
3.19.1	ORIENTERING	266
3.19.2	AKTUELLE OBSERVATIONER, MÅLINGER, ANALYSER OG BEREGNEDE VÆRDIER	270
3.19.3	DRIFTSOVERVAGNING	270
3.19.3.1	Ukonditioneret slam	270
3.19.3.2	Kemisk konditionering	272
3.19.3.3	Afvandingsenhed	274
3.19.3.4	Rejekt (slamvand)	276
3.19.4	DRIFTSPROBLEMER	279
3.19.4.1	Problemer med konditioneringsudstyret	279
3.19.4.2	Problemer med afvandingsudstyret	279
3.19.4.3	Utilfredsstillende slamvandskvalitet (rejekt)	279
3.19.4.4	Utilfredsstillende kvalitet af afvandet slam	281

ISBN 87-503-4406-0
Stougaard Jensen/København
Fu 00-199
Pris kr. 60,00 i.m.