

Drift af renseanlæg

Mogens Henze, Gert Petersen, Gert Holm Kristensen og Benny Höök

Drift af renseanlæg

Teknik

3. udgave

Mogens Henze, Gert Petersen, Gert Holm Kristensen og Benny Höök

Drift af renseanlæg

Teknik

3. udgave

Drift af renseanlæg - Teknik

© COK – Center for Offentlig Kompetenceudvikling, august 2010

3. udgave, 1. oplag 2010

Bogen er udarbejdet af Mogens Henze, Gert Petersen, Gert Holm Kristensen og Benny Höök

Forlagsredaktion: Lone Kjær Knudsen

Produktion:

Kommuneforlaget A/S

Weidekampsgade 10

2300 København S

ISBN: 978-87-7848-977-7-pdf

Mekanisk, fotografisk eller anden gengivelse eller mangfoldiggørelse af denne bog eller dele heraf er uden Kommuneforlagets skriftlige samtykke ikke tilladt ifølge gældende dansk lov om ophavsret. Undtaget herfra er korte uddrag til brug i anmeldelser.

Indhold

1	Rensningsanlæg	8
2	Prøvetagning, målinger og analyser på rensningsanlæg	16
	2.1 ... Prøvetagning på spildevand	16
	2.2 ... Prøvetagning på slamstrømme	22
	2.3 ... Flowmåling	23
	2.4 ... Målinger og analyser ved overvågning af rensningsanlæg	24
	2.5 ... Måleudstyr til kontinuert overvågning af renseanlæg	35
	2.5.1Kontinuert måleudstyr, orientering	35
	2.5.2Kontinuert måleudstyr, driftsovervågning	36
	2.6 ... Kontinuert måleudstyr, processtyring og -regulering	40
3	Tilløb til rensningsanlæg	42
	3.1 ... Råspildevand, orientering	42
	3.2 ... Råspildevand, driftsovervågning	46
	3.3 ... Interne vand- og stofstrømme	50
4	Ledningsnet og pumpestationer	53
	4.1 ... Ledningsanlæg, orientering	53
	4.2 ... Pumpestationer - generel beskrivelse	60
	4.3 ... Driftsovervågning	62
	4.4 ... Driftsproblemer	63
	4.5 ... Lokal afledning og håndtering af regnvand	64
5	Mekanisk rensning	67
	5.1 ... Riste	67
	5.1.1Riste, orientering	67
	5.1.2Riste, driftsovervågning	68
	5.1.3Riste, driftsproblemer	69
	5.2 ... Sier	70
	5.2.1Sier, orientering	70
	5.2.2Sier, driftsovervågning	70
	5.2.3Sier, driftsproblemer	71
	5.3 ... Sand- og fedtfang	72
	5.3.1Sand- og fedtfang, orientering	72
	5.3.2Sand- og fedtfang, driftsovervågning	73
	5.3.3Sand- og fedtfang, driftsproblemer	74
	5.4 ... Luftning, orientering	75
	5.4.1Luftning, driftsovervågning.	
	Indsugningsanordninger for luft	76
	5.4.2Luftning, driftsproblemer	79
	5.5 ... Forklaringstank	82
	5.5.1Forklaringstank, orientering	82
	5.5.2Forklaringstanke, driftsovervågning	84
	5.5.3Forklaringstanke, driftsproblemer	86
6	Aktiv-slamanlæg	88
	6.1 ... Aktiv-slamanlæg, orientering	88
	6.1.1Aktiv-slamanlæg til fjernelse af organisk stof	88
	6.1.2Aktiv-slamanlæg til nitrifikation	92
	6.1.3Aktiv-slamanlæg til nitrifikation og denitrifikation	93
	6.1.4Aktiv-slamanlæg med biologisk fosforfjernelse og nitrifikation-denitrifikation	98
	6.1.5Aktiv-slamanlæg med simultanfældning	100
	6.1.6Hydrolyseanlæg	101
	6.1.7Lugtfjernelse	101
	6.2 ... Aktuelle observationer, målinger, analyser og beregnede værdier i aktiv-slamanlæg	102
	6.2.1Tilløb til luftningstank	103

Drift af renseanlæg

	6.2.2Luftningstank.....	104
	6.2.3Efterklaringstank.....	110
	6.2.4Returslam.....	113
	6.2.5Overskudsslam.....	114
	6.2.6Afløb fra efterklaringstank.....	115
	6.2.7Doseringsanlæg.....	117
	6.3	... Driftsproblemer i aktiv-slamtanke til fjernelse af organisk stof	119
	6.3.1Driftsproblemer i luftningstanke.....	119
	6.3.2Driftsproblemer i bundfældningstanke.....	123
	6.3.3Utilfredsstillende rensning.....	124
	6.4	... Driftsproblemer i aktiv-slamtanke med nitrifikation.....	129
	6.4.1Driftsproblemer i aktiv-slamtanke med nitrifikation.....	129
	6.4.2Driftsproblemer i bundfældningstanke i nitrificerende anlæg.....	130
	6.4.3Utilfredsstillende rensning i nitrificerende anlæg.....	130
	6.5	... Driftsproblemer i aktiv-slamtanke med denitrifikation.....	133
	6.5.1Driftsproblemer i aktiv-slamtanke med denitrifikation.....	133
	6.5.2Driftsproblemer i bundfældningstanke i denitrificerende anlæg.....	133
	6.5.3Utilfredsstillende rensning i denitrificerende anlæg.....	133
	6.6	... Driftsproblemer i anlæg med biologisk fosforfjernelse.....	136
	6.6.1Utilfredsstillende rensning i aktiv-slamtanke med biologisk fosforfjernelse.....	136
	6.7	... Driftsproblemer i anlæg med simultanfældning.....	139
	6.7.1Utilfredsstillende rensning i simultanfældningsanlæg.....	139
	6.8	... Driftsproblemer i anlæg med biologisk hydrolyse.....	140
	6.8.1Utilfredsstillende funktion i hydrolyseprocessen.....	140
7		Biologiske filtre.....	142
	7.1	... Biologiske filteranlæg, generel orientering.....	142
	7.2	... Rislefiltre.....	142
	7.3	... Dykkede biologiske filtre.....	143
	7.3.1Dykkede filtre, orientering.....	143
	7.3.2Dykkede filtre til nitrifikation.....	144
	7.3.3Dykkede filtre til kvælstoffjernelse.....	146
	7.3.4Dykkede filtre, driftsovervågning.....	148
	7.3.5Dykkede biologiske filtre, driftsproblemer.....	154
	7.4	... Roterende skivefilter.....	156
	7.4.1Roterende skivefiltre, driftsovervågning.....	157
8		For- og efterfældning.....	158
	8.1	... For- og efterfældningsanlæg, orientering.....	158
	8.2	... Fældningsanlæg, driftsovervågning.....	160
	8.3	... Forfældning, driftsproblemer.....	172
	8.4	... Efterfældningsanlæg, driftsproblemer.....	174
9		Filtreringsanlæg.....	178
	9.1	... Filtreringsanlæg.....	178
	9.1.1Sandfiltre.....	178
	9.1.2Filtreringsanlæg, driftsovervågning.....	181
	9.1.3Filtreringsanlæg, driftsproblemer.....	182
	9.2	... Kontaktfiltreringsanlæg.....	183
	9.2.1Kontaktfiltreringsanlæg, orientering.....	183
	9.2.2Kontaktfiltreringsanlæg, driftsovervågning.....	183
	9.2.3Kontaktfiltreringsanlæg, driftsproblemer.....	184
	9.3	... Microstrainere.....	185
	9.3.1Microstrainere, driftsovervågning.....	187
	9.3.2Microstrainere, driftsproblemer.....	187
10		Lavteknologiske rensningsanlæg.....	188
	10.1	... Rodzoneanlæg.....	188
	10.1.1	... Orientering.....	188
	10.1.2	... Driftsovervågning.....	191

Drift af renseanlæg

	10.1.3 ...Driftsproblemer	194
	10.2. Biologiske sandfiltre	196
	10.2.1 ...Orientering	196
	10.2.2 ...Driftsovervågning	198
	10.2.3 ...Driftsproblemer	201
	10.3. Nedsivningsanlæg	203
	10.3.1 ...Orientering	203
	10.3.2 ...Driftsovervågning	204
	10.3.3 ...Driftsproblemer	205
	10.4. Pileanlæg	206
	10.4.1 ...Orientering	207
	10.4.2 ...Driftsovervågning	209
	10.4.3 ...Driftsproblemer	211
11	Fjernelse af mikroorganismer fra spildevand	214
	11.1. Fjernelse af mikroorganismer, orientering	214
	11.1.1 ...Sygdomsfremkaldende organismer i spildevand	214
	11.2. Reduktion af sygdomsfremkaldende organismer	215
	11.3. Metoder til fjernelse af mikroorganismer fra spildevand	217
	11.3.1 ...Filtrering og kemisk rensning	218
	11.3.2 ...Kloring	218
	11.3.3 ...Ozonering	218
	11.3.4 ...UV-bestråling	219
12	Mængder og sammensætning af slam	220
13	Forafvandning og slamkoncentrering	224
	13.1. Orientering	224
	13.1.1 ...Aktuelle observationer, målinger, analyser og beregnede værdier	226
	13.1.2 ...Driftsovervågning	227
	13.1.3 ...Slamudtag fra koncentreringstanken	229
	13.1.4 ...Slamvand fra koncentreringstank	230
	13.2. Driftsproblemer	231
14	Slamstabilisering	234
	14.1. Anaerob slamstabilisering, orientering	234
	14.1.1 ...Anaerob slamstabilisering, beskrivelse	234
	14.2. Driftsovervågning for anaerob slamstabilisering	239
	14.2.1 ...Driftsovervågning af råslam	239
	14.2.2 ...Driftsovervågning af rådnetank	242
	14.2.3 ...Driftsovervågning af metangasdannelsen	244
	14.2.4 ...Udrådet slam	246
	14.2.5 ...Slamvand	247
	14.3. Driftsproblemer ved anaerob slamstabilisering	248
	14.3.1 ...Driftsproblemer i rådnetank	249
	14.3.2 ...Utilfredsstillende slamudrådning	250
	14.3.3 ...Utilfredsstillende slamvandskvalitet	253
	14.4. Aerob slamstabilisering, orientering	254
	14.4.1 ...Aerob slamstabilisering, beskrivelse	255
	14.4.2 ...Observationer i aerob slamstabiliseringsanlæg	256
	14.5. Aerob slamstabilisering, driftsovervågning	257
	14.5.1 ...Råslam	257
	14.5.2 ...Stabiliseringstank	258
	14.5.3 ...Stabiliseret slam	258
	14.5.4 ...Slamvand	259
	14.6. Driftsproblemer	260
	14.6.1 ...Driftsproblemer i aerobe slamstabiliseringstank	260
	14.6.2 ...Driftsproblemer med kvaliteten af det stabiliserede slam	261
	14.6.3 ...Utilfredsstillende slamvandskvalitet	262
	14.7. Slamstabilisering med kalk, orientering	262
	14.7.1 ...Beskrivelse af slamstabilisering med kalk	262

Drift af renseanlæg

	14.7.2...Kalkstabilisering, observationer	264
	14.8. Driftsovervågning af kalkstabiliseringsanlæg.....	265
	14.8.1 ...Råslam	265
	14.8.2...Kalkdosering.....	265
	14.8.3...Slamudtag fra blandekammer	265
	14.8.4...Slamudtag fra koncentreringsstank af kalkstabiliseret slam	266
	14.8.5...Slamvand fra koncentreringsstank	266
	14.9. Driftsproblemer i kalkstabiliseringsanlæg	267
	14.9.1 ...Problemer med kalkdoseringsudstyr	267
	14.9.2...Utilfredsstillende stabilitet af slam	268
	14.9.3...Utilfredsstillende slamvandskvalitet fra koncentreringsstank.....	268
	14.10 Slamstabilisering i slambede, slamlaguner og slammineraliseringsanlæg	268
	14.10.1.Slamstabilisering i slambede, slamlaguner og slammineraliseringsanlæg, beskrivelse	268
	14.10.2.Observationer, slambede og slamlaguner til slamstabilisering	270
	14.10.3.Driftsproblemer ved slammineraliseringsanlæg	270
15	Slamkonditionering og slamafvanding	273
	15.1. Orientering.....	273
	15.2. Beskrivelse af slamafvanding	276
	15.3. Driftsovervågning.....	282
16	Tørring og forbrænding af slam.....	289
	16.1. Slamtørring	289
	16.2. Forbrænding af slam	292
17	Slutdisponering af slam.....	294
18	Formelsamling	300
	18.1. Biologisk rensning	300
	18.1.1 ...Hydraulik	300
	18.1.2 ...Biologi	301
	18.1.3...Slam.....	302
	18.2. Slambehandling	302
	18.3. Kemisk fældning	304
19	Symbolliste	305
20	Stikordsregister	307

Forord

Med denne tredje udgave af *Drift af renseanlæg - Teknik*, har Miljøstyrelsen, KL, COK og Spildevandsteknisk Forening fået ajourført bogen, der i det daglige anvendes som opslagsværk på de danske renseanlæg, og som sammen med *Drift af renseanlæg - Miljøforståelse, myndighed og ledelse*, danner udgangspunkt for undervisningsmaterialet ved driftlederuddannelsen.

For første gang ligger bogen alene som en elektronisk udgave som giver os mulighed for en løbende ajourføring. Dermed vil bogen altid ligge i en fuld opdateret version.

Bogen blev oprindeligt tilvejebragt i et Nordforsk projekt i 1974. I 1982 blev den omskrevet til dansk samtidig med, at den blev revideret i et fælles projekt mellem Miljøstyrelsen og Spildevandsteknisk Forening. Opgaven blev udført af Ejvind Thorsen, VKI.

I 1992 blev bogen revideret kraftigt og større dele nyskrevet, denne gang af nye forfattere. I 2000 blev anden udgave færdig. Nu 10 år efter har udviklingen betydet, at det er nødvendigt med en gennemgribende revision af bogen. Det bringer bogen ajour med nødvendig teknologi, viden og kendskab for drift af renseanlæg.

Spildevandsrensningen i Danmark har befolkningens bevågenhed. Det er udgiverens håb, at bogen kan medvirke til at højne medarbejdernes kvalifikationer, således at også de højteknologiske renseanlæg, med de mest avancerede processer, udnyttes bedst muligt.

Spildevandsteknisk Forening
Miljøstyrelsen
KL
COK
DANVA

Forfatterne

Mogens Henze, Institut for Vand- og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet, Miljøvej, Bygning 113, DTU, 2800 Lyngby
Tlf. +45 4525 1477. E-mail: moh@env.dtu.dk

Gert Petersen, Envidan A/S, Fuglebækvej 1A, 2770 Kastrup
Tlf. +45 2425 9662. E-mail: gep@envidan.dk

Gert Holm Kristensen, DHI Vand & Miljø, Agern Alle, 11 2970 Hørsholm
Tlf. +45 4516 9200. E-mail: ghk@dhi.dk

Benny Höök, Krüger A/S, Baldersbækvej 7, 2635 Ishøj
Tlf. +45 4330 0111. BNH@kruger.dk

Indledning

Baggrunden

Denne bog er en udbygning af 2. udgaven fra 2000, som i øvrigt byggede på flere forgængere. Siden 1. udgaven i 1992 er der sket en væsentlig udvikling på danske rensningsanlæg, især på slamsiden. Men også spildevandssiden ændres løbende og sammen med udfordringerne fra klimaændringerne, især i forbindelse med tropiske regnskyl, er det søgt beskrevet i denne nye udgave. Hensigten med den reviderede udgave er den samme som med den forrige, nemlig

..at præsentere en samlet oversigt og orientering om mulighederne for procesmæssig driftsovervågning af rensningsanlæg samt at beskrive almindeligt forekommende driftsproblemer i forbindelse med drift af danske rensningsanlæg.

Bogen fokuserer på procesmæssig overvågning, styring og regulering.

I henhold til lovgivningen skal alle driftsledere på kommunale rensningsanlæg bestå en bevisgivende prøve. Håndbogen udgør basismaterialet som den tekniske del af denne prøve.

Bogen er ikke direkte beregnet som egentligt undervisningsmateriale, men som et supplerende opslagsværk.

Indholdet

Som omtalt er det overordnede sigte at præsentere en opdateret oversigt og orientering om driftsovervågning samt styring og regulering af rensningsanlæggets vigtigste enheder.

Forudsætningen for det fulde udbytte af håndbogen er et godt kendskab til de alment forekommende forhold ved drift af rensningsanlæg.

Målgruppen for bogen er driftsledere på rensningsanlæg, ingeniører fra teknisk forvaltning i kommunerne, rådgivere og leverandører af anlægskomponenter samt regionale og statslige myndigheder.

For hvert enkelt kapitel i bogen er informationen opdelt i en kort orientering om emnet, nødvendige målinger og analyser i forbindelse med driften samt en orientering om almindeligt forekommende driftsproblemer og forslag til årsagen til problemerne og deres løsning.

Ønskerne

Forfatterne modtager gerne forslag til ændringer, eksempler på nye driftsproblemer og deres løsning og andre ideer til næste udgave af bogen. Derudover ønsker vi læserne god fornøjelse med læsningen (hvis man skal til prøve) eller med den daglige brug som opslagsbog.

Maj 2010

Mogens Henze, Gert Petersen, Gert Holm Kristensen og Benny Höök

1

Rensningsanlæg

Af Gert Petersen

De fleste danske rensningsanlæg opfylder de rensningskrav, der er stillet til dem. De kan dog undertiden være ramt af driftsproblemer, som kan resultere i ombygninger og nyanlæg. Der sker derfor en stadig teknisk udvikling af anlæggene.

I det følgende er der samlet et lille udsnit af den mangfoldighed af anlægstyper, som findes rundt omkring i landet.

Udvælgelsen skal ikke ses som andet end et forsøg på at illustrere de store forskelle i fysisk udformning af et anlæg, som skal udføre den samme bundne opgave:

Rens spildevandet for organisk stof, kvælstof og fosfor!

Som det ses, er der et bredt spektrum af forskellige anlægsudformninger og -størrelser, men for alle anlæg gælder stort set de samme krav, og anlæggene oplever til dels de samme problemer inden for driften af de enkelte anlægsdele.

Anlæg uden separat klaringstank

Der findes flere hundrede anlæg i Danmark, som kun behandler spildevandet med de mekaniske rensetrin: riste, sier, sand- og fedtfang, efterfulgt af et enkelt biologisk procestrin.

Disse anlæg er bygget med det formål at reducere organisk materiale (BI5), suspenderet stof og i nogle tilfælde beregnet til kvælstoffjernelse eller blot nitrifikation af spildevandets ammoniakindhold.

Ved faseopdeling af processerne kan man, også i disse simple anlægstyper, opnå vidtgående kvælstofreduktion.

For en del år tilbage var der i denne gruppe adskillige anlæg med biologiske rislefiltre, men de fleste af disse er nu udskiftet med aktive slamanlæg af forskellig udformning, fordi der blev brug for det organiske stof til kvælstoffjernelsen.

De mest simple systemer består blot af en enkelt procestank, med alle det aktive slamanlægs faciliteter, beluftning, bundfældning og slamadskillelse indbygget i et trin.

Gram renselanlæg er et eksempel på denne anlægstype.

Drift af renseanlæg



Gram renseanlæg, kapacitet: 4000 PE

Anlægget er en ringkanal, Type A, med overfladelufter, og anlægget er beregnet til en belastning på maks. 4000 PE og skal fjerne BI5 og suspenderet stof samt omdanne spildevandets indhold af ammoniak til nitrat.

Slammet stabiliseres i kraft af beluftningen og afvandes uden ekstra stabilisering.

Anlæg med kun ét procestrin uden egentlige efterklaringstanke findes i mange udformninger og størrelser.



Svendborg renseanlæg, kapacitet 105 000 PE

Svendborg centralrenseanlæg er også udført efter princippet uden separat klaringstank, men med tre ringkanaler, hvoraf de to yderkanaler skiftevis optræder som bundfældningstanke. Denne anlægstype kaldes et trippelkanalsystem.

Beluftningssystemet er overfladeluftere, og anlægget behandler spildevand svarende til en forurening på 105 000 PE, med fuld biologisk kvælstoffjernelse efter BIO-DENITRO-princippet og fosforfjernelse ved simultanfældning.

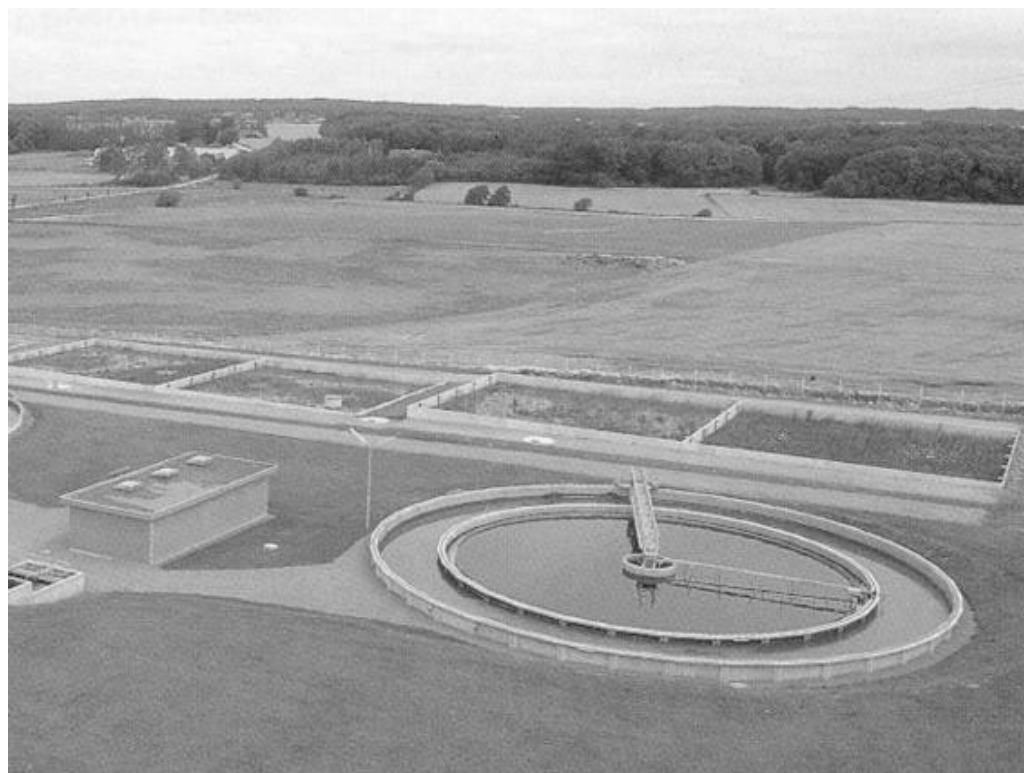
Slammet stabiliseres ved den aerobe behandling og afvandes direkte.

Et-trins anlæg med efterklaringstank

I denne gruppe findes der ligeledes mere end hundrede eksempler.

Den første type er et anlæg, hvor klaringstank og beluftningstank er bygget som en integreret enhed.

Klaringstanken er placeret i midten, med beluftningsbassinet liggende i en ring omkring klaringstanken, hvilket har givet typebetegnelsen ringtankanlæg.



Ringtankanlæg med integreret klaringsk

Iltningen foregår med overflade- eller bundbeluftere, og anlæggene er beregnet for fjernelse af B15 og suspenderet stof samt til nitrifikation.

Kvælstoffjernelse

En meget stor del af de danske renseanlæg er udført med muligheden for total kvælstoffjernelse, nitrifikation og denitrifikation, og de fleste anlæg i denne gruppe er udstyret med en separat efterklaringsk.

Kvælstoffjernelsesprincippet i Danmark er delt mellem tre metoder:

1. Kvælstoffjernelse ved recirkulationsmetoden, hvor procesvolumen til denitrifikation og nitrifikation er fysisk adskilt.
2. Den alternerende metode (BIO-DENITRO), hvor processerne faseopdeles, men udføres skiftevis i to forbundne procestanke, med skiftende flowretning.
3. Simultan denitrifikation, hvor begge processer, nitrifikation og denitrifikation, udføres i en enkelt procestank, ved styring af iltniveauet.

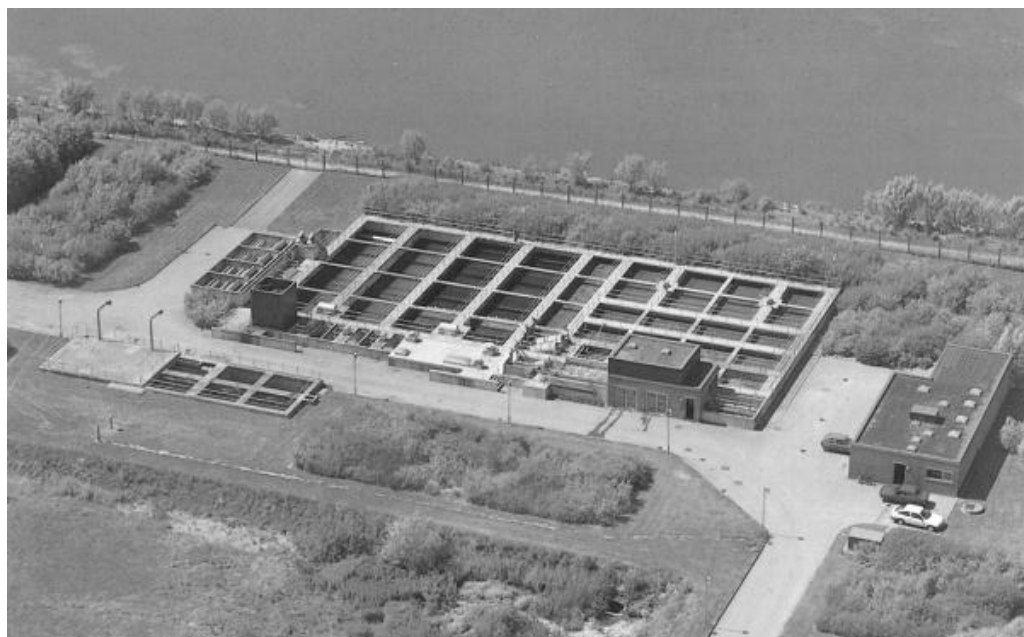
Fosforfjernelse

Fosforfjernelse sker ved kemisk fældning eller ved biologisk fosforfjernelse.

De kemiske metoder omfatter forfældning, simultanfældning, efterfældning eller kontaktfiltrering med jern- eller aluminiumsalte, mens den biologiske fjernelse blot kræver en ekstra procestank: en anaerob fortank, som muliggør den specielle evne til at optage store mængder fosfor i det aktive slam.

Tranbjerg renseanlæg er et eksempel på kvælstoffjernelse ved recirkulationsmetoden.

Drift af renseanlæg



Tranbjerg renseanlæg, kapacitet 10 000 PE

Beluftningssystemet er bundbeluftere, og som efterbehandling af det rensede spildevand udføres kemisk efterfældning efterfulgt af filtrering i et flerlagsfilter af sand og antracit.

Afløbskravene for N og P er hhv. 8 og 1 g/m³.

Et eksempel på vekseldrift-princippet (BIO-DENITRO-anlæg) af typen et-slamsanlæg med efterklaring finder man i Gørlev Kommune.

Anlæg med rådnetank og biologisk efterbehandling

På adskillige af de større danske renseanlæg er spildevandsbehandlingen delt op i to trin:

Mekanisk behandling med forklaringstanke med eller uden kemikalietil sætning efterfulgt af biologisk behandling, fortrinsvis med aktivt slam som procestrin, når det gælder kvælstoffjernelse, men også andre metoder, såsom biologiske risefiltre, og, som noget nyt i Danmark, kvælstoffjernelse i dykkede biologiske filtre, findes i fuldskaaanvendelse.

Slammet fra forklaringsanlæg viderebehandles for det meste i rådnetanke for at udvinde energien i biogassen produceret fra slammet via den anaerobe stabiliseringsproces.

Hammel renseanlæg er et eksempel på et flertrinssystem, hvor første procestrin er forklaring.



Hammel renseanlæg, kapacitet 36 000 PE

Det forrensede spildevand føres til et aktivt slamanlæg (BIO-DENITRO-konceptet) med fuld kvælstoffjernelse. Der er ammonium- og nitratmålere.

Fosforfjernelsen foregår ved simultanfældning med jernsulfat som kemikalie.

Slammet fra forklaringen stabiliseres anaerobt i rådnetank, mens overskudsslammet fra BIO-DENITRO-anlægget endnu afvandes direkte.

Beluftningen foregår med overfladebeluftere (rotorer) i BIO-DENITRO-anlægget.

Afløbskrav: Total N 8 g N/m³, Total P 0,5 g/m³.

Store renseanlæg med automatisk processtyring

Gennem de sidste år er det blevet muligt at måle de primære driftsparametre i forbindelse med kvælstof og fosforfjernelse løbende i processtankene med automatisk analyseudstyr.

Dette har betydet, at flere fuldskalaanlæg har indført automatisk processtyring og -overvågning primært af hensyn til optimering af driftsparametre for N- og P-fjernelse, men også af hensyn til minimering af driftsudgifter til beluftning, kemikalier og afløbsafgift.

Et af de første større anlæg herhjemme, som har indført automatisk procesoptimering af kvælstoffjernelse, er Marselisborg renseanlæg i Århus.



Marselisborg renselanlæg, kapacitet 220 000 PE

Anlægget er et flertrinssystem, hvor første procestrin er biosorption og forfældning i sandfanget med mellemklaringstanke, efterfulgt af biologisk kvælstoffjernelse i et vekseldriftnlæg (BIO-DENITRO).

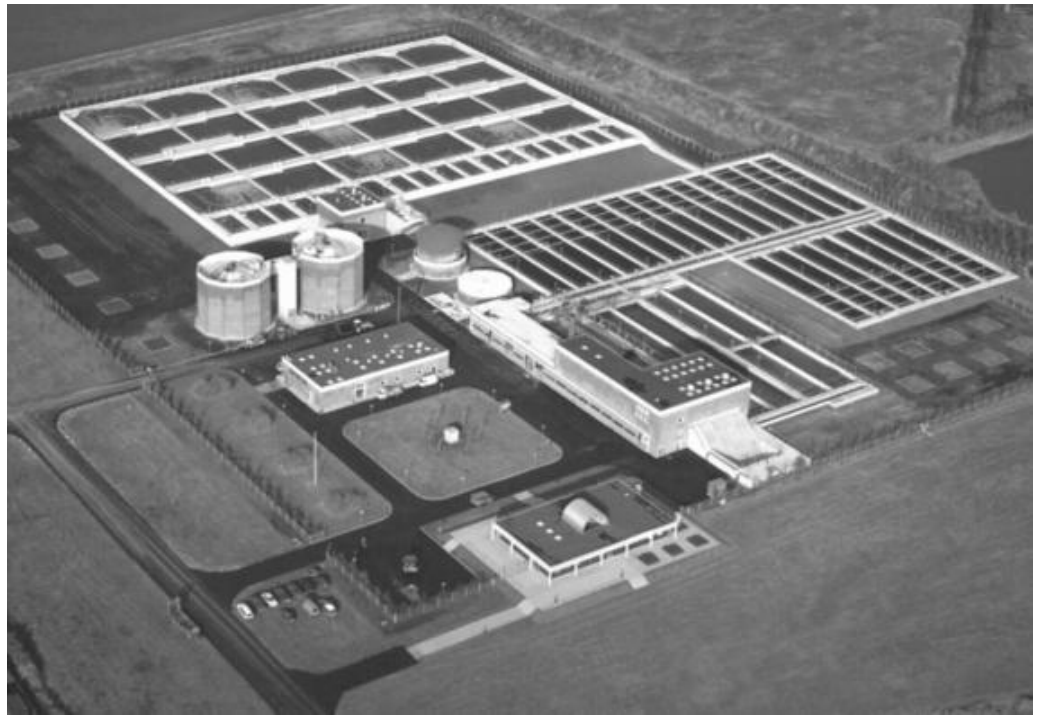
Primærslammet behandles ved anaerob slamstabilisering med produktion af biogas til følge, og det aerobt stabiliserede sekundærslam afvandes direkte.

Beluftningssystemet er her bundbeluftning, og afløbskravene følger Vandmiljøhandlingsplanens værdier: 8 g N/m³ og 1,5 g P/m³.

Den biologiske kvælstoffjernelse i BIO-DENITRO-anlægget styres automatisk, og der er opnået væsentlige besparelser ved indførelse af online styring.

Anlæggets udformning er baseret på forklaring med primærslambehandling i rådnetanke, efterfulgt af et vekseldriftnlæg med anaerobe fortanke (BIO-DENIPHO-konceptet) med biologisk kvælstoffjernelse og kombineret biologisk fosforreduktion med simultanfældning med jernsulfat, hvorved fosforfjernelsen foregår med et betydeligt lavere fældningskemikalieforbrug end ved de konventionelle processer.

Beluftningssystemet er overfladebeluftere, og afløbskravene 6-8 g N/m³ og 1,5 g P/m³.



Aalborg vest renselanlæg, kapacitet 330.000 PE

Efter disse eksempler på den overordnende fysiske udformning af arbejdspladsen vil resten af håndbogen beskæftige sig med driften af de enkelte rensningsanlægsdele.

Litteratur

Hvis man ønsker at læse mere om rensningsanlæg, findes følgende detaljerede bøger på dansk:

(1) Leif Winther, Mogens Henze, Jens Jørgen Linde og H. Thorkild Jensen. Spildevandsteknik. 4. udgave. Polyteknisk Forlag 2009.

(Denne bog beskriver de praktiske detaljer for de enkelte dele af rensningsanlæg, samt hele rensningsanlæggets opbygning og funktion. God som lærebog).

(2) M. Henze, P. Harremoës, J. la Cour Jansen, E. Arvin. Teoretisk spildevandsrensning, biologiske og kemiske processer. Polyteknisk Forlag 2006.

(Denne bog er meget teoretisk, men rummer samtidig et væld af konkrete tal og informationer).

På engelsk findes denne bog, som bredt beskriver biologisk rensning af spildevand: M. Henze, MCM. van Loosdrecht, GA Ekama og D. Brdjanovic. Biological wastewater treatment. Principles, modelling and design. IWA Publishing, London, 2008.

2

Prøvetagning, målinger og analyser på rensningsanlæg

Af Gert Holm Kristensen og Gert Petersen

Prøvetagning og målinger på spildevand foretages dels på tilløb til og afløb fra rensningsanlægget, dels mellem de enkelte behandlingstrin. Endvidere sker prøvetagning og målinger på slamstrømme samt i de enkelte bassiner. Når ikke andet udtrykkelig nævnes, vil vi i det følgende regne med, at prøver udtages i forbistrømmende vand.

2.1 Prøvetagning på spildevand

Prøvetagningsprincipper

Det er vigtigt, at prøvetagningen foretages på sådan en 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.

Udtagning af en repræsentativ spildevandsprøve kræver blandt andet:

- at prøvetagningsstedet er repræsentativt
- at prøvetageren udtager en repræsentativ prøve
- at prøvehåndteringen sikrer mulighed for en repræsentativ analyse.

Stikprøve

En teknisk vejledning i udtagning af prøver af spildevand er udformet i DS 5667-10, (1).

Ved stikprøver udtages hele prøvevolumenet på én gang. Analyser af en stikprøve viser derfor kun værdien af spildevandsparametre til dette tidspunkt.

Til visse analyser kan der kun udtages stikprøver. Dette gælder f.eks. analyse for olie og fedt, opløst oxygen, sulfid og chlor.

Blandingsprøve

I dag udtages blandingsprøver så godt som altid maskinelt. En blandingsprøve består af flere delvolumener udtaget over et nærmere fastsat interval af døgnet. En blandingsprøve udtages normalt som flowproportional prøve.

Døgnprøve

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

Tidsproportional prøve

En tidsproportional prøve er en blandingsprøve, bestående af lige store stikprøver udtaget med konstante tidsintervaller over en periode. De første automatiske prøvetagere, der kom på markedet, bestod af en pumpe, der med regelmæssige mellemrum pumpede et konstant volumen op i en beholder. De således udtagne prøver er tidsproportionale. En tidsproportional

Drift af renseanlæg

prøve kan godt være repræsentativ, men kun hvis flowet er konstant i prøvetagningsperioden og/eller spildevandets sammensætning er konstant i perioden. I indløbet til et rensningsanlæg vil ingen af disse tilfælde forekomme, og en tidsproportional prøve vil derfor altid give anledning til fejl. Størrelsen af fejlen vil være afhængig af variationerne i flow og stofkoncentrationer, men kan blive meget betydelig også ved de i almindelighed forekommende belastningsvariationer på kommunale rensningsanlæg. I afløbet vil variationerne i spildevandssammensætningen være betydeligt mindre end i tilløbet, og en tidsproportional prøve vil i mange tilfælde være rimeligt repræsentativ. I almindelighed kan tidsproportional prøvetagning dog kun anbefales, når det på grundlag af flowudskrifter kan godtgøres, at flowet er konstant eller næsten konstant.

Flowproportional prøve

For at opnå så sikre resultater som muligt bør flowproportional prøvetagning altid anvendes, hvor det er muligt.

De fleste fabrikater af flowproportionalt prøvetagningsudstyr fungerer i dag efter følgende princip: Hver gang flowmåleren har registreret, at et bestemt vandvolumen har passeret målestedet, sendes en impuls til prøvetageren, der så optager en delprøve af et hver gang konstant volumen.

I det tilfælde, at delprøven udtages manuelt, er det mest praktisk, at udtagelsen sker med konstante tidsintervaller (f.eks. en alarmklokke, der varsler personen med regelmæssige mellemrum). Her skal delprøvevolumenet være proportionalt med det vandvolumen, der har passeret måle- og udtagningsstedet siden sidste delprøveudtagning. Dette kræver selvsagt aflæsning af et tællerværk eller anden flowregistrering.

Eksempel

Manuel flowproportional prøveudtagning. En manuel flowproportional prøveudtagning kan udføres efter et princip som vist i nedstående tabel.

Tidsrum	Tilstrømning m ³	Tidspunkt for prøvetagning	Passende prøvevolumen
8.00-8.30	18	8.30	180 ml
8.30-9.00	25	9.00	250 ml
9.00-9.30	26	9.30	260 ml
9.30-10.00	30	10.00	300 ml

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 m³ 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. Det sammenblandede prøvevolumen bør anslås til at blive ca. 10 liter, hvilket vil være et passende volumen. Da volumen af blandingsprøven ikke fra begyndelsen kan forudses med sikkerhed, er det vigtigt, at opsamlingsbeholderen er tilstrækkelig stor.

Fraktionerede døgnprøver

Det er ofte af interesse at vide, hvordan tillædningen af f.eks. BI5, kvælstof, 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. Blandingsprøverne udtages fortrinsvis flowproportionalt.

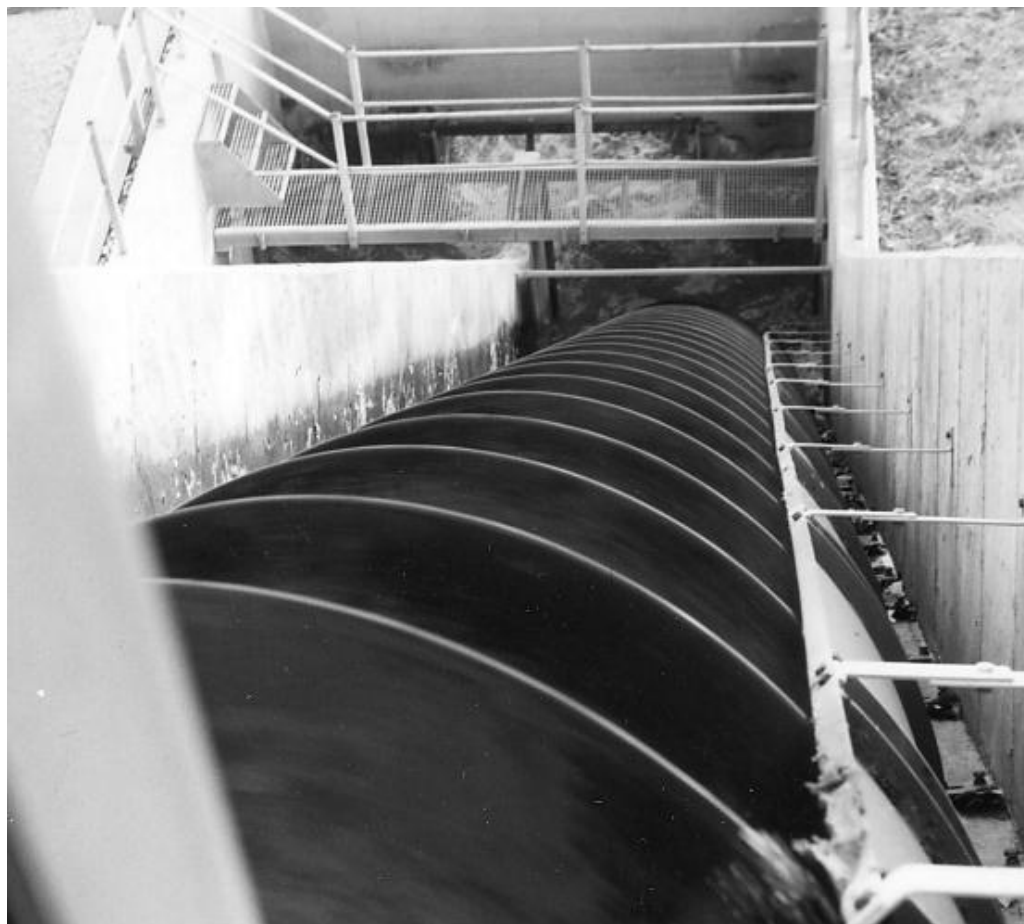
Drift af renseanlæg

Ugeprøver	Når prøvetagningsperioden udstrækkes til at omfatte en hel uge, har man en ugeprøve. Denne fremkommer normalt ved sammenblanding af flowproportionale døgnprøver. Sammenblandingen sker vandmængdevægtet på grundlag af døgnvandmængder.
Korresponderende prøver	Spildevandets opholdstid i et rensningsanlæg er på flere timer. Principielt bør man tage hensyn til dette ved prøveudtagningen. I praksis er det imidlertid vanskeligt at fastlægge den virkelige opholdstid i rensningsanlægget. Stikprøver 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 opholdstiden er forholdsvis kort, men øges ved lavtbelastede anlæg, hvor opholdstiden vil være lang, ofte op til 24 timer.
Prøvetagningssted	<p>For at driftsovervågningen skal kunne give pålidelig information, må flere måletekniske vilkår være opfyldt, deriblandt kravet om rigtigt valgte prøvetagningssteder. Normalt vælger man steder, hvor man har en kraftig opblanding af vandet. Lokalteter, hvor spildevandet løber over overfald, eller gennem målerender, er oftest mest velegnede som prøvetagningssteder.</p> <p>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 give en repræsentativ prøve. Der må f.eks. ikke foreligge risiko for, at begroning på kanalvæggen eller tilfældigt 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.</p> <p>Prøvetagning i tilløb er specielt vanskelig dels på grund af dets indhold af større faste bestanddele, dels fordi spildevandet ofte kommer til anlægget gennem flere forskellige tilløbsledninger og først blandes i tilknytning til anlæggets tilløbsarrangement. Prøvetagningsstedet placeres typisk mest hensigtsmæssigt efter riste og evt. efter sandfang, hvor risikoen for tilstopning af prøvetagerstuds og -slange er ringest.</p>
Returstrømme	<p>En typisk betydelig fejkilde ved udtagning af tilløbsprøver er placeringen af prøvetagningsstedet efter det punkt, hvor returstrømme fra slamkoncentrering, -udrådning og -afvanding samt eventuelt andre interne strømme tilbageføres til rensningsdelen. En sådan fremgangsmåde vil kunne gøre den udtagne tilløbsprøve uanvendelig til vurdering af anlæggets sande belastning. Det er derfor vigtigt i sådanne tilfælde at udtage repræsentative flowproportionale prøver af de interne strømme til brug for korrektion af de udtagne tilløbsprøver.</p> <p>Undertiden kan prøver udtages fra de enkelte tilløbsledninger og blandes vandmængdevægtet inden analyse. En sådan fremgangsmåde kræver dog, at der er mulighed for udtagning af flowproportional prøve fra hver tilløbsledning samt særskilt registrering af tilløbsmængderne.</p>

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. Der kan ikke gives nogle generelle anvisninger om antallet af driftsparametre og målefrekvenser. I praksis vil det variere fra anlæg til anlæg. Faktorer, som vil indvirke herpå, er f.eks.:

- 1) Variationer i spildevandsmængde og sammensætning
- 2) Procesudformningen
- 3) Anlæggets størrelse
- 4) Frekvens af driftsforstyrrelser
- 5) Afløbskontrollens omfang
- 6) Recipientens følsomhed.



En typisk alvorlig fejlkilde ved udtagning af tilløbsprøver er, at internt recirkulerede strømme (f.eks. overløbsvand fra koncentreringstanke) føres retur til tilløbssumpen og medtages i tilløbsprøven.

På rensningsanlæg, som behandler såvel kommunalt som industrielt spildevand, er det af stor værdi kontinuert at registrere pH og ledningsevne i tilløbsvandet med mulighed for at lukke spildevandet uden om den biologiske del eller at kompensere for afvigende pH. Afløb fra f.eks. visse typer levnedsmiddelindustri kan ved uheld eller mangelfuldt tilsyn med interne rensforanstaltninger medføre store variationer i pH og stofbelastning i tilløbsvandet til renselanlægget. Disse faktorer kan give ofte tilbagevendende driftsforstyrrelser, hvis årsag kan være vanskelig at opdage uden kontinuert registrerende måleudstyr.

Driftsforstyrrelser

Det hænder undertiden, at rensningsanlæg udsættes for forstyrrelser på grund af udslip af giftstoffer fra industrier. Når forgiftningen allerede er sket, vil det som regel være for sent på grundlag af prøvetagning og analyse af tilløbsvandet at foretage indgreb. På anlæg, hvor der er monteret automatisk prøvetager i tilløbet, er det muligt at foretage en fortløbende prøveudtagning. Såfremt der ikke er sket nogen driftsforstyrrelse i et døgn, kan prøven smides væk. Hvis der derimod har været en forstyrrelse, foretages der en analyse af prøven med henblik på identifikation af kilden til driftsforstyrrelsen.

Prøvetagningsmetoder

I næsten alle tilfælde er det i dag mest praktisk og mest økonomisk at anvende automatisk prøvetagning. Dette gælder næsten al forud planlagt og rutinemæssig prøvetagning. I tilfælde, hvor man foranstalter procesmæssige forsøg, der f.eks. indebærer samtidig udtagning af stikprøver flere forskellige steder, vil manuel prøvetagning være den rigtige fremgangsmåde.

De krav, der bør stilles til en automatisk prøvetagning, kan sammenfattes i følgende punkter:

- 1) Prøvetagningen skal være proportional med flowet i de tilfælde, hvor dette varierer.
- 2) Prøvens sammensætning må ikke ændres på sin vej fra vandmassen til opsamlingsbeholderen.
- 3) Prøvetageren bør være korrosionsbestandig, mekanisk stabil samt være nem at rengøre og vedligeholde.

For at opnå repræsentative prøver er det af afgørende betydning, at den automatiske prøvetager opfylder en række væsentlige funktionsprincipper:

- returskyl i prøvetagerslange, så der kun tilføres frisk prøve til opsamlingsbeholderen
- stor hastighed i prøvetagerslange, så der medtages repræsentativt suspenderet materiale til opsamlingsbeholderen
- stor lysning i prøvetagerstuds og -slange, så også eventuelle større "klumper" medtages i prøven
- kort opholdstid i prøvetagerslange, så der ikke sker ændringer i spildevandets sammensætning under prøveudtagningen forårsaget af eventuel biofilmvækst i slangen.

Opsamlingsbeholderen bør i hele prøvetagningsperioden kunne opbevares ved en temperatur på under 5°C og frostfrit. Rengøring og tilsyn med prøvetageren skal ske regelmæssigt, f.eks. efter hver prøvetagningsperiode.

Til analyse af de almindeligst forekommende forureningsparametre B15, COD, kvælstofparametre, fosfor og suspenderet stof kræves der et prøvevolumen på mindst 2-4 liter. I almindelighed anbefales et prøvevolumen på 5-10 liter. Renere vand kræver som regel større prøvevolumen end et mere forurenat vand. Såfremt der skal udføres specialanalyser, skal laboratoriet kontaktes med henblik på fastlæggelse af det nødvendige prøvevolumen.

Prøveflasker skal være omhyggeligt rengjorte. Efter rengøring af flaskerne skal man sørge for, at de ikke forurennes før brugen.

Konservering af vandprøver

Det er ønskeligt, at alle analyser udføres så hurtigt som muligt efter prøvetagningen, da biologiske og kemiske reaktioner kan forandre prøven. I analyseforskrifterne anbefales typisk, at prøverne analyseres senest 24 timer efter udtagning. I så tilfælde kræves sædvanligvis ingen konservering, blot prøverne opbevares under 5°C og frostfrit.

Ændringer i prøvesammensætningen må modvirkes i de tilfælde, hvor prøven ikke umiddelbart kan analyseres. Specielt ved 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
- 2) Opbevaring ved lav køleskabstemperatur
- 3) Tilsætning af konserveringsmidler (f.eks. svovlsyre, salpetersyre, base).

Metoderne 2) og 3) kan normalt kombineres. Valg af konserveringsmetode afhænger af, hvilken analyse der skal foretages.

Konservering af prøver til bestemmelse af BI5, COD og kvælstofparametre kan foregå ved frysning. Som et alternativ til denne metode kan svovlsyretilsætning og opbevaring i køleskab komme på tale. For vidtgående rensset spildevand med meget lavt indhold af suspenderet stof kan opbevaring i køleskab være tilstrækkeligt.

Prøver, som skal analyseres for totalfosfor, kan konserveres med svovlsyre.

Der findes ingen velegnet konserveringsmetode for indhold af suspenderet stof, men opbevaring i køleskab i op til et par døgn kan accepteres. Suspenderet stof bør altså ikke analyseres på konserveret prøve.

Analyseprogrammet kan også omfatte særlige parametre, f.eks. svovlbrinte (H_2S) og cyanid (CN^-), der stiller helt specielle krav til prøvetagning og konservering.

Vedrørende prøvehåndtering og konservering henvises i øvrigt til (1).

Det er vigtigt altid at indhente oplysninger fra laboratoriet vedrørende konservering og opbevaring af prøver.

Før prøven udtages af opsamlingsbeholderen, skal denne rystes således, at eventuelt bundfald oplandes.

Mærkning af prøver

Prøven hældes på en mærket plastflaske. Mærkningen af flaskerne skal mindst omfatte:

- 1) Navn på renseanlæg
- 2) Prøvetagningssted
- 3) Dato og tidspunkt for prøvetagning
- 4) Forbehandling/konservering.

Såfremt mærkningen foretages med kode, bør laboratoriet informeres om det forventelige niveau for BI5-koncentrationen. Dette letter analysesarbejdet og forbedrer analysenøjagtigheden.

2.2 Prøvetagning på slamstrømme

Slam i luftnings- tanke

Bestemmelse af slamvolumen og gennemsnitligt indhold af slamtørstof i luftningstanke foretages helst på en blandingsprøve sammensat af et antal stikprøver fra luftningstankene. Prøverne udtages fra zoner/perioder, hvor der er fuld opblanding.

Også ved bestemmelse af slamvolumen og slamtørstof i afløbet fra luftningstanke (= tilløbet til efterklaringskank) bør foretages på en blandingsprøve.

Man skal være opmærksom på, at utilstrækkelig 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 kraftigt, inden prøven udtages til analyse.

Returslam

Hvis det er praktisk muligt, bør returslamflowet løbende måles og registreres.

Koncentrationen af returslammet kan variere en del afhængigt af den hydrauliske belastning. Prøver af returslam til bestemmelse af indholdet af slamtørstof, f.eks. til vurdering af slammets koncentreringsegenskaber, udtages derfor som et antal enkeltprøver (5-10) fordelt over dagtimerne. Stikprøverne slås sammen til en blandingsprøve inden analyse.

Overskudsslam

Udtag af slam fra vandrensningsdelen til slambehandlingsdelen på et rensningsanlæg sker normalt diskontinuert. Pumpningen sker med næsten konstant kapacitet.

Slammets koncentration varierer ofte kraftigt under pumpningen. På anlæg, hvor der ikke er flowmåler og tørstofmåler, kan den oppumpede slam-mængde beregnes ud fra kendskab til pumpernes kapacitet eller måles direkte i en evt. tykner, hvis denne drives diskontinuert. En slamprøve til bestemmelse af slamtørstof udtages som et stort antal stikprøver (f.eks. 10) i hele det tidsrum, hvor pumpningen foregår. Stikprøverne slås sammen til en blandingsprøve, der analyseres.

Automatisk prøve- tagning

Der eksisterer i dag på markedet prøvetagere til automatisk prøvetagning fra slamstrømme. Sådanne prøvetagere vil kunne sammensætte repræsentative døgnprøver for slamstrømme, hvilket vil være meget relevant i forbindelse med optimering af driftsrutiner for slambehandling og vurdering af interne strømme med højt indhold af slamtørstof. Der foreligger ikke rapporterede praktiske erfaringer her i landet med denne type udstyr.

Forhold vedrørende prøvetagning af slam fra renseanlæg er beskrevet i DS ISO 5667-13:1998, (2).

Prøvetagning fra slam inden slut- disponering

I forbindelse med kontrollen af kvaliteten af overskudsslam, der skal slut-anbringes på landbrugsjord, gennemføres løbende et prøvetagnings- og analyseprogram i henhold til bestemmelserne som specificeret i bekendtgørelsen fra Plantedirektoratet (5). Prøverne udtages af et akkrediteret laboratorium efter retningslinjerne i Plantedirektoratets prøvetagningsforskrift.

2.3 Flowmåling

Måling af spildevandsflow og slamflow på rensningsanlæg foretages af en lang række årsager:

- 1) Til bestemmelse af hydraulisk belastning
- 2) Til bestemmelse af forureningsmængder
- 3) Til styring af kemikaliedosering
- 4) Til styring af automatiske prøvetagere
- 5) Til bestemmelse af overskudsslammængder
- 6) Til beregning af forureningsbelastninger på recipienter.

Måling af flow

Måling af flowet sker enten i åbne eller lukkede systemer. Åbne systemer omfatter f.eks. kanaler, render eller brønde. I lukkede systemer foregår målingen i ledningsnettet.

Ved måling af spildevandsmængder ved rensningsanlæg dominerer de åbne systemer, målerender og måleoverfald. Ved flowmålinger på pumpestationer anvendes oftest de lukkede målesystemer, ultralydmålere, elektromagnetiske målere eller venturimetre.

Til måling af slammængder anvendes normalt de lukkede målesystemer.

En forudsætning for anvendelse af måleoverfald 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 niveaumålingen kan der anvendes flere forskellige måleprincipper, flydere, ekkolod, boblerør, trykfølere og capacitive følere.

I instrumenteringen indgår normalt visere, skrivere og tælleværker. Tælleværket som regel med impulsudgange, som kan anvendes i forbindelse med doseringsudstyr og prøvetagere.

Fejlkilder

Fejl ved flowmåling kan henføres dels til 1) konstruktion og udførelse, dels til 2) pasning og vedligeholdelse. I den første gruppe indgår faktorer som:

- Flowmåleudstyr er dimensioneret for (eventuelt fejlagtigt forhåndsindstillet til) betydeligt større vandmængde end den nuværende, hvilket kan give betydelig måleunøjagtighed.
- Utilstrækkelig lige rørstrækning før og efter målerender. Dette kan medføre usymmetrisk flow gennem rendens ene side, hvilket giver problemer med at bestemme niveauet med ønsket nøjagtighed.
- Anvendelse af upålidelige/forældede niveaumålere.
- Forkert valgte målepunkter.
- Utilstrækkelig niveauforskel, som medfører opstuvning.
- Forkert udførte overfald. Skarpe kanter er en måleteknisk betingelse. Overfald f.eks. opbygget af planker giver ikke tilstrækkelig nøjagtighed.
- I forbindelse med pasning og vedligeholdelse er de typiske fejlkilder:
 - Manglende kalibrering.
 - Manglende rengøring af overfald og niveaumålere.

Vedligeholdelse

Hvor det gælder pasning og vedligeholdelse kan enkle foranstaltninger ofte bidrage til at øge nøjagtigheden af målingerne. Eksempelvis vil kontrollen med udstyret lettes ved montage af fast centimeterskala i rende eller overfald. Når niveauet er let aflæseligt og kan sammenholdes med et kapacitetsdiagram, en tabel for det aktuelle udstyr eller en direkte visning, er det let at gennemføre en hyppig kontrol af udstyret.

Niveaumålere, der kommer i kontakt med spildevand, kræver en regelmæssig rengøring.

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

Kalibrering

Kalibrering af måleanordninger, dvs. bestemmelse af sammenhæng mellem virkeligt flow og de kontinuert registrerede værdier, kan foretages ved hjælp af sporstofmålinger. Som sporstof anvendes et kemikalie, som ikke er naturligt forekommende i spildevandet undtagen i meget lave koncentrationer. Eksempelvis kan anvendes et lithiumsalt.

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

På anlæg, hvor måleren er placeret i tilløbet, kan der udnyttes en anden kalibreringsmulighed, f.eks. ved at sænke niveauet i forklaringstanken. 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 kort de almindeligste målinger og analyser, som anvendes ved driftsovervågning af rensningsanlæg.

Standardiserede metoder

For stort set alle relevante spildevandsanalyseparametre er udarbejdet standardiserede analyseforskrifter, danske standarder, DS, eller internationale standarder, ISO. Analyseforskrifterne er udformet til brug for egentlige analyselaboratorier og henvender sig ikke specielt til driftslaboratorier på rensningsanlæg. For de omtalte parametre er i det følgende anført de tilhørende DS/ISO-referencer.

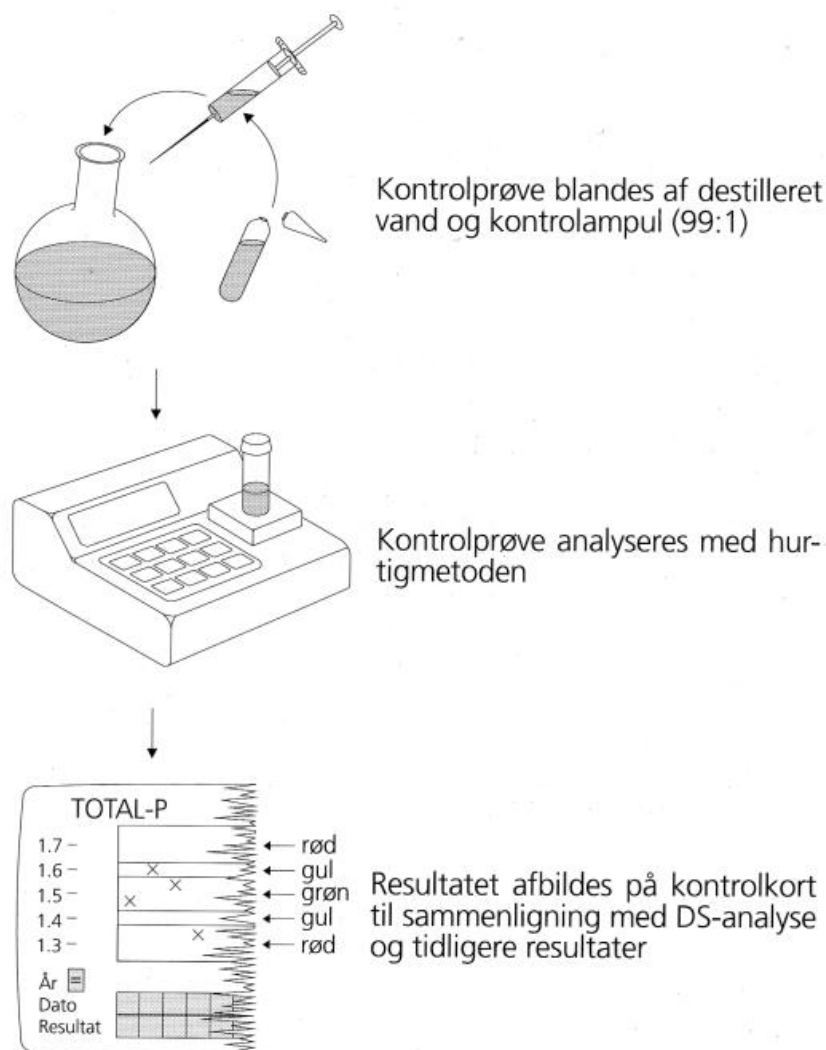
Hurtigmetoder

Til driftsovervågning kan man ofte klare sig med mere simple og enkle metoder end de standardiserede analysemetoder, de såkaldte hurtiganalyser baseret på testkit af forskellige mærker. Disse er imidlertid ikke standardiserede, og da især analyser af næringssalte kan være følsomme for interferens fra stoffer i spildevandet, vil det i almindelighed være en god ide at foretage løbende sammenligning med de af kontrollaboratoriet udførte driftsanalyser. Eksempelvis bør der løbende analyseres på de døgnprøver, der sendes til analyse på det kommunale laboratorium, hvorefter resultaterne fra hurtiganalyserne sammenlignes med resultaterne fundet på laboratoriet.

Sideløbende vil det være en god ide at kontrollere den benyttede procedure til hurtiganalyse ved sammenligning med den nøjagtighed, der opnås på autoriserede laboratorier. Dette gøres ved at analysere på kontrolprøver for de pågældende parametre og efterfølgende på kontrolkort sammenligne de opnåede analyseresultater med resultater opnået ved autoriserede laboratoriers analyse af kontrolprøverne, se figur 2.1.

Koncentrationer

Koncentrationer er i denne bog overvejende angivet som g/m^3 . Laboratorier angiver oftest koncentrationer i mg/l . Talværdien i mg/l og g/m^3 er den samme.



Figur 2.1 Kvaliteten af resultater fra hurtiganalyser bør løbende tjekkes ved måling af kontrolprøver

Biokemisk iltforbrug (BI5)

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

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

Oftest måles iltforbruget efter 5 døgn, og målingen kaldes BI5 (engelsk: BOD, Biological Oxygen Demand). Målingen kaldes også BI5.

Ved den manometriske metode inkuberes prøven (oftest uden fortynding) i en lukket beholder. Denne indeholder desuden en beholder med alkali, som absorberer den kuldioxid, som udvikles ved den biologiske omsætning af de organiske stoffer. Iltforbruget forårsager et tryktab, der måles med et manometer, som er tilsluttet beholderen. Tryktabet kan omregnes til et ilt-

Drift af renseanlæg

forbrug. 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 afhængigt af inkubationstiden, idet længere tids henstand medfører en mere fuldstændig iltning og dermed et større iltforbrug.

Ved målingen af biokemisk iltforbrug måles, såfremt der ikke tages særlige forholdsregler, såvel iltforbrug til nedbrydning af organisk materiale som iltforbrug til iltning af eventuelt ammoniumkvælstof (nitrifikation).

Modificeret BI5

Ved at tilsætte prøven små mængder af et stof, som forhindrer den biologiske iltning af kvælstof, opnås, at målingen kun omfatter iltningen af organisk materiale. Stoffet, som normalt anvendes for at forhindre iltningen af kvælstofforbindelser (nitrifikation), er allylthiourea (ATU). Såfremt der anvendes en nitrifikationshæmmer ved analysen, skal dette altid angives. Analysen benævnes da som modificeret BI5.



Foto fra laboratorium. Hurtiganalyser udgør i dag et væsentligt led i driftsoptimeringen af anlæg med næringsstoffjernelse.

Ved driftsovervågning, hvor man generelt er interesseret i fjernelsen af nedbrydeligt organisk materiale, er det mest aktuelt at foretage en modificeret BI5-analyse med ATU-tilsætning. Ønskes et mål for spildevandets potentielle iltforbrug ved udledning til recipient, kan BI5-analysen med ATU-tilsætning kompletteres med analyse for ammonium-kvælstof, 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.

Ved at udføre BI5-analyser på ufiltreret og filtreret prøve fås et indtryk af, hvor stor en del af de biologisk nedbrydelige stoffer der findes på opløst henholdsvis partikulær form.

Kemisk iltforbrug (COD)

Kemisk iltforbrug (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. Efter kogningen bestemmes indholdet af kaliumdikromat, og forbruget omregnes til et iltforbrug.

Der findes flere forenkede metoder til bestemmelse af COD. Ved disse metoder finder kogningen ofte sted ved lavere temperaturer end den standardiserede. De fundne værdier ved sådanne metoder er ikke altid sammenlignelige med den standardiserede metode. Ved driftsovervågning er de forenkede metoder som regel fuldt ud anvendelige.

Ved COD-analysen iltes praktisk taget alt organisk materiale i husholdnings-spildevand. I industrispildevand kan der forekomme stoffer, som ikke iltes fuldstændigt. Kvælstofforbindelser iltes ikke ved COD-analysen.

COD-værdien for råspildevand er ofte 2-2,5 gange BI5-værdien. For biologisk rensede spildevand er forholdet mere varierende og oftest betydeligt højere, idet COD:BI5-forholdet her typisk ligger i intervallet 3-10.

Organisk kulstof (TOC)

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

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

Kemisk iltforbrug COD måles standardiseret efter DS 217:1991 og angives i enheden g/m^3 .

Totalfosfor (TP)

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

Totalfosfor bestemmes ved, at prøven oplukkes med et kraftigt iltningmiddel, således at alt fosfor omdannes til orthofosfat, som herefter bestemmes. Ved at analysere totalfosfor på ufiltreret og filtreret prøve fås et indtryk af, hvor stor en del af fosforindholdet der forekommer i opløst og partikulær form.

Totalfosfor måles standardiseret efter DS/EN ISO 6878:2004 eller DS/EN ISO 15681-1/2:2005, og indholdet angives i enheden g P/m^3 .

Til måling af totalfosfor findes på markedet velfungerende hurtiganalysemetoder, der er velegnede til driftsovervågning.

Drift af renseanlæg

Orthofosfatfosfor (PO₄-P)

Orthofosfatfosfor i filtrerede prøver af spildevand og slam er et mål for indholdet af opløst uorganisk fosfor.

Orthofosfatfosfor 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 fotometrisk og sammenlignes med standarder med et kendt fosforindhold.

Orthofosfatfosfor måles standardiseret efter DS/EN ISO 6878:2004 eller DS/EN ISO 15681-1/2:2005 og angives i enheden g P/m³. Somme tider angives indholdet som fosfat (PO₄-P). Fosfatværdien kan omregnes til orthofosfatfosfor (PO₄-P) ved at gange med 0,33.

Til måling af orthofosfatfosfor findes på markedet et antal velfungerende hurtiganalysemetoder, der er velegnede til driftsovervågning.

Total-kvælstof (TN)

Totalkvælstof er et mål for spildevands eller slams indhold af kvælstofforbindelser, dvs. summen af organisk kvælstof, ammonium-kvælstof, nitritkvælstof og nitratkvælstof. Totalkvælstof bestemmes ved, at prøven oplukkes med et kraftigt iltningmiddel. Herved omdannes alt kvælstof til nitrat, som herefter kan bestemmes. Totalkvælstof kan også måles som summen af Kjeldahl kvælstof og nitrit+nitrat kvælstof.

Totalkvælstof analyseres i henhold til DS/EN 12260:2003 og angives i enheden g N/m³.

Til måling af totalkvælstof findes på markedet velfungerende hurtiganalysemetoder, der er velegnede til driftsovervågning.

Kjeldahl kvælstof (Kj-N)

Kjeldahl kvælstof er et mål for spildevandets indhold af organisk bundet kvælstof og ammonium-kvælstof. I råspildevand samt mekanisk og kemisk rensede spildevand er Kj-N praktisk taget det samme som Tot-N, da indholdet af nitrit- og nitrat-kvælstof normalt er ubetydeligt. Større mængder industrispildevand kan dog ændre på dette forhold.

Kjeldahl kvælstof bestemmes ved, at prøven oplukkes, således at det organisk bundne kvælstof omdannes til ammonium-kvælstof. Prøven gøres basisk, og ammoniak destilleres fra og opsamles. Den fradestillerede ammoniak bestemmes derefter ved titrering eller på samme måde som angivet under ammonium-kvælstof.

Kjeldahl kvælstof kan analyseres i henhold til DS/EN 25663:1994 og angives i enheden g N/m³.

Ammonium-kvælstof (NH₃-N, NH₄-N)

Ammonium-kvælstof er et mål for spildevandets samlede indhold af ammonium- og ammoniak-kvælstof. Ved sædvanligt pH er kun en meget ringe del på ammoniakform. Ved øget pH vil denne fraktion øges. Ammonium og ammoniak forekommer i opløst form, og bestemmelsen foretages på en filtreret prøve.

Ammonium-kvælstof bestemmes ved, at prøven gøres basisk og tilsættes hypoklorit og phenol, hvorved en blåfarvet forbindelse dannes. Farveintensiteten er proportional med indholdet af ammonium-kvælstof i prøven. Farven kan måles i et spektrofotometer og sammenlignes med standarder med et kendt ammoniumindhold.

Ammonium-kvælstof analyseres standardiseret i henhold til DS 224:1975 og angives i enheden g N/m³. Somme tider angives ammonium-kvælstof

Drift af renseanlæg

som ammoniak, dvs. i g NH_3/m^3 . Dette kan omregnes til ammoniumkvælstof ved at gange med faktoren 0,82. Undertiden angives ammoniumkvælstof også som ammonium, dvs. i g NH_4/m^3 . Dette kan omregnes til ammoniumkvælstof ved at gange med faktoren 0,78.

Til måling af ammoniumkvælstof findes et antal velfungerende metoder til hurtiganalyse, der er velegnede til driftsovervågning.

Nitritkvælstof ($\text{NO}_2\text{-N}$)

Nitritkvælstof er et mål for spildevandets indhold af nitritioner. Nitrit forekommer på 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 sjældent benyttes. Det er mere almindeligt at bestemme summen af nitrit- og nitratkvælstof.

Nitritkvælstof 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, og farven kan sammenlignes med standarder med et kendt nitritindhold.

Undertiden angives nitritindholdet som nitrit, dvs. g NO_2/m^3 . Dette kan omregnes til nitritkvælstof ved at gange med faktoren 0,30.

Nitritkvælstof bestemmes standardiseret efter DS/EN 26777:2003.

Nitratkvælstof ($\text{NO}_3\text{-N}$)

Nitratkvælstof er et mål for spildevandets indhold af nitrationer. Nitratkvælstof forekommer i opløst form, og bestemmelsen udføres derfor på filtreret prøve. Nitratkvælstof forekommer almindeligvis kun i nævneværdig grad i biologisk rensede spildevand.

Nitratkvælstof bestemmes normalt ved at reducere nitratkvælstof til nitritkvælstof. Nitrit bestemmes derefter som beskrevet i afsnit om nitritkvælstof. Herved fås summen af nitrit- og nitratkvælstof. For at bestemme indholdet af nitrat må nitrit derfor bestemmes separat og trækkes fra summen af nitrit- og nitratkvælstof. I de fleste tilfælde er indholdet af nitritkvælstof lille, og i driftssammenhæng er der i kommunale rensningsanlæg sjældent behov for at skelne mellem nitrit og nitrat.

Summen af nitrit- og nitratkvælstof analyseres standardiseret efter DS 223:1991 eller DS 230:1988 og angives i enheden g N/m^3 . Undertiden angives nitratkvælstof som nitrat, dvs. som g NO_3/m^3 . Omregning til nitratkvælstof fås ved at gange med faktoren 0,22.

Til bestemmelse af nitrit+nitratkvælstof findes på markedet et antal velfungerende hurtiganalysemetoder, der er velegnede til brug ved driftsovervågning.

Lattergas (N_2O) og kvælstofilter (NO)

Disse luftarter dannes i mindre mængder ved denitrifikation i rensningsanlæg og i jordbunden. De er stærke drivhusgasser, og det er derfor luftarter, hvis udledning man ønsker at reducere. I spildevandsrensningen er der endnu ikke regler for tilladelig udledning af disse luftarter.

Tørstof (TS)

Tørstof er et mål for vands eller slams totale indhold af opløst og partikulært stof. Dette benævnes ofte total-tørstof. Tørstof forkortes her TS. Tørstof bestemmes ved at overføre et bestemt volumen (normalt for vand og slam, som er letflydende) eller en bestemt masse (normalt for tykt eller trægt flydende 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.

Det er vigtigt at være opmærksom på, at TS-analysen også medtager opløste stoffer. Opløste stoffer ligger i spildevand typisk i intervallet 500-1000 g/m³, og ved måling på f.eks. aktiv slam vil TS-analysen altså resultere i en overestimering på 10-20% i forhold til slamindholdet.

Der findes simple metoder til bestemmelse af tørstofindhold af slam. Disse metoder bygger på, at en vis mængde slam lægges på en vægtskål, vægten nulstilles, hvorefter slammet tørres direkte på skålen ved hjælp af en varmelampe. Ud fra den reducerede vægt kan TS-indholdet direkte aflæses. Disse forenkede metoder giver tilstrækkelig nøjagtighed ved driftsovervågning. Det målte tørstof kan være lavere end det virkelige, såfremt prøven indeholder flygtige stoffer, som fordamper sammen med vandet. Ofte måles et for højt tørstofindhold, idet prøven ikke får lov at tørre ordentligt, således at den endnu indeholder en smule vand.

Tørstofs glødetab (TSG eller VTS) og gløderest (TSGR)

Tørstof angives normalt i enheden g/m³ eller kg/m³. Tørstof i en slamprøve kan også angives i % TS.

Tørstof i vand består af uorganisk og organisk materiale. Hvis prøven glødes i en ovn, forbrændes det organiske materiale, mens det uorganiske bliver tilbage som gløderest (TSGR). Det organiske materiale, som forbrændes, kaldes tørstof glødetab (TSG). Gløderest af tørstof er et mål for vandets eller slammets indhold af uorganisk materiale. Tørstoffets glødetab er et mål for prøvens indhold af organisk materiale.

Bestemmelse af glødetab foretages normalt med en prøve, som tørres og vejes til bestemmelse af tørstof. 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 udgør gløderesten. Vægttabet ved udglødningen udgør glødetabet.

Suspenderet stof (SS)

Suspenderet stof er et mål for vand eller slams indhold af partikulært materiale. Suspenderet stof forkortes SS. Af definitionen fremgår, at suspenderet stof er tørstof minus det opløste stof. I slam udgør suspenderet stof hovedparten af tørstofindholdet, og forskellen mellem tørstof og suspenderet stof bliver mindre, jo højere tørstofindhold slammet har. I praksis betyder dette, at man på alle slamprøver over ca. 1% TS, ved driftsovervågning, kan foretage tørstofbestemmelser i stedet for bestemmelse af suspenderet stof, såfremt kravet til nøjagtighed *ikke* er stort. På spildevand og slamvandsprøver kan tørstof ikke anvendes i stedet for suspenderet stof.

Suspenderet stof 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 det suspenderede stof.

Suspenderet stof i *slam* bestemmes normalt ved hjælp af nedenstående metoder. Et bestemt volumen slam centrifugeres. Vandfasen hældes fra, og slamfasen lægges på en vægtskål, tørres ved 105°C og vejes. Vægtforøgelsen udgøres af suspenderet stof. Alternativt kan man først bestemme prø-

Drift af renseanlæg

vens tørstofindhold og derefter tørstof på filtratet. Differensen i tørstofindhold udgøres af suspenderet stof. Ved et højt indhold af suspenderet stof (10 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 suspenderet stof af, hvor stor en del af partiklerne der ikke kan passere gennem et filter eller kan udskilles ved centrifugering. Stof, som ikke tilbageholdes, er pr. definition opløst.

Suspenderet stof angives normalt i g/m^3 eller kg/m^3 . Suspenderet stof bestemmes standardiseret efter DS/EN 872:2005.

Suspenderet stofs glødetab (SSG eller VSS) og gløderest (SSGR)

På samme måde som for tørstof kan suspenderet stof opdeles i uorganisk og organisk materiale. Suspenderet stofs gløderest er et mål for indholdet af uorganisk materiale, og suspenderet stofs glødetab er et mål for indholdet af organisk materiale. Suspenderet stofs glødetab benævnes SSG eller VSS (volatile suspended solids).

Suspenderet stofs gløderest bestemmes på de prøver, som suspenderet stof bestemmes på. Tørstofprøven glødes ved 550°C , og vægtforøgelsen i forhold til rent filter, respektive tom skål, udgør suspenderet stofs gløderest. Suspenderet stofs glødetab er vægtforskellen mellem tørret prøve og glødet prøve.

Suspenderet stofs glødetab bestemmes standardiseret efter DS/EN 872:2005. Gløderest og glødetab angives ofte i % af suspenderet stof.

Opløst stof (OS)

Opløst stof er definitions-mæssigt den del af tørstoffet som ikke findes som suspenderet stof, $\text{OS} = \text{TS} - \text{SS}$. Opløst stof bestemmes enten som differensen mellem tørstof og suspenderet stof, eller som tørstof på filtratet af en vand- eller slamprøve. Opløst stof angives i enheden g/m^3 .

Opløst stofs gløderest (OSGR) og glødetab (OSG)

Opløst stof kan være uorganisk eller organisk. Gløderest er et mål for opløst stofs indhold af uorganisk materiale. Glødetabet er et mål for opløst stofs indhold af organisk materiale. Opløst stofs gløderest kan bestemmes som differensen mellem gløderest af tørstof og gløderest af suspenderet stof. På lignende vis kan opløst stofs glødetab bestemmes.

Konduktivitet, ledningsevne

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

Konduktiviteten måles elektrometrisk. Konduktiviteten af vand kan også være angivet i enheden S/cm . I SI-systemet er enheden mS/m . 1 S/cm svarer til $0,1 \text{ mS/m}$.

Turbiditet

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

Drift af renseanlæg

Turbiditeten kan måles på forskellig måde. Den mest almindelige metode er, at der 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 der anvendes. Måleværdier kan kun tilnærmet omsættes til andre enheder. Den almindeligst benyttede enhed er FTU (Formazan Turbidity Units). Turbiditet bestemmes efter DS/EN ISO 7027:2001.

pH-værdi

pH er et mål for vands surhedsgrad. pH under 7 betyder sure forhold, og pH over 7 basiske forhold. pH er en logaritmisk målestørrelse, og en ændring på 1 pH-enhed betyder, at surhedsgraden ændres med en faktor 10.

pH bør helst måles elektrometrisk, men hvor kravet om nøjagtighed ikke er stort, kan indikatorpapir (pH-sticks) anvendes. pH måles elektrometrisk efter DS 287:1978.

Alkalinitet

Alkalinitet er et mål for, hvor meget syre der skal tilsættes vand (eller slam), for at pH-værdien sænkes til 4.5. Alkalinitet er altså et mål for vandets bufferkapacitet, dvs. evnen til at modstå forandringer i pH-værdi. Når pH er under 6, vil selv en lille mængde syre få pH til at falde kraftigt. Alkalinitet bestemmes efter DS/EN ISO 9963-1:1996.

Alkalinitet i spildevand udgøres helt dominerende af dets indhold af bikarbonationer. Herudover vil også fosfationer og ammonium bidrage til alkaliniteten.

Alkalinitet angives normalt i mekv/l. I engelsk og amerikansk litteratur angives alkaliniteten ofte som mg CaCO₃/l. Omregning til mekv/l fås ved at dividere værdien i mg CaCO₃/l med 50.

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 renseanlæg. Ved bestemmelse af iltindhold i luftningsbassiner er kun den elektrometriske metode anvendelig. Ilt angives i mg O₂/l eller i % af mætningskoncentrationen ved den temperatur, prøven er udtaget ved.

Flygtige syrer (FS,VFA)

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

Flygtige syrer (FS eller VFA (volatile fatty acids)) kan enten bestemmes ved gaskromatografi eller ved destillation af de flygtige syrer og en efterfølgende titrering med natriumhydroxid. Flygtige syrer kan også bestemmes ved tilsætning af et reagens, som danner en farvet forbindelse. Farven er proportional med prøvens indhold af flygtige syrer. Farveintensiteten kan måles i et spektrofotometer og sammenlignes med standarder med et kendt indhold.

Flygtige syrer angives normalt i mekv/l. Ofte angives flygtige syrer som g eddikesyre (HAc) pr. m³. Værdien angivet som g HAc/m³ kan omregnes til mekv/l ved at dividere med 60.

- Tungmetaller i slam** Af hensyn til vurderinger af mulighederne for at slutanbringe det ved spildevandsrensningen producerede overskudsslam på landbrugsjord føres der løbende kontrol med indholdet af tungmetaller i slammet, (4) og (5). Tungmetallerne tilledes overvejende spildevandet fra industrielle kilder. I forbindelse med sporing af kilder til problematisk høje tungmetallindhold kan det endvidere være relevant at skaffe kendskab til indholdet af disse tungmetaller i spildevandsprøver. De i den forbindelse relevante tungmetaller vil være cadmium (Cd), kviksølv (Hg), bly (Pb), nikkel (Ni), chrom (Cr), zink (Zn) og kobber (Cu). Når der tages prøver til analyse for indhold af tungmetaller i spildevand, er det vigtigt, at prøverne udtages i prøvebeholdere, der er forbehandlede ved vask i syre, da koncentrationerne af tungmetaller oftest er meget små, og det derfor er specielt væsentligt at undgå forurening fra prøveflaskerne. Tungmetallerne analyseres ved atomabsorptionspektrometri eller induktiv koblet spektrometri efter forudgående oplukning med stærk syre. Metallerne analyseres i henhold til DS 259:2003.
- Miljøfremmede stoffer** På samme måde som for tungmetallerne nævnt ovenfor er der grænseværdier for maksimale indhold af visse organiske miljøfremmede stoffer (4), (5). Af hensyn til slutanbringelse på landbrugsjord føres der løbende kontrol med slammets indhold af følgende miljøfremmede stoffer: LAS (lineære alkylbensensulfonater), PAH (polycykliske aromatiske hydrokarboner), NPE (nonylphenol + nonylphenoethoxylater) og DEHP (di(2-ethylhexyl) phthalat). Analyse for de miljøfremmede stoffer udføres i henhold til metoder specificeret af Miljøstyrelsen. Til analyse for indhold af LAS anvendes HPLC (væskekromatografi), mens der til analyse for de øvrige tre parametre anvendes GCMS (gaskromatografi/massespektrometri).
- Industrispildevand** I forbindelse med vurdering af indflydelsen på renseanlæggets funktion af tilledning af industrispildevand til offentlig kloak kan der være behov for at foretage målinger af et antal mere specifikke parametre. Relevante parametre samt analysemetoder og vejledende acceptable niveauer for parametrene i denne sammenhæng er angivet i en vejledning fra Miljøstyrelsen: "Tilslutning af industrispildevand til offentlige spildevandsanlæg", (3).
- Bundfældeligt stof** Bundfældeligt stof er et mål for vandets indhold af let bundfældeligt stof.
- Bundfældeligt stof bestemmes ved, at 1 liter vandprøve bundfælder i 2 timer i et spidsglas. Volumen af bundfældeligt stof aflæses direkte på spidsglasset.
- Indholdet af bundfældeligt stof angives normalt som ml bundfældeligt stof pr. liter spildevand.
- Slamvolumen (SV)** Slamvolumen udtrykker, hvor stort et volumen en slamsuspension optager efter 30 minutters bundfældning. Slamvolumen bestemmes normalt kun på aktivt slam.
- Slamvolumen bestemmes ved, at 1 liter slamsuspension ophældes i en 1 liters målecylinder af glas. Slamvolumen aflæses direkte på måleglassets skala. Ved et slamvolumen over 200-300 ml/l kan der opstå fejl, og prøven kan fortyndes før bestemmelsen, til der opnås en måling under dette niveau.

Drift af renseanlæg

- Fortyndet slamvolumen (FSV)** Efter måling på et fortyndet slam multipliceres det fundne volumen med fortyndingsfaktoren, hvorved fremkommer det fortyndede slamvolumen, FSV. Ved måling af fortyndet slamvolumen skal helst benyttes rensed spildevand til fortynding for at undgå fejltolkning.
- Slamvolumen efter 30 min. angives normalt som ml/l eller % af det oprindelige volumen.
- Slamvolumenindeks (SVI)** Slamvolumenindeks, SVI, udtrykker, hvor meget 1 gram slam fylder efter 30 min. bundfældning i et cylinderglas som beskrevet ovenfor. Enheden er ml/g. Slamvolumenindeks beregnes som
- $$SVI(\text{ml/g}) = SV(\text{ml/l})/SS(\text{g/l})$$
- Fortyndet slamvolumenindeks (FSVI)** Benyttes i stedet fortyndet slamvolumen, kan det fortyndede slamvolumenindeks beregnes som
- $$FSVI(\text{ml/g}) = FSV(\text{ml/l})/SS(\text{g/l})$$
- Erfaringsmæssigt vil et slam ofte kunne udvise forringede bundfældningsegenskaber ved et SVI over ca. 150 ml/l, mens en tilsvarende tommelfingerregel for fortyndet slamvolumenindeks synes at ligge omkring 110-120 ml/g.
- Sigtdybde** Sigtdybde er et mål for vands klarhed. Der er ofte for rensed spildevand en rimelig sammenhæng mellem uklarhed og indhold af suspenderet stof. Sigtdybden kan derfor være et godt mål for den øjeblikkelige funktion af en efterklaringstank.
- Sigtdybden måles ved at sænke en hvid skive ned i vandet til den dybde, hvor den netop kan skelnes. Sigtdybden, som måles, er afhængig af flere faktorer, bl.a. lysforholdene og den person, som foretager målingen. I bassiner med et højt slamspejl kan måling af sigtdybden begrænses af, at skiven når ned i slammet, mens den stadig er synlig. I sådanne tilfælde er sigtdybden ikke et mål for vandets klarhed, men et mål for slamniveauet i bundfældningstanken. Sigtdybden angives i meter eller cm.
- Iltoptagningshastighed** Iltoptagningshastighed eller iltrespirationshastighed af spildevand 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 anvendte metode anvendes kun på slamprøver. Iltoptagningshastigheden måles ved, at en prøve med en iltkoncentration på mindst 4-5 g O₂/m³ fyldes på en lukket kolbe eller lignende beholder. Kolben er udstyret med omrører og forsynet med iltmåler. Såfremt prøven forbruger ilt, vil iltkoncentrationen synke, og iltoptagelseshastigheden kan bestemmes ved at måle iltkoncentrationen som funktion af tiden. Iltoptagningshastighed angives i g O₂/m³·h.
- Iltoptagningshastigheden er afhængig af slamkoncentrationen i prøven. Ofte angives derfor iltoptagningshastigheden som specifik iltoptagningshastighed, dvs. iltoptagningshastigheden i g O₂/m³·h divideret med slamkoncentrationen (suspenderet stof) i kg/m³. Den specifikke iltoptagningshastighed opgives således i g O₂/kg SS·h. Ved aerob slamstabilisering angives den specifikke iltoptagningshastighed ofte i forhold til slammets indhold af organisk materiale, dvs. som g O₂/kg TSG·h.
- Såfremt et slams iltrespirationshastighed i et anlæg pludselig falder drastisk, vil der ofte være tale om en forgiftningssituation.

Iltrespirationsmålinger kan være et nyttigt værktøj til undersøgelse af mulige hæmmende effekter i spildevand. En detaljeret beskrivelse af dette kan findes i DS/EN ISO 8192:2007.

Nitrifikationshæmning

Da nitrifikationsprocessen er den mest følsomme proces i et biologisk renseanlæg, vil en mere relevant undersøgelse oftest være måling af spildevandets indflydelse på et aktivt slams nitrifikationshastighed, den såkaldte nitrifikationshæmning. Metoden anbefales af Miljøstyrelsen i forbindelse med vurdering af effekter af tilledning af industrispildevand til offentlig kloak (3). Ved målingen tages udgangspunkt i den internationale standard, DS/EN ISO 9509:2006. Ved en 5 gange fortynding af industrispildevandet må den observerede hæmning af nitrifikationen ikke overskride 50% i forhold til en referencemåling. Som supplement til ISO-testen for nitrifikationshæmning kan også anvendes en såkaldt mini-nitrifikationstest til brug ved screening af spildevands mulige toksiske effekt på nitrifikationsprocesser i biologiske renseanlæg.

CST-måling

CST, som er en forkortelse af Capillary Suction Time (kapillær sugetid), er et indirekte mål for slams afvandingsegenskaber. CST bestemmes ved, at en slamprøve fyldes i et kort rør placeret oven på et filtrerpapir. Vandet fra slammet suges ned i filtrerpapiret, som befugtes cirkulært omkring.

Ved at måle, hvor hurtigt befugtningen foregår mellem to punkter med en bestemt afstand, opnås et tidsrum, som kaldes kapillær sugetid eller CST-tid. En kort CST-tid indikerer gode slamafvandingsegenskaber. CST angives i sekunder.

2.5 Måleudstyr til kontinuert overvågning af renseanlæg

2.5.1 Kontinuert måleudstyr, orientering

Der findes instrumenter til kontinuert overvågning af adskillige af de væsentligste driftsparametre, som f.eks. pH, ilt, temperatur, suspenderet stof, ammonium, nitrat, fosfat og organisk stof.

Til brug ved processtyring skal man, ud over de nævnte procesparametre, kende den aktuelle flow- og stofmæssige belastning på anlæggets proces-tanke for at kunne optimere styringen af de biologiske processer.

Automatisk procesregulering kan derfor kun udføres optimalt, når man kender det aktuelle spildevandsflow og -sammensætning, returslamflow og evt. kemikalieflow, hvorved flowmåleren bliver en uundgåelig del af procesovervågningen.

Måleapparatet til bestemmelse af de andre væsentlige driftsparametre kan deles op i to niveauer m.h.t. vedligeholdelse, idet der er stor forskel i tidsforbrug til pasning af udstyr til måling af pH, ilt, temperatur, redox og suspenderet stof, sammenlignet med de mere avancerede instrumenter til måling af ammonium, nitrat, fosfat og organisk stof.

Når man vil anskaffe sig måleudstyr til styring, regulering og overvågning, er det altid vigtigt, at indkøbene baseres på en realistisk bedømmelse af effekten på driften af det aktuelle renseanlæg.

Fordele

Fordelene ved kontinuert registrerende instrumenter kan f.eks. være:

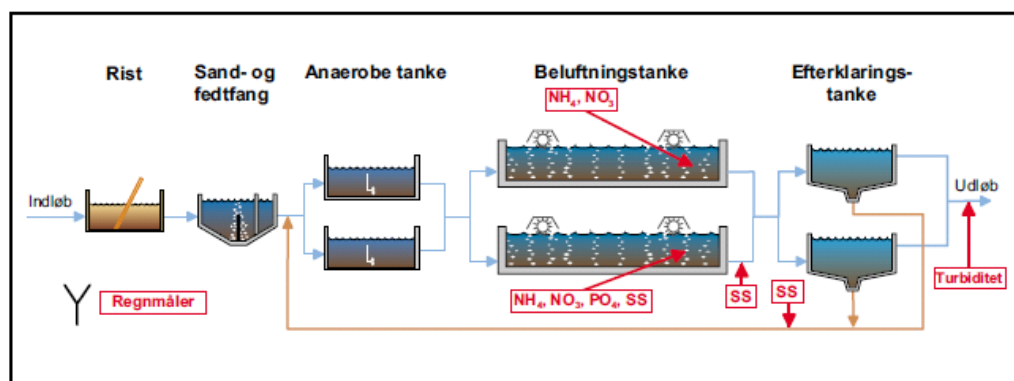
- hurtig respons på ændringer af måleværdier
- kontinuerlig overvågning hele døgnet
- mulighed for automatisk procesregulering
- minimering af energiforbrug
- minimering af slamproduktion
- optimering af fældningskemikalieforbrug
- bedre udnyttelse af anlæggets kapacitet
- bedre forståelse af unormale tilstande.

Det er store anlæg eller anlæg med flere procestrin, som bedst kan udnytte fordelene ved en automatisk driftsovervågning og processtyring, specielt m.h.t. de automatiske målinger af ammonium, nitrat og fosfat, idet disse apparater er relativt dyre i anskaffelse, og de kræver en del vedligeholdelse og tilsyn.

På figur 2.2 ses et eksempel på opbygning af et system til kontinuert styring, regulering og overvågning af suspenderet stof, ammonium-, nitrat-, fosfat- og iltniveau i luftningstankene, samt turbiditet på afløbet fra klaringsstanken.

Før de avancerede målinger af opløst N- og P-fractionerne kan foretages, skal det partikulære stof udskilles, og denne adskillelse foregår ved brug af et standard crossflow-filter.

De fleste avancerede målinger er baseret på farvereaktion med specifikke kemikalier til bestemmelse af måleparametrenes koncentration.



Figur 2.2 Principdiagram for målerinstallation til online regulering af N- og P-komponenter, samt hydraulisk optimering efter STAR-konceptet på et BIO-DENIPHO-anlæg

2.5.2 Kontinuert måleudstyr, driftsovervågning

pH

Renseresultatet ved kemisk for- og efterfældning er stærkt afhængigt af pH i flokkuleringsbassinerne, hvilket gør, at der, specielt ved spildevandstyper med blødt vand, er behov for en kontinuert overvågning af pH samt en justering, når værdien falder uden for det ønskede interval.

I forbindelse med de biologiske processer ved spildevand med lav alkalinitet (ringe bufferstyrke), eller ved meget høje kvælstofkoncentrationer, kan det være nødvendigt med en pH-justering på grund af alkalinitetsforbruget ved nitrifikationsprocessen.

I disse tilfælde skal man have mulighed for en kontinuert pH-måling og -justering.

Ved modtagelse af industrispildevand er det altid en forudsætning, at pH på det tilladte spildevand ligger i området 6,5-8,5 af hensyn til beskyttelse af de biologiske processer og betonen i kloaksystemet.

Ilt

Bestemmelse af iltindholdet i aktiv-slamanlæg er af stor betydning i den daglige driftsovervågning. Specielt de nitrificerende bakteriers aktivitet er stærkt iltafhængig og kræver et iltindhold på 0,5-2 mg O₂/l for at kunne omsætte ammonium til nitrat med en rimelig høj proceshastighed. Hvis iltindholdet hæves over dette niveau, vil man kun opnå en marginal forbedring i den biologiske aktivitet, men derimod vil driftsudgifterne til beluftningen stige voldsomt, da der herved vil blive "spildt" iltningsskapacitet for at holde det højere iltindhold i væsken.

En iltstyring er derfor både af hensyn til renseeffekt og energiforbrug uundværlig. De fleste danske renseanlæg er udstyret med automatisk regulering af iltindholdet i luftningstankene og kontinuert registrering af iltindholdet i tankene.

Ved måling af det aktuelle iltindhold, samt kendskab til iltydelsen for det installerede beluftningsudstyr (overfladebeluftere eller bundbeluftning med blæser/diffusorsystemer), er det muligt at beregne det aktuelle iltforbrug (kg O₂/time), for det aktive slam. Dette forbrug benævnes OUR (Oxygen Uptake Rate = iltoptagelseshastighed), og er et udtryk for den aktuelle forureningsbelastning af renseanlægget.

Iltoptagelsen er summen af iltbehov til omsætning af organisk stof og behovet til nitrifikation, og OUR-niveauet kan derfor benyttes som måler af den aktuelle organiske forurening, som anlægget udsættes for, hvilket er at sammenligne med en kontinuert måler til organisk stof (BI5 eller COD).

Det er vigtigt at udvælge placeringen af målested omhyggeligt, således at målingerne er repræsentative for forholdene i bassinet, specielt ved anlæg med mange iltgivere som f.eks. ringkanalanlæg med flere rotorpr. tank.

En iltmåler kan derfor, ud over det primære formål med at kontrollere iltindholdet i beluftningstanken, bruges som en sensor til fastlæggelse af anlæggets aktuelle belastning, idet man kan måle hastigheden på iltfjernelsen, når beluftningsudstyret slukkes, og dermed har man et signal for iltbehovet i den nærmeste fremtid.

Temperatur

Temperaturkontrol er indlysende ved drift af rådnnetanke, da processen kræver temperaturer i området 30-40°C. Måling af temperaturen er meget værdifuld i andre sammenhænge, f.eks. i forbindelse med opretholdelse af nitrifikationsaktiviteten, da lave temperaturer normalt kan kompenseres ved en forøgelse af iltindholdet i luftningstankene. Kontinuert temperaturmåling på tilført spildevand og i luftningstankene er derfor standard på de fleste større danske renseanlæg.

Temperaturen på det tilførte spildevand kan give information om unormal indsivning af grundvand, snesmeltning, og generelt kan man bruge temperaturen som styring til anlæggets behov for slamindhold vinter og sommer.

Andre områder med behov for temperaturkontrol er aerob slamstabilisering og behandling af afvandet slam med brændt kalk (hygiejnisering).

Suspenderet stof

Der er ofte en lineær sammenhæng mellem målinger af turbiditet og mængden af suspenderede stoffer. En turbiditetsmåler kan derfor anvendes til kontinuert bestemmelse af mængden af det suspenderede stof, f.eks. i afløbsvand fra kemisk forfældning, i afløb fra efterklaringstanke (slamflugtskontrol), i det aktive slam i luftningstankene, og til overvågning af slamafvandings effektiviteten ved måling på rejektvand fra afvandingsmaskinerne.

Af andre anvendelser af kontinuert måling af suspenderet stof kan nævnes returslamsstyring, styring af slamudtag fra forklaringstanke, styring af overskudsslamudtag fra luftningstanke, styring af slamtilførsel til rådnetanke og styring af polymerdoseringsudstyr i forbindelse med slamafvanding.

Måleprincippet ved anvendelse på slamstrømme med højt tørstofindhold (>15g SS/l) er normalt ikke den direkte turbiditet, men en direkte måling af masseflux.

Redoxpotentiale

Måling af redoxpotentiale med en redox-elektrode kan udnyttes til kontinuert overvågning af slammets iltningsniveau.

Dette er specielt nyttigt i forbindelse med kvælstoffjernende anlæg, idet en redoxmåling kan erstatte den noget dyrere og mere komplicerede kontinuerede nitratmåling.

Redoxpotentialet udviser et spring i niveau, når nitratindholdet forsvinder, dvs. at en redoxmåling kan bruges til styring af anlæg med veksel drift mellem nitrifikation og denitrifikation.

Målingen kan også benyttes ved optimering af biologisk fosforfjernelse, idet man i denne type anlæg får den største effekt af den biologiske fosforfjernelse, når nitratniveauet i den anaerobe fortank er minimeret, hvilket kan opnås ved minimering af nitratindholdet i luftningstanken og dermed i returslammet.

Ammonium

Hvis man vil styre kvælstoffjernende anlæg optimalt, dvs. opnå lavest mulig afløbskvalitet m.h.t. Total-N, vil en kontinuert overvågning af de uorganiske kvælstofkomponenter være uundværlig.

Der findes mange fabrikater af online målingsudstyr til ammoniumbestemmelse, men kun to forskellige principper:

1. Måling af ammonium med elektrode
2. Måling af ammonium ved en kemisk farvereaktion (spektrofotometrisk metode).

Metode 1 er den nemmeste, idet den kan udføres direkte i en delstrøm på aktivt slam eller afløbsvand. Metoden kræver tilsætning af base før målingen, hvorved ammoniumindholdet i vandfasen kan bestemmes direkte. Apparatet kræver en del vedligeholdelse (elektroderensning og -kalibrering), men er billigt i drift.

Metode 2 kræver en vandfase, fri for suspenderet stof, idet måleprincippet er det samme som ved hurtigmetodebestemmelse af ammonium: Der tilsættes kontinuert kemikalier til den filtrerede vandfase, hvorved ammonium reagerer med kemikalierne og udvikler en farve med en intensitet, der er proportional med ammoniumkoncentrationen.

Filtreringen af suspenderet stof fra vandfasen foretages normalt ved brug af cross-flow membranfiltrering.

Drift af renseanlæg

Dette kræver et flow af f.eks. aktivt slam på nogle m^3 /time for at kunne filtrere nok vandfase til den kontinuerte måler.

Apparaterne med den spektrofotometriske metode kan udføre selvkalibrering, men kræver et par timers pasning pr. uge.

Kontinuert ammoniummåling er et effektivt middel til at minimere energiodgifterne til iltningsbehovet, idet målingen kan anvendes til overvejning af iltstyring med iltelektrode og er effektiv i forbindelse med anlæg med veksel drift mellem nitrifikation og denitrifikation.

Nitrat

Der gælder de samme argumenter for kontinuert måling af nitrat i forbindelse med optimal kvælstoffjernelse som for ammonium. Nitratmængden i afløbet fra et renseanlæg kan minimeres effektivt, hvis man til enhver tid kender niveauet af nitrat i anlægget.

Der findes kommercielt tilgængeligt online måleudstyr til nitratmåling, som benytter tre forskellige måleprincipper:

1. Redoxmåling (indirekte nitratmåling)
2. UV-måling
3. Spektrofotometrisk måling.

Metode 1 er allerede omtalt, og man kan med en redoxmåling let finde tidspunktet, hvor nitrat forsvinder eller kommer tilbage igen.

Ved anlæg med vekslende nitrifikation/denitrifikation kan tidspunktet, hvor nitrat forsvinder, fastlægges meget præcist pga. potentialspringet med eller uden nitrat.

Metode 2 bygger på, at nitrat indeholder en molekylbinding, som kan måles ved belysning med ultraviolet lys, hvis alt suspenderet stof er filtreret væk fra vandfasen. Metoden er billig og kræver ingen kemikalier ud over de kemikalier, der benyttes til rensning af målecellen. De største problemer med denne metode er netop vedligeholdelse af målecellens renhed, idet selv mindre belægnings vil ødelægge pålideligheden af måleresultatet.

Metode 3 er sammenlignelig med den spektrofotometriske måling af ammonium omtalt i sidste afsnit, med de samme for- og bagdele. Metoden er driftssikker og selvkalibrerende, men kræver en del vedligeholdelse og driftskemikalier.

Kontrollen med indholdet af Total-N i afløbet er efter indførelsen af spildevandsafgifter blevet endnu mere økonomisk favorabel, idet nedbringelse af kvælstofindholdet både vil minimere energiforbruget til luftindblæsning og samtidigt nedbringe kommunens udgifter til afgiften på kvælstof.

Fosfat

Kontrol af niveauet af fosfat kan betyde store driftsudgiftsbesparelser i forbindelse med fosforfjernelse.

Fosforfjernelse ud over kapaciteten for biologisk fosforfjernelse fås udelukkende ved fældning med metalsalte (jern-, aluminium- eller kalciumsalte).

Ved kontrol af den opløste fosfatkoncentration kan man minimere sit kemikalieforbrug, således at det resulterende afløbsniveau for fosfor kan holdes under de aktuelle krav.

Styring af fosfatniveauet ved online målinger er vigtigst i de procesformer, der har den korteste reaktionstid, som f.eks. forfældning med jernsalte, efterfældning med aluminium-, jern- eller kalciumsalte og til styring af det re-

Drift af renseanlæg

sulterende fosforniveau fra anlæg med biologisk fosforfjernelse, fordi disse former for fosforfjernelse er stærkt afhængige af den aktuelle spildevands-sammensætning (indløbskoncentration af fosfat, BI5/P-forhold, flow m.m.).

De kommercielt tilgængelige apparater til kontinuert fosforovervågning arbejder alle med det spektrofotometriske princip.

Fosfatindholdet måles som farveintensiteten, der opstår ved blanding af en prøve filtreret for suspenderet stof og nogle farveudviklende kemikalier.

Apparaterne er meget driftssikre og målestabile og skal blot kalibreres en gang pr. uge.

Vedligeholdelsen består i de ugentlige kalibreringer og tilførsel af driftskemikalier.

Måleprincippet har været i anvendelse de sidste 40 år både i USA og Sverige, og i Danmark har disse apparater været i anvendelse siden 1986, både i forbindelse med overvågning og egentlig processtyring af simultanfældning, forfældning, efterfældning og kontaktfiltrering og til procesovervågning af anlæg med biologisk fosforfjernelse.

Organisk stof

Biokemisk iltforbrug (BI5) er ikke anvendeligt som kontinuert driftsparameter, da bestemmelsen tager 5 dage, og resultatet derved bliver af historisk interesse. Kemisk iltforbrug (COD) er derimod en forholdsvis hurtig analyse, som inden for visse områder kan erstatte målingen af BI5.

Der findes driftssikre automatiske COD-analysatorer på markedet, som kan anvendes til kontinuert overvågning, men prisen for disse apparater er høj, og den ekstra procesinformation, man kan uddrage af målingen, er begrænset.

Som omtalt i forbindelse med iltmåling er det muligt at udtrække oplysninger fra en iltmåling, som kan erstatte kontinuert måling af tilført organisk belastning.

Når den aktuelle belastning af renseanlægget m.h.t. iltforbrugende stoffer (BI5, COD og kvælstof) kendes, er det nemmere at udforme en styringsstrategi for anlæggets drift i den aktuelle situation.

2.6 Kontinuert måleudstyr, processtyring og -regulering

Som nævnt under de respektive måleparametre kan man opdele de kontinuerede målesystemer i to kategorier:

1. "Vedligeholdelsesfri" målere
2. Avanceret måleudstyr med vedligeholdelse.

I kategori 1 findes de målere, som kun kræver jævnlig vedligeholdelse og kalibrering, og som ikke kræver driftskemikalier.

Disse målere omfatter parametrene pH, ilt, temperatur, suspenderet stof, nitrat, redox, flow og måling af organisk belastning gennem OUR-bestemmelse (iltforbrugshastighed).

Kategori 2 omfatter de mere avancerede målere til bestemmelse af uorganiske kvælstofkomponenter, opløst fosfor (fosfat) og COD-måling.

Drift af renseanlæg

De fleste af målesystemerne i kategori 1 har været i anvendelse på danske renseanlæg i mange år som standardudstyr.

Hydraulisk kapacitetsforøgelse af efterklaringstanke ved automatisk tørstof-fordeling mellem aktive slamtanke og efterklaringstanke (ATS-konceptet) er en styringsmulighed. Her ophobes slammet i de aktive slamtanke under regn, ligesom man kan minimere indholdet af suspenderet stof i afløb fra efterklaringstanke ved udnyttelse af flowregulering af returslamføringen.

Den praktiske anvendelse af online regulering kan opdeles på følgende hovedområder:

Energiminimering:

- Ammonium-N styrer ilttingsbehovet i nitrifikationsprocessen.
- OUR-niveauet styrer iltsetpunktet i nitrifikationsprocessen.
- Nitrat-N minimeres, dog begrænset af eventuel BIO-P optimering.

Afgiftsminimering:

- Total-N og Total-P minimeres i afløbet, uden at forøge kemikalieforbrug til denitrifikation og fosforfjernelse.

Slamminimering:

- Andelen af kemisk slam minimeres ved Bio-P optimering.
- Biologisk slam sendes til anaerob udrådning med tilhørende slamreduktion, energiproduktion og forbedrede afvandingsegenskaber for det udrådnede slam.

Hydrauliske forbedringer:

- Kapaciteten af efterklaringstanke kan forøges ca. 50% ved indførelse af slamtilbageholdelse i luftningstankene (ATS-driftsform) og returslamstyring.

Alt i alt vil en total automatisering af de biologiske processer kunne give væsentlige reduktioner i energiforbrug, slamproduktion (slamafgifter), afløbskvalitet (spildevandsafgifter) samt væsentlige forøgelser af den biologiske og hydrauliske anlægskapacitet.

Anlæggene kan blive selvjusterende i forhold til den aktuelle belastning, hvorved de nævnte forbedringer i driftsøkonomi vil slå igennem.

De tre essentielle næringssaltmålinger: Nitrat-N, Ammonium-N og Fosfat-P kan foretages uden behov for eksterne filtreringssystemer, idet Danfoss har udviklet standardmålere, hvor filtreringsenheden er integreret i måleren.

Hermed kan man flytte sin næringssaltmåler rundt i procestankene uden problemer med filtreringsenheden.

Litteratur

- (1) DS ISO 5667-10:2004. Vandundersøgelse - Prøvetagning - Del 10, Vejledning om prøvetagning af spildevand.
- (2) DS ISO 5667-13:1998. Vandundersøgelse - Prøvetagning - Del 13, Vejledning om prøvetagning af slam fra spildevandsreanseanlæg og vandværker.
- (3) Miljøstyrelsens vejledning nr. 11, 2002. Vejledning om tilslutning af industrispildevand til offentlige spildevandsanlæg.
- (4) Bekendtgørelse nr. 1650 af 13/12/2006 om anvendelse af affald til jordbrugsformål. (Slambekendtgørelsen).
- (5) Plantedirektoratet (2000). Bekendtgørelse nr. 56 af 24. januar 2000 om tilsyn med spildevandsslam m.m. til jordbrugsformål.

3

Tilløb til rensningsanlæg

Af Mogens Henze

I dette afsnit omtales de spildevandstyper, der tilledes rensningsanlæg. Tilledningen kan bestå af:

- husspildevand
- institutionsspildevand
- industrispildevand
- indsivningsvand
- regnvand
- perkolat
- septiktankslam.

På selve rensningsanlægget vil der ofte være en række interne vandstrømme, som også påvirker processerne. Det kan f.eks. være:

- dekantervand fra slamkoncentrering
- slamvand fra rådnetank
- rejektvand fra slamafvanding
- drænvand fra slambede
- skyllevand fra riste og sier
- filterskyllevand.

De forskellige tilledningers betydning for processerne i anlægget omtales nedenfor.

3.1 Råspildevand, orientering

Spildevandet til et renseanlæg vil ofte være en kombination af vand fra husholdninger, institutioner og industri samt regn- og drænvand. I fællessystemer føres alt spildevand i en ledning. I separatsystemer føres spildevand og regnvand i hver sin ledning. Ledninger er mere eller mindre utætte. Hvis kloakledningen ligger over grundvandsspejlet, vil spildevand sive ud. Hvis de ligger under grundvandsspejlet vil de fungere som drænledninger, hvor grundvand siver ind. Ind- og udsivning kan foregå både til spildevand og regnvandsledninger. Der er ofte stor forskel på det spildevand, der ledes ind i afløbssystemet direkte fra kilden (f.eks. et hus), og det spildevand, der ledes ind i rensningsanlægget. Det skyldes, at der foregår biologiske processer i spildevandet under transporten i afløbssystemet, samtidig med at ind- og udsivning ændrer sammensætning og mængde.

Klimaændringer vil medføre, at der tilføres råspildevand med større variation i indhold, mængde og temperatur.

Husspildevand

Mængden af husspildevand svarer omtrent til husholdningens vandforbrug (100-150 liter/person · dag). Husspildevands sammensætning både i koncentration og i mængder pr. person varierer fra sted til sted.

Industrispildevand Industrispildevandets mængde og karakter er helt afhængig af industriens art. Vilkårene for tilslutning af industrielt spildevand til det kommunale ledningsnet skal være af en sådan art, at der ikke kan forekomme store udslip af tungmetaller, cyanider, opløsningsmidler, miljøfremmede organiske stoffer eller andre stoffer, som kan skade ledningsnettet, renseanlægget, give problemer med slammets kvalitet eller udgøre en sundhedsrisiko for driftspersonalet. I praksis må man dog alligevel regne med, at der med mellemrum vil ske uheld på industrier. Det kan give store problemer på rensningsanlæg.

Regnvand medfører store vandtilførsler i fællessystemer. I separatsystemer forekommer der fejkoblinger, således at regnvand fra f.eks. tage føres til spildevandsledningen. Regnvandets påvirkning af spildevandet, der ledes ind i rensningsanlægget, afhænger af afløbssystemets opbygning.

Infiltration Infiltrationsvandmængder er afhængige af lokale forhold såsom grundvandsspejl m.v. Ofte ledes også drænvand til spildevandsledninger. Den mængde vand, som infiltrerer (siver ind) i ledningerne, er først og fremmest afhængig af ledningsnettets tilstand og grundvandsspejlets beliggenhed. Mængden af drænvand og infiltrationsvand kan udgøre mellem 50 og 500 liter/person-døgn.

Exfiltration Hvis kloakledninger ligger over grundvandsspejlet, kan der ske udsivning af spildevand. Dette mindsker både spildevandsmængden og stofmængden, der tilledes rensningsanlægget fra det pågældende opland.

Personekvivalent Personekvivalent (PE) er en måleenhed for mængden af spildevand eller stof, der tilledes et rensningsanlæg – se tabel 3.1. 1 personekvivalent svarer til 200 l/d og/eller 60 g BI5/d. Hvis man kender spildevandsmængden i m³ pr. dag eller mængden af BI5 i kg pr. dag, kan man beregne antallet af PE. PE beregnet på grundlag af vand eller BI5 stemmer aldrig. Det skyldes bl.a. indsivning, industri, samt at definitionen aldrig passer helt med det aktuelle personbidrag (forurening og produceret spildevandsmængde pr. person).

Tabel 3.1 Definitioner af personekvivalent

BI5 g/(person · d)	60
Spildevand l/(person · d)	200

Personbidrag Personbidraget (eller personbelastningen) (PB) svarer til den aktuelle belastning pr. person pr. dag. Det kan variere meget afhængig af de aktuelle forhold i kloakoplandet. Hvis mange beboere arbejder uden for oplandet, vil personbidraget være lille, mens hvis mange beboere rejser til oplandet for at arbejde eller holde ferie, kan personbidraget blive stort. Det skyldes, at man normalt beregner personbidraget på grundlag af antal fastboende personer i oplandet. Personbidraget kan f.eks. være lille i forbindelse med økologisk beboelse, hvor beboerne ikke udleder så meget affald med spildevandet, men i stedet håndterer det på anden vis. Tabel 3.2 viser typiske variationer i personbidrag.

Tabel 3.2 Variation i personbidrag

BI5 g/(person · d)	15-80
Kvælstof g/(person · d)	2-15
Fosfor	1-3
Spildevand l/(person · d)	50-200

Eksempel

Spildevandsmængden til et rensningsanlæg er 2600 m³/d. Ud fra en døgnprøve er den beregnede BI5-belastning 720 kg BI5/d (se eksempel på beregning af BI5-belastning). PE (vand) = 2600 m³/d / 0,2 m³/(d · PE) = 13 000 PE. PE (BI5) = 720 kg BI5/d / 0,060 kg BI5/(d · PE) = 12 000 PE. (60 g BI5 = 0,060 kg BI5) Hvis man ved, at der bor 15.000 personer i oplandet, kan man beregne personbidraget. PB (vand) = 2600 m³/d / 15.000 = 173 l/(person · d) og PB (BI5) = 720 kg BI5/d / 15.000 = 48 g BI5/(person · d)

Stoffer i spildevand

Stofindholdet i det spildevand, der når frem til rensningsanlægget, varierer fra sted til sted. Man kan lære meget om kloakoplandet ved at vurdere spildevandets sammensætning. F.eks. betyder fisk i tilløbet, at der sandsynligvis er problemer med højvandslukker, eller at der er en fiskeindustri i oplandet. På det enkelte rensningsanlæg vil der normalt være karakteristiske variationer over ugen og over året. I tabel 3.3 ses en oversigt over indhold i byspildevand uden væsentlig stofmæssig påvirkning fra industri. Kolonnerne viser typiske koncentrationer i tilløbet til rensningsanlægget. Afhængigt af vandforbrug og infiltrationsvandmængde bliver tilløbet mere eller mindre fortyndet.

Tabel 3.3 Typisk indhold i byspildevand

Stof	Højt niveau	Lavt niveau	Enhed
BI5 (BI5) total	350	100	g/m ³
BI5 opløst	140	40	g/ m ³
COD total	740	210	g/m ³
COD opløst	300	80	g/m ³
Totalkvælstof	80	20	g N/m ³
Ammonium-kvælstof	50	12	g N/m ³
Totalfosfor	23	6	g P/m ³
Orthofosfat	14	4	g P/m ³
Suspenderet stof	450	120	g/m ³
Susp.stof, glødetab	320	80	g/m ³
Bdf. efter 2 timer	10	3	ml/l
Fedt/olie	100	30	g/m ³
pH	8	7	
Alkalinitet	7	2	ekv/m ³
Temperatur	20	7	°C
Bly	80	25	mg/m ³
Kadmium	4	1	mg/m ³
Kviksølv	3	1	mg/m ³
Krom	40	10	mg/m ³
Zeolit	50	10	g/m ³
Nonylphenoler, NPE	80	10	mg/m ³
LAS	15	4	g/m ³
Phthalater, DEHP	300	70	mg/m ³
Phthalater, DOP	600	150	mg/m ³
PAH	2,5	0,2	mg/m ³

Hvis råspildevandets sammensætning afviger væsentligt fra tabellens værdier, er det værd at overveje, om det skyldes industri, prøvetagningsfejl eller analysefejl eller interne vandstrømme fra rensningsanlægget, som på grund af designfejl tillædes før prøvetagningspunktet for råspildevand. På længere sigt forventes råspildevandets temperatur på grund af klimaændringer at stige 1-2°C for både indløb og udløb.

Forholdstal

For de fleste stoffer i råspildevandet gælder det, at det er en ren fortynding, der sker, når infiltration eller vandforbrug er højt. Det betyder, at de indbyrdes forhold mellem stofferne ofte er uforandret. Det gælder for eksempel COD/BI5-forholdet og COD/TN-forholdet. Dog kan mængden af organisk stof mindskes under transport i afløbssystemet (det nedbrydes biologisk), hvilket så vil øge COD/BI5-forholdet og mindske COD/TN-forholdet, idet kvælstof normalt ikke forsvinder fra spildevandet under transport i kloakledninger.

Industrispildevand kan, hvis det uden forbehandling tilledes det kommunale afløbssystem, ændre råspildevandets sammensætning radikalt. For eksempel vil levnedsmiddelindustri (bryggerispildevand, mejerispildevand) ofte øge COD/TN- og COD/TP-forholdet væsentligt.

I byspildevand er der normalt en sammenhæng mellem de forskellige analyseparametre. Hvis disse forholdstal afviger fra det normale, kan det skyldes enten industrispildevand eller fejl ved prøvetagning/analyse. Forholdstallene ændrer sig gennem rensningsanlægget, så normalt ser man kun på forholdstallene i råspildevandet. Afvigelse fra de almindelige forholdstal kan påvirke processerne i anlægget og dermed kvaliteten af afløbet.

I tabel 3.4 ses en oversigt over typiske forholdstal i råspildevand.

Et højt COD/BI5-forhold kan give høj COD-koncentration i udløbet. Et lavt forhold kan give højt iltbehov i aktiv-slamtanken og hurtig denitrifikation.

Tabel 3.4 Typiske forholdstal for stoffer i byspildevand

Forhold	Lavt	Normalt	Højt
COD/BI5	1,5-2,0	2,0-2,5	2,5-3,5
COD/TN	6-8	8-12	12-16
COD/TP	20-30	30-45	45-60
BI5/TN	3-4	4-6	6-8
BI5/TP	10-15	15-20	20-30
NH4/TN	0,4-0,6	0,6-0,7	0,7-0,8
COD/SS	1,2-1,4	1,4-1,6	1,6-2,0
TSG/SS	0,4-0,6	0,6-0,8	0,8-0,9

Et højt COD/TN-forhold er gunstigt for denitrifikation.

Et højt COD/TP-forhold vil normalt være gunstigt for biologisk fosforfjernelse. Et højt COD/TSG-forhold betyder, at der er fedt/olie i større mængder i spildevandet, f.eks. fra industri.

Perkolat og septiktankslam

Ud over det råspildevand, der tilledes rensningsanlægget, kan der også blive tilledt perkolat og septiktankslam. Dette sker oftest med tømning af slamsuger på rensningsanlægget. Mange tømninger samtidig kan betyde en stor belastning med efterfølgende driftsproblemer. Man bør registrere både mængder og sammensætning af disse tilledninger, idet stofkoncentrationerne kan være meget høje – se tabel 3.5.

Tabel 3.5 Stofindhold i perkolat og septiktankslam

Stof	Perkolat		Septiktankslam		Enhed
	Højt	Lavt	Højt	Lavt	
BI5 (BI5) total	12000	300	30000	2000	g/m ³
BI5 opløst	11900	290	1000	100	g/m ³
COD total	16000	1200	90000	6000	g/m ³
COD opløst	15800	1150	2000	200	g/m ³
Totalkvælstof	500	100	1500	200	g N/m ²
Ammonium-kvælstof	475	95	150	50	g N/m ³
Totalfosfor	10	1	300	40	g P/m ³
Orthofosfat	10	1	20	5	g P/m ³
Suspenderet stof	500	20	100000	7000	g/m ³
Susp.stof, glødetab	300	15	60000	4000	g/m ³
Bdf. efter 2 timer	5	1	900	100	ml/l
Klorid	2500	200	300	50	g/m ³
Sulfid	10	1	20	1	g/m ³
pH	7,2	6,5	8,5	7,0	
Alkalinitet	40	15	40	10	ekv/m ³
Temperatur	14	6	14	6	°C
Bly	300	20	30	10	mg/m ³
Totaljern	600	50	200	20	g/m ³
Kadmium	10	1	4	1	mg/m ³
Kviksølv	1	0,1	2	1	mg/m ³
Krom	600	50	40	10	mg/m ³
Fækale coliforme bakterier	200	5	10 ⁸	10 ⁶	antal/100 ml

Af tabel 3.5 ses, at både perkolat og septiktankslam kan variere meget mere i sammensætning end det almindelige byspildevand. Det er derfor specielt vigtigt at have kendskab til den aktuelle sammensætning af de spildevandstyper, der tilledes rensningsanlægget. Vær opmærksom på, at sammensætningen kan ændres med tiden, og også vil variere med årstiden.

De høje stofkoncentrationer, specielt i septiktankslam, betyder, at selv små mængder kan rumme en stor forurening. 10 m³ septiktankslam med høj BI5-koncentration (30.000 g/m³) svarer til 50.000 PE (BI5). Se tabel 3.7, hvor der er en oversigt over belastningen fra eksterne spildevandstrømme, der modtages på rensningsanlæg.

3.2 Råspildevand, driftsovervågning

I tabel 3.6 ses en oversigt over en række observationer, målinger, analyser og beregninger, som man bør udføre på spildevand.

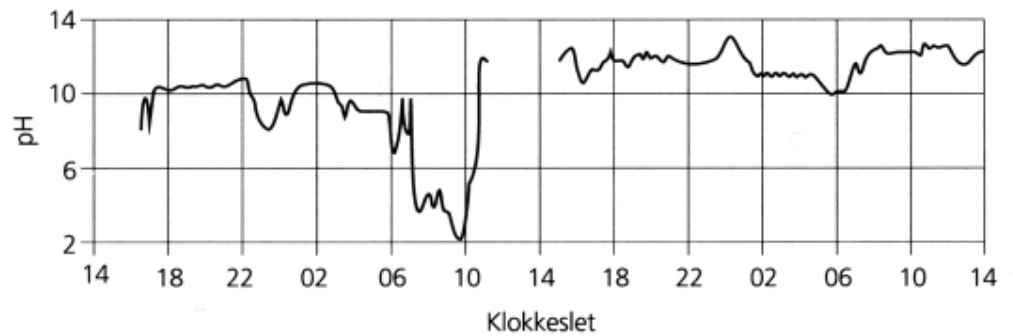
Tabel 3.6 Observationer, målinger, analyser samt beregnede værdier for spildevand

Observationer	Målinger og analyser	Beregnete værdier
Lugt	Vandmængde	Tilførte mængder af:
Farve	Temperatur	COD total
Oliefilm	COD total	BI5 total
	COD opløst	Totalfosfor
	BI5 total	Totalkvælstof
	BI5 opløst	
	SS	
	TSG	
	pH	
	Alkalinitet	
	Totalfosfor	
	Totalkvælstof	

Drift af renseanlæg

Lugt	Råspildevandets lugt varierer over både døgnet og med årstiden og kan indikere f.eks. udslip af opløsningsmiddel. Hvis vandet er iltfrit, udvikles der svovlbrinte, som kan lugtes selv i små koncentrationer. Svovlbrinten kan forekomme i trykledninger og i 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 renseanlæggets udstyr og give letslamproblemer i aktiv-slam anlæg. Afhjælpningsforanstaltninger, som kan foretages på ledningsnettet, er bl.a. luftning, kloring, tilsætning af jernsalte, brintoverilte eller tilsætning af nitrat. På rensningsanlægget kan svovlbrinten bindes ved fældning med jernsalte tilsat før eller i sandfanget.
Farve	Farven på frisk spildevand er normalt grå. Hvis farven er sort, tyder det på anaerobe forhold. Andre farver i spildevandet kan stamme fra industrier, f.eks. mejeri, slagteri og tekstilindustri.
Koncentrationer	<p>Forureningskoncentrationerne i spildevand afhænger for en stor dels vedkommende 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.</p> <p>Industritilledninger kan medføre høje koncentrationer af BI5. Det samme gælder slamvand o.l. som tilføres renseanlægget.</p>
Temperatur	<p>Kontrol af temperatur i spildevand kan undertiden være et hjælpemiddel til kortlægning af indsivning og industritilledning i ledningsnettet. Indsivning, og især smeltevand, sænker spildevandets temperatur, og industri-spildevand kan forhøje den. Spildevandets temperatur har stor betydning ved biologisk rensning, da de biologiske processer foregår langsommere ved lavere temperatur. Endvidere kan slammets bundfældningsegenskaber forringes ved lav temperatur. Hurtige temperatursvingninger kan give problemer med funktionen af fedtfang og bundfældningstanke, fordi der sker lagdeling af vandet, således at varmt spildevand løber igennem tanken i overfladen.</p> <p>Normalt varierer spildevandets temperatur mellem +5°C og +20°C, men kan ved snesmeltning falde til et par grader over frysepunktet. Høje temperaturer (over 25°C) og hurtige ændringer i temperatur tyder på tilledning af industrispildevand. I almindelighed må der ikke tilføres spildevand til en kommunal spildevandsledning, hvis temperaturen er over 35°C. Såfremt temperaturen overskrider de 35°C, skal temperaturen sænkes før tilførsel til kommunalt spildevandsnet, f.eks. ved hjælp af varmeveksler eller udligningsbassin.</p>
pH	Kommunalt spildevand har normalt en pH-værdi i området 6,5-8,5. Vandet er surt, når pH er lav, og basisk, når pH er høj. For spildevand til renseanlæg kan værdier mellem 6 og 9 tolereres. Store afvigelser kan forekomme (hvilket illustreres af nedenstående kurve, som er en registrering af pH over 48 timer på spildevand til et kommunalt renseanlæg med et tilsluttet bryggeri).

Drift af renseanlæg

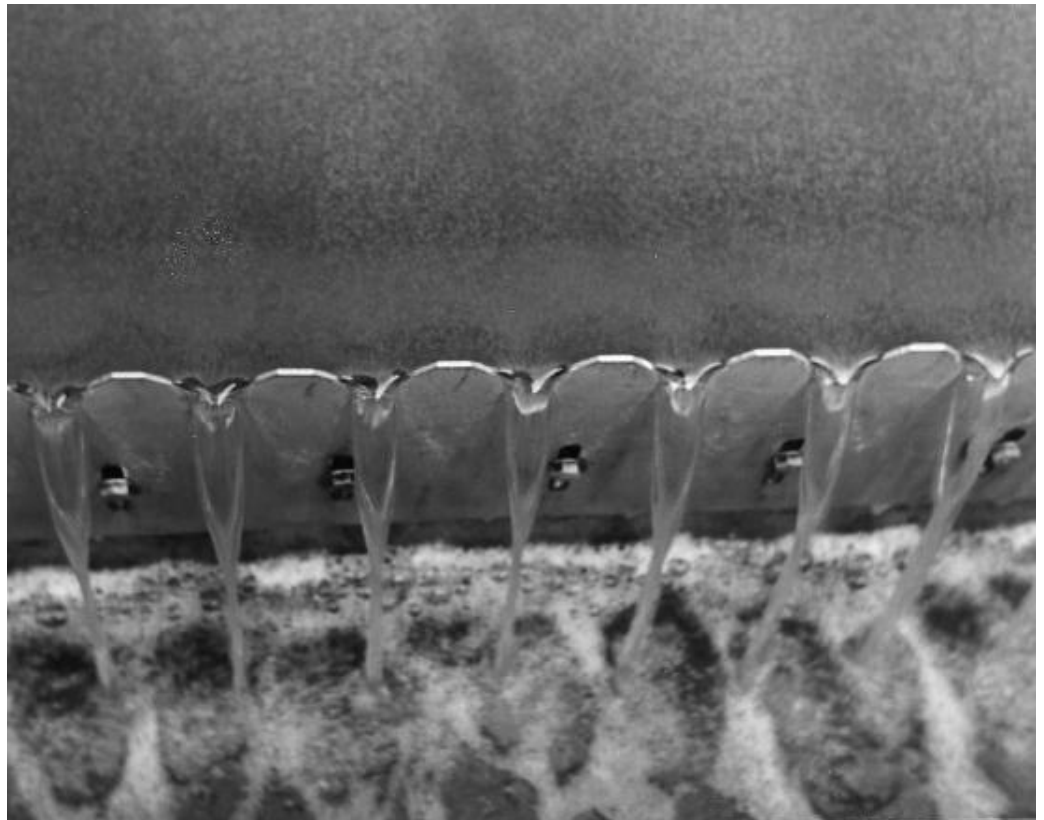


Figur 3.1 pH-varianter i tillæg til rensningsanlæg

Store pH-varianter indikerer altid udslip af surt eller basisk (alkalisk) vand fra industrier, som ikke har neutralisationsanlæg, eller som har et dårligt fungerende anlæg. Figur 3.1 viser også betydningen af at registrere pH kontinuerligt i spildevand. I ovenstående eksempel vil en stikprøve for det første måledøgn meget vel kunne vise, at forholdene var acceptable trods uacceptable svingninger i løbet af dette døgn, og således ikke afspejle de reelle forhold.

Biologisk rensning fungerer bedst inden for pH-området 6,5-8. Store variationer giver ugunstige driftsforhold.

Også kemisk fældning foregår bedst ved en bestemt pH-værdi. Denne er afhængig af de anvendte fældningskemikalier, og store variationer i råspildevandets pH-værdi gør det sværere at fastholde en optimal værdi. Såfremt meget surt eller meget basisk spildevand forekommer i ledningsnet eller i tilløbet til renseanlæg, må kilden findes, og en pH-justering eller udjævning af spildevandstilførslen foretages.



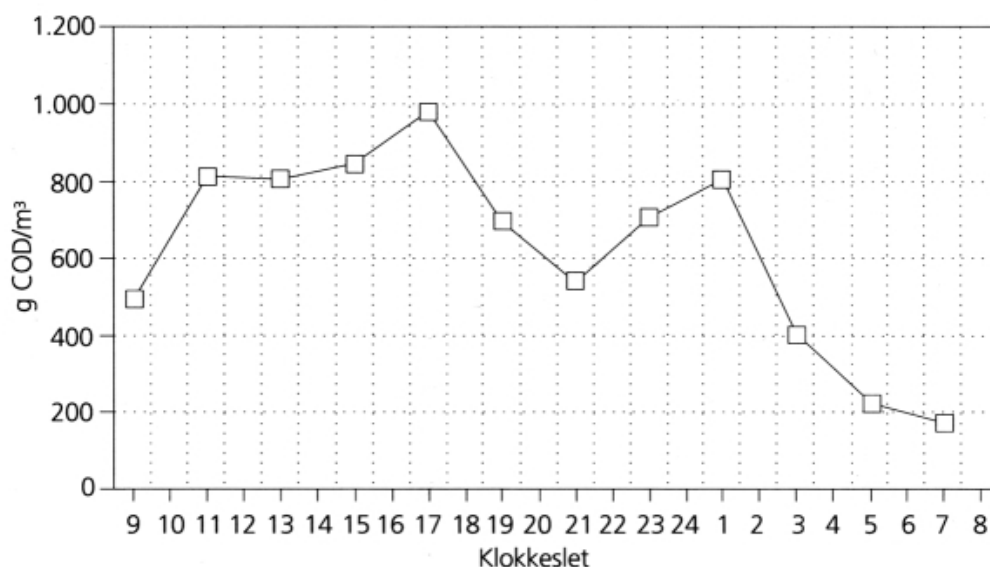
Udløb fra sekundær bundfældning. Slamflugt

Alkalinitet

Alkaliniteten bestemmer spildevandets bufferkapacitet og dermed, hvor meget kemikalie der skal tilsættes, f.eks. for at ændre pH eller fælde fosfor. Spildevandets alkalinitet er afhængig af drikkevandets hårdhed og alkalinitet og af infiltration af grundvand i kloakledningerne. Områder, hvor drikkevandets alkalinitet er lav, mindre end $0,5 \text{ ekv/m}^3$ ($0,5 \text{ mekv/l}$), er spildevandets alkalinitet normalt $1\text{-}3 \text{ ekv/m}^3$.

Hvor drikkevandet har højere alkalinitet og er meget hårdt, er spildevandets alkalinitet tilsvarende højere.

Regn har meget lav alkalinitet og for fællessystemer vil alkaliniteten falde under regn. Infiltrationens sæsonmæssige variationer kan give alkalinitets-svingninger over året.



Figur 3.2 Eksempel på COD-varationer i tilløb til renseanlæg

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 inden for intervallet $100\text{-}200 \text{ g/m}^3$. Højere værdier kan skyldes industrier, som ikke forbehandler spildevandet, før det uledes til det kommunale ledningsnet.

BI5, COD

Dimensionering af biologiske renseanlæg foretages ud fra vandbelastningen og stofbelastningen. Organisk stof i spildevand er især proteiner, fedt og kulhydrater. Den organiske belastning beregnes som biokemisk iltforbrug (BI5) eller 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 at vide, hvordan tilførslen varierer over døgnet. Hvis f.eks. levnedsmiddelindustrier er tilsluttet et kommunalt renseanlæg, kan tilførslen over døgnet blive meget ujævn, hvilket figur 3.2 viser. Kendskab til variationerne i BI5- og COD-tilførslen giver mulighed for bedre styring af kvælstoffjernelsen (denitrifikation) og af ilttilførslen. Det sidste sker på større anlæg baseret på en direkte måling af iltindholdet i luftningstanken. Iltstyring kan også ske ved at styre luftningsaggregaterne gennem omdrejningstalsændringer eller ind- og udkobling af forskellige enheder ved hjælp af et tidsur.

Kvælstof

Kvælstof i spildevand fordeler sig med 60-70% som ammonium og resten som organisk bundet kvælstof. Nitrit- og nitrat-indholdet er normalt ubetydeligt. Totalkvælstofindholdet i kommunalt spildevand udgør normalt 20-80 g N/m³. Under rensningsprocesserne frigøres der ammonium fra organisk bundet kvælstof, således at hele kvælstofmængden indgår i de processer, der omdanner og fjerner kvælstof. Jo højere indhold af totalkvælstof, desto længere tid skal der bruges til denitrifikation, og desto sværere bliver det at opnå den krævede afløbskoncentration.

Fosfor

Jo højere fosforindholdet er i spildevandet, desto mere fældningskemikalie skal benyttes. Hvis fosfor skal fjernes biologisk, kræver et højt fosforindhold et højt indhold af letnedbrydeligt organisk stof.

Indholdet af fosfor og kvælstof i spildevand er af betydning for den biologiske rensning, idet et for lavt indhold af fosfor og kvælstof kan hæmme den biologiske nedbrydning. I kommunalt spildevand findes der altid tilstrækkeligt med fosfor og kvælstof, men ved tilledning af store mængder industrielt spildevand kan der i sjældne tilfælde opstå mangel på fosfor og kvælstof.

Stofmængder

Beregning af indkomne stofmængder, f.eks. iltforbrugende stof (BI5 eller COD), foretages ved at gange vandmængden (m³/d) med den fundne koncentration (kg/m³). Herved fås mængden i kg/d.

Eksempel

BI5-koncentration i en døgnprøve er 180 g/m³ = 0,18 kg/m³. Spildevandsmængde i prøvetagningsdøgnet = 4000 m³/d. Indkommende BI5-mængde = 0,18 kg BI5/m³ · 4000 m³/d = 720 kg BI5/d.

Kendskab til f.eks. den tilførte BI5-mængde er nødvendig for at kunne karakterisere belastnings- og driftsforhold for de forskellige renetrin og dermed vurdere deres funktion. Måling af spildevandsmængder, som tilføres til et renseanlæg, foretages ofte i afløbet fra renseanlægget, og den målte mængde af spildevand vil være identisk med tilløbsmængden under forudsætning af, at der ikke finder overløb sted internt på anlægget.

3.3 Interne vand- og stofstrømme

Indenfor på selve rensningsanlægget vil der ofte være en række interne vandstrømme, som også påvirker processerne. Det kan f.eks. være

- dekantervand fra slamkoncentrering
- slamvand fra rådnetank
- rejektvand fra slamafvanding
- drænvand fra slambede
- filterskyllevand.

Mængden af de interne vandstrømme afhænger af lokale forhold. Måling af mængden og kvaliteten kan være med til at afsløre uhensigtsmæssig funktion af de enkelte processer. Undertiden forekommer der meget store interne stofstrømme, som fuldstændig kan ødelægge rensningsanlæggets funktion. Vandmængden i de interne strømme er ofte lille, mens stofmængden er stor i forhold til råspildevandets bidrag – se tabel 3.7.

Tabel 3.7 Interne og eksterne vandstrømmes vand- og stofbelastning

Eksterne og interne vandstrømme	% af råspildevands flow	% af råspildevands BI5-mængde
Perkolat	0,1-5	1-40
Septiktankslam	0,1-5	1-60
Dekantervand fra slamkoncentrering	1-2	5-10
Slamvand fra rådnetank	0,5-2	5-15
Rejektvand fra slamafvanding	0,2-5	1-2
Filterskyllevand	5-10	10-20

De enkelte interne vandstrømmes sammensætning omtales i det følgende. Hvis aktuelle målinger afviger væsentligt fra tabelværdierne, bør der foretages en nærmere undersøgelse. I tabel 3.8 og 3.9 angives typiske stofkoncentrationer.

Dekantervand

I dekantervand fra slamkoncentrering er den afgørende kvalitetsfaktor indholdet af suspenderet stof. For højt indhold af SS betyder, at effektiviteten af slamkoncentreringen er nedsat. Det betyder også at slamkoncentreringen skal koncentrere mere slam, end der produceres på anlægget, fordi en del slam passerer slamkoncentreringen to gange.

Slamvand

For slamvand fra rådnetank gælder, at suspenderet stof samt et højt indhold af ammonium og opløst organisk stof kan påvirke rensningsprocesserne kraftigt, især hvis vandet tilledes hurtigt, og når anlægget i øvrigt er højtbelastet. Slamvand tilledt om natten vil normalt give de mindste problemer.

Tabel 3.8 Stofindhold i dekantervand fra slamkoncentrering og slamvand fra opvarmet rådnetank (eller koncentreringstank efter rådnetank)

Stof	Dekantervand fra slamkoncentrering		Slamvand fra rådnetank		Enhed
	Højt	Lavt	Højt	Lavt	
BI5 (BI5) total	1000	300	4000	300	g/m ³
BI5 opløst	900	100	1000	100	g/m ³
COD total	2500	700	9000	700	g/m ³
COD opløst	1500	650	2000	200	g/m ³
Totalkvælstof	300	50	8	120	g N/m ³
Ammoniumkvælstof	60	30	500	100	g N/m ³
Totalfosfor	25	5	300	15	g P/m ³
Orthofosfat	10	4	20	5	g P/m ³
Suspenderet stof	1000	100	10000	500	g/m ³
Susp.stof, glødetab	650	65	6000	250	g/m ³
Bdf. efter 2 timer	200	10	200	20	ml/l
pH	7,5	6,0	8	6	
Svovlbrinte	5	0,2	20	2	g S/m ³
Alkalinitet	7	2	40	3	ekv/m ³
Temperatur	20	7	35	25	°C

Rejektvand

Rejektvand fra slamafvanding varierer meget i kvalitet, alt efter hvilken slambehandling der benyttes, og hvilke kemikalier der tilsættes til afvandingen. Et stort indhold af suspenderet stof betyder, at slamafvandingen fungerer dårligt. Rejektvand kan også indeholde høje koncentrationer af ammonium og organisk stof.

Filterskyllevand

Filterskyllevands sammensætning styres af den vandkvalitet, der benyttes til skylningen, samt af den anvendte skyllevandsmængde. Her er man normalt interesseret i at benytte så lidt vand som muligt og dermed opnå et højt indhold af suspenderet stof i skyllevandet.

Tabel 3.9 Stofindhold i rejevtvand fra slamafvanding og i skyllevand fra anlæg med NPO-rensning

Stof	Rejektvand fra slamafv.		Filterskyllevand		Enhed
	Højt	Lavt	Højt	Lavt	
BI5 (BI5) total	1500	300	400	50	g/m ³
BI5 opløst	1000	250	30	10	g/m ³
COD total	4000	800	1500	300	g/m ³
COD opløst	3000	600	200	40	g/m ³
Totalkvælstof	500	100	100	25	g N/m ³
Ammonium-kvælstof	450	95	10	1	g N/m ³
Totalfosfor	20	5	50	5	g P/m ³
Orthofosfat	5	1	5	1	g P/m ³
Suspenderet stof	1000	100	1500	300	g/m ³
Susp.stof, glødetab	600	60	900	150	g/m ³
pH	7,5	6,0	8,0	6,5	
Alkalinitet	10		10	2	ekv/m ³
Temperatur	35	6	20	7	°C
Totaljern	600	50	50	5	g/m ³
Sulfid	20	0,2	0,1	0,01	g S/m ³

Mikroorganismer

Spildevand er smittefarligt. Det indeholder en lang række mikroorganismer – se tabel 3.10. Som for andre ingredienser i spildevand gælder, at man kan finde de organismer, vi frivilligt eller ufrivilligt omgiver os med. Spiser vi ost med Listeria-bakterier, eller tilbereder vi fjerkræ med Salmonella-bakterier, findes disse også i spildevandet.

Tabel 3.10 Mikroorganismer i spildevand, antal/100 ml

Mikroorganisme	Råspildevand	Biologisk rensset spildevand
E. coli	10 ⁷	10 ⁴
Clostridium perfringens	10 ⁴	3 · 10 ²
Fækale streptococcer	10 ⁷	10 ⁴
Salmonella	200	1
Campylobacter	5 · 10 ⁴	5 · 10 ²
Listeria	5 · 10 ³	50
Colifager (bakterievirus)	10 ⁵	10 ³
Giardia (protozo)	10 ³	20
Enterovirus	5 000	500
Rotavirus	50	5

Litteratur

- (1) M. Henze, P. Harremoës, J. la Cour Jansen, E. Arvin. Teorisk Spildevandsrensning, Biologisk og kemisk. 3. udgave, Polyteknisk Forlag 2006.
- (2) M. Henze: Husspildevands sammensætning. Stads- og Havneingeniøren, 73, 386-387.
- (3) L. Winther, M. Henze, J.J. Linde og H.T. Jensen. Spildevandsteknik. 4. Udgave, Polyteknisk Forlag 2009.

4

Ledningsnet og pumpestationer

Af Benny Höök og Gert Holm Kristensen

4.1 Ledningsanlæg, orientering

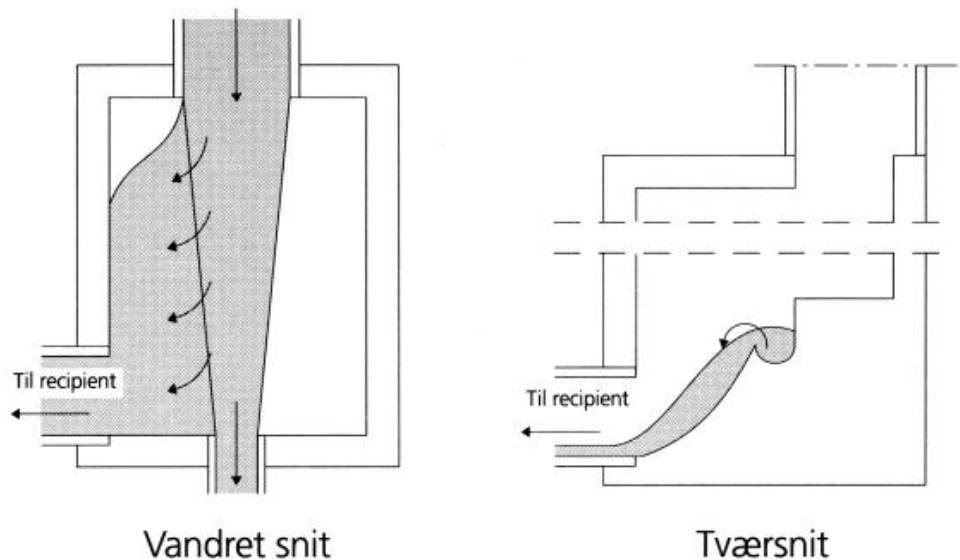
Den menneskelige aktivitet nødvendiggør, at der etableres afløbssystemer. Med stigende nedbørsmængder på grund af klimaændringer øges behovet for at udvide disse eller at ændre deres funktion. Kraftigere regnskyl vil medføre hyppigere overbelastning af kloakkerne, de vil sammen med renseanlæg være den del af infrastrukturen, som bliver påvirket mest af klimaændringer. Øget vinternedbør giver øget indsvivning i kloaksystemet, følger virkningen vil være dårligere rensning. Afløbssystemet består hovedsageligt af ledninger og brønde. Derudover vil der typisk være pumpestationer, overløbs- eller udløbsbygværker samt bassiner. Afløbssystemets indretning er bestemmende for, om det udelukkende transporterer regnvand eller spildevand i hver sin ledning - "separatsystem", eller transporterer regn og spildevand i samme ledning - "fællessystem". Det overordnede mål for afløbssystemer er at håndtere de to nævnte vandtyper, således at gener og sundhedsmæssige risiko bliver mindst mulige for mennesker og deres omgivelser.

For at skåne vandområder og renseanlæg mest muligt i nedbørssituationer vil der uanset hvilke kombinationer og systemer der anvendes, i mange tilfælde indgå mindre bygværker. I fællessystemer vil der altid indgå overløbsbygværker, og i separatsystemer vil der indgå bassiner på systemets regnvandsledning for at kunne udligne stødbelastninger.

Fællessystem

I fællessystemet afledes spildevand, regn- og drænvand i et fælles ledningssystem. I nedbørssituationer kan afledningen af overfladevand være så stor, at ledningens kapacitet overskrides. For at forhindre aflastning til kældre og lavtliggende arealer kan det være nødvendigt, at der er tilkøbt et tilstrækkeligt antal overløbsbygværker, hvor den overskydende vandmængde kan ledes direkte til vandområdet. For at sikre at selvrensningsevnen er til stede i tørvejrperioden, skal ledningerne lægges med fald. Dermed opnås, at faste urenheder ikke aflejres permanent, og lugtproblemer delvis undgås. For at opnå dette skal vandhastigheden med passende mellemrum være så stor, at de faste urenheder kan transporteres gennem ledningssystemet.

Drift af renseanlæg



Figur 4.1 Eksempel på overløbsbygværk

Separatsystem

Ved nykloakeringer har separatsystemet i længere tid været det system, som har været mest anvendt. Det består af to adskilte ledningssystemer, hvor spildevand og overfladevand transporteres i hver sin ledning. Overfladevand ledes direkte eller via bassin til vandområdet, mens spildevandet ledes direkte til renseanlægget. I et separatsystem er det muligt at erstatte regnvandsledninger med åbne grøfter. Dette er i de senere år blevet anvendt ved opførelse af nyere bebyggelser.

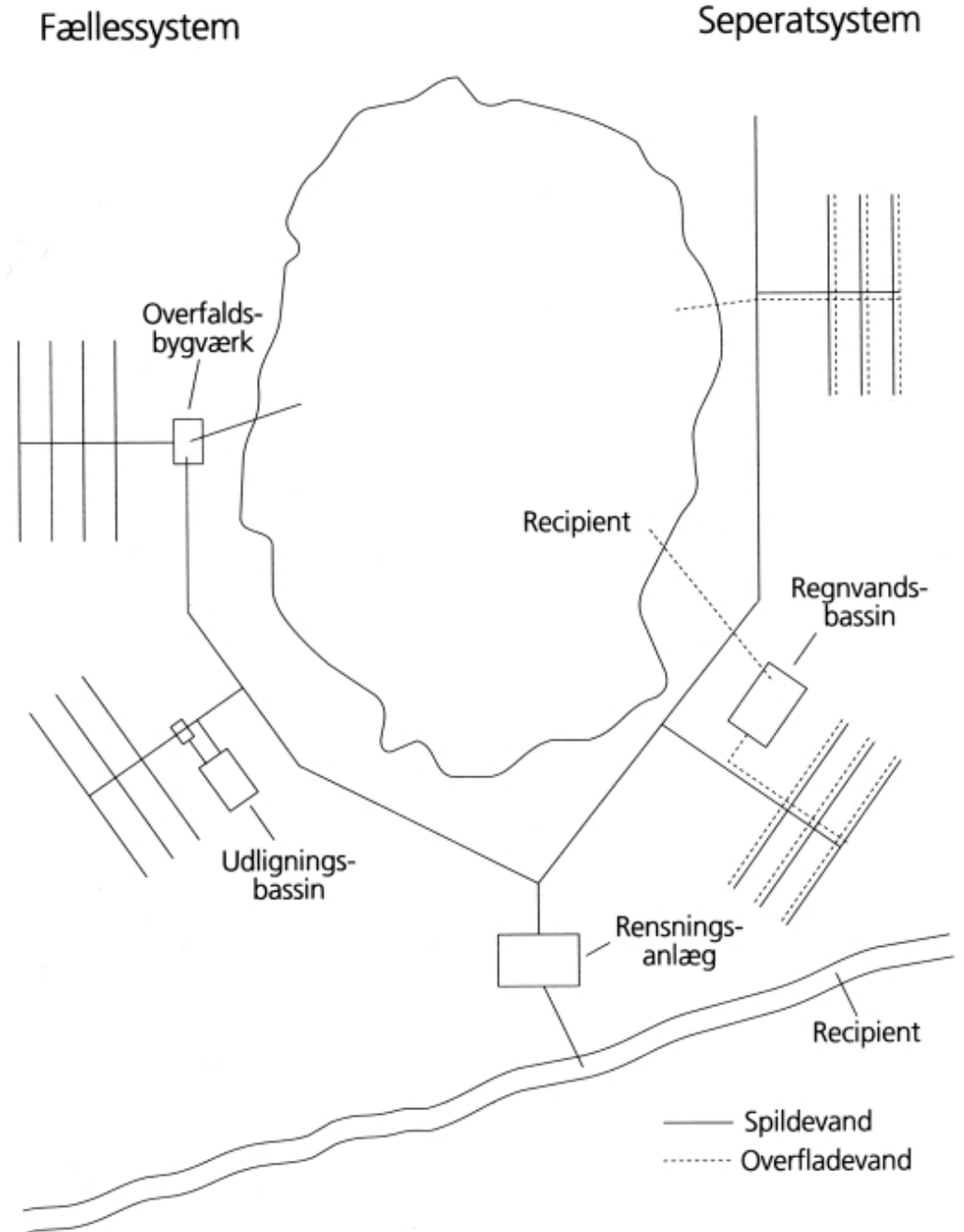
Generelt giver separatsystemet på årsbasis den største udledning af vand og stof til det lokale vandområde, mens fællessystemet ved ekstreme enkeltstående hændelser giver større belastning af vandområdet end separatsystemet. Det er i væsentlig grad lokalt betinget, hvilket system der bør anvendes. En økonomisk sammenligning af de to systemer er vanskelig, idet de to systemer belaster vandområderne forskelligt.

Drift af renseanlæg

Fordele og ulemper ved fællessystem og separatsystem

Fordele + ulemper -

<i>Ledningsnet</i>	<i>Fællessystem</i>	<i>Separatsystem</i>
	- Store rørdimensioner.	- Krydsende ledninger.
	- Stor lægningsdybde.	- To stikledninger til bebyggelsen.
	- Kælderoversvømmelser med spildevand under kraftig regn.	- Mulighed for fejkobling
	+ Ingen fejkobling.	+ Små rørdimensioner for spildevandsledning.
	+ Kun 1 stikledning.	+ Mindre lægningsdybde.
Pumpning	- Store mængder og variationer.	+ Kun spildevand ved pumpning over lang afstand.
Renseanlæg	- Store variationer i belastning.	+ Jævn belastning.
	- Større anlægsdimensioner.	+ Alt spildevand renses.
Vandområde.	+ Det første og mest forurenede spildevand renses.	+ Mulighed for at vælge vandområde for spildevand og regnvand.
	+ Det lokale vandområde påvirkes mindre.	+ Det lokale vandområde tilføres vand under regn.
	- Urenset spildevand tilføres med overløbsvand.	



Figur 4.2 Sammenligning mellem fælles- og separatsystem med bygværker

Fedtudskillere

Fedtudskillere anvendes i restauranter og institutioner, kantiner, hospitaler og større køkkener, hvor fedtholdigt spildevand udledes. Fedtet tilbageholdes i kamre, hvor gennemstrømningshastigheden er afpasset således, at fedtpartiklerne stiger op til vandoverfladen, hvor det stivner i et forudbestemt område.

Krav til fedtudskillere

Fedtudskillere skal anbringes på afløb fra lokaliteter, hvor der under normal drift kan forekomme fedt i afløbsvandet. De skal udføres med lugttætte dæksler og udluftes til det fri. Fedtudskillere bør ikke uden særlig tilladelse fra myndighederne anbringes i rum, hvor der produceres eller lagres mad.

Den maksimale vandmængde i l/s, der tilledes udskilleren, må ikke overstige den vandmængde, udskilleren er godkendt til.

Drift af renseanlæg

I hvert tilfælde må det efter aftale med den stedlige myndighed afgøres, om udskillerens opsamlingskapacitet er tilstrækkelig, og om der skal anvendes alarm. Endvidere skal der foreligge aftale om tømningsinterval, affaldsmængde og bortskaffelse af den opsamlede affaldsmængde fra udskilleren.

Til udskilleren må der ikke tilledes mindre forurenede spildevand, regnvand eller procesvand, hvilket kan ødelægge funktionen af fedtudskilleren.

Fedtudskillere fremstilles af beton, stål og plastmaterialer. De tømmes manuelt eller med slamsuger.

Vedligehold og re- novering af led- ningsnettet

For at kunne leve op til lovgivningens krav om, at afledningen af spildevand foretages på en betryggende måde i forhold til sundhed, miljø og sikkerhed, er det nødvendigt at foretage vedligehold af ledningsnettet.

Den tekniske levetid er meget lang, men selv i nyere ledningsnet kan det være nødvendigt med en renovering, enten på grund af svovlbrinte, eller på grund af utætte rørsamlinger, som giver et utæt ledningsnet med indsvivning af regn og grundvand.

Rotter

En anden væsentlig årsag til utætte kloakker er rotter. Antallet af rotter stiger kraftigt. De rotter, som har valgt at flytte ned i kloakken, lever en fredelig tilværelse. På nuværende tidspunkt har kommunerne kun pligt til at bekæmpe de rotter, som er på terræn. Mange rotter er resistente over for den gift, der anvendes imod dem. I 2001 fandt man resistente rotter i 60 kommuner. Alle har pligt at anmelde forekomst af rotter til kommunens skadedyrsbekæmpelse, også hvis der blot er mistanke om rotter.

Regelmæssig driftskontrol/tilstandskontrol og et godt vedligeholdelsesprogram forebygger alvorlige skader og driftsstop og forlænger afløbssystemernes levetid. Tv-inspektion er formentlig den mest anvendte metode til undersøgelse af afløbsledninger. Metoden er et særdeles godt værktøj i forbindelse med drift og vedligehold samt planlægning af kloakfornyelse. Inspektionsrapporter og billeder kan gemmes digitalt til senere brug, dermed er der god dokumentation over afløbssystemets tilstand. Vedligehold kan opdeles i fortløbende og langsigtet vedligehold. Det fortløbende vedligehold kan omfatte følgende aktiviteter, hvor hyppigheden er fastlagt på baggrund af erfaring eller eventuelle myndighedskrav, som regel flere gange årligt:

- Spuling af ledningsstrækninger, brønde og bygværker, der ikke er selvrensende
- Rensning af trykledninger og vakuumledning, f.eks. med rørenssegris
- Oprensning af sandfang i forbindelse med pumpestationer og vejbrønde
- Oprensning af pumpe-sumpe, bassiner og overløbsbygværker
- Tømning af samletanke
- Tømning af benzin-, olie- og fedtudskillere
- Rensning af højvandslukker og kontraklapper samt ristespjæld, ventiler m.m.
- Rensning af åbne kanaler for aflejret stof fra udledninger
- Rensning af udløb i vandområde og tilhørende nærområde for synligt stof fra udledninger
- Rodskæring af ledningsstrækning med indtrængende rødder
- Rottebekæmpelse og kontrol af rottespærre.

Langsigtet vedligehold omfatter hovedeftersyn af afløbssystemets dele og planlagte reparationer samt udskiftninger.

Renovering

Strømpeforing er en meget anvendt renoveringsmetode. Strømpen, som er lavet af polyester, føres gennem den del af ledningen, som skal renoveres, ved hjælp af vandtryk og holdes samtidig til indersiden af ledningen, hvor varmen i vandet får den til at hærde op. Strømpeforing benyttes mest til længere ledningsstræk.

Injicering er en renoveringsmetode, som anvendes til at tætte rørsamlinger og tilslutninger i brønde.

Bassiner

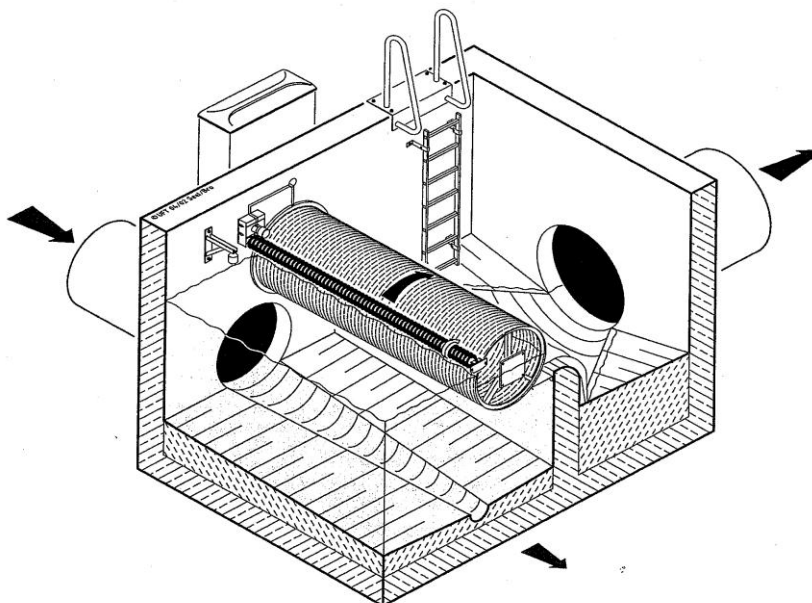
I dag er det almindeligt, at afløbssystemet er dimensioneret til at kunne transportere mere vand i nedbørssituationer end den beregnede tørvejrsmængde. Dette er ensbetydende med, at der ledes mere vand til renseanlæggene. På mange renseanlæg vil det være en for stor mængde at behandle på en gang. Bassiner er derfor en almindelig del af afløbssystemet, formålet er at være i stand til at bruge dette ekstra volumen til at opsamle den overskydende vandmængde og siden lede den til renseanlægget, når flowet igen er normal. En almindeligt brugt betegnelse er "regnvandsbassin". Formålet er at aflaste vandområdet og det efterfølgende afløbssystem under spidsbelastninger. I den forbindelse benyttes også betegnelsen "aflastningsbassin, "udligningsbassin" eller "forsinkelsesbassin". Af økonomiske årsager har et bassin ikke den nødvendige kapacitet til at opsamle vandmængden fra alle regnhændelser. Derfor etableres der nødoverløb til vandområdet. Når bassinet er fyldt op, træder nødoverløbet efterfølgende i funktion.

Funktionsmæssige krav

- For at undgå eventuelle lugtgener, bør bassiner kunne spules jævnlige.
- Med hensyn til vand og slam skal bassiner, så vidt det er muligt, være selvtømmende.
- For at undgå gasovertryk skal lukkede bassiner have udluftning.

Renholdelse af bassiner

Renholdelse af bassiner sikrer, at belastningen af recipienten med sediment reduceres meget. Til automatisk spuling kan nævnes spuling med dyser, hvor der anvendes vand fra bassinet, omrøring ved hjælp af propeller, hvorved sedimentet opblandes under tømning af bassinet. Vakuumskyllleanlæg er også en metode, som anvendes i lukkede bassiner. Systemet består af et skyllekammer, der fyldes op med vand fra bassinet. Dette sker med hjælp af en vakuumpumpe, som suger vand op i skyllekammeret. Vandet holdes i kammeret ved hjælp af en vakuumventil. Skyllningen af bassinbunden finder sted, når vakuumventilen udløses. For at tilbageholde ristestof i bassinet og dermed undgå, at det transporteres videre i afløbssystemet, kan der som vist i på figur 4.3 installeres en tromlerist – se også kapitel 5.



Figur 4.3 Tromlerist

Fordele og ulemper ved bassiner

Fordele + ulemper -

Ledningsnet	Fællessystem	Separatsystem
	- Skal på grund af lugtgener ofte overdækkes.	+ Ingen bassiner med spildevand.
	+ U hensigtsmæssig aflastning kan undgås.	+ Regnvandsbassiner kan indgå i grønne områder som åbne bassiner.

Udformning af bassiner

Bassiner kan udformes som enten åbne eller lukkede bassiner. Åbne bassiner skal udføres med en effektiv afskærmning og bør så vidt muligt placeres i ubebyggede områder. Når bassinet har været i brug, vil det af hensyn til lugtgener være hensigtsmæssigt, at der er etableret renseforanstaltninger. I bebyggede områder anvendes lukkede bassiner. Udformningen af bassiner er enten rektangulær, cirkulær, eller udformet som et rørbassin



Eksempel på lukket bassin. Forsyning Helsingør A/S (vakuumslylebassin).

Styring af bassiner

Under kraftig regn er der, som tidligere beskrevet i afsnittet om fælles- og separatsystem, stor belastning på kloaksystemerne og renseanlæggene. Det betyder, at store vandmængder mange steder aflastes direkte til vandområderne, samt at der desuden kan forekomme opstuvning i kældre og på terræn. I dag findes der bassiner mange steder, som er etableret for bl.a. for at begrænse aflastninger. 1/3 af alle regnbetingede overløb er der bassin på.

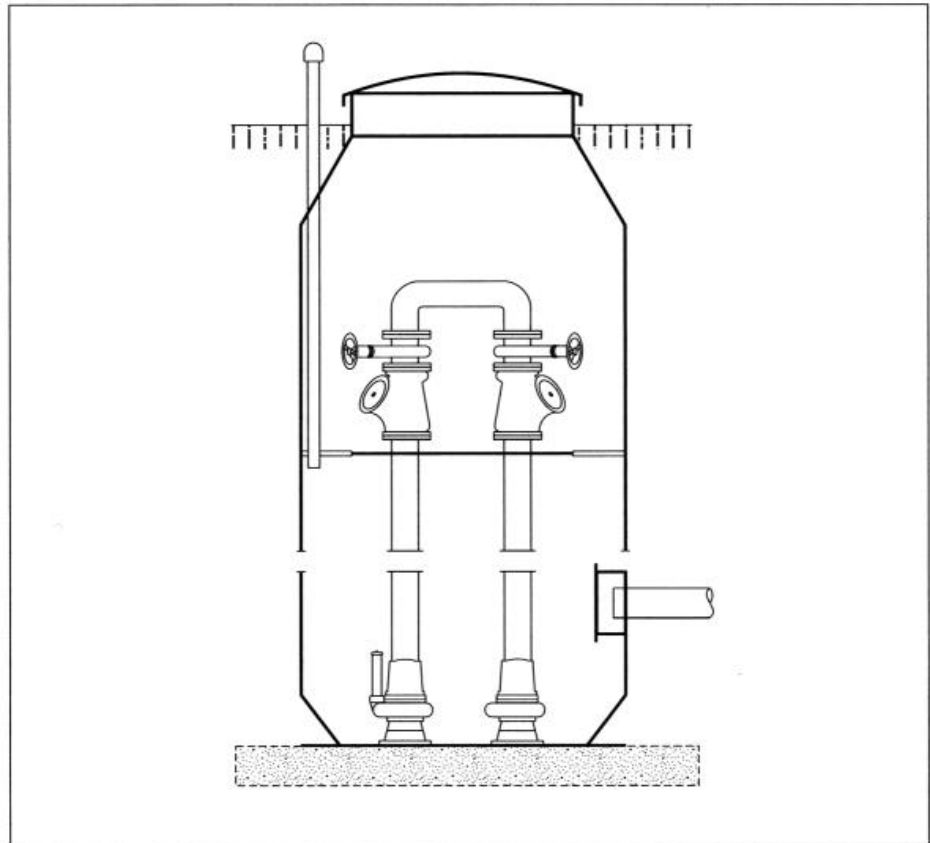
Mulighederne for at udnytte bassinerne mere dynamisk i forbindelse med styringen af vandstrømme under f.eks. kraftig regn er vigtig, specielt i kombination med styring af renseanlæg og mulighederne for at udnytte de varierende kapaciteter her. Samstyring mellem afløbssystemet og renselægget er således noget, der arbejdes meget med, hvor de dynamiske forhold i begge systemer udnyttes bedst muligt og derved kraftigt reducerer antallet af aflastninger. Grundtanken bag den samlede styring er at udnytte de data, der findes på både renseanlæg og afløbssystemer samt bassiner. Ved indsamling og behandling af de data, der kommer fra online målinger placeret i bl.a. bassiner og pumpestationer, er det muligt at sende vandet fra et delopland med kraftig regn videre frem til renseanlægget, samtidigt med at vandet fra et andet opland holdes tilbage i systemets bassiner og rørstrækninger. Samlet set undgår man derved, at fyldte bassiner har overløb i en del af oplandet, mens der står tomme (eller delvis tomme) bassiner i en anden del af samme opland. Samstyring er i disse år under kraftig udvikling med brug af bl.a. radarinformationer til varsling af kommende regnhændelser. Klimaændringerne vil forstærke denne tendens.

4.2 Pumpestationer - generel beskrivelse

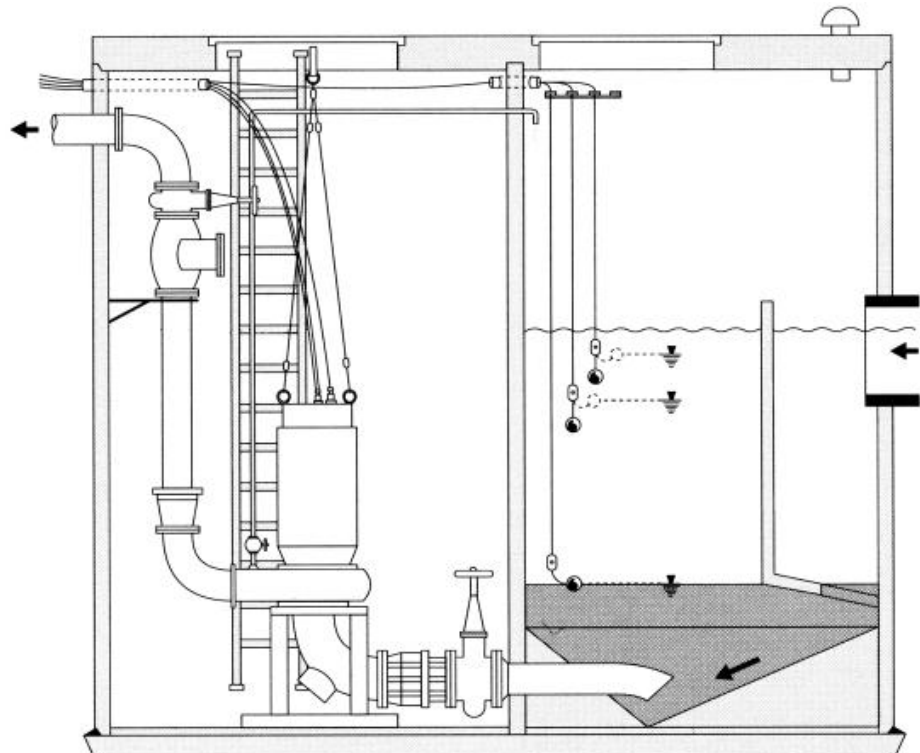
Øgede krav til behandlingen af spildevand og større centralisering af spildevandsrensningen er nogle af de vigtigste årsager til, at pumpning spiller en langt større rolle i dag og benyttes i alle dele af afløbssystemet og renseanlæg. Når kravene til gravitationsledningers dybde og fald ikke kan opfyldes i terrænet, opstår behovet for pumpning, eller hvor det viser sig ud fra et anlægsøkonomisk og driftsøkonomisk synspunkt at være billigere med en pumpeløsning.

Spildevandet løftes ved hjælp af pumpning op til et forudbestemt niveau, hvorfra det via gravitation føres videre i afløbssystemet (gravitationsledning). Til pumpning af spildevand anvendes normalt centrifugalpumper. Snekkepumper anvendes ofte som indløbspumper til renseanlæg. For at opnå en passende driftssikkerhed er pumpestationer som regel bestykket med mindst to eller flere pumper, og kapaciteten skal være større end den maksimale tilstrømning. Udformningen af pumpestationer kan for hovedpartens vedkommende inddeles i:

- Neddykkede pumper, hvor spildevandet tilledes en pumpesump og pumpes videre til ledningssystemet
- Tørtopstillede pumper, hvor spildevandet tilledes en pumpesump, og pumperne er tørtopstillet i et separat rum. Spildevandet bliver via en sugeledning pumpet videre til ledningssystemet. Der er flere fordele ved tørtopstillede pumper, f.eks. et bedre arbejdsmiljø.



Figur 4.3 Eksempel på pumpestation med dykkede pumper



Figur 4.4 Eksempel på pumpestation med tørtopstillede pumper

Pumpestationer kan enten være støbte glasfibertanke, støbte betontanke, eller opbygget af betonringe.

Styring af pumpestationer

Styring, regulering og overvågning, forkortet SRO, er i dag det mest almindelige, når det gælder styring af pumpestationer. Pumperne styres normalt

Drift af renseanlæg

af væskestanden i pumpeumpen og skal styres således, at energiforbruget er mindst muligt. Pumperne reguleres enten ved en on-off regulering eller trinløs regulering (frekvensstyring). De processer, som normalt skal styres, er:

- Start og stop af pumper
- Ydelse og tryk
- Eventuel åbning og lukning af ventiler på trykledningen
- Start og stop af kompressorer i forbindelse med vindkedler.

De mest almindelige måder at omsætte et start/stop signal til styring af pumper er:

- Elektrodestyring, hvor elektroderne monteres i bestemte niveauer i sumpen og vil afhængig af funktion starte eller stoppe pumperne.
- Ultralydstyring foregår ved en kontinuerlig måling mellem en fast monteret lyd giver og væskeoverfladen. Lydgiveren udsender en lydimpuls ned mod væskeoverfladen, som igen bliver reflekteret tilbage til lyd giveren. Tiden mellem den udsendte lydimpuls og ekkomodtagelsen omsættes til en afstand. Start og stop styres af den målte afstand.
- Trykstyring sker ved, at en tryktransmitter placeres tæt ved bunden af pumpeumpen og registrerer væskestandens tryk i pumpeumpen. Herefter kan værdierne for start og stop af pumperne indstilles i den tilhørende styreenhed.
- Niveaudevipper nedsænket til forud bestemte niveauer i pumpeumpen kan ved hjælp af en indbygget vippekontakt indkapslet i vandtæt materiale starte og stoppe pumperne, når start og stop niveauet nås.

4.3 Driftsovervågning

Et vigtigt parameter i driftsovervågning er driftstimer. Der bør være time-tællere til hver pumpe. Ved hjælp af alternerende drift sikres der en ensartet slitage af pumper med samme ydelse. Det er en god ide at kontrollere pumpekapacitet inden for bestemte intervaller, f.eks. to gange årligt. En enkel måde at kontrollere pumpekapaciteten på er at måle tiden mellem start og stop. Hvis pumpekapaciteten falder, kan årsagen være slitage, tilstopning i pumpen eller i systemet efter pumpen.

I de tilfælde, hvor SRO styring indgår i driftsovervågningen, er online måling en ofte anvendt måde at skaffe oplysninger om den aktuelle driftstilstand, som der ønskes at styre på. Online måleudstyr findes til mange parametre, bl.a. væskespejlsniveau, hastighed, flow, tryk, gas- og iltkoncentrationer, pH, strøm, spænding og effekt. Onlinemåling anvendes også til driftsoptimering og dokumentation.

4.4 Driftsproblemer

I det efterfølgende nævnes der her nogle af de mest almindelige årsager til driftsproblemer samt mulig afhjælpning.

Hyppige start og stop

Mulige årsager	Afhjælpning
Fejl i niveaugivere eller i styreskabet. Kontraventil lukker ikke.	Niveaugiverne skal være rene og hænge således, at de ikke kan give fejlsignal. Er der tale om elektroder, kan klude og papir danne forbindelse, med fejlsignal til følge. Ved ultralyd kontroller da, at sonden sender korrekt signal. Kontroller forbindelser og evt. relæer i styreskab. Efterse kontraventil.

Nedsat kapacitet eller driftsstop

Mulige årsager	Afhjælpning
Kontraventil lukker ikke korrekt. Meget ristestof. Fedt i spildevandet. For stort modtryk i trykledning pga. aflejringer af f.eks. sand. Hvirvelstrømsdannelse forårsager, at der suges luft ind i pumpen.	Kontroller, at der ikke er ristestof i klemme i kontraventil. Hvis pumpestationer er bestykket med to pumper, start da begge pumper for at spule aflejringerne ud af trykledningen. Ledningen kan evt. renses med rensegris. Kontroller, at stopniveauet ikke er for lavt, hæv stopniveauet. Monter evt. ledeplade i pumpebrønd for at undgå hvirveldannelsen.

Overløbsbygværk i funktion

Mulige årsager	Afhjælpning
Nedsat pumpekapacitet eller for stort tilløb.	Se under nedsat pumpekapacitet. Pumpekapaciteten øges, hvis renseanlæggets kapacitet er tilstrækkelig.

Lugtgener

Mulige årsager	Afhjælpning
Lugtgener på grund af sammenblanding af to typer industrispildevand.	Kildeopsporing, udledningerne skal efterfølgende ændres. Tilsæt evt. ferroforbindelser, ozon eller ilt.
Svovlbrintedannelse i trykledninger.	Rens trykledningen, evt. med rensegris, eller tilsæt kemikalier, der forhindrer dannelsen af sulfid.
Lugtgener fra pumpestation.	Hvis opholdstiden er meget lang, kan start-stopniveau ændres således, at opholdstiden reduceres. Problemet kan i nogle tilfælde afhjælpes ved at installere ventilation.

Ved arbejde i pumpestationer læs også kapitlet, som omhandler sikkerhed og sundhed.

4.5 Lokal afledning og håndtering af regnvand

LAR

Klimaændringer og øgede miljøkrav medfører, at de eksisterende kloakker i fremtiden bliver for små til alt det vand, der skal ledes væk fra urbane områder, når det regner. Der er derfor behov for nytænkning og implementering af løsninger, der gennem lokal afledning og håndtering af regnvand – LAR – kan mindske vandmængderne, som ledes til kloak. Formålet med LAR er således at håndtere mest muligt regnvand lokalt, så kloakkerne ikke overbelastes.

Sideløbende med at der skabes en aflastning af kloaknettet, kan der ved passende integrering af løsningerne i det lokale bymiljø skabes mere synligt vand med tilhørende forbedring af de bynære rekreative muligheder.

LAR-muligheder

Mulighederne for lokal afledning og håndtering af regnvand fra tage, veje og befæstede arealer omfatter i hovedtræk

- Lokal nedsivning
- Lokal udledning
- Lokal anvendelse
- Forsinkelse
- Fordampning.

Regnvandet kan nedsives lokalt ved konstruktion af egentlige nedsivnings- og infiltrationsanlæg som faskiner, infiltrationsbrønde og etablering af permeable belægninger som græsarealer m.v. Etablering af nedsivningsløsninger forudsætter, at det nedsivede vand ikke udgør en risiko for grundvandsressourcen.

Regnvandet kan udledes lokalt til recipienter – vandløb, rekreative søer, damme, m.v. – såfremt vandkvaliteten i disse ikke forurenes.

Opsamlet regnvand kan anvendes lokalt til vandingsformål, bilvask, toilet-skyl, industrielt sekundavand og andre anvendelsesmuligheder, hvor der er mulighed for dette.

Forsinkelse af regnafstrømningen kan etableres ved drosling af afløb, kontrolleret opstuvning på terræn ved ekstremregn, osv.

En række løsninger fremmer fordampningen som eksempelvis grønne tage og bevoksede bassiner.

Kildesammensætning

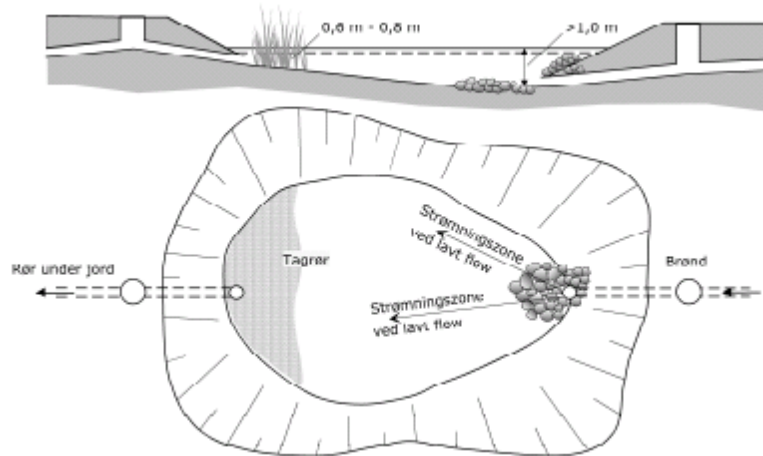
Valg og design af løsninger til lokal afledning af og håndtering af regn vil afhænge af kildesammensætningen, hvor indholdet og koncentrationerne af organiske miljøfremmede stoffer, tungmetaller, biologiske forureninger og andre parametre vil være afgørende for mulighederne. Kildesammensætningen vil være forskellig for forskellige typer vand. Der er mange stoffer i tagvand og især vejvand, og der ses store variationer i koncentrationerne, som afhænger af tid, sted og prøvetagningsmetode (1).

Miljørisiko

Den risiko, som stofferne udgør i miljøet, afhænger af stoffernes egenskaber og stoffernes spredning i miljøet. Nogle stoffer er miljømæssigt uinteressante, nogle er miljømæssigt problematiske, men immobiliseres (adsorberes) let i jordmatricen, og andre igen er miljømæssigt problematiske og stærkt mobile og derfor potentielt stærkt problematiske for en forurening af grundvandsressourcen.

Risikoscreening	<p>I (1) er illustreret en systematik, der kan anvendes til en generel risikoscreening over for grundvandsressourcen og overfladerecipienter ved vurdering af muligheder ved nedsivning eller lokal udledning til ferske recipienter. Risikoscreeningen er baseret på en opdeling af indholdsstofferne i</p> <ul style="list-style-type: none">• Miljøfremmede organiske stoffer• Tungmetaller• Bakterier og mikroorganismer• Andre parametre (suspenderet stof, letnedbrydeligt stof, næringsstoffer). <p>Ved etablering af anlæg til lokal afledning og håndtering af regnvand er det ofte nødvendigt at kombinere et LAR-anlæg med en renseteknologisk løsning, der kan sikre den nødvendige vandkvalitet inden nedsivning eller udledning. I Københavns Kommunes LAR-katalog, (2), er givet detaljerede beskrivelser af LAR-metoder samt en række renseteknologiske løsninger, der kan finde anvendelse i denne sammenhæng.</p>
Rensemétoder	<p>Rensemétoder, der benyttes i LAR-anlæg, kan opdeles i grupperne:</p> <ul style="list-style-type: none">• Sandfang• Olieudskillere• Filtre• Forbassiner• Adsorptionsanlæg.
Sandfang	<p>Sandfang fjerner sand, suspenderet stof og partikler bundet hertil. De anvendes før faskiner, bassiner, nedsivningsbrønde, olieudskillere og inden direkte udløb til recipient.</p>
Olieudskillere	<p>Olieudskillere anvendes til rensning af vejvand fra vej- og parkeringsarealer inden bassiner, regnbæde, grøfter eller udledning. Olieudskillerne kan udformes med varierende effektivitet som traditionel olieudskiller, lameludskiller eller koalescensudskiller.</p>
Filtre	<p>Filtre fjerner suspenderet stof og stoffer – f.eks. metaller og organiske miljøfremmede stoffer – bundet til partiklerne. Filtrene anvendes til rensning af vejvand inden udledning til recipient. Filtrene kan udformes som kompakt teknologi i form af skive-, bånd- eller tromlefiltre eller som traditionelle sand-, grus-, eller stenfiltre. I de mere traditionelle filteranlæg sker foruden filtrering også adsorption til filtermaterialer og biologisk nedbrydning.</p>
Forbassiner	<p>Forbassiner er beplantede (tagrør) bassiner med flere renses effekter. Bassinerne anvendes til rensning af vejvand – for eksempel foran våde bassiner, hvor disse er inkluderet i LAR-anlægget. Tungmetaller og miljøfremmede stoffer, der er bundet til suspenderet stof, bundfældes og bindes i sedimentet. Nedbrydelige stoffer bliver nedbrudt afhængigt af opholdstiden og beplantning. Olie tilbageholdes på overfladen og fordamper eventuelt.</p>

Drift af renseanlæg



Figur 4.5 Eksempel på opbygning af forbassin, (2)

Adsorptionsanlæg

Adsorptionsanlæg er typisk udformet som et filteranlæg, hvor filtermediet adsorberer forureningskomponenterne. Som adsorptionsmedie anvendes eksempelvis: kalk (adsorberer tungmetaller), aktivt kul (adsorberer tungmetaller, organiske miljøfremmede stoffer), træflis (adsorberer oliestoffer), sand (filtermedie). Anlæggene kan være udformet som traditionelle filteranlæg, men der arbejdes intensivt på udviklingsfronten med en række nye udformninger for at øge effektiviteten over for metaller og organiske miljøfremmede stoffer.

Mangelfuld dokumentation

Dokumentationsgrundlaget for de forskellige renseteknologiers effektivitet over for de betydende forureningsparametre er endnu meget sparsomt og mangelfuldt. Det samme gælder også viden og data for sammensætningen af afløb fra tage og veje samt andre befæstede arealer. Der er således tale om et nyt område, hvor der er et stort udviklingsbehov og mange udviklingsaktiviteter. Det er derfor nødvendigt ved implementering af løsninger inden for dette område at sikre sig, at løsningerne designes på baggrund af de nyeste erfaringer – dels fra udviklingsprojekter og dels fra monitoring og driftserfaring fra allerede implementerede LAR-anlæg.

Litteratur

- (1) Københavns Kommune. LAR metoder. Risiko over for grundvandsressource og overfladerecipienter ved afledning af regnvand. www.kk.dk.
- (2) Københavns Kommune. LAR Metodekatalog. www.kk.dk.

5

Mekanisk rensning

Af Mogens Henze

Mekanisk rensning er det første (og for små rensningsanlæg undertiden eneste) rensningstrin. Dens opgave er at fjerne åbenbart synlige detaljer fra spildevandet og forhindre problemer i efterfølgende rensningstrin.

5.1 Riste

5.1.1 Riste, orientering

Riste anvendes for at fjerne grovere forureninger såsom plast, træstykker, klude, døde smådyr, cykler m.m. fra spildevandet. Hvis disse genstande ikke fjernes, vil de kunne give skader på rensningsanlæggets maskinelle udstyr.

Fin- og grovriste

Riste inddeles i grovriste, normalt med en afstand mellem ristene på 40-100 mm, og finriste med en risteafstand på 10-25 mm. Ristestoffjernelsen ved finriste foregår maskinelt, og risten har da en hældning på 15-30 grader i forhold til lodret. Der findes lodrette finriste med 8 mm åbninger (Geiger Multidisc). Grovriste oprenses ofte manuelt og har en hældning på 30-45 grader. Ristestof bør opsamles i beholdere, og ristestoffet bør kunne afdrænes. Ristestof kan findeles i en ristegodshakker, hvorefter det kan ledes tilbage i spildevandet for at blive opsamlet sammen med sand eller primærslam.



Maskinelt renseset (bagest). I forgrunden ses risten for overløb under regn

Komminutorer

Komminutorer (findelere) er undertiden anvendt i stedet for riste. Anvendelsen er efterhånden begrænset, idet komminutorerne har vist sig at medføre driftsforstyrrelser og store vedligeholdelsesomkostninger.

5.1.2 Riste, driftsovervågning

Ved drift af riste er følgende observationer og målinger aktuelle:

Ristestoffets sammensætning

Ristestof består normalt hovedsageligt af de ovennævnte typer materialer. Tilstedeværelse af usædvanlige fremmedelementer, det kunne være f.eks. grisetæer, bør medføre efterforskning af kilden. Ristestof er stærkt smittefarligt.

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. Jo mindre åbning, desto mere ristestof. Mængden af borttransporteret ristestof bør journaliseres. Ristestofmængden varierer ofte betydeligt mellem forskellige rensningsanlæg.

5.1.3 Riste, driftsproblemer

I tabel 5.1 ses en oversigt over driftsproblemer i forbindelse med riste.

Tabel 5.1 Riste, driftsproblemer

Tilstopning	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Mulig afhjælpning</i>
Skraber fungerer dårligt	Justér, reparér eller udskift skraber
Tilisning	Fjern is, opvarm eller inddæk rist
Manglende effektivitet	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Mulig afhjælpning</i>
For grov rist	Erstat med finere rist
For høj vandhastighed gennem rist	Nedsæt pumpeydelse eller øg ristearealet
Lugt	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Mulig afhjælpning</i>
Aflejringer før eller efter rist	Oprens kanal foran rist
Ristestofcontainer	Hurtigere tømning, inddækning
Spildevandet, trykledninger	Neutraliser svovlbrinte, neutraliser industriudledning af stoffer, der giver lugt

De fleste driftsproblemer i forbindelse med riste skyldes tekniske fejlfunktioner ved risten. Det almindeligste problem er, at skraberne 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.

Ristestoffet kan, især om sommeren, give anledning til lugtproblemer. Kort opbevaringstid før viderebehandling mindsker disse.

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

Håndtering af ristestof

Ristestof skal deponeres på losseplads eller forbrændes. Det sidste kan ske enten på rensningsanlægget eller på centralt affaldsforbrændingsanlæg.



Container til opsamling af ristestof

5.2 Sier

5.2.1 Sier, orientering

Med sier fjerner man grovere og finere partikler fra spildevandet. På industrier er sandfang og forklaringskammer i visse tilfælde 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. Undertiden benyttes syre eller base til rensningen. Det giver da et affaldsprodukt, der skal håndteres med forsigtighed for ikke at medføre skader på anlæggets konstruktioner eller processer. Mikrosier benytter en filterduk til separering af vand og partikler og kan give en forbedret partikelrensning.

5.2.2 Sier, driftsovervågning

Omkring sieren kan forekomme aerosoler, der altid vil indeholde mikroorganismer (bakterier, virus osv.), som kan bevirke, at luften er sundhedsfarlig for mennesker.

Lugt

”Dårlig lugt” kan være forårsaget af, at organisk materiale har ophobet sig i indløbsbygværket, at opsamlingen af frasiet materiale ikke fungerer tilfredsstillende, eller at det frasierte materiale opbevares for længe før viderebehandling.

Sistof

Det frasierte materiale indeholder sand og organisk stof. Indholdet varierer for de enkelte anlæg. Materialet er normalt stærkt smittefarligt.

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 grovere partikler.

Indhold af bundfældeligt 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 tabel 5.2.

Tabel 5.2 Bundfældelige stoffer efter sining

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

5.2.3 Sier, driftsproblemer

I tabel 5.3 ses en oversigt over problemer med sier.

Tabel 5.3 Sier, problemer

Tilstopning	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Mulig afhjælpning</i>
For fin si.	Udskiftning af si med større åbninger.
Utilstrækkelig spuling.	Kontinuert spuling eller forøgelse af spulevandsmængden.
Fedt/olieaflejring	Spul med varmt vand. Brug højtryksspuling. (Sien bør tages ud af drift under rensningen).
Stort tilløb fra kraftig regn	Hyppig skylning under kraftig regn.
For ringe fjernelse af partikler	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Mulig afhjælpning</i>
For grov si.	Udskift med finere si.
Oversvømmelse	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Mulig afhjælpning</i>
Tilstopning.	- se under tilstopning.
Hydraulisk overbelastning.	Større siareal installeres. Nedsæt ydelse af tilløbspumpe.
Lugt	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Mulig afhjælpning</i>
Aflejringer ved sien.	Oprens bygværket.
Det frasierte materiale.	Nedsæt opbevaringstid for sistof.

5.3 Sand- og fedtfang

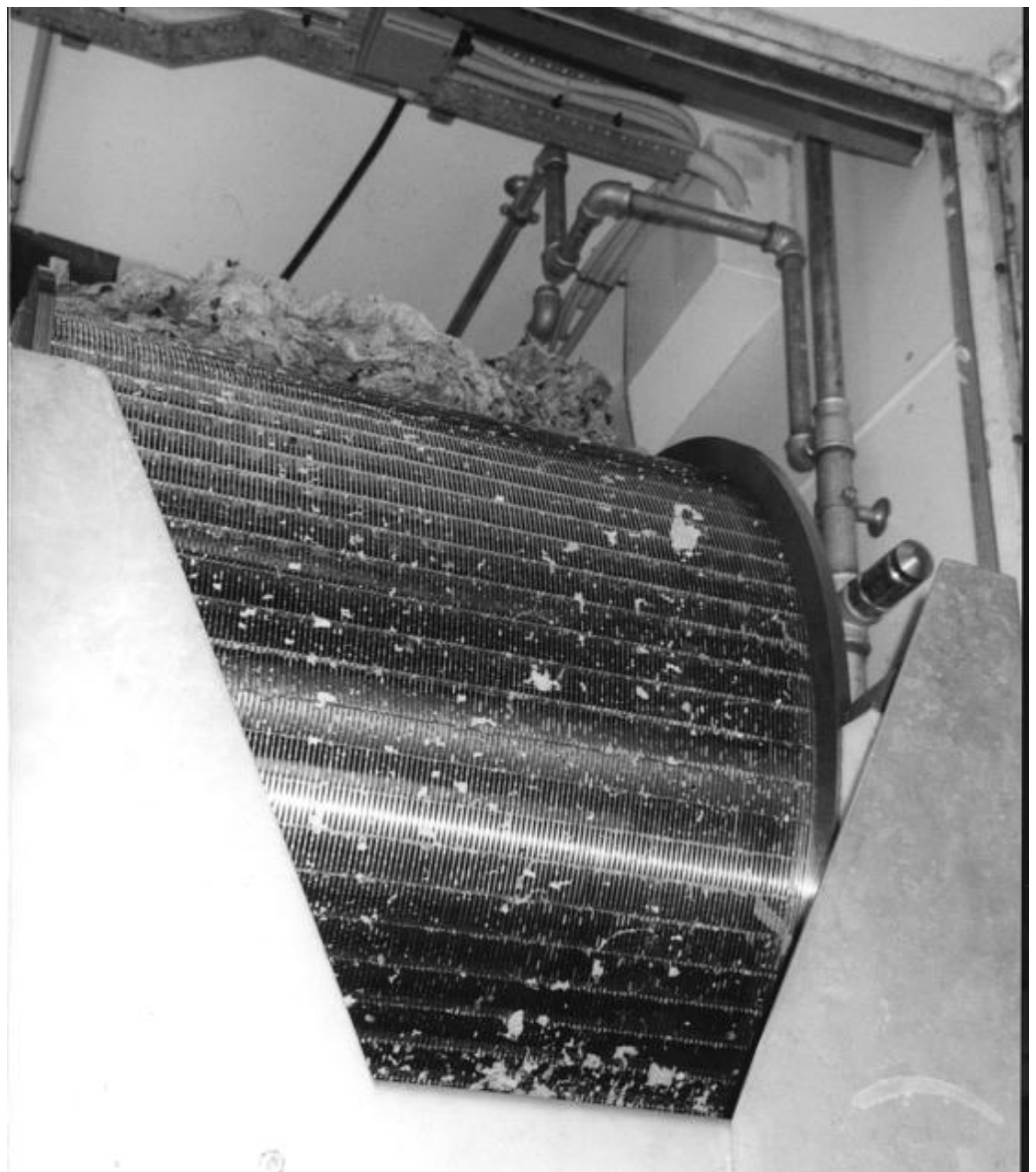
5.3.1 Sand- og fedtfang, orientering

Formål

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

Beskrivelse

I sandfanget separeres sand og andet tungt materiale fra spildevandet ved bundfældning, mens fedt og olie udskilles i et fedtfang ved flotation. Kombineret sand- og fedtfang optræder hyppigt. Større rensningsanlæg er som regel forsynet med både sand- og fedtfang, mens fedtfang er mindre almindeligt på små anlæg.



Tromlesi til rensning af overløbsvand

Drift af renseanlæg

Et sandfang kan være opbygget af en eller flere langsgennemstrømmede kanaler eller som luftede bassiner af forskellig udformning. Sandudskillelsen i sandfang med langsgennemstrømmede kanaler styres af den hydrauliske overfladebelastning og vandets gennemstrømningshastighed. I luftede sandfang styres sandudskillelsen ved hjælp af den indblæste luftmængde. (Vedrørende luftning, se afsnit 5.4). Undertiden benyttes cirkulære sandfang af hvirvelseparatortypen, hvor spildevandet roterer, og sandet bevæger sig langs siderne og ender i bunden. Ved større rensningsanlæg er sandfanget forsynet med pumper eller lignende til oprensning af det bundfældede sand.

Sandvasker

I visse tilfælde foretages en vaskning af sandet i en sandvasker, som er en cyklon, hvor sandet bundfælder, mens organiske partikler skylles ud med vandstrømmen. Som oftest føres sandet til dræning f.eks. i en container.

Fedtfang

Fedtfang er ofte luftede bassiner, hvor luften får små fedt- og oliepartikler til at samles i større partikler, der ved hjælp af luften stiger op til overfladen og skrubes bort til en beholder.

5.3.2 Sand- og fedtfang, driftsovervågning

Sandmængde

Sandmængden måles regelmæssigt, og variationer noteres. Sandmængden øges ofte ved kraftig nedbør, når sedimenter i afløbssystemet spules løs og føres til rensningsanlægget.

Kvalitet af fjernet sand

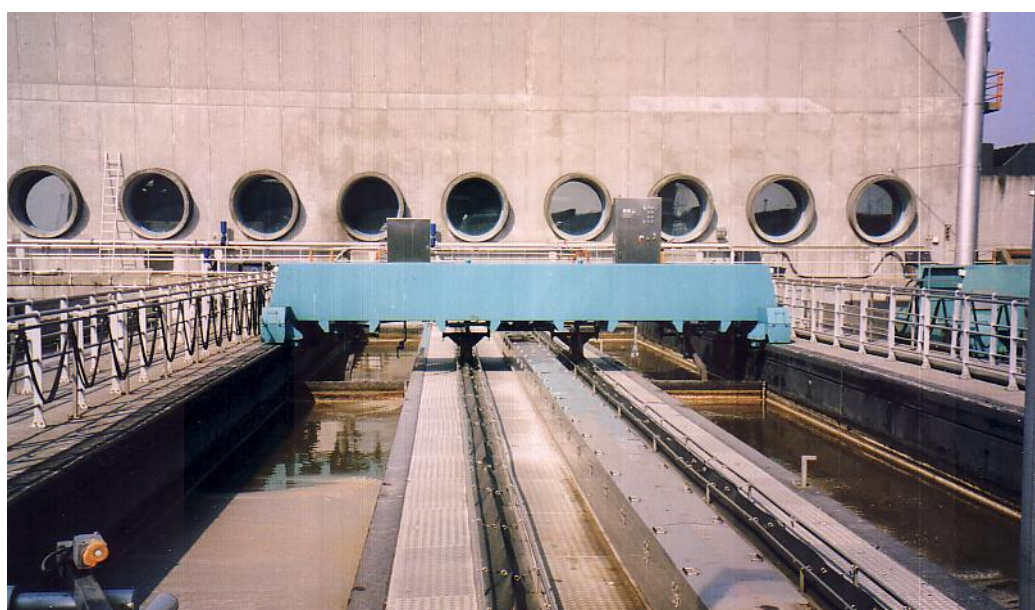
Sandets farve og lugt bør observeres. Man kan også med mellemrum analysere sandets glødetab. Glødetabet er et mål for sandets indhold af organisk slam. Glødetabet bør ikke være større end 20% af tørstofindholdet.

Fedt og olie ved fedtfang

Fedt- og oliemængden måles regelmæssigt, og forandringer noteres. En øget mængde kan f.eks. indikere, at tilsluttede industrier, hoteller og restauranternes rensningsforanstaltninger ikke fungerer.

Fedt og olie i afløbet fra fedtfang

Fedt- og olieindholdet analyseres efter behov. Hvilke fedt- og olieindhold der medfører driftsforstyrrelser, er afhængigt af anlægstypen. Driftsforstyrrelser kan forekomme, hvis der findes mere end 30-50 g/m³ fedt eller olie i afløbet fra fedtfang.

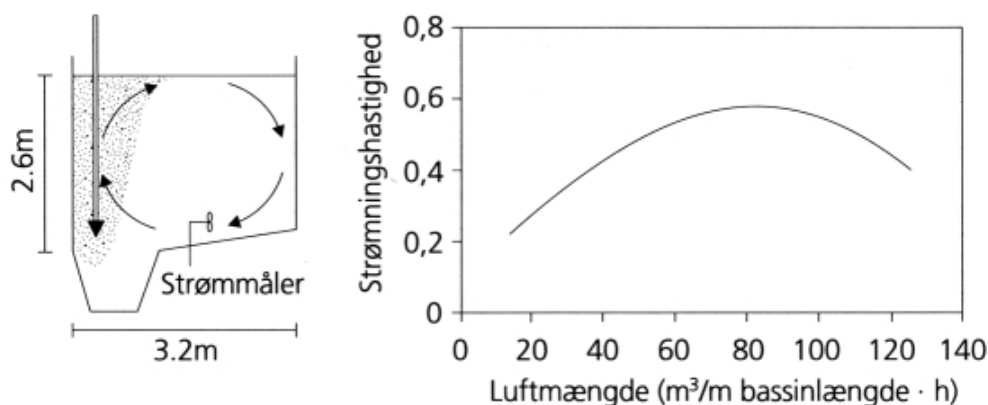


Sandfang i midten og fedtfang i siderne. Lynetten, København

5.3.3 Sand- og fedtfang, driftsproblemer

Ved luftede sand- og fedtfang er mange af driftsproblemerne knyttet til luftningen (se afsnit 5.4).

Dårlig sandudskillelse	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Høj gennemstrømningshastighed.	Gennemstrømningshastigheden mindskes. Ved luftede sandfang sker dette ved mindskning af den indblæste luftmængde. Se fig. 5.1. En rimelig vandhastighed (periferihastighed) er ca. 0,3 m/s.
Sandakkumulering.	Sand bør fjernes oftere ved ændring af skraberens eller mammutpumpens driftsprogram.
Sandet indeholder for meget organisk stof.	Strømningshastigheden øges. Ved luftede sandfang sker dette ved øgning af den indblæste luftmængde. Se figur 5.1.
Dårlig fedtudskillelse	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
For høj gennemstrømningshastighed.	Se under "dårlig sandudskillelse".
Overbelastning med fedt.	Kilden til fedttilførslerne bør opspores.



Figur 5.1 Beluftet sandfang. Eksempel på målt sammenhæng mellem strømningshastighed og indblæst luftmængde

5.4 Luftning, orientering

Formål

Luftning anvendes til mange formål i et rensningsanlæg, for eksempel:

- at tilføre ilt til biologiske processer i aktiv-slamanlæg og filtre
- at uddrive svovlbrinte fra anaerobt spildevand
- at styre bundfældningen i et luftet sandfang
- at forhindre sedimentation i tilløbskanaler m.v.
- omrøring
- at tilføre ilt til det rensede spildevand inden udledning.

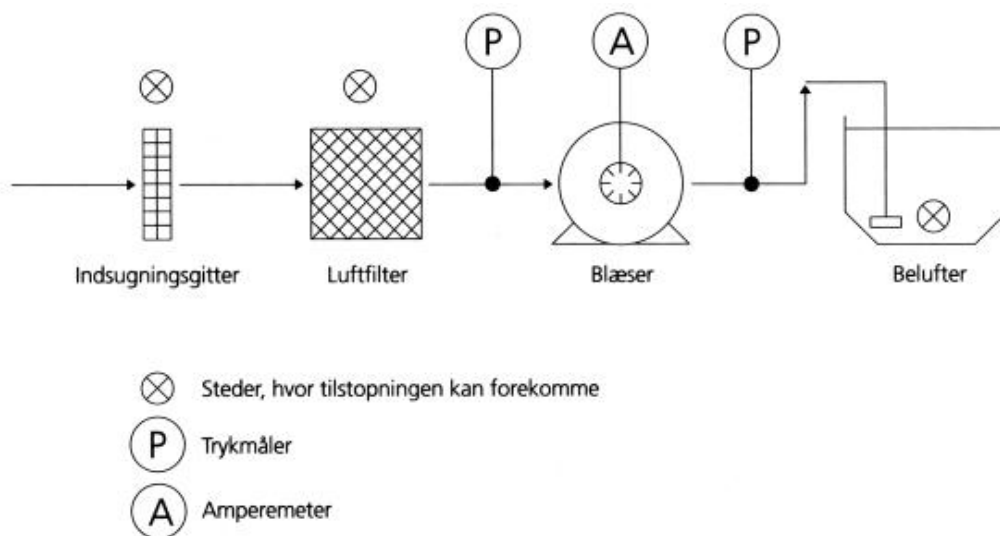
Beskrivelse

Luftning kan ske ved indblæsning eller indpiskning. Indblæsning sker i varierende dybde ved hjælp af centrifugal- eller kapselblæsere. Luften fordeles i vandet gennem enten finboble- eller grovboble-diffusorer, som findes i mange typer og udformninger.

Luftning ved indpiskning kan 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.

Luftning medfører et stort energiforbrug. Det er derfor meget vigtigt at sikre, at luftningen har et passende niveau der sikrer formålet, men ikke medfører unødigt energiforbrug.



Figur 5.2 Eksempel på opbygning af et luftningsanlæg

Tabel 5.4 Aktuelle observationer og målinger, luftning

Maskindel	Observation	Målinger
Indsugningsanordning (gitter, trådnæt).	Tilstopning.	
Luftfilter. Blæser.	Tilstopning. Maskinfunktion.	Statisk tryk på suge- og trykside.
Blæserens el-motor. Luftningsbassiner.	Luftfordeling. Tilstopning af diffusorer. Ubalance ved overfladebeluftere. Lugt og aerosoldannelse.	Strømforbrug.
Blæserrum og rørsystem.	Støj.	

5.4.1 Luftning, driftsovervågning. Indsugningsanordninger for luft

Tilstopninger

Gitre og eventuelle finmaskede trådnæt kan blive tilstoppet af f.eks. blade og støv i luften. Desuden kan indsugningsanordningen lukkes af is om vinteren. Forholdene kontrolleres regelmæssigt som en del af den systematiske overvågning af luftningssystemet. Rengøring må foretages efter behov.

Se i øvrigt nedenfor om trykmåling.

Luftfilter

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 i øvrigt nedenfor om trykmåling.

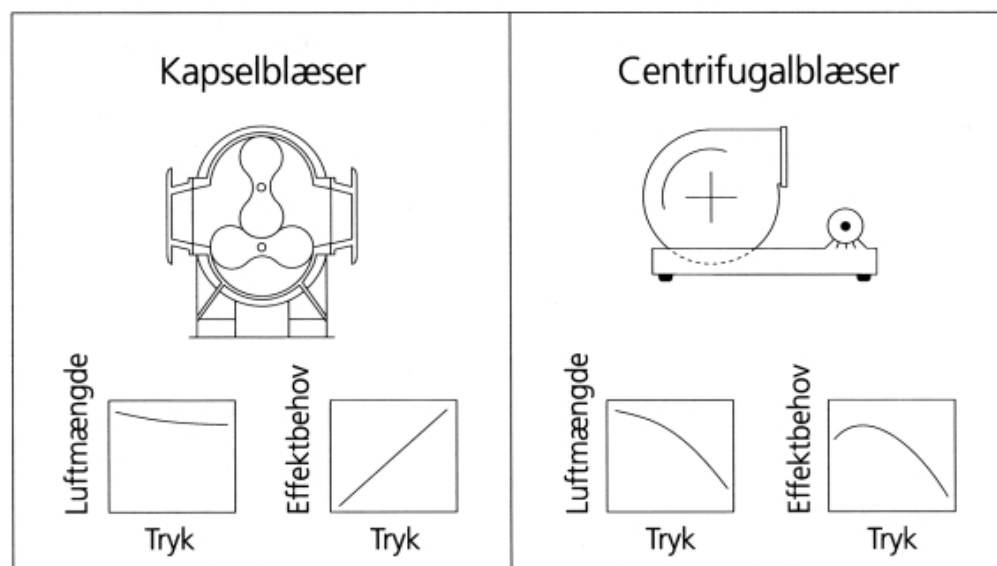
Maskinfunktion

Kapsel og centrifugalblæsere

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. For kraftige vibrationer medfører ekstra slid på udstyret.

Trykmåling

Det statiske tryk kan give oplysning om en begyndende tilstopning, hvis det langsomt øges. 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. Centrifugalblæsere og kapselblæsere har forskellige karakteristiske egenskaber. Hvorledes kapacitet og energiforbrug ændres som funktion af modtrykket, fremgår i princippet af figur 5.3.



Figur 5.3 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 modtryk. Dette gælder også motorernes 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 til følge.

Strømforbrug

El-motorer til centrifugal- og kapselblæsere

Motorernes strømforbrug er afhængigt af trykforholdene i rørsystemet og giver derfor oplysninger om tilstopninger. Ved kapselblæsere øges strømforbruget, når modtrykket øges. Ved centrifugalblæsere bliver strømforbruget lavere, når modtrykket øges. En stor del af et anlægs strømforbrug er knyttet til luftningen. Den bør derfor reguleres så unødigt luftning undgås. Når spildevandets temperatur stiger på grund af klimaændringer, vil det mindske effektiviteten af luftningen. Energiforbruget vil derfor stige.

Luftfordeling

Luftningsbassiner

Ved luftindblæsning med diffusorer skal man sørge for, at luften fordeles jævnt dels mellem de parallelle bassiner og dels inden for hvert område i det enkelte bassin. Se endvidere under afsnit 5.4.2 "Driftsproblemer".

Tilstopning af diffusorer

Tilstopninger kan forårsage store driftsforstyrrelser og må derfor holdes under løbende opsyn. Se endvidere afsnit 5.4.2 "Driftsproblemer".



Keramiske diffusorer til luftning af aktivslam

Ubalance ved overfladeluftere

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

Vandstænk, aerosoldannelse og lugt

Ved luftning dannes vandstænk i form af små vanddråber (aerosoler), som kan transporteres i luften også uden for rensningsanlægget. Vanddråberne indeholder de samme mikroorganismer som selve spildevandet og er derfor en mulig smittekilde. Ved arbejde i rum med overdækkede luftningsbassiner kræves åndedrætsværn. Aerosolerne giver også en vis lugt, men oftest stammer lugtproblemer fra udblæsning af luftarter, der findes opløst i spildevandet.

Støj

Al luftning støjer, værst er motorer, kompressorer og blæsere.

Blæserrum og rør-system

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.

5.4.2 Luftning, driftsproblemer

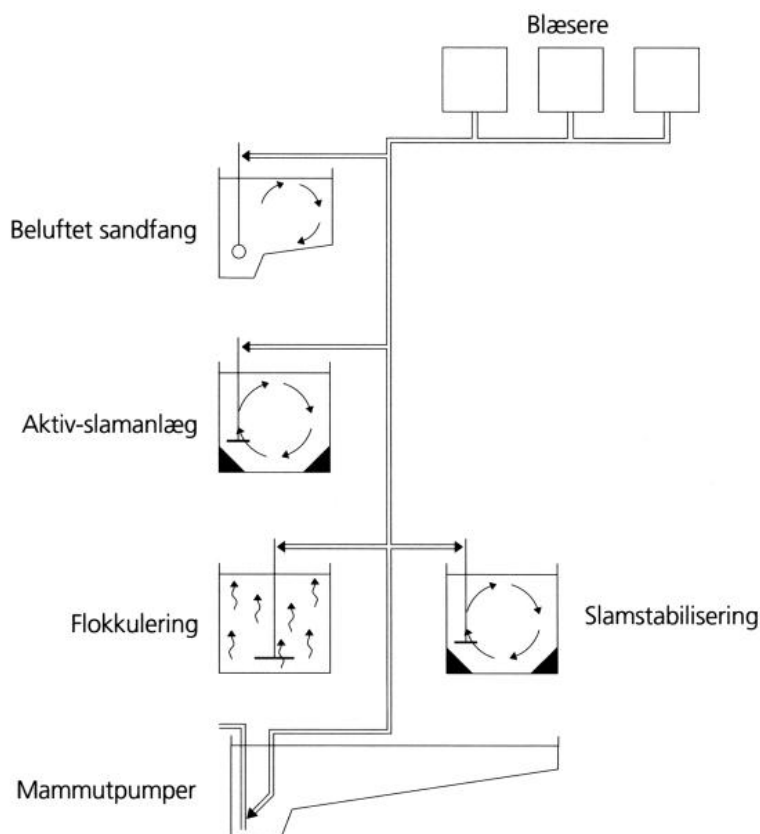
Driftsproblemer i luftningsanlæg vil kunne omfatte:

- ujævn luftfordeling i et bassin eller mellem flere bassiner
- uens ilttilførsel til dele af et bassin
- tilstopning af diffusorer
- støj, lugt og aerosoler.

Tabel 5.5 Ujævn luftfordeling, årsager og afhjælpning

Ujævn luftfordeling	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Enkelte luftningsaggregater (diffusorer/rotorer) eller grupper er tilstoppet.	Rengør diffusorer/rotorer.
Ødelagte luftere.	Udskift ødelagte luftere med nye.
Luftere (diffusorer/rotorer) er ikke placeret i samme niveau.	Hvis muligt, justér da lufternes niveau. For diffusorer kan man anvende ventilerne på fordelingsrørene til at opnå en bedre fordeling af luften. For rotorer kan man, hvis det er muligt, ændre på omdrejningstallet.
Tryktabet over lufterne (diffusorerne) er for lille, dvs. luftmængden pr. lufter er for lille i forhold til lufternes virkelige kapacitet.	Øg luftmængden pr. diffusor f.eks. ved at øge den totale luftmængde, lukke for enkelte luftere, 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 som vist på figur 5.4 er normalt meget vanskelig at styre. Det kan anbefales at opdele luftningen i adskilte sektioner.



Figur 5.4 Eksempel på luftfordelingsarrangement

Ved niveauvariationer i et bassin med luftindblæsning vil lufttilførslen ikke kun blive påvirket i dette bassin, men også i alle 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.

Tilstopning af luftere Årsagerne kan ofte være vanskelige at klarlægge. En bestemt type udstyr kan fungere godt på et rensningsanlæg og give problemer på et andet.

Table 5.6 Tilstopning af luftere, årsager og afhjælpning

Tilstopning af luftere	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Mangelfuld filtrering af luften i anlæg med finporøse luftere (diffusorer) kan forårsage tilstopning på indersiden af disse.	Sørg for, at luftfilteret er intakt, således at luften passerer gennem filteret, og endvidere, at filteret er af en type, som kan tilbageholde tilstrækkeligt fine partikler.
Stop i lufttilførslen kan forårsage tilstopning af lufterne fra ydersiden ved indtrængning af slam. Især finporøse luftere er følsomme.	Sørg for, at afbrydelser i lufttilførslen undgås eller mindskes så meget som muligt, f.eks. når en blæser tages ud af drift og erstattes med en anden.
Dosering af jern i form af ferroforbindelser (divalent jern) i forbindelse med simultanfældning i aktiv-slamprocesser kan give tilstopningsproblemer.	Ved at flytte doseringspunktet så tæt på anlæggets tilløb som muligt, f.eks. til et luftet sandfang, vil det divalente jern blive delvist iltet, inden det ledes ind i aktivslambassinet. Gennempust Luftningssystemet med høj luftmængde i få minutter, f.eks. 1 gang pr. uge.
Mangelfuld forrensning af vandet kan forårsage øget tilstopning af lufterne, ved at fibre filtrer sig sammen og indhyller diffusorer og rotor.	En forbedret forrensning kan opnås, hvis f.eks. manuelt oprensede grovrister erstattes med mekaniske finrister, eller rister erstattes med sier.
Diffusorer kan stoppe til på grund af kalkudfældninger. Problemet er størst i hårdt vand med højt pH.	Rengøring af luftere sker ad mekanisk vej, når det drejer sig om perforerede rør eller rotor. Finporøse luftere kan vaskes med syre eller alkaliske kemikalier. Det er vigtigt, at leverandørens anvisninger følges, da et vaskemiddel, som kan bruges i et tilfælde, kan ødelægge lufteren i et andet tilfælde.

Table 5.7 Uensartet lufttilførsel, årsager og afhjælpning

Uensartet lufttilførsel	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Såfremt bassinform og luftningssystem ikke er tilpasset til hinanden, kan ilttilførslen blive meget uensartet i bassinerne. Et eksempel er f.eks. en overfladelufter (rotor) placeret i et bassin, hvor bassinbredden er for lille i forhold til dybden.	Luftningssystem ændres.
Utilstrækkelig omrøring. Når bassinform og luftningssystem er veltilpasset til hinanden, kan omrøringen styres ved at variere luftindblæsningen eller ved at variere overfladelufterens omdrejningstal eller nedsænkingsdybde. Da omrøring og luftning hænger sammen i mange anlæg, vil en styring af iltindholdet kunne give problemer med for lille omrøring i de tilfælde, hvor bassinerne	Hvad angår mulighederne for afhjælpning er situationen den samme som ved uensartet ilttilførsel.

har en u hensigtsmæssig form til det anvendte luftingsystem. Da kan slamaflejringer ofte ikke undgås selv ved fuld luftning.

Table 5.8 Aerosoler, årsager og afhjælpning

Aerosoler, lugt og støj

<i>Mulig årsag</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
For kraftig luftindblæsning.	Aerosoldannelse i forbindelse med luftindblæsning kan mindskes ved at mindske luftindblæsningen eller udskifte lufterne med nogle, der giver mindre bobler. Aerosoldannelsen i forbindelse med overfladeluftning kan begrænses ved inddækning, hvilket samtidig reducerer støjgener betydeligt. Støjen kommer dog ofte fra motorer, blæsere og kompressorer, som derfor bør støjdæmpes. Ved at reducere mængden af aerosoler mindskes også den del af lugten, der er knyttet til disse vanddråber. De alvorligste lugtgener i forbindelse med luftning stammer dog normalt fra gasser, der udblæses af spildevandet, f.eks. svovlbrinte.
Uhensigtsmæssig udformning af overløb, således at der er for kraftig plaskning.	Konstruktive ændringer af overløb.



Figur 5.5 Overfladelufter. Der bliver spredt små spildevandspartikler (aerosoler) omkring aggregatet. Aerosoler er smittefarlige og kan blive ført uden for rensningsanlægget med vinden

5.5 Forklaringstank

5.5.1 Forklaringstank, orientering

En forklaringstank virker som en dynamisk separator, hvorved bundfældelige stoffer i det tilførte spildevand udskilles i en slamfase i bunden af forklaringstanken. Renseeffekten fremkommer, når slamfasen kontinuert føres bort til slambehandling, og det forrensede spildevand føres videre til efterbehandling, hvilket i Danmark betyder biologisk rensning for BI5, kvælstof og fosfor for at kunne overholde de normale krav.

Slamkomponenter

Slamfasen indeholder organisk stof (BI5, COD), suspenderet stof og dermed en del kvælstof og fosfor, afhængigt af det suspenderede stofs sammensætning.

Normalindholdet i slamfasen af kvælstof er ca. 2% af SS og ca. 1,5% fosfor i SS, når der ikke tilføres fældningskemikalier.

Fedt

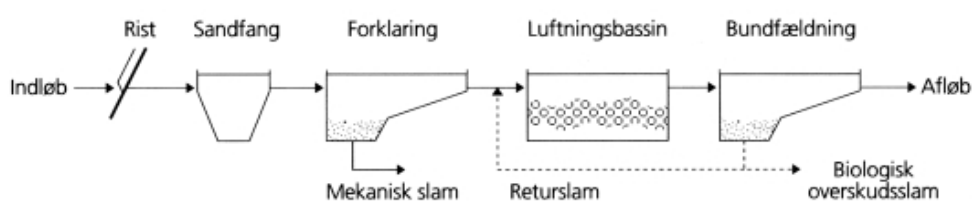
I forklaringstanken stiger ikke-emulgeret fedt op til overfladen, hvilket kræver, at man altid bør have mulighed for at fjerne flydeslam tilbageholdt på overfladen ved installation af en skumkant på klaringsstanken og et drænsystem til det opsamlede flydeslam.

På grund af forklaringstankens virkemåde vil den udligne spidsbelastninger i tilløbsspildevandet før tilløb til efterfølgende behandlingstrin.

Olie

Hvis spildevandet indeholder fremmedstoffer, f.eks. olie i større mængder, end sand/fedtfanget kan udskille, bør det fjernes i forklaringstanken. I disse tilfælde er det vigtigt at træffe de nødvendige forholdsregler, således at de uønskede stoffer ikke kommer til de efterfølgende rensningstrin.

Driften af en forklaringstank kan ske med eller uden tilsætning af fældningskemikalier.



Figur 5.6 Flowdiagram, forklaring med biologisk rensning. Ingen kemikalietsætning

Reduktionen af forureningskomponenter ved anvendelse af bundfældning i forklaringstanke med og uden fældningskemikalietsætning kan ses i tabel 5.8.

Table 5.8 Renseeffekt af forklaringsanlæg med og uden kemikalier

Anlægstype Reduktion i %	Forklaring uden kemikalier	Forfældning med kemikalier
Susp.stof, SS	50-65%	65-80%
BI5	25-40%	50-80%
COD	35-45%	50-65%
N*)	2% af SSred	2% af SSred
P*)	1,5% af SSred	afløb = 2-4 mg P/l

SSred: Mængden af fjernet suspenderet stof over forklaringstanken

*) Hvis slammet udrådnes, tilbageføres en del af det fjernede N og P med rejektvandet fra slambehandlingen.

Reduktionen af næringssalte er ubetydelig ved forklaring uden kemikalietil-sætning, idet ca. 10% af N- og P-indholdet fjernes, mens de tilsvarende værdier ved forfældning med kemikalier er ca. 10% N-fjernelse og 80% P-fjernelse.

Hydraulisk overfladebelastning

Den hydrauliske overfladebelastning HOB angiver karakteristika for belastningsforholdene i forklaringstanke. HOB angives som regel som $m^3/m^2 \cdot h$, altså m^3 vand/h pr. m^2 overflade, hvilket er den opadgående hastighed for spildevandet som løber gennem forklaringstankens overflade (m/h).

$$HOB = Q_1 / A_2$$

Hvor

HOB = Hydraulisk overfladebelastning $m^3/m^2 \cdot h$

Q_1 = Tilledt råspildevand, m^3/h

A_2 = Forklaringstankens overfladeareal, m^2

Forklaringstankens overfladebelastning er afhængig af anvendelsen.

Ved brug uden fædningskemikalier dimensioneres forklaringstanke normalt med en hydraulisk overfladebelastning på ca. 1,5 m/h beregnet på den maksimale timemængde i tørvejr. Den tilsvarende værdi, når klaringsstanken virker som forfældningstank, reduceres til 1-1,3 m/h beregnet på maks. tørvejrs timeflow. Den nedsatte kapacitet skyldes dels en større reduktion af suspenderet stof ved forfældningen (større udskilningsgrad), dels at det forfældede slam har en lavere sedimentationshastighed.

Klaringstanken kan fungere med reduceret effektivitet ved hydrauliske belastninger på op til 3-4 m/h under regn, og kapaciteten kan udvides kraftigt uden dårligere rensesgrad, hvis man tilsætter meget små mængder polymer til spildevandet (0,2-0,5 ppm polymer/ m^3 spildevand).



Forklaringstank. Afløbsrende renses med 3-fløjet kosteaggregat monteret på broen

Hvis forklaring er det eneste behandlingstrin for spildevandet, bør man tilstræbe en noget lavere hydraulisk belastning (1 m/h), for at få bedst mulig effekt.

5.5.2 Forklaringstanke, driftsovervågning

Observationer, målinger og beregnede værdier

De observationer, målinger, analyser og beregnede værdier, som er aktuelle i forbindelse med driftsovervågning af forvaringstanke med eller uden forfældning, fremgår af tabel 5.5.

Tabel 5.5 Driftsovervågningsparametre for forklaringstanke (FKT)

Tilløb til FKT		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnede værdier</i>
Udseende	Bundfæld. stof Alkalinitet pH, susp. stof COD, BI5, N Total P Opløst P	Fosfor kg P/d
Drift af FKT		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnede værdier</i>
Strømningsforhold Flydeslam Slamniveau i FKT		Stofreduktion Hydraulisk belastning
Afløb fra FKT		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnede værdier</i>
Udseende	Susp. stof COD, BI5, N Total P/opløst P	

Drift af renseanlæg

Tilløb til forklaringsstank	Forandringer i farve, lugt og koncentrationer observeres løbende. Dette gælder i første omgang tilløbsvandet til anlægget, men denne kontrol bør også foretages på tilløbsvand til forklaringsstank.
Bundfældeligt stof	Bundfældeligt stof giver information om, hvor meget materiale der kan fjernes i forklaringsstanken.
Alkalinitet og pH	Alkaliniteten bestemmer spildevandets bufferkapacitet. Alkaliniteten i spildevand er afhængig af drikkevandets alkalinitet og af indsivningen i spildevandsledningerne. På steder, hvor drikkevandets alkalinitet er lav (0,5 mekv/l), er spildevandets alkalinitet normalt 1-3 mekv/l. I områder med hårdt vand er spildevandets alkalinitet tilsvarende højere. På grund af varierende spildevandssammensætning vil alkaliniteten variere over døgnet. Tilledning af regnvand og variationer i indsivningsmængder påvirker alkaliniteten. Dette gælder også tilførsler af rejktvand, idet specielt kalkstabiliseringen af slam og anaerob slamstabilisering (udråkning) giver rejktvand med en høj alkalinitet. Alkaliniteten i afløbet fra forklaringsstanken er af stor betydning for nitrifikationsprocessen i det efterfølgende biologiske trin. Ved nitrifikation mindskes alkaliniteten yderligere. Overslagsmæssigt gælder, at for hver g N/m ³ , som iltes til nitrat i det biologiske trin, mindskes alkaliniteten med 0,1-0,14 mekv/l. Hvis alkalinitetsforbruget er for stort, og pH bliver for lavt for den efterfølgende biologiske behandling, kan alkalinitet tilføres i form af kalk (Ca(OH) ₂), natronlud (NaOH) eller bikarbonat (HCO ₃ ⁻).
Suspenderet stof (SS), B15, COD, N og P	Det er af stor betydning at bestemme det relative indhold af disse stoffer, idet renseseffekten for en forklaringsstank er stærkt afhængig af den relative spildevandssammensætning (jf. tabel 5.4). Typen af forbehandling har stor betydning for stofsammensætningen efter forklaringsstanken og er dermed vigtig specielt for kvælstoffjernelsen i den efterfølgende biologiske proces.
Slamspejlsniveau	<i>Drift af forklaringsstank</i> Slamspejlsniveauet i forklaringsstanken viser, om slamskrabning og slamudpumpning fra klaringsstanken er tilstrækkelig. Slamtæppet bør i fladbundede bassiner holdes så lavt som muligt og bør ikke overstige 10-30 cm. For højt slamspejl kan medføre en forhøjet koncentration af suspenderet stof i udløbsvandet på grund af ophvirvling af slam fra slamlaget (slamflugt). Et højt slamspejlsniveau medfører en lang slamopholdstid i tanken, hvorved slammet, specielt i sommerperioden, kan gå i forrådnelse og forårsage udvikling af ildelugtende gasser, som f.eks. svovlbrinte.
Flydeslam	Der forekommer altid en vis flydeslamdannelse på forklaringsstanke, og dette slam skal fjernes efter behov. Unormale flydeslamdannelser behandles under "Driftsproblemer".
Strømningsforhold	Turbulente og uensartede strømningsforhold i en forklaringsstank og ujævn vandfordeling mellem parallelle bassiner kan medføre en dårlig udskilningsgrad. Se afsnittet "Driftsproblemer".
Udseende	<i>Afløb fra forklaringsstank</i> Vandets udseende observeres løbende. Forandringer kan indikere forstyrrelser i rensningsprocessen eller tilstedeværelse af uønskede stoffer i råspildevandet.

**Suspenderet stof,
BI5, COD, N og P**

Renseeffekten på de primære parametre undersøges jævnligt for at kontrollere, om fjernelsen af disse stoffer er tilfredsstillende. (Se i øvrigt tabel 5.4 med de forventede værdier for stofreduktion ved forklaring/forfældning).

Renseeffekten på forklaringstanken er af stor betydning for driften af det efterfølgende biologiske trin.

For lille rensning medfører overbelastning af det biologiske trin med BI5 og fosfor, hvorved afløbskvaliteten fra det biologiske anlæg kan blive forringet.

For stor rensning kan give problemer med for lille BI5-mængde til kvælstoffjernelsen (BI5/N-forholdet bliver for lille til total denitrifikation), og dermed en ringere kvælstoffjernelse i det biologiske anlæg.

5.5.3 Forklaringstanke, driftsproblemer

Flydeslam	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Slammet har for lang opholdstid i bundfældningstanken, hvilket betyder forhøjet slamakkumulering i bundzonen i klaringstanken.	Forøg den slammængde, som tages ud 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 slam	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Slammet opnår ikke tilstrækkelig tid til at opkoncentreres i slamkeglen.	Tidsrummet mellem slamudpumpningerne bør øges.
Vand suges med ved slamudpumpningen (kortslutning).	Nedsæt slamudpumpningstiden, og pump i stedet flere gange pr. døgn.
Problemer med slamudpumpning eller slamaftapning	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Slammet har for høj en tørstofkoncentration.	Foretag en hyppigere slamudpumpning.
Slammet indeholder sand og klude.	Kontroller funktion af rist og sandfang.
Lugt	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Slamaflejringer i klaringstanken.	Se ovenfor under "flydeslam".
For lang opholdstid på grund af lav belastning.	Ved parallelle bassiner og permanent lavbelastning tages en eller flere tanke ud af drift.
Belastning med let nedbrydeligt organisk materiale, hvorved bl.a. sulfat omdannes til sulfid.	Forbehandling eller udjævning af eventuelle industriudslip. Udjævn tilførslen af slamvand. Tilsæt jernsalte, brintoverilte, nitrat eller ren ilt. Undgå overdosering, således at et eventuelt efterfølgende biologisk trin ikke påvirkes

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

<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Stødbelastning på grund af intermitterende oppumpning på forklaringstankene.	Afpas pumpernes kapacitet til forklaringstankenes overfladeareal.
Stødbelastning på grund af stødvis tilførsel af biologisk overskudsslam.	I aktiv-slamanlæg med forklaring førtes det biologiske overskudsslam ofte tilbage til indløbet og belastede dermed forklaringstanken. Ved stødvis tilførsel af overskudsslam bliver bundfældningen ofte dårlig, ligesom bundfældningsegenskaberne for biologisk slam er meget dårligere end for slam fra råspildevandet. Undersøg, om det er muligt at føre overskudsslammet direkte til slambehandlingen, eventuelt via en slamkoncentreringsenhed, eller om det er muligt at udtage overskudsslammet kontinuert eller evt. en mindre mængde pr. gang.
Hydraulisk overbelastning.	Lad en større spildevandsmængde gå via overløbsbygværk til det efterfølgende biologiske rensnet. Dette bør kun gøres, hvis der er yderligere kapacitet i det biologiske renseanlæg, således at den totale rensning bliver bedre.
Ophvirvling af bundfældeligt materiale.	Lad slamskraberne køre så længe, at der ikke er mere slam på bassinbunden. Kontroller, at slamskraberens periferihastighed ikke overstiger 0,5 m/min. Forsøg at mindske eventuelle kortslutningsstrømme ved justering af indløbs- og udløbsbygværker.
Uensartede strømningforhold.	Kontroller, at vandet fordeles jævnt mellem parallelle enheder. Kontroller, at overløbskanterne befinder sig i samme niveau. Med hensyn til afhjælpning af uheldigt udformede til- og afløbsbygværker kan der ikke gives generelle råd.

Litteratur

- (1) M. Henze, P. Harremoës, J. la Cour Jansen, E. Arvin. Teoretisk spildevandsrensning, Biologiske og kemiske processer. Polyteknisk Forlag, 3. udgave, 2006.
- (2) Leif Winther, Mogens Henze, Jens Jørgen Linde og H. Thorkild Jensen. Spildevandsteknik. Polyteknisk Forlag 2009, Kapitel 7.2.

6

Aktiv-slamanlæg

Af Mogens Henze

6.1 Aktiv-slamanlæg, orientering

Aktiv-slamanlæg kan benyttes til en lang række formål og findes i et meget stort antal udformninger. Mange udformninger benytter det samme grundprincip, selv om de umiddelbart kan se meget forskellige ud. Aktiv-slamanlæg anvendes til at fjerne:

- opløst og kolloidt (småpartikulært) nedbrydeligt organisk stof
- større partikler, hvad enten de er nedbrydelige eller ej
- ammonium (ved nitrifikation)
- kvælstof (ved denitrifikation)
- fosfor (ved kemisk fældning)
- fosfor (ved biologisk fjernelse).

6.1.1 Aktiv-slamanlæg til fjernelse af organisk stof

Formål	Når man fjerner organisk stof fra spildevandet, skåner man recipienten (åen, søen, fjorden osv.) mod iltsvind og de følger, det kan have for plante- og dyrelivet.
Princip	Spildevand, der har passeret rist og sandfang og undertiden også forklaringskank, blandes med aktiv-slam og passerer en eller flere tanke. Tankene er normalt alle omrørt, enten gennem luftning eller ved omrøring.
Luftningstanke	<p>Typisk kaldes alle de tanke, hvor der sker en omsætning, for luftningstanke, selv i tilfælde, hvor de slet ikke er luftet. I et traditionelt aktiv-slamanlæg til fjernelse af organisk stof bliver spildevandets indhold af organisk stof (målt som BI5 eller COD) omdannet til slam og kuldioxid. Slam og spildevand adskilles senere i en efterfølgende bundfældningstank. Størstedelen af det udskilte aktiv-slam tilbageføres som returslam til luftningsbassinet og blandes med nyt tilløbsvand. Den del af slammet, som udgør den daglige slamproduktion, udtages som overskudsslam og overføres til rensningsanlæggets slambehandlingsdel. Processen i luftningstanken kan skrives således:</p> <p>Organisk stof + ilt + kvælstof + fosfor -> Slam + kuldioxid</p> $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + \text{O}_2 + \text{NH}_3 + 0.06 \text{ P} \rightarrow \text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{NP}_{0,06} + \text{CO}_2$ <p>Her er spildevandets organiske stof beskrevet som $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ og slammet som $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{NP}_{0,06}$. De kemiske formler skal forstås på den måde, at de beskriver den gennemsnitlige sammensætning af stoffet. F.eks. for hvert molekyle kvælstof (N) indeholder slammet 5 molekyler kulstof (C), 7 molekyler brint (H) og 0,06 molekyle fosfor (P).</p>

Eksempel

Molekylvægten af slam med formlen $C_5 H_7 O_2 NP_{0.06}$ er

$$5 \cdot 12 + 7 \cdot 1 + 2 \cdot 16 + 1 \cdot 14 + 0,06 \cdot 31 = 115 \text{ g}$$

idet molekylvægten af kulstof (C) er 12 g, molekylvægten af brint (H) er 1 g og molekylvægten af ilt, kvælstof og fosfor er hhv. 16, 14 og 31 g.

Fosforindholdet i slammet kan beregnes til $0,06 \cdot 31/115 = 1,6\%$

Flokke

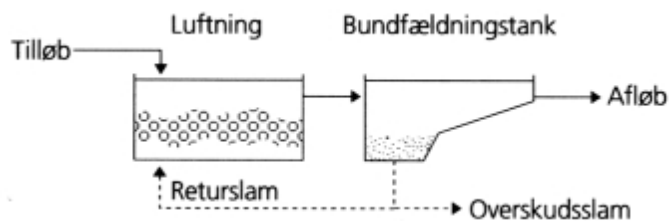
Aktiv-slam er en blanding af partikler bestående af levende og døde mikroorganismer, organiske partikler og uorganiske partikler. De kaldes for flokke. Flokkene er typisk 1-5 mm store; de splittes og gendannes hele tiden på grund af omrøringen (turbulensen) i tanken og ved passage af pumper, rør og ind- og udløbsarrangementer. Slammets aktuelle sammensætning afhænger af det tilledte spildevand og den benyttede procesudformning. Spildevandets hydrauliske opholdstid i aktiv-slamanlæg varierer fra 1 time i højtbelastede anlæg til over 24 timer i lavtbelastede.

Aktiv-slamprocessen til fjernelse af organisk stof kan udformes og drives på mange forskellige måder. De mange udformninger af processen skyldes, at det er ret let at fjerne en væsentlig del af det organiske stof, næsten ligegyldigt hvor uhensigtsmæssig udformningen er. Hvis man skal fjerne en høj procentdel af det organiske stof, kræves en velgennemtænkt udformning og drift. Der dukker hele tiden nye procesudformninger op, og de forsøges solgt ved at erklære, at der sker særlige processer på grund af udformningen. Det er normalt ikke tilfældet, men derfor kan nye udformninger alligevel give velfungerende processer.

Nogle eksempler på forskellige udformninger gives nedenfor.

Total opblanding (ideel opblanding)

I en total opblandet tank – også kaldet ideelt opblandet – er de proces tekniske forhold ens i hele tanken. Det betyder, at stofkoncentrationer er de samme overalt i tanken, og at hver driftsforandring, f.eks. mindskning eller øgning af ilttilførslen, medfører samme forandringer i hele tanken. Anlægstypen er vist på figur 6.1.



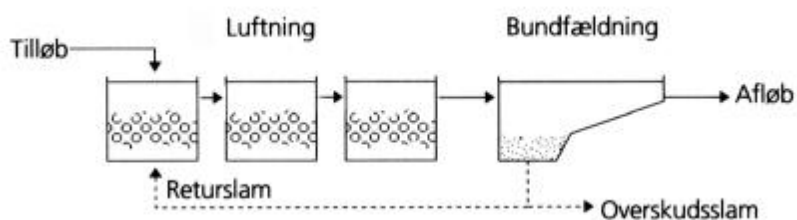
Figur 6.1 Aktiv-slamanlæg med total opblanding

Dette betyder, at f.eks. en belastningstop med hensyn til BI5 hurtigt udjævnes i hele tankvolumenet og dermed gør processen lettere med hensyn til drift og styring. Processen kan normalt kun etableres i mindre tanke. Jo større tanke, desto mere afviger tankens opblandingsforhold fra total opblanding.

Langsgennemstrømmet proces

I en langsgennemstrømmet proces (figur 6.2), tilføres spildevand og returslam i den ene ende af tanken. Dette er en teknisk enkel løsning. En ulempe ved denne fremgangsmåde er, at ved langstrakte tanke kan iltbehovet blive meget stort i indløbsdelen, hvorved der kan opstå iltmangel, såfremt luftningssystemet ikke er udformet med tilstrækkelig iltningsskapacitet i denne del af tanken. En eventuel styring af iltkoncentrationen vil være vanskelig i denne proces på grund af det varierende iltforbrug hen igennem tanken. Slamkoncentrationen er næsten ens i hele tanken ved denne udformning af aktivslamprocessen.

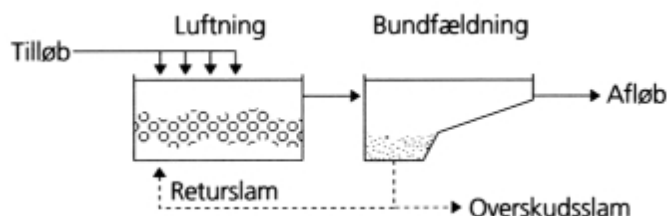
Drift af renseanlæg



Figur 6.2 Langsgennemstrømmet aktiv-slamproces

Trinvis belastning

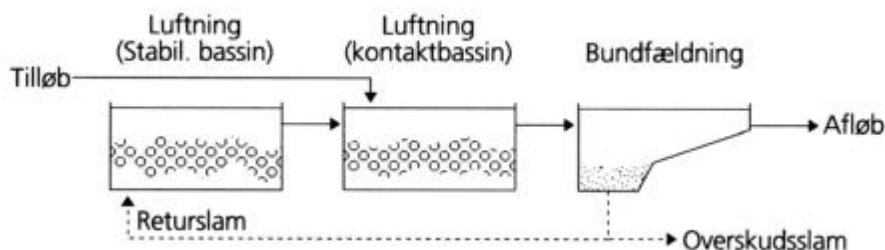
Både spildevand og returslam kan tilføres luftningstanken i mindre portioner i forskellige punkter. Med trinvis belastning menes i almindelighed, at spildevandet, som vist i figur 6.3, fordeles over en kortere eller længere del af luftningstanken, mens returslammet tilføres i starten af tanken. Herved mindskes iltbehovet i tankens første del, og en eventuel iltstyring bliver lettere. Slamkoncentrationen er større i starten af tanken end i slutningen. En følge heraf er, at det er muligt at lufte en større slammængde og dermed opnå en større slamalder i et tankvolumen svarende til det, der er anvendt i den langsgennemstrømmede aktivslamproces.



Figur 6.3 Aktiv-slamproces med trinvis belastning

Kontaktstabilisering

I den såkaldte kontaktstabiliseringsproces, se figur 6.4, luftes returslammet i flere timer i en separat tank, kaldet stabiliserings- eller aktiveringstanken, inden det atter kommer i kontakt med spildevandet i den såkaldte kontakttank. Opholdstiden i denne tank er ofte relativt kort (0,5-1,5 h). Slamkoncentrationen i aktiveringstanken er den samme som i returslammet, hvilket medfører, at for det samme tankvolumen er den totale luftede slammængde (og dermed slamalder) højere end ved de to foregående alternativer.



Figur 6.4 Aktiv-slam anlæg med kontaktstabilisering

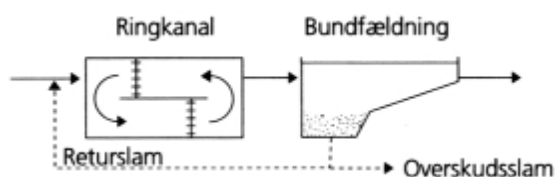
Ringkanaler

I ringkanaler, figur 6.5, er de proces tekniske forhold en blanding af flere af de ovennævnte typer anlæg. Set ud fra et slam- og vandsynspunkt er tanken totalt opblandet, men set ud fra et ilt synspunkt er det en blanding af den langsgennemstrømmede proces og den totalt opblandede. Det skyldes, at der er relativt lang transporttid for spildevandet imellem de få, kraftige luftningsaggregater. Det betyder, at iltindholdet ændres hen igennem bassinet. Spildevandet i ringkanalanlæg, og andre cirkulationsanlæg, cirkulerer rundt i tanken og gennemløber denne mellem 50 og 200 gange. Dette sikrer en opblanding, der er tæt på at svare til total opblanding, hvad vandet angår.

Cirkulationsanlæg

Cirkulationsanlæg/ringkanaler kan findes i mange andre udformninger end den klassiske hestevæddeløbsbaneformede udgave.

Nyere udformninger er ofte rektangulære, men også ringformede bassiner og koncentriske bassiner kan benyttes.



Figur 6.5 Aktiv-slamproces i ringkanal eller cirkulationsanlæg

Biosorptionsanlæg

Et biosorptionsanlæg består af to separate aktiv-slamanlæg i serie. Første trin er et meget højt belastet anlæg med en slambelastning på 2-5 kg BI₅/(kg SS · d), hvilket svarer til en hydraulisk opholdstid på 20-30 min. Andet anlægstrin kan være en hvilken som helst af de anlægstyper, der er omtalt i dette afsnit 6.1. Første trin i biosorptionsanlægget kan således efterfølges af både aktivslamanlæg til fjernelse af organisk stof, nitrifikation, denitrifikation, biologisk fosforjernelse og simultanfældning. Biosorptionsanlægget vil ofte give problemer med efterfølgende denitrifikation og biologisk fosforjernelse på grund af den store mængde organisk stof, der fjernes i første trin. Det betyder, at COD/N- eller COD/P-forholdet i andet trin formindskes, således at der må tilsættes eksternt kulstofkilde. I et biosorptionsanlæg er det kun en lille del af det organiske stof, der fjernes fra spildevandet, der iltes. Det organiske stof bliver optaget/indfanget som en del af aktiv-slamflokkene. Dette slam kan give en meget høj biogasproduktion.



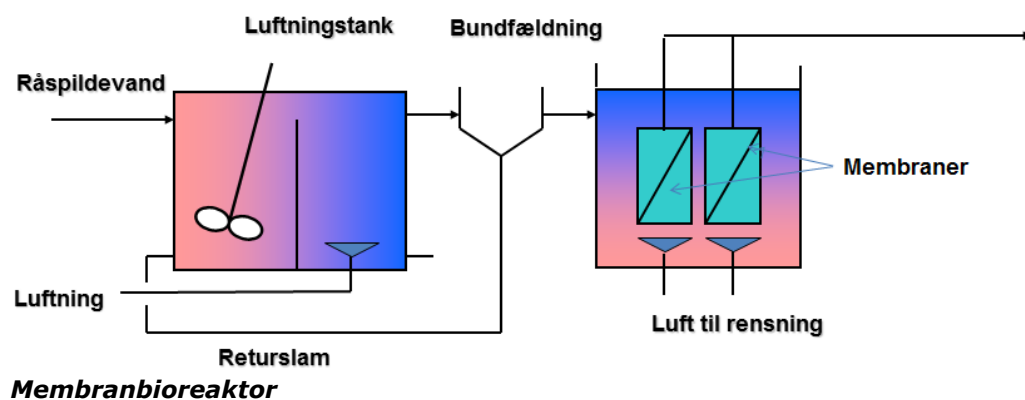
Luftningstank af ringkanaltype. Tanken er under bygning

Membranbioreaktor Adskillelse af aktiv-slam og spildevand kan også ske ved hjælp af en plast-membran, der kun tillader vand at passere. Fordelen er at man kan opretholde en meget høj koncentration af aktiv-slam i luftningstanken. De processer, der foregår i en membranbioreaktor, er de samme som i andre aktiv-slam anlæg. For at tilfredsstille det større iltbehov per kubikmeter tank skal iltkoncentrationen være høj, hvilket øger energiforbruget.

Membranerne kan enten være placeret i et separat kammer (se figur) eller direkte i bassinet.

De kan udformes som plader eller som hule fibre. Membranernes kapacitet, fluxen, afhænger af det tryk, de arbejder under. Jo større tryk, desto større kapacitet (og større energiforbrug). Slamproduktionen er den samme som for almindelige aktiv-slamprocesser med samme slambelastning (der har verseret amnestuehistorier om, at der slet ikke var slamproduktion).

Driftsproblemerne med membranbioreaktorer er især tilstopning af membranerne. Membranbioreaktorer er ikke særligt udbredt, men deres antal øges i områder, hvor der er arealproblemer, fordi de giver kompakte anlæg. Især for industri kan de være velegnede.



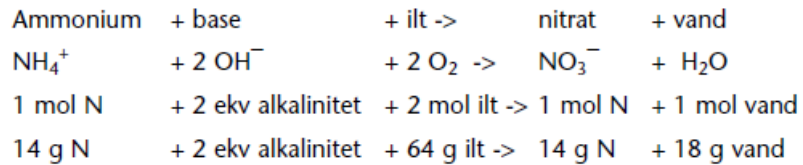
6.1.2 Aktiv-slam anlæg til nitrifikation

Formål

Man ønsker at omdanne spildevandets ammonium til nitrat. Ammonium giver iltvind i recipienten og kan være giftigt for fisk, især når pH er høj i recipienten.

Princip

Nitrificerende anlæg har samme princip som aktiv-slamanlæg til fjernelse af organisk stof, se kapitel 6.1.1. Samtidig med fjernelsen af organisk stof ilttes ammonium til nitrat. Det sker kun, hvis slamalderen er tilstrækkelig høj. Iltforbruget i et nitrificerende aktiv-slamanlæg er væsentlig større end i et aktiv-slamanlæg, der udelukkende fjerner det organiske stof fra spildevandet. Processen kan beskrives således, hvis man ser bort fra den lille mængde slam der dannes:



Ved processen er nitrit mellemprodukt, og det er giftigt for nitrifikationsprocessen og i øvrigt også giftigt for fisk, selv i mindre koncentrationer. Ud fra ligningerne kan man beregne, hvor meget ilt og alkalinitet der forbruges pr. g kvælstof, der nitrificeres.

Det ses, at der forbruges 64 g ilt/14 g kvælstof = 4,6 g ilt/g kvælstof. Forbruget af alkalinitet kan få pH til at falde, såfremt alkaliniteten er ved at slippe op i vandet. Forbruget er 2 ekv alkalinitet/14 g kvælstof = 0,07 ekv alkalinitet/g kvælstof.

Ved nitrifikationsprocessen er udbyttekonstanten for selve nitrifikationen ofte omkring 0,1 g slam/g kvælstof nitrificeret.

Primadonnaer

De nitrificerende mikroorganismer er de biologiske processers primadonnaer og de har specielle krav for at fungere.

De kræver

- høj iltkoncentration for at nitrificere hurtigt
- høj slamalder for at undgå udvaskning
- lav koncentration af giftstoffer
- rimelige pH-værdier.

Nitrifikation er stærkt temperaturafhængig. Processens hastighed er 3 gange større ved 20 grader end ved 8. Klimaforandringer vil på sigt give varmere spildevand. Dette vil gavne nitrifikationen, som får en øget hastighed. Det kan afhjælpe problemer med overbelastning og udskyde udvidelser af anlægget.

Anlægstyper

Nitrifikationsprocessen kan forløbe i alle de i afsnit 6.1.1 nævnte anlægstyper, se figur 6.1-6.5, blot slamalderen er tilstrækkelig høj (svarende til, at slambelastningen er tilstrækkelig lav). Det er også muligt at have et aktiv-slamanlæg, der udelukkende nitrificerer. Det kræver, at der er en forudgående rensning for organisk stof. Det betyder, at man f.eks. har to aktiv-slamanlæg efter hinanden, eller et biologisk filter efterfulgt af et aktiv-slamanlæg til nitrifikation. Separat nitrifikation kan udføres i alle de tidligere nævnte anlægstyper vist i figur 6.1-6.5. Separat nitrifikation er ikke særlig benyttet i Danmark, men bruges en del i Sverige.

6.1.3 Aktiv-slamanlæg til nitrifikation og denitrifikation

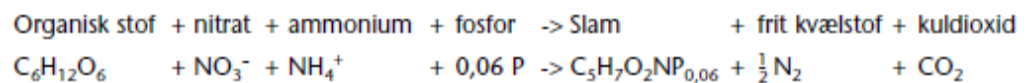
Formål

Ved at fjerne kvælstof fra spildevandet mindskes indholdet af kvælstof i recipienten. Dette vil i mange tilfælde betyde, at algevæksten og dens tilhørende iltsvind mindskes.

Princip

Kvælstof kan fjernes ved en totrins biologisk proces, hvor kvælstof først nitrificeres og derefter denitrificeres. Denitrifikation er en omdannelse af nitrat til frit atmosfærisk kvælstof. Det dannede kvælstof forsvinder op i atmosfæren uden at forurene. De bakterier i det aktive slam, som kan fjerne organisk stof ved hjælp af luftens ilt, kan i de fleste tilfælde også fjerne organisk stof ved hjælp af nitrat. Denitrifikationsprocessen forløber let, hvis der er organisk stof i passende mængde og kvalitet til stede, og hvis der ikke er ilt til stede i større mængder. Jo mindre ilttilførsel til denitrifikations-tanken, desto bedre og hurtigere denitrifikation. Ilten kan både tilføres fra atmosfæren ved omrøringen i tanken og gennem recirkulationsstrømme. I mange processer benyttes råspildevandets indhold af organisk stof som kulstofkilde til denitrifikationen. Hvis råspildevandet indeholder for lidt eller for dårligt brugbart organisk stof, kan man tilsætte en ekstern kulstofkilde eller etablere en intern hydrolyseproces på bioslammet. Det kan være et industrielt spildprodukt fra levnedsmiddelindustri, som f.eks. melasse, spritholdigt affald, eller kemikalier som metanol, etanol, eddikesyre eller acetat. Denitrifikation er temperaturafhængig. Processens hastighed er cirka 2 gange større ved 20 grader end ved 8. Klimaforandringer vil på sigt give varmere spildevand. Dette vil gavne denitrifikationen som får en øget hastighed. Det kan afhjælpe problemer med overbelastning og udskyde udvidelser af anlægget samt mindske behovet for i kolde perioder at tilsætte ekstern kulstofkilde.

Denitrifikationsprocessen kan opskrives således:



Denitrifikationsprocessen kan udformes på lige så mange forskellige måder som aktiv-slamprocessen til fjernelse af organisk stof. For denitrifikation gælder også, at man kan opnå en vis kvælstoffjernelse, næsten ligegyldigt hvor uhensigtsmæssigt processen er udformet. Hvis man skal opnå en høj rensningsgrad og en god procesøkonomi, kræves som ved alle andre processer en velgennemtænkt og optimeret proces. Nedenfor gives nogle eksempler på nitrifikations-denitrifikationsanlæg.

Nitrifikation-denitrifikation kan udføres uden at nitrificere ammonium til nitrat. Man kan styre processen, så den stopper ved nitrit og derefter denitrificere nitrit til frit kvælstof. Det vil spare energi til iltningen og kulstofkilde til denitrifikationen. Sharon processen er vanskelig at styre.

Anammox processen denitrificerer ammonium med nitrit uden brug af kulstofkilde. Den kræver høj temperatur, meget lang opstarttid og bruges kun i meget ringe omfang i forbindelse med slamvand fra rådnetanke.

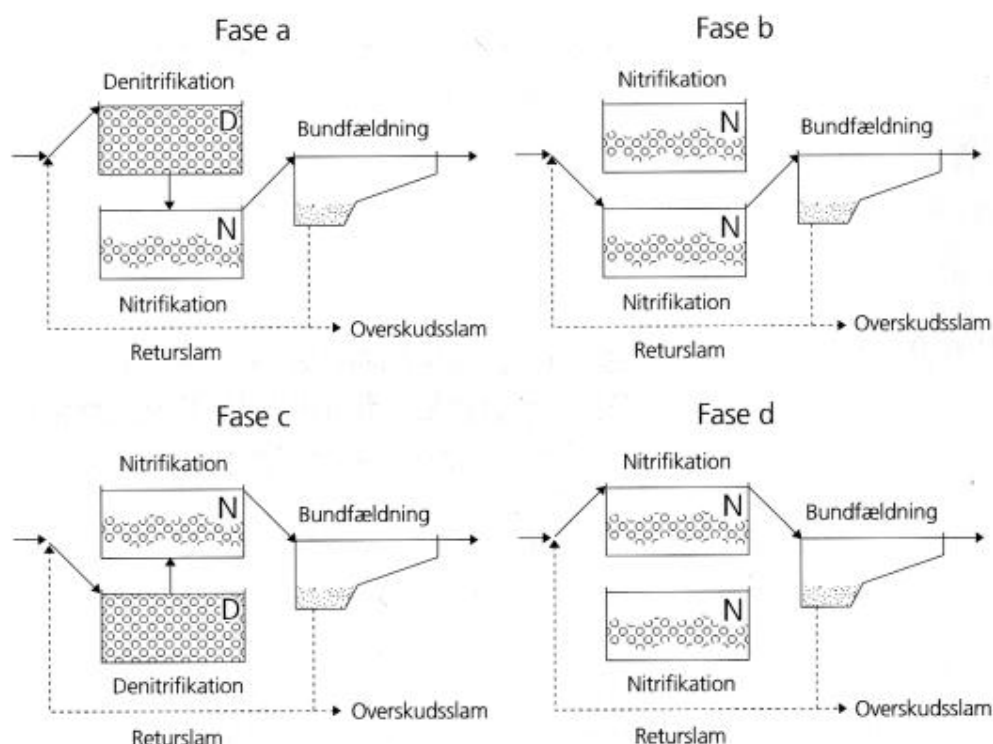


Nitrifikations- og denitrifikationstank, Renseanlæg Damhusåen, København

Alternierende proces

Processen sker i mindst to tanke, hvis drift skifter mellem nitrifikation (luftindblæsning) og denitrifikation (omrøring uden luftindblæsning). Spildevandet tilledes i størst muligt omfang til den tank, hvor der i øjeblikket sker denitrifikation. Det er råspildevandets indhold af organisk stof, der benyttes til denitrifikationsprocessen. Med 2-3 timers mellemrum ændres tankenes drift, således at der i de næste 2-3 timer sker nitrifikation i den tank, hvor der i den forudgående periode var denitrifikation, og omvendt for den anden tank. Det er vist i figur 6.6.

Drift af renseanlæg

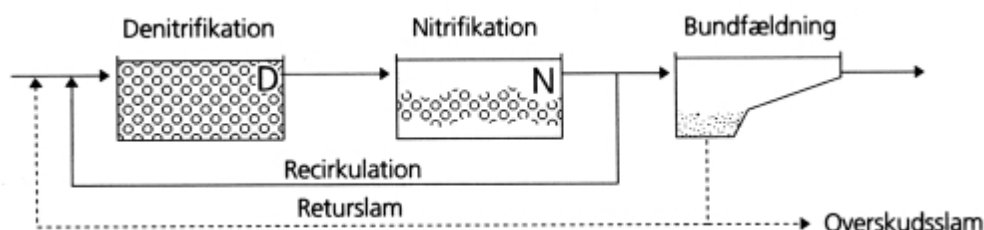


Figur 6.6 Nitrifikation og denitrifikation i alternerende proces. Imellem de to hovedperioder (fase a og c) kan der indlægges mellemperioder som vist her, fase b og d

Den alternerende denitrifikationsproces er den mest udbredte i Danmark. Koncentrationerne af ammonium og nitrat varierer kraftigt i de alternerende tanke, hvilket giver mulighed at følge udviklingen i processen, og dermed for en god proceskontrol. Kvælstofkoncentrationen i udløbet varierer kun lidt, idet ammonium og nitrat er i modfase, således at når den ene er høj er den anden lav.

Recirkulationsproces

Denne proces sker i to aktiv-slamtanke i serie. I den første tank foregår denitrifikationen ved hjælp af råspildevandets indhold af organisk stof og under omrøring. I den anden tank nitrificeres råspildevandets ammonium, der via den første tank er ført til den anden tank. Nitrifikationstanken tilføres luft. For at få denitrifikation i den første tank er det nødvendigt at recirkulere vand (og slam) fra nitrifikationstanken til denitrifikationstanken. Det sker direkte, og ikke via den sekundære bundfældningstank, se figur 6.7. Processen har normal returslamføring fra den sekundære bundfældningstank til denitrifikationstanken.



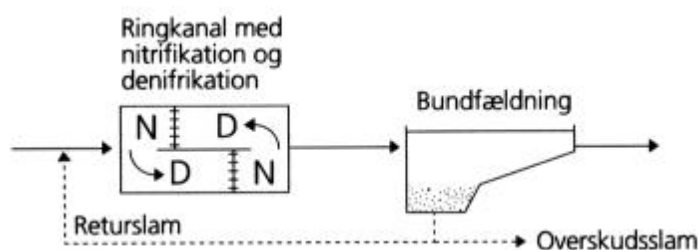
Figur 6.7 Denitrifikation i recirkulationsanlæg

Recirkulationsanlæg optræder i en række varianter, men fælles for dem alle er, at der kræves en høj recirkulationsgrad, hvis der skal opnås en høj rensningsgrad for kvælstof. Selv en stor recirkulation kræver ikke megen energi, men kan give problemer på grund af iltindholdet i recirkulationen.

Simultan nitrifikation og denitrifikation

I denne anlægstype sker nitrifikation og denitrifikation i den samme tank, men ikke nødvendigvis på samme sted i tanken. For at processen kan lykkes, skal det aktive slam cirkulere rundt i tanken. Ved at lufte det aktive slam i dele af tanken og blot sikre, at det er omrørt i andre dele af tanken kan man få skiftevis nitrifikation og denitrifikation. Det er vist på figur 6.8. Processen er vanskeligere at styre end den alternerende proces og recirkulationsprocessen, fordi belastningsvariationer i kvælstof og organisk stof vil ændre på nitrifikations- og denitrifikationszonerne.

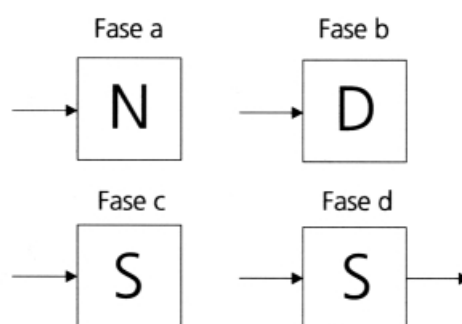
Simultan nitrifikation-denitrifikation kan ske i de enkelte slamflokke, men den proces er vanskelig at styre, fordi man skal sikre tilstrækkelig ilt i tanken til nitrifikationsprocessen samtidig med, at der ikke må være så meget, at denitrifikationen i det indre af slamflokkene inhiberes.



Figur 6.8 Simultan nitrifikations- og denitrifikationsproces. Nitrifikations- og denitrifikationszonerne ligger ikke fast i tanken, men varierer med anlæggets belastning og driftsform. Processen kan også foregå i cirkulære tanke

Denitrifikation i vekselanlæg og SBR-anlæg

Processen foregår i én tank, hvor der skiftevis sker nitrifikation og denitrifikation. I vekselanlægget, vist på figur 6.9, er der en sekundær bundfældningstank, således at der kun er fase a og b. Aktiv-slamtankene kan være rektangulære eller af ringkanaltypen. I et SBR-anlæg (Sequencing Batch Reactor) er der ikke separat bundfældningstank og ikke noget udløb i fase a og b. Derfor vil vandvolumenet variere, og der må indskydes en fase c og d, hvor der først sker bundfældning og siden hen udløb.

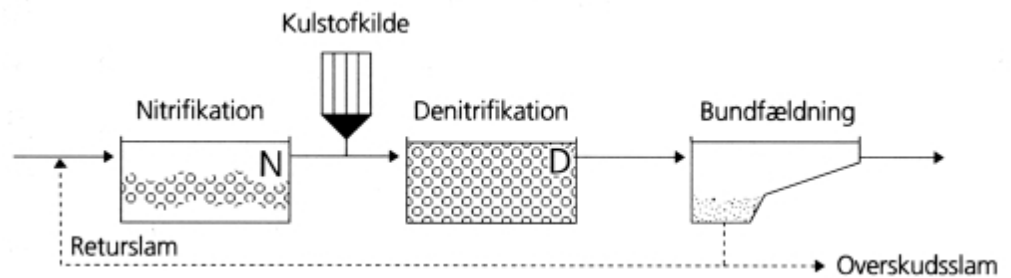


Figur 6.9 Vekselanlæg til denitrifikation (fase a og b). Hvis anlægget er uden bundfældningstank (SBR-anlæg), skal alle fire faser benyttes, og således, at der kun er udløb i fase d

Efterdenitrifikation

Denne anlægstype har to aktiv-slamtanke i serie, hvor der i den første er nitrifikation og i den anden denitrifikation. Da det meste af spildevandets organiske stof er iltet i nitrifikationstanken, må der tilsættes en kulstofkilde til denitrifikationen, eventuelt hydrolysat, se figur 6.10.

Drift af renseanlæg



Figur 6.10 Efterdenitrifikationsanlæg

6.1.4 Aktiv-slam anlæg med biologisk fosforfjernelse og nitrifikation-denitrifikation

Formål

Ved at fjerne fosfor fra spildevandet fjernes et af de for alger betydelige næringsstoffer. Dette vil i mange tilfælde betyde, at algevæksten og dens tilhørende iltvind mindskes.

Princip i biologisk fosforfjernelse

Fosfor kan fjernes biologisk af visse bakterier i det aktive slam i en proces, der består af to eller flere aktiv-slamtanke i serie. Disse bakterier kan optage store mængder fosfor, hvis de udsættes for anaerobe (iltfri) forhold i den første aktiv-slamtanke under samtidig adgang til eddikesyre eller lignende. I de følgende aktiv-slamtanke kan der ske denitrifikation og/eller -fjernelse af organisk stof ved luftning. Processen er normalt begrænset af indholdet af letnedbrydeligt organisk stof i råspildevandet. Processen, der sikrer, at der optages store fosformængder i det aktive slam, sker i både den anaerobe tank og i de efterfølgende tanke.

I den anaerobe tank udskiller slammet store mængder fosfor, for derefter i de følgende tanke at optage endnu større mængder.

De to trin i biologisk fosforfjernelse kan opskrives således:

Anaerobe tank: Organisk stof ("eddikesyre") -> PHB
+ fosfat

Aerobe tank: PHB + ilt + fosfat -> biomasse + polyfosfat

Totalt kan processen opskrives således:

Organisk stof ("eddikesyre") + fosfat + ilt -> biomasse
+ polyfosfat

Der skal bruges omkring 20 g "eddikesyre"/g fosfor optaget. I den anaerobe tank kan der ske en betydelig hydrolyse af letomsætteligt organisk stof. Det kan omdannes til eddikesyre eller andre fede syrer, som kan indgå i den biologiske fosforfjernelsesproces. En opholdstid på omkring 1 time sikrer normalt optagelsen af organisk stof og udskillelsen af fosfat. Hvis man ønsker mere hydrolyse, kan opholdstiden forlænges til 2-3 timer. Det afhænger af spildevandets sammensætning, hvor meget udbytte man får af hydrolysen. Et stort indhold af hydrolyserbart materiale giver øget mulighed for produktion af fede syrer. Jo længere opholdstiden er i den anaerobe tank, desto mere hydrolyse kan der opnås. Biologisk fosforfjernelse er lige som alle andre biologiske processer i spildevand temperaturafhængig. Klimaforandringer vil på sigt give varmere spildevand. Dette vil gavne processen, som vil få en øget hastighed.



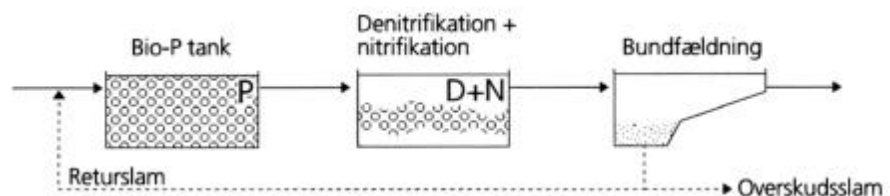
Anaerob fortank til biologisk fosforfjernelse. Stenløse rensningsanlæg

Med det relativt høje fosfatindhold i dansk spildevand vil det normalt være svært at fjerne tilstrækkeligt med fosfor ved den biologiske proces. Det kan så klares ved hjælp af en vis supplerende simultanfældning, eller med en polering i en efterfølgende kontaktfiltrering.

Biologisk fosforfjernelse kan kombineres med alle de omtalte processer til denitrifikation, figur 6.6-6.10. Man kan ikke kombinere biologisk fosforfjernelse med nitrifikation alene, idet nitrat i den anaerobe aktiv-slamtank vil forhindre, at denne tank bliver anaerob (den bliver i stedet denitrificerende). Biologisk fosforfjernelse kan også kombineres med en aktiv-slamproces udelukkende med fjernelse af organisk stof.

Biologisk fosforfjernelse med denitrifikation

Processen er vist i figur 6.11. Den anaerobe fortank skal omrøres for at sikre kontakt mellem råspildevandet og returslammet. For kraftig omrøring vil hæmme processen på grund af den iltning, som omrøring giver. Denitrifikationsprocessen kan være de i figur 6.6-6.10 viste. Kravet er en effektiv denitrifikation, således at der med returslammet kun tilføres små mængder nitrat til den anaerobe fortank.

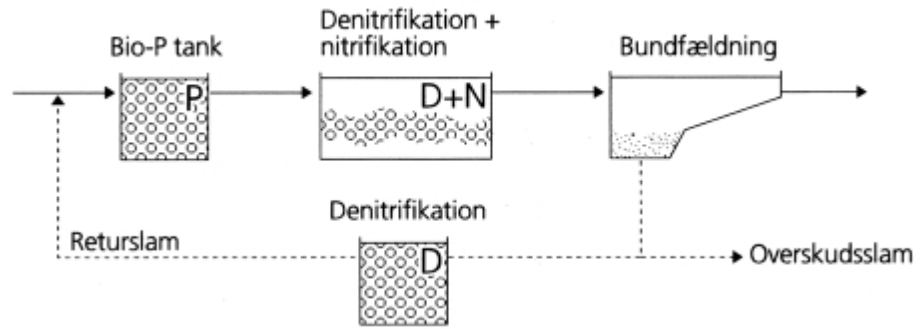


Figur 6.11 Biologisk fosforfjernelse og nitrifikation-denitrifikation

Anoxisk slamstabilisering

Processen sikrer mod nitrattilledning til den anaerobe fortank, ved at der er indskudt en denitrifikationstank i returslamstrømmen. I denne tank kan nitrat fjernes effektivt, hvilket har betydning, hvis denitrifikationsprocessen i hovedspildevandsstrømmen ikke er særlig effektiv, se figur 6.12.

Drift af renseanlæg



Figur 6.12 Biologisk fosforfjernelse med anoxisk slamstabilisering

6.1.5 Aktiv-slamanlæg med simultanfældning

Formål

Ved simultanfældning fjernes fosfor fra spildevandet. Herved mindses tilførslen af fosfor til recipienten. Da fosfor er et vigtigt næringsstof for alger, vil det i mange tilfælde betyde, at algevæksten og dens tilhørende iltsvind mindses.

Princip

Simultanfældning er en kemisk fældning af spildevandet i aktiv-slamanlægget. Den biologiske og kemiske rensning sker altså samtidigt (simultant) og i samme anlægsdel.

Alle procesvarianter beskrevet under aktiv-slamanlæg (se afsnit 6.1.1) kan kombineres med kemikaliedosering.

Aktuelle fældningskemikalier er aluminiumsulfat, jernsulfat og jernklorid. Hyppigst anvendte kemikalier er jernklorid og jernsulfat. Polymere aluminiumkloridforbindelser bruges også som fældningskemikalie.

Det bedst egnede doseringssted kan ikke angives generelt. Ofte må flere doseringssteder forsøges, inden et tilfredsstillende resultat opnås. Fældningskemikaliet kan f.eks. tilsættes i tilløbsenden af luftningstanken, til returslammet eller i et luftet sandfang. Anvendelse af jernsulfat forudsætter, at jernet iltes i anlægget. Tilsætningen skal derfor ske et sted i anlægget, hvor der er ilt til stede til iltningen.

Den biologiske proces påvirkes ikke i negativ retning ved normal dosering af fældningskemikalier. Slammets bundfældningsegenskaber kan påvirkes både i positiv retning og i negativ retning. Dosering af jern kan undertiden afhjælpe en forekomst af "let slam" (se afsnit 6.3.1).

Slamproduktionen beregnet på tørstofbasis øges 20-30% eller mere ved kemikaliedoseringen. Hvis det biologiske slam har et højt slamvolumenindeks, er det muligt, at volumen af overskudsslam mindses, når fældningskemikalier tilsættes, på grund af, at slammets bliver mere koncentreret. Hvis det biologiske slam allerede har gode bundfældningsegenskaber, vil slamvolumenmængden sandsynligvis øges.

6.1.6 Hydrolyseanlæg

Formål

Hydrolysetanke omdanner organisk stof i spildevandet til letnedbrydelige forbindelser. De dannede forbindelser, især eddike- og propionsyre, kan bruges til at forbedre kvælstof- og fosforfjernelse. Hydrolysatet vil både øge hastigheden for de biologiske kvælstof, og fosforprocesser samt øge den samlede fjernelse.

Princip i hydrolyse

For at få udbytte af slamhydrolyse skal slammet holdes anaerobt. Herved dannes en række opløste nedbrydningsprodukter af de organiske stoffer i spildevandet. Der sker nedbrydning af både partikler og opløst stof. En stor del af stofferne i den sidste del af hydrolyseprocessen (fermenteringen) ender som eddikesyre og propionsyre. Disse er gode kulstofkilder for denitrifikation og biologisk fosforfjernelse. Hydrolysatet giver en høj omsætnings-hastighed for nitrat og fosfor, og derved kan man spare tankvolumener eller undgå at udvide tankene, hvis der er begyndende overbelastning.

Afhængigt af processens indretning og drift kan man omdanne 5-25% af det organiske stof til hydrolysat. Højest udbytte fås for bioslam, lavest for primærslam. Man kan foretage hydrolyse af primærslam og bioslam. Bioslamhydrolyse er det mest almindelige og det, der giver færrest drifts-problemer.

Der findes to typer af processer til hydrolyse af bioslam.

Hovedstrømshydrolyse udføres på returslammet, og hydrolysatet blandes med indløbet til det aktive slamanlæg og kan derfor ikke doseres et specielt sted i anlægget. Opholdstiden kan være 3-6 timer. Jo længere opholdstid, desto større udbytte af hydrolyseprocessen.

Sidestømshydrolyse udføres på slam fra den sekundære bundfældning i en tank hvorfra man kan bestemme hvor hydrolysatet skal tilsættes i den biologiske proces. Sidestrømshydrolyse er den metode, der oftest anvendes.

Driftsproblemer

For primærslamhydrolyse er det centrale problem svovlbrintedannelse og lavt pH. For at undgå problemerne kræves en nøje styring af processen.

Sidestrømshydrolyse ændrer ikke pH og giver ikke svovlbrinteudvikling. Hvis opholdstiden er for kort, eller temperaturen er for lav, får man lavere udbytte.

6.1.7 Lugtfjernelse

Aktiv-slamanlæg udsender lugt i større eller mindre grad. Lugten skyldes ofte spildevandets forhistorie i trykledninger eller opblanding med industri-spildevand. Hvis det er i større grad, er det et problem for omgivelserne og naboerne. Hvis man ikke driftsmæssigt kan mindske lugtgenerne, kan man overdække aktiv-slambassinene. Lugten kan fjernes med biologiske filtre, som ilter og nedbryder lugtstofferne, eller med kemiske scrubbere, der kemisk ilter lugtstofferne.

6.2 Aktuelle observationer, målinger, analyser og beregnede værdier i aktiv-slamanlæg

I tabel 6.1 ses en oversigt over observationer, målinger og beregnede værdier i aktiv-slamanlæg med fjernelse af organisk stof, kvælstof og fosfor.

Tabel 6.1 Observationer i aktiv-slamanlæg med fjernelse af organisk stof, kvælstof og fosfor

Tilløbsvand til luftningstank		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Lugt og udseende	pH, BI5tot, BI-5 opløst, COD total, COD opløst, totalkvælstof, totalfosfor, susp. stof	
Luftningstank		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Lugt, udseende, skumdannelse,	Temperatur, pH, iltindhold og iltfordeling, iltoptagelse,	Slamvolumenindeks (SVI), slamalder, slambelastning,
slamobservation med mikroskop, luftfordeling,	ammoniumfjernelse, nitratfjernelse, fosforfjernelse,	Iltoptagelseshastighed (OUR),
slamaflejringer	slamvolumen, slamkoncentration	Nitrifikationshastighed (AUR), Denitrifikationshastighed (NUR)
Bundfældningstank		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Flydeslam og gasudvikling, strømningsforhold, aflejringer i slamgruber	Sigtdybde, slamniveau	Hydraulisk overfladebelastning (HOB), slamvolumenbelastning, slamoverfladebelastning (SOB)
Returslam		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
	Returslammængde, slamkoncentration	Recirkulationsforhold
Overskudsslam		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
	Volumen overskudsslam, slamkoncentration	Slamproduktion
Afløb fra bundfældningstank		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Udseende	Bundfældelige stoffer, susp. stof, BI5, COD, ammoniumkvælstof og nitratkvælstof, totalfosfor	

I tabel 6.2 angives observationer i forbindelse med aktiv-slamanlæg med simultanfældning.

Tabel 6.2 Observationer i simultanfældningsanlæg

Tilløbsvand til luftningstank		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
	Alkalinitet	
	Totalfosfor	
Doseringsanlæg		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Maskinel funktion	Doseret mængde	Molforhold
Kemikalietank	Indstilling af dosering	
Tilstopning	Konc. af kemikalieopløsning	
Korrosion	Kemikaliebeholdning	
Luftningstank		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
	pH	
Afløbsvand fra bundfældningstank		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
	Alkalinitet	
	Totalfosfor	
	Fosfat-fosfor	
	Restkoncentration af fældningskemikalie	
	Suspenderet stof	

6.2.1 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).

pH

pH-værdien i husspildevand udviser normalt ikke så store variationer, at det kræver regelmæssig måling. Når der tilledes industrispildevand, kan der forekomme store pH-variationer, som kan påvirke aktiv-slamprocessens funktion uheldigt. Muligheden for at påvise disse ved hjælp af stikprøve eller døgnprøve er begrænset. Der må derfor måles online i tilfælde, hvor der kan tænkes at være problemer med industritilledninger. Se endvidere kapitel 3.

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 og indrette driften derefter. Indholdet af organisk stof, BI5 og COD, må 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 forklaringsstanken er kendt under forskellige forhold. Det er også af betydning for overvågningen af luftningstankens funktion at vide, hvorledes stoftilførslen varierer over døgnet. Hvis der forekommer store variationer, bør dette kortlægges ved analyse af et antal delprøver udtaget over et helt døgn (se kapitel 3, figur 3.2).

COD kan ofte anvendes som et alternativ til BI5. For hvert enkelt anlæg er det ofte muligt at finde en fast sammenhæng mellem BI5 og COD i tilløbet (se afsnit 3.1).

Drift af renseanlæg

Der kan i forbindelse med driftsproblemer være behov for en mere detaljeret karakterisering af COD-indholdet, i form af opløst og suspenderet uedbrydeligt (inert) COD, samt let og langsomt nedbrydeligt. Den detaljerede karakterisering kan benyttes til modelberegninger i forbindelse med driftsoptimering eller anlægsombygning.

Total-kvælstof

Bør måles med mellemrum. For anlæg uden krav om nitrifikation eller denitrifikation skal kvælstofindholdet måles for at sikre, at der er nok kvælstof til den biologiske proces. Det vil der altid være, når det drejer sig om huspildvand, men ved større bidrag af industrispildvand kan der opstå kvælstofmangel i anlægget.

Total-fosfor

For fosfor gælder de samme bemærkninger som for kvælstof. Der er normalt ikke behov for at analysere hyppigt for total-fosfor ved driftsovervågning af et almindeligt aktiv-slamanlæg. I aktiv-slamanlæg med kemisk fældning kan det være af en vis interesse at klarlægge, hvor meget fosfor der fjernes i anlæggets forskellige dele.

Kendskab til koncentrationen af totalfosfor 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.

Suspenderet stof

Måling af suspenderet stof er af interesse, når der er forklaringsstank foran aktiv-slambassinet. Derudover kan et højt indhold af suspenderet stof afsløre en eventuel uhensigtsmæssig funktion af slambehandlingsprocesser, hvorfra der kan ledes rejektivand eller lignende retur til aktiv-slamanlægget med højt indhold af suspenderet stof.

Alkalinitet

Alkalinitet i tilløbsvand til luftningsbassinet varierer over døgnet. Sæsonmæssige variationer forekommer på grund af f.eks. regn, snesmeltning og indsvivning. Alkaliniteten påvirkes af nitrifikation og denitrifikation, og den er bestemmende for, hvilket pH der opnås efter en eventuel kemikalietilsætning. Mængden af kemikalie, der skal tilsættes, f.eks. i forbindelse med simultanfældning af fosfor, afhænger også af alkaliniteten. Hvis den biologiske proces drives med nitrifikation, har dette betydning for fældningen, idet nitrifikationen reducerer alkaliniteten. Til overslagsberegninger kan man antage, at for hvert g kvælstof pr. m^3 spildevand, som iltes til nitrat, fås en mindskning af alkaliniteten med 0,1-0,14 ekv/ m^3 . Mindskningen af alkaliniteten ved dosering af aluminium- og jernsalte fremgår af figur 8.2.

6.2.2 Luftningstank

Udseende

Spildevandets sammensætning påvirker det aktive slams farve. Friskt aktivt slam har altid en brun til lysebrun farvetone. Hvis slammet bliver mørkt, kan det skyldes iltmangel og sulfid. Ved kraftig iltmangel bliver farven sort.

Lugt

Lugtgener skyldes ofte iltmangel eller aflejringer i luftningstanken, som kan medføre dannelse af svovlbrinte. Lugt bør derfor observeres løbende.

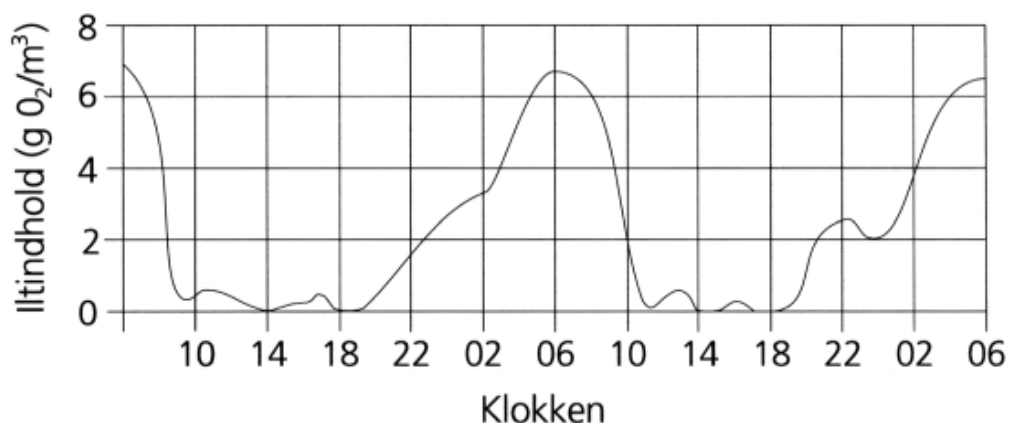
Skum

Normalt forekommer skumdannelser ved indkøring af et aktiv-slamanlæg, men disse mindskes eller ophører, når slamkoncentrationen i luftningstanken bliver så høj, at slambelastningen bliver den tilsigtede. Øget skumdannelse efter indkøringsperioden kan skyldes både kemikalier og mikroorganismer, og dette omtales i afsnit 6.3 "Driftsproblemer".

Drift af renseanlæg

Slam-observation 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 6.3.1, let slam).
Slamaflejninger	Aflejninger af slam på bunden af luftningsbassinet kan skyldes utilstrækkelig omrøring, hvilket i tilfælde af tanke med luftindblæsning skyldes, at den tilførte luftmængde er for lille eller luftfordelingen skæv, se også afsnit 5.4. Ved anlæg uden forklaringstank kan dårligt fungerende riste og sandfang eller uhensigtsmæssigt udformede luftningstanke øge risikoen for aflejninger. Kontrol af eventuelle aflejninger skal foretages regelmæssigt.
Temperatur	Temperaturen i luftningstanken påvirker alle biologiske rensningsprocesser kraftigt. BI5-reduktionen påvirkes ved højtbelastede anlæg, men relativt lidt ved normalt- og lavtbelastede anlæg. Dybe tanke og læhegn/beplantning kan formindske afkølingen i luftningstanken om vinteren. Hvis klimaændringerne giver højere temperatur, vil det også øge spildevandets temperatur og give en gavnlig effekt.
pH	pH-værdien påvirkes af både de biologiske og de kemiske processer i aktivslamtanken. Nitrifikationen mindsker pH, denitrifikation øger pH, og kemikalietilsætning i forbindelse med simultanfældning mindsker ofte pH. Hvor stor effekt de forskellige processer har, afhænger af spildevandets alkalinitet (pufferstyrke) samt af mængden af omsat eller tilsat stof pr. m ³ spildevand. Store variationer i pH i tilløbsvandet kan tillige indvirke på pH i luftningsbassinet. Aktiv-slamprocessen kan drives inden for et bredt pH-interval. Optimalt 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 normalt give problemer. Ved lave pH-værdier må man regne med risiko for korrosion på beton og metaldele og hæmning af nitrifikation. pH-værdien skal kontrolleres regelmæssigt.
Iltindhold	<p>Iltindholdet varierer normalt fra tilløbet til luftningstankene og til afløbet, afhængig af hvordan spildevand tilføres tankene. Indholdet kan også variere fra overfladen til bunden af tanken. En hyppig årsag er da, at luftningssystemet og bassinformen (det kan være både dybde, bredde og længde) ikke er tilpasset hinanden.</p> <p>Iltindholdet bør måles online eller dagligt, ved stikprøvemålinger for eksempel i begyndelsen, i midten og i slutningen af tanken. Iltforbruget kan variere meget over døgnet, specielt når der er tilsluttet levnedsmiddelindustrier til anlægget. I et sådant tilfælde er det særligt vigtigt med styring af iltindholdet. På figur 6.13 ses et eksempel på, hvor galt det kan gå, når man har et anlæg belastet med mejerispildevand og uden styring af iltkoncentrationen, idet den tilførte luftmængde er konstant.</p>

Drift af renseanlæg



Figur 6.13 Eksempler på variationer i iltkoncentrationen i et aktiv-slamanlæg uden iltstyring

En iltmåling baseret på en stikprøve udtaget om morgenen vil i det aktuelle tilfælde blive helt misvisende. Det er derfor vigtigt, at man i anlæg uden online iltmåling ved hjælp af stikprøver 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 1-2 g O₂/m³ kan opretholdes. Højere iltindhold giver normalt ingen procestekniske fordele, men derimod forøgede driftsomkostninger. Ved en forøgelse af iltindholdet fra for eksempel 2 g O₂/m³ til 6 g O₂/m³ bliver energiforbruget til beluftning øget med ca. 100%.

Iltoptagelses-hastighed (OUR)

Slam ånder ligesom andre levende organismer. Slammets iltoptagelse (respiration) er et mål for dets (åndings)aktivitet. Iltoptageshastigheden er mere eller mindre proportional med slamkoncentrationen. Iltoptageshastigheden angives derfor bedst som g O₂/(kg SS · h) eller som g O₂/(kg TSG · h).

I et aktiv-slamanlæg varierer iltoptageshastigheden 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 en direkte sammenhæng mellem iltkoncentrationen og iltoptageshastighed. Iltkoncentrationen stiger, når iltoptageshastigheden mindskes og omvendt.

Hvis slammet bliver forgiftet ved udslip af giftige stoffer, afspejles dette ved en reduceret iltoptageshastighed. Normale iltoptageshastigheder fremgår af tabel 6.3.

Tabel 6.3 Iltrespiration (OUR) for varierende slambelastning

Slambelastning	Iltrespiration g O ₂ /(kg SS · h)	med nitrifikation
Lav	4-8	5-10
Mellem	10-25	15-35
Høj	15-50	-

Ved nitrifikation, se afsnit 6.4, bliver iltoptageshastigheden højere.

Afvigelser fra de angivne iltoptageshastigheder forekommer ofte. Man bør ved målinger skaffe sig oplysning om, hvilken iltoptageshastighed der normalt forekommer 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. Lave værdier for OUR kan

Drift af renseanlæg

også skyldes, at en stor del af det suspenderede stof, SS, er uorganisk eller biologisk inaktivt. Hvis der er meget uorganisk stof i SS, kan man beregne OUR på grundlag af TSG, men skal så også sammenligne med værdier baseret på TSG.

Nitrifikationshastighed (AUR)

Slammets nitrifikationshastighed, AUR, er et mål for dets evne til at nitrificere. Hastigheden varierer fra anlæg til anlæg og er et udtryk for belastningen og driftsforholdene. Hvis nitrifikationshastigheden løbende måles, vil man kunne vurdere, om ændringer skyldes temperatur eller forgiftning, og man vil samtidig have mulighed for at vurdere, hvor kritisk situationen vil være i forbindelse med kommende kolde perioder. Man vil da kunne tage nødvendige forholdsregler for at modvirke et tab af nitrifikationen på grund af udvaskning af de nitrificerende bakterier. Nitrifikationshastigheden ved 20°C ligger ofte i intervallet 1-2 g N/(kg TSG · h).

Denitrifikationshastighed (NUR)

Denitrifikationshastigheden, NUR, kan bruges til at vurdere anlæggets tilstand, hvad angår denitrifikation. Hastigheden varierer med temperaturen som alle andre biologiske proceshastigheder. Typen af organisk stof påvirker denitrifikationshastigheden meget stærkt. Med acetat eller metanol er hastigheden ved 20°C 5-10 g N/(kg TSG · h), mens den med råspildevand er 0,5-3 g N/(kg TSG · h).

Slamvolumen efter 1/2 h

Slamvolumen, SV, i udløbsdelen af luftningstanken bestemmer sammen med returslammængden, hvor stor en hydraulisk overfladebelastning, HOB, der kan tillades i efterklaringstanken (se "slamvolumenbelastning" under afsnit 6.2.3). Passende slamvolumen efter 1/2 h ligger ofte i intervallet 150-400 ml/l. Over 700 ml/l vil oftest give problemer med slamflugt i forbindelse med høj hydraulisk belastning, f.eks. under regn. Slamvolumen kan ofte variere over døgnet, så man skal være varsom med at vurdere et enkelt måleresultat. 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 i kortere perioder lade slamvolumenbestemmelsen erstatte analysen af suspenderet stof. Bemærk dog, at sammenhængen ændres, hvis slamvolumenindekset ændres. Prøver til bestemmelse af slamvolumen efter 1/2 h til kontrol af belastningen på bundfældningstanken bør tages i luftningstankens udløbsdel. Prøver til bestemmelse af slamvolumen i luftningstanken bør tages således, at man får en gennemsnitsprøve fra hele bassinet.

Fortyndet slamvolumen, FSV, bruges i forbindelse med bestemmelse af fortyndet slamvolumenindeks. Slammet fortyndes med 1-7 dele udløbsvand fra anlægget, inden FSV måles.

Slamkoncentration

Slamkoncentrationen, X, målt som suspenderet stof, er et mål for koncentrationen af biomasse i luftningstanken og angives i g/m³, kg/m³ eller g/l. Den aktive biomasse udgør dog normalt kun en mindre del af slammængden, idet døde mikroorganismer, uorganiske stoffer, organiske partikler (bl.a. tomatkerner), plantefibre, større dyr, osv. udgør resten af slammet. Slamkoncentrationen, som skal stå i relation til den tilførte BI5-mængde (se "slamalder", "slambelastning"), ligger normalt inden for intervallet 1500-4000 g SS/m³ (1,5-4 g SS/l).

Slamkoncentrationen bestemmes med en hyppighed, som tillader en løbende kontrol af slamalder eller slambelastning og sammenhængende målinger af slamkoncentration og slamvolumen efter 1/2 h.

For at karakterisere det aktive slams bundfældningsegenskaber anvendes begrebet slamvolumenindeks (SVI), som beregnes ud fra slamkoncentration

Drift af renseanlæg

og slamvolumen efter 1/2 times bundfældning. SVI angives i enheden ml/g.

$$SVI = SV/X$$

Når SVI er større end ca. 300, bør man måle fortyndet slamvolumenindeks, FSVI (5).

Anlæg, som udelukkende behandler byspildevand, plejer at have et slamvolumenindeks i området 50-150 ml/g. Når der indgår spildevand med let nedbrydelige organiske stoffer (f.eks. fra levnedsmiddelindustrier), kan slamvolumenindeks gå op til 200-500 ml/g. Når slammet har et højt slamvolumenindeks, har det ofte dårlige bundfældningsegenskaber. Dårlige bundfældningsegenskaber giver ofte anledning til driftsproblemer (se afsnit 6.3.1).

Eksempel

Fortyndet slamvolumen efter 1/2 time er 200 ml/l, med en fortynding på 2 gange, svarende til en slamkoncentration på 1700 mg SS/l, eller 1,7 g SS/l. Fortyndet slamvolumenindeks er da $200 \text{ ml/l} / (1,7 \text{ g/l}) = 118 \text{ ml/g}$. Dvs. at slammet har et normalt slamindeks.

Slamproduktion

Slamproduktionen er det slam, der produceres i aktivslamanlægget. Det kan forlade anlægget enten som overskudsslam eller som slam i udløbsvandet. Overskudsslammet viderebehandles i anlægget, mens det slam, der løber ud med det rensede vand, ender i recipienten. Det er ingen fordel, fordi slammet forringer afløbskvaliteten.

Slamproduktionen i et aktiv-slamanlæg har kun de to muligheder for at undslippe, og det betyder, at hvis der ikke bortpumpes tilstrækkeligt overskudsslam, så vil resterende slam løbe ud med det rensede vand, ofte i forbindelse med regn (høj hydraulisk belastning).

Slamproduktionen, SP, i et aktiv-slamanlæg kan beskrives således:

$$SP = Q_6 \cdot X_6 + Q_4 \cdot X_4$$

hvor

Q_4 = udløb af rensed spildevand, m^3/d

Q_6 = Overskudsslamvolumen, m^3/d

X_4 = Suspenderet stof i afløbet, kg/m^3

X_6 = Suspenderet stof i overskudsslam, kg/m^3

Overskudsslamproduktionen, OSP, er

$$OSP = Q_6 \cdot X_6$$

hvor

Q_6 = Overskudsslamvolumen, m^3/d

X_6 = Suspenderet stof i overskudsslam, kg/m^3

Slamalder Slamalder og slambelastning er begreber til at karakterisere driftsforholdene i aktiv-slamprocessen. Den totale slamalder angiver slampartiklernes gennemsnitlige opholdstid i anlægget, dvs. forholdet mellem den totale slammasse i anlægget og slamproduktionen (inkl. slam i form af suspenderet stof i afløbsvandet, som kan udgøre 5-20%). Aerob slamalder er forholdet mellem slammassen i luftningstanken og den dagligt udtagne slam-mængde. Den aerobe slamalder har betydning i forbindelse med nitrifikation. I aktiv-slam anlæg, der kun fjerner BI5, er der altid ilt i luftningstanken, hvilket gør beregningen af aerob slamalder let. Aerob slamalder i denitrificerende, alternerende anlæg beregnes som den del af tiden, hvor tanken tilføres luft (iltes).

Slambelastning Slambelastning angiver forholdet mellem døgntilførslen af BI5 og den totale slammasse i procestankene.

Rumbelastning Rumbelastningen er en hjælpe størrelse til overslagsberegninger og er lig med forholdet mellem tilført BI5-mængde pr. døgn og luftningstankens volumen. Slamalder, SA, udtrykkes normalt i døgn

$$SA = (X_2 \cdot V_2) / (Q_5 \cdot X_5 + Q_4 \cdot X_4)$$

Det antages, at der kun er en mindre del af den samlede slammængde i efterklaringsstanken.

Slambelastningen, SB, udtrykkes normalt i kg BI5/ (kgSS · d)

$$SB = (BI5_1 \cdot Q_1) / (X_2 \cdot V_2)$$

Rumbelastningen, RB, udtrykkes normalt i kg BI5/ (m³ · d)

$$RB = (BI5_1 \cdot Q_1) / V_2$$

hvor

SA = Slamalder, d

SB = Slambelastning, kg BI5/(kgSS · d)

RB = Rumbelastning, kg BI5/(m³ · d)

Q₁ = Tilløb, m³/d

Q₆ = Overskudsslamvolumen, m³/d

BI5₁ = gennemsnitlig BI5-koncentration i tilløbsvand, kg/m³

X₂ = gennemsnitlig koncentration af suspenderet stof i luftningstanken, kg/m³

X₄ = Suspenderet stof i afløbet, kg/m³

X₅ = Suspenderet stof i overskudsslam, kg/m³

V₂ = Luftningsbassinets volumen, m³

Slamalderen benyttes i forbindelse med driftsovervågning, da den med rimelig nøjagtighed kan beregnes ved hjælp af analyser, der let kan foretages på selve rensningsanlægget. Bestemmelsen forudsætter imidlertid, at overskudsslammængden kan måles. Bestemmelse af slamalder og slambelastning sker ved koordineret prøvetagning og analyse.

Undertiden indrettes driften efter slamalderen, uden at det direkte fremgår. Det gælder for eksempel, hvis man om vinteren øger slamkoncentrationen i luftningstanken. Det betyder normalt, at man samtidig øger slamalderen, og det kompenserer for den nedsatte effektivitet af rensningsprocesserne ved lave temperaturer.

Driftsværdier for slambelastning og slamalder vælges efter det rensningsresultat, som anlægget skal give, og ud fra erfaringer fra driften. I tabel 6.4 ses orienterende værdier.

Tabel 6.4 Vejledende værdier for slambelastning og slamalder i aktiv-slam anlæg

Ønsket resultat	Slambelastning kg BI5/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 desuden nitrifikation	<0,15	>10
Samme formål som ovenfor, men desuden et stabilt overskudsslam	<0,08	>20

De i tabellen anførte værdier er gældende ved temperatur på ca. 10°C. Ved lavere temperatur bør der vælges lavere slambelastning og højere slamalder, både når det gælder anlæg, der kun fjerner BI5, og anlæg, der nitrificerer. Det modsatte forhold er gældende, hvis vandtemperaturen er højere end 10°C.

6.2.3 Efterklaringstank

Flydeslam og gasudvikling

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

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

Se endvidere under "aflejringer i slamgrube" samt afsnit 6.3 "driftsproblemer".

Strømningsforhold

Turbulente og uensartede strømningsforhold i bundfældningstanken og ujævn vandfordeling mellem parallelle tanke kan medføre slamflugt fra tanken. Se afsnit 6.3 "driftsproblemer".

Sigtdybde

Bestemmelse af sigtdybde er en enkel måling, som giver god information om efterklaringstankens og aktiv-slamprocessens funktion. Resultatet kan bedømmes efter følgende:

Tabel 6.5 Vurdering af målt sigtdybde

Sigtdybde cm	Bedømmelse
>80	god
40-80	acceptabel
>40	dårlig

Slamspejlsniveau

Bestemmelse af slamspejlsniveau i bundfældningstanken kan bruges til at afgøre, om overskudsslampumpningen eller evt. returslampumpningen er tilstrækkelig. Hvis slamspejlsniveauet øges, og slamkoncentrationen i luftningsbassinet er den normale, skal overskudsslampumpningen øges. Hvis slamkoncentrationen i luftningstanken er for lav, skal returslampumpningen øges.

Et højt slamspejlsniveau kan forårsage forhøjede koncentrationer af suspenderet stof i afløbet, især under stor vandtilstrømning (høj hydraulisk belastning). Et højt slamspejlsniveau betyder også en længere slamopholdstid i efterklaringstanken, hvilket kan give flydeslam og lugtproblemer.

Hydraulisk overfladebelastning

Den hydrauliske overfladebelastning, HOB, er et mål for belastningsforholdet af bundfældningstanken. Den hydrauliske overfladebelastning angives normalt som $m^3/(m^2 \cdot h)$ eller m/h . Den hydrauliske overfladebelastning er spildevandets opadgående hastighed i toppen af bundfældningstanken. Den bør normalt være 0,6-0,9 m/h .

$$HOB = Q_3 / A_3$$

Hvor

HOB = hydrauliske overfladebelastning, m/h ($m^3/(m^2 \cdot h)$)

Q_3 = afløb fra efterklaringstanken (som oftest næsten identisk med tilløbet til anlægget, Q_1 , m^3/h)

A_3 = efterklaringstankens overfladeareal m^2 .

Den hydrauliske overfladebelastning har stor betydning for tilbageholdelse af små slamflokke.

Eksempel

Spildevandstilledning til anlægget, eksklusive returslam = 225 m^3/h

Bundfældningstankens overfladeareal = 300 m^2

Hydraulisk overfladebelastning, HOB = $(225 \text{ m}^3/h) / (300 \text{ m}^2) = 0,75 \text{ m}^3 / (m^2 \cdot h)$

Slamvolumenbelastning

Bundfældningstankens evne til at udskille og opkoncentrere det aktive slam bestemmes af slamvolumenbelastningen, SVB. Denne defineres som det slamvolumen, der tilføres efterklaringstanken pr. m^2 , dvs. produktet af slamvolumen efter 1/2 times bundfældning (SV) og den hydrauliske overfladebelastning plus den hydrauliske belastning fra returslamstrømmen.

$$SVB = (SV \cdot (Q_1 + Q_5)) / (A_3 \cdot 1000) = (SV \cdot Q_1 (1 + R)) / (A_3 \cdot 1000)$$

Hvor

SVB = slamvolumenbelastning, $m^3/(m^2 \cdot h)$

SV = slamvolumen efter 1/2 times bundfældning i luftningstankenes afløb ml/l

Q_1 = spildevandstilledning m^3/h

Q_5 = returslamføring m^3/h

R = recirkulationsforhold, dvs. forholdet mellem returslamføring Q_4 og spildevandstilledning, Q_1

A_3 = bundfældningstankens overfladeareal, m^2



Sekundær bundfældningstank

Slamvolumenbelastningen ligger typisk på $0,3-1,0 \text{ m}^3 \text{ slam/m}^2 \text{ tank} \cdot \text{h}$.

Eksempel

Et aktiv-slamanlæg har to bundfældningstanke, hver med en overflade på 200 m^2 . Spildevandsmængden om dagen er op til ca. $400 \text{ m}^3/\text{h}$. Returslam-pumpning sker med 1 pumpe pr. tank med kapacitet på $90 \text{ m}^3/\text{h}$. Slamvolumenindeks er 200 ml/g . Hvad er slamvolumenbelastningen?

Returslamføring, $Q_4 = 2 \cdot 90 = 180 \text{ m}^3/\text{h}$

Spildevandstilledning = $400 \text{ m}^3/\text{h}$

Spildevandstilledning inkl. returslamføring, $Q_1 + Q_4 = 580 \text{ m}^3/\text{h}$

Slamvolumenbelastning inkl. returslamføring $200 \cdot 580 / (400 \cdot 1000) = 0,29 \text{ m}^3 / (\text{m}^2 \cdot \text{h})$, dvs. i underkanten af det normale interval, hvilket er o.k.

Slamoverfladebelastning

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, SOB, angives normalt i enheden $\text{kgSS}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, og vil typisk være $4-6 \text{ kg SS}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$.

$$\text{SOB} = (Q_3 \cdot X_2) / A_3$$

hvor

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

Q_3 = spildevandstilstrømning til efterklaringstanken, m^3/h (normalt = $Q_1 + Q_5$, dvs. spildevandstilledning til rensningsanlægget, Q_1 + returslamføring, Q_5)

X_2 = suspenderet stof i luftningsbassinets afløb, $\text{kg SS}/\text{m}^3$ og

A_3 = bundfældningstankens overfladeareal, m^2

Slamoverfladebelastningen benyttes især til dimensionering og i forbindelse med vurdering af driftsproblemer. Som driftsparameter er slamoverfladebelastningen af begrænset værdi, og man har en bedre beskrivelse af den tilladelige belastning af efterklaringstanken ved at anvende slamvolumenbelastningen.

Eksempel

Bundfældningstankene fra det forrige eksempel modtager spildevand med en slamkoncentration på 4 kg SS/m^3 . Den har følgende slamoverfladebelastning:

$$SOB = (Q_3 \cdot X_2) / A_3$$

Spildevandstillægningen, $Q_3 = 580 \text{ m}^3/\text{h}$, slamkoncentrationen, $X_2 = 4 \text{ kg SS/m}^3$ og arealet, $A_3 = 400 \text{ m}^2$

$SOB = (580 \cdot 4) / 400 = 5,8 \text{ kg SS}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, dvs. inden for det normale interval.

6.2.4 Returslam

Returslammængde

Returslampumpningen foregår ofte med konstant ydelse, således at variationer i tilløbsmængden giver varierende recirkulationsforhold over døgnet (se næste side). Hvis returslampumpningen 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 større slammængder følger med afløbsvandet gennem slamflugt fra efterklaringstanken. Kontrol af slamspejlet i efterklaringstanken giver mulighed for at bedømme, om returslampumpningen f.eks. under regn 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 returslammængden og spildevandsmængden.

$$R = Q_5 / Q_1$$

hvor

R = recirkulationsforhold, dimensionsløst

Q_5 = returslammængden, m^3/h

Q_1 = spildevandsmængden til anlægget m^3/h

Slamkoncentration

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

$$X_2 = X_5 \cdot R / (1 + R)$$

Eller

$$X_5 = X_2 (1 + R) / R$$

Eller

$$R = X_2 / (X_5 - X_2)$$

Hvor

X_2 = suspenderet stof (slamkoncentration) i luftningsbassinets afløb, kg/m^3

X_5 = suspenderet stof (slamkoncentration) i returslammet kg/m^3

R = recirkulationsforhold, dimensionsløst

Såfremt efterklaringstanken drives korrekt med hensyn til slamspejlsniveau, er der en maksimal returslamkoncentration, der kan opnås. Den slamkoncentration, som kan opnås i returslammet, er begrænset af slammets bund-

fældnings- og koncentreringsegenskaber. Slamvolumenindekset er et mål for disse egenskaber.

Eksempel

I et aktiv-slamanlæg ønsker man at holde en slamkoncentration i luftningstanken på 3 kg/m^3 . Slamvolumenindeks er 130 ml/g . Beregn, hvilket recirkulationsforhold der skal anvendes. Dette kan beregnes således:

$$R = X_2 / (X_5 - X_2) = 3 / (9 - 3) = 0,5$$

Hvis man i ovenstående tilfælde øger recirkulationsforholdet til $0,8$, hvad bliver da koncentrationen i luftningstanken? En tilsvarende beregning giver:

$$X_2 = X_5 \cdot R / (1 + R) = 9 \cdot 0,8 / (1 + 0,8) = 4,1 \text{ kg/m}^3$$

Vær opmærksom på, at man ved at forøge recirkulationsforholdet kun kan opretholde returslamkoncentrationen i en kort periode, svarende til reserverslammængden i efterklaringstanken. Den nødvendige slammængde, der skal bruges for permanent at hæve slamkoncentrationen i luftningstanken, skal bygges op over en periode ved at stoppe bortpumpning af overskudsslam.

6.2.5 Overskudsslam

Overskuds- slamvolumen

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.

Det er en driftsteknisk målsætning at opretholde konstant slamalder og slambelastning i et aktiv-slamanlæg i en periode, f.eks. sommer eller vinter. For at dette kan ske, må den slammængde, som dagligt tages ud af aktivslamanlægget i form af overskudsslam, modsvare den pr. døgn nyproducerede slammængde minus den del af produktionen, der forlader anlægget med det rensede vand. Muligheden for at måle eller med rimelig nøjagtighed vurdere den daglige overskudsslammængde er derfor vigtig.

En overslagsmæssig beregning af det volumen overskudsslam, som dagligt bør udtages, kan foretages ved hjælp af

$$OSP = SP - Q_4 \cdot X_4$$

$$\text{Volumen af overskudsslam} = OSP/X_4$$

Udtag af overskudsslam vil ikke variere meget fra dag til dag for anlæg med slamalder over 10 døgn. Det anbefales, at beregningerne baseres på glidende middelværdier i stedet for værdier fra enkelte døgn.

For anlæg med slamalder på nogle få døgn (biosorption og kontaktstabilisering) kan overskudsslammængderne variere kraftigt fra dag til dag, og behovet for at styre vil være stort.

Overskudsslamudtag kan også reguleres efter slamspejlsniveauet i efterklaringstanken. Hvis niveauet under normal spildevandstilstrømning bliver for højt, skal overskudsslampumpningen øges, indtil man når et passende (ikke for lavt) niveau.

Slamkoncentration i overskudsslam Til beregning af slamalder og slamproduktion må man kende slamkoncentrationen i overskudsslammet. Da overskudsslammet oftest udtages fra returslammet, vil overskudsslamkoncentrationen svare til returslamkoncentrationen. Prøvetagning på returslam bør derfor koordineres med udtagning af overskudsslam, således at sammenhørende værdier opnås. Såfremt overskudsslammet tages direkte fra luftningsbassinet, vil koncentrationen svare til luftningsbassinets.

Specifik slamproduktion Hvis overskudsslamvolumenet 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, kg SS/kg tilført BI5, eller kg SS/kg fjernet BI5.

Eksempel

Tilsluttet = 10 000 PE (BI5) Spildevandsmængde = 4000 m³/d

BI5 ind til aktiv-slamanlægget = 500 kg/d

Fjernet BI5-mængde = 400 kg/d

Overskudsslamvolumen = 50 m³/d

Slamkoncentration i overskudsslam = 8 kg SS/m³

Total SS-mængde i overskudsslammet: 8 · 50 = 400 kg SS/d

Specifikke overskudsslammængder:

$(400 \text{ kg SS/d} \cdot 1000 \text{ g/kg}) / 10000 \text{ PE} = 40 \text{ g SS/PE} \cdot \text{d}$

$(400 \text{ kg SS/d}) / (400 \text{ kg BI5 fjernet/d}) = 1 \text{ kg SS/kg BI5 fjernet}$

$(400 \text{ kg SS/d} \cdot 1000 \text{ g/kg}) / 4000 \text{ m}^3 = 100 \text{ g SS/m}^3 \text{ spildevand}$

$(400 \text{ kg SS/d}) / (500 \text{ kg BI5 tilført/d}) = 0,8 \text{ kg SS/kg BI5 tilført}$

6.2.6 Afløb fra efterklaringstank

Udseende Afløbsvandets udseende observeres løbende. Det er specielt vigtigt at observere udseendet under regn, idet de fleste driftsproblemer vil vise sig under høj belastning af efterklaringstanken. Forandringer i udseendet kan være tegn på driftsforstyrrelser.

Bundfældelige stoffer Et velfungerende anlæg vil kun have et minimalt indhold af bundfældelige stoffer i afløbet. Bemærk, at der godt kan være højt indhold af suspenderet stof, selv om indholdet af bundfældelige stoffer kan være lavt. Bestemmelse af bundfældelige stoffer er et godt mål for efterklaringstankens udskillelsesgrad, mens indhold af suspenderet stof er et udtryk for både efterklaringstankens funktion og for slammets bundfældningsegenskaber. Resultater af bestemmelse af bundfældeligt stof kan bedømmes således som vist i tabel 6.6.

Tabel 6.6 Vurdering af bundfældelige stoffer i afløb fra efterklaringstank

<i>Bundfældelige stoffer ml/l</i>	<i>Bedømmelse</i>
<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 og er derfor et mål for både slammets bundfældningsevne og bundfældningstankens funktion. Resultatet af analyser kan bedømmes som vist i tabel 6.7.

Tabel 6.7 Vurdering af suspenderede stoffer i afløb fra efterklaringstank

<i>Suspenderet stof g/m³</i>	<i>Bedømmelse</i>
<10	god
10-20	acceptabel
>20	dårlig

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

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

BI5, COD

Formålet med et aktiv-slamanlæg er at fjerne letnedbrydeligt organisk materiale. Afløbsvandet bør derfor regelmæssigt analyseres for BI5 og helst også for COD. Det er en fordel også at analysere den filtrerede prøve, idet man derved får et mere direkte mål for den biologiske proces. Indholdet af opløst COD angiver den totale mængde opløst organisk stof, både biologisk nedbrydeligt og unedbrydeligt. Opløst BI5 registrerer en del af det biologisk nedbrydelige organiske stof. Det betyder, at den totale mængde opløst biologisk nedbrydeligt stof vil være en størrelse mellem opløst BI5 og opløst COD. Det totale biologisk nedbrydelige stof kan også måles med en langtids BI5-analyse (15-20 dage). Med disse forskellige målinger kan man danne sig en opfattelse af, hvor stor en del af det nedbrydelige organiske stof der er omsat, og hvor stor en del der går ud i form af suspenderet materiale, hvilket kan være af betydning ved bedømmelse af årsager til et dårligt rensresultat.

Ved et lavt eller normalt belastet aktiv-slamanlæg med tilledning af kommunalt spildevand uden nævneværdigt indhold af industrispildevand kan resultatet af analyser på BI5 og COD på afløbsvandet bedømmes som vist i tabel 6.8.

Tabel 6.8 Vurdering af BI5 og COD indhold i afløb fra aktiv-slamanlæg

<i>BI5 ufiltreret prøve g O₂/m³</i>	<i>BI5 filtreret prøve g O₂/m³</i>	<i>COD ufiltreret prøve g O₂/m³</i>	<i>COD filtreret prøve g O₂/m³</i>	<i>Bedømmelse</i>
<10	<5	<40	<30	god
10-15	5-10	40-70	30-60	acceptabel
>15	>10	>70	>60	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 mere usikker.

Ammoniumkvælstof og nitratkvælstof

I anlæg, hvor man skal have nitrifikation, skal ammonium-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 ammonium-kvælstof og nitrat-kvælstof. Ved god nitrifikation bør ammonium-kvælstofkoncentrationen være mindre end 2 g N/m³.

Alkalinitet

Hvis alkaliniteten i afløbet normalt er lav (mindre end 1 mekv/l) bør den måles regelmæssigt, da der så foreligger en stor risiko for, at alkaliniteten synker yderligere med heraf følgende lave pH-værdier og hæmning af de biologiske processer.

Total-fosfor

Hvis hovedformålet med kemikaliedoseringen er at fjerne fosfor, og totalfosforindholdet i afløbet bør derfor måles regelmæssigt. Resultaterne kan bedømmes efter tabel 6.9.

Table 6.9 *Vurdering af total-fosfor-indhold i afløb fra simultanfældning*

<i>Total-fosfor g P/m³</i>	<i>Bedømmelse</i>
<0,6	god
0,6-1,5	acceptabel
>1,5	dårlig

Fosfat (PO₄-P)

Målingen udføres på filtreret prøve og viser, hvor meget fosfor der findes i opløst form (orthofosfat). Resultatet giver information om udfældningen, og om fældningsbetingelserne er optimale. Resultatet kan bedømmes efter tabel 6.10.

Table 6.10 *Vurdering af opløst fosfor (orthofosfat) i afløb fra simultan-fældningsanlæg*

<i>Opløst fosfor g P/m³</i>	<i>Bedømmelse</i>
<0,	god
0,1-0,3	acceptabel
>0,3	dårlig

Hvis fosfatfjernelsen skal forbedres, skal man øge kemikaliedoseringen.

Det er værd at notere, at en vidtgående udfældning af fosfat-fosfor ikke er nogen garanti for, at det samlede rensningsresultat bliver godt. Hvis man derimod har en dårlig udfældning (fosfat-fosfor større end 0,3 g P/m³), findes der ikke store forudsætninger for at opnå et godt resultat.

Restkoncentration af fældningskemikalier

Kun en lille del af de tilsatte fældningskemikalier vil normalt være acceptable i afløbsvandet. Restindhold af kemikalier skal kontrolleres på ufiltrerede prøver.

6.2.7 Doseringsanlæg

Maskinel funktion

Det bør kontrolleres (mindst dagligt), at doseringsudstyret fungerer, og at kemikalierne kommer frem til doseringspunktet. Ved tørdosering kontrolleres, at der ikke opstår broddannelser eller sammenklumpning i silo. Broddannelse modvirkes f.eks. med en vibrator monteret på siloen. Sammenklumpning modvirkes ved forholdsregler, 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 kemikalielagertank og doseringspunkt, kan transportledningen blive tilstoppet, specielt hvis den er forsynet med skarpe knæk. Risikoen er størst ved anvendelse af aluminiumsulfat, jernsulfat og kalk. Ulemperne kan mindskes ved at have færrest muligt antal knæk på rørføringen. En øget driftssikkerhed fås ved dublering af rørledningen for kemikalietilsætning.

Korrosion

Opløsninger af aluminiumsulfat og jernklorid er stærkt ætsende, både på mennesker og 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 doseringsnagle ved tørdosering kontrolleres regelmæssigt. Ved flowproportional dosering kontrolleres rutinemæssigt, at doseringen 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.
Indstilling af dosering	<p>Ved drift af simultanfældningsanlæg bør man tilstræbe så lav kemikaliedosering som muligt. Herved mindskes kemikaliedugifterne og slamproduktionen, og herved undgås problemer med for lav slamalder. Unødig høj kemikaliedosering bør naturligvis også undgås ved andre fældningstyper, selv om det har mindre procesmæssige konsekvenser i disse anlæg. Den nødvendige kemikaliedosering afhænger af afløbsvandets fosforindhold. Ved simultanfældning viser erfaringen, at man ved en dosering med et molforhold, MF, Fe/P på 0,8-1,5 opnår en tilfredsstillende fosforfjernelse. Jo lavere ønsket afløbsværdi, desto højere molforhold er nødvendigt (angående molforhold, se nedenfor).</p> <p>Optimalt pH for den biologiske proces er omkring 7,0. Ved denne pH-værdi er også fosforudfældningen normalt tilstrækkelig god, hvorimod den biologiske proces, især nitrifikation, påvirkes i negativ retning ved pH-værdier ned mod 6 og derunder. Hvis det biologiske trin har nitrifikation, er der risiko for, at selve nitrifikationsprocessen kan sænke pH væsentligt gennem det alkalinitetsforbrug, der opstår ved nitrifikationen. Risikoen for lave pH-værdier øges ved nitrifikation i kombination med simultanfældning, fordi fældningskemikaliet i sig selv vil mindske alkaliniteten og have en tendens til at sænke pH. Hvis pH bliver for lav, bør der tilføres alkalinitet (kalk, soda eller natriumbikarbonat), således at en pH-værdi på 6,5-7,5 kan opretholdes.</p>
Molforhold, MF	Molforholdet mellem den aktive bestanddel i fældningskemikaliet (jern eller aluminium) og fosfor er en vigtig parameter til vurdering af den nødvendige kemikaliedosering. Et molforhold beregnet på udfældet fosfor, $MF = 1-1,5$ vil være normalt. Jo højere molforhold, desto bedre rensning opnås. I kapitel 18 er angivet, hvordan molforholdet beregnes. Ved simultanfældning skal anvendes totalfosfor ved beregningen, og ikke fosfat-fosfor som i kapitel 8. Ved støttedosering i forbindelse med biologisk fosforfjernelse er molforholdet for den lille del af fosforen, der skal kemisk fældes, det samme. Men beregnet på hele fosformængden bliver molforholdet ofte kun 0,3-0,5 mol Fe/P i tilløbet til rensningsanlægget.
Koncentration af kemikalieopløsning	Ved anvendelse af opløste kemikalier er det vigtigt at kontrollere koncentrationen ved enhver ny leverance og om nødvendigt justere den doserede mængde, såfremt koncentrationen afviger fra den normale værdi. Kontrol af koncentrationen i opløsninger kan ske med et aerometer.
Kemikaliebeholdning	Kemikaliebeholdningen 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.

6.3 Driftsproblemer i aktiv-slamanlæg til fjernelse af organisk stof

Aktiv-slamanlæg har en række driftsproblemer. Nogle er generelle for anlægstypen, og andre opstår kun ved enkelte procestyper. I det følgende er først alle de generelle driftsproblemer i aktiv-slamanlæg, der fjerner organisk stof, omtalt. Disse problemer vil kunne genfindes i aktiv-slamanlæg med nitrifikation, denitrifikation, biologisk fosforjernelse og simultanfældning. De specielle driftsproblemer i disse processer er omtalt i afsnit 6.4-6.7.

Driftsproblemer i aktiv-slamanlæg med fjernelse af organisk stof kan opstå i forbindelse med luftningstanke, luftningssystem, efterklaringsstanke samt i form af utilfredsstillende rensningsresultat.

6.3.1 Driftsproblemer i luftningstanke

Problemer i luftningstanke kan bestå af slimet slam, skum, letslam og i værste fald intet slam, hvis det alt sammen er skyllet ud af anlægget.

Slimet slam bundfælder dårligt og giver afvandingsproblemer. Det kan skyldes flere bakteriearter, Zoogloea eller Thauera. Hvis man kan fjerne dem fra overfladen af tanken eller gennem en separering fra bakterier med bedre flokkuleringssegenskaber, skal man sikre, at de ikke kommer tilbage i aktiv-slamanlægget via slamvand fra rådnetanken.

Skumdannelse	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Hvidt og luftigt skum forårsages ofte af for lav slamkoncentration, f.eks. under anlæggets indkøring.	Kontroller slamvolumen efter 1/2 h. Hvis dette er lavt, bør retur slampumpningen øges (hvis slamspejlet i efterklarings-tanken er højt). Mindske udtag af overskudsslam, indtil der opnås et normalt slamvolumen efter 1/2 h. Som umiddelbar afhjælpning mod skumdannelse, der er forårsaget af lav slamkoncentration (høj slambelastning), kan anvendes sprinkling. Metoden har dog den ulempe, at den øger aerosoldannelsen over bassinet. Som alternativ kan forskellige typer skumdæmpende olie anvendes. Tankene bør indrettes således, at skum automatisk fjernes fra overfladen. Dvs. dykkede afløb bør undgås.
Hvidt og luftigt skum kan opstå ved forgiftning af den biologiske proces.	Mål iltoptagelseshastigheden. Hvis denne om dagen er væsentlig mindre, end hvad der fremgår af figur 6.14, er det tegn på forgiftning. Se endvidere under "utilfredsstillende rensning" (afsnit 6.3.4). Kilden til forgiftning må opspores.
Mørkebrunt skum forårsages ofte af en høj slamalder.	Som en første forholdsregel bør man kontrollere, om slamvolumenet er højere end normalt. Undersøg, om skummet skyldes Nocardia eller andre skurdannende mikroorganismer. Bestem slamkoncentra-

	tion i luftningstank og overskudsslam og kontroller, om slamalderen er beliggende inden for det korrekte område (se afsnit 6.2.2). Mindsk recirkulation og/eller forøg udtag af overskudsslam, hvis det viser sig, at slammængden i luftningsbassinet er for stor. Skum kan fjernes fra overfladen, enten mekanisk eller ved afbrænding.
Tilledning af vaskemidler.	Disse vil komme fra industrier, som bør kontrolleres og have påbud om at mindske udledning af detergenter.

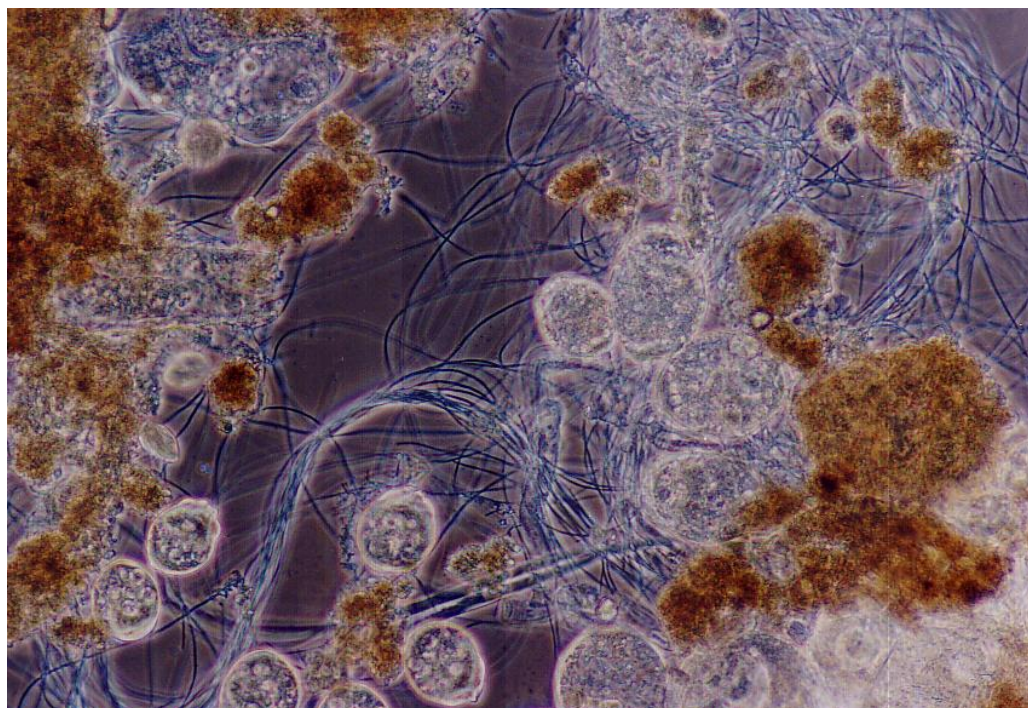
Aflejringer

<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Dårlig omrøring.	Forøg luftindblæsningen. Ved overfladeluftere kan omdrejningstallet øges, evt. kan overfladeluftens neddykning øges.
Dårlig tilpasning mellem tankform og luftningssystem.	Se afsnit 5.4.2, uensartet lufttilførsel.

Driftsproblemer med luftningssystem, se afsnit 5.4.

Dannelse af let slam Dannelse af "let slam" indebærer, at slammets bundfældningsegenskaber forringes. Slamvolumen forøges 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. Let slam kan ofte skyldes vækst af trådformet slam, men kan også have andre årsager. Let slam optræder hyppigere om vinteren end om sommeren, og særlig hyppigt i forbindelse med nitrifikation, denitrifikation og biologisk fosforfjernelse. Letslam om vinteren skyldes ofte *Microtrix*, og er især hyppigt ved biologisk fosforfjernelse. *Nocardia* forekommer om sommeren og skyldes ofte tilledning af fedt og olie.

Bestemmelse af trådformet slam udføres ved mikroskopering på slammet (se figur 6.18).



Figur 6.18 Aktiv-slum med højt indhold af trådformede mikroorganismer, type O21N

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 (TSG) i luftningstanken.

Erfaringsmæssigt vil en dosering af brintoverilte på 100-200 g/m³ returslam være passende. Aluminiumklorid kan have en gavnlig effekt ved at dæmpe problemerne med Microtrix.

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

"Let slam" forårsaget af trådformet slam

<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Lave iltkoncentrationer i luftningstankene, dvs. mindre end 0,5 g O ₂ /m ³ i hele eller dele af bassinet.	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 i andre områder lav.
Tilførsel af industrispildevand med høj koncentration af kulhydrater.	Risikoen for fremkomst af trådformet slam er størst i totalopblandede luftningstanke. Arranger om muligt tilførslen af spildevand således, at tilløbsdelen af bassinet modtager mere spildevand end resten af bassinet. Herved opstår koncentrationsgradienter med hensyn til organisk stof i bassinet. I anlæg med trinvis belastning kan spildevandstilførslen styres ved hjælp af portåbningerne, således at så meget spildevand som muligt tilføres indløbsenden af

	<p>tanken. Tankene indrettes eller ombygges til at fungere efter selektorprincippet. Dvs. således, at der er 1 eller 2 små højtbelastede luftningstanke forrest i aktiv-slamtankanlægget. Indretning af stabiliseringstank på retur-slamstrømmen vil kunne mindske slamproblemet.</p>
<p>Underskud af næringssalte i spildevandet, dvs. for lave koncentrationer af fosfor, kvælstof og jern i forhold til BI5-koncentrationen.</p>	<p>Hvis kvælstof, fosfor og jern findes i omtrent følgende mængder, kan næringssaltmangel udelukkes som værende årsag til trådformet slam: kvælstof 5% af BI5 fosfor 1% af BI5 jern 0,5% af BI5. Hvis anlægget udelukkende behandler husspildevand, vil der normalt ikke være næringssaltmangel. Ved tilledning af industrispildevand kan der derimod opstå næringssaltmangel. Kontroller derfor, at spildevandet indeholder mindst ovenstående næringssaltindhold. I modsat fald kan det være nødvendigt at tilsætte de nødvendige næringssalte. En for effektiv forfældning kan give fosformangel i aktiv-slamtankanlægget. En så effektiv fosforfældning vil være uøkonomisk, på grund af højt kemikalieforbrug.</p>
<p>Tilledning af langkædede fedtsyrer.</p>	<p>Kontrol med industriudledninger.</p>
<p>"Let slam" forårsaget af andre årsager end forekomst af trådformet slam</p>	
<p><i>Mulige årsager</i></p>	<p><i>Forslag til afhjælpning</i></p>
<p>For høj slambelastning. Denne bør ligge i området 0,05-0,5 kg BI5/(kg SS · d) afhængig af anlæggets dimensionering.</p>	<p>Bestem slambelastningen. Hvis værdien er større end 0,5 kg BI5/(kg SS · d) må man øge slamkoncentrationen i luftningstanken ved at øge retur-slamføringen og i en periode mindske mængden af overskudsslam.</p>
<p>Lave pH-værdier i luftningstanken.</p>	<p>Lave pH-værdier kan f.eks. forårsages af industriudslip eller nitrifikation (se afsnit 6.4). Hvis nitrifikation kan udelukkes som årsag, må man kortlægge pH-forholdene i tilløbet til anlægget med en online pH-måling (jf. afsnit 3.2). Hvis pH-værdien ligger under 6, må man forsøge at spore kilden og iværksætte en neutralisering ved kilden. Samtidig bør man lige tjekke, om kloaknettet stadig eksisterer, eller om det er opløst af syre (spildevand kan sagtens løbe i det hulrum, hvor kloakledningen lå, før den blev opløst).</p>



Skum i aktivtanke kan være mange ting. Her ses skum af denitrifikationsbobler

Slammets bundfældningsegenskaber varierer fra rensningsanlæg til rensningsanlæg og på det enkelte anlæg med årstiden. Et højt slamvolumenindeks kan derfor være normalt for et bestemt anlæg og bør ikke tages som udtryk for en driftsforstyrrelse, hvis rensningsresultatet er tilfredsstillende.

6.3.2 Driftsproblemer i bundfældningstanke

Dannelse af flydeslam i bundfældningstanken er et problem, der ikke har sammenhæng med "let slam". For at en slampartikel skal kunne bundfældes, skal den være tungere end vandet. Små slamflokke vil ofte ikke være tunge nok til at kunne bundfælde, og de vil løbe ud sammen med det rensede spildevand. Hvis gasbobler fæstner sig til slammet, vil det også give anledning til flydeslam, idet partiklen løftes op til overfladen i stedet 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.



Flydeslam på sekundær bundfældningstank. Nocardiaslum, også kaldet chokolademousse

6.3.3 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 BI5 på filtreret prøve. Mangelfuld bundfældning påvises ved måling af bundfældeligt stof efter efterklaringen. Utilfredsstillende rensning samtidig med, at BI5 i filtreret prøve og bundfældeligt stof er lavt, indikerer, at det suspenderede stof har dårlige bundfældningsegenskaber.

Ud fra tabel 6.12 kan man danne sig en opfattelse af, hvad der er årsagen til den utilfredsstillende rensning.

Flydeslam	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Små flokke (pin point flokke) der kan opstå ved høj slamalder.	Mindsk slamalderen ved at sænke slam-koncentrationen i luftningsbassinet. Det kan ske ved at mindske returslamføringen og i en periode øge udpumpningen af overskudsslam.
Sort flydeslam på grund af gasudvikling under anaerobe forhold.	Sørg for, at skraberne kører kontinuert, og at opmagasinering af slam i tanken undgås. Hold tankvægge rene for aflejringer. Specielt slamgruber og spidsbundede tanke. Kontroller, om skraber er intakt.
Flydeslamdannelse på grund af luftbobler, som følger med fra luftningsbassinet og floterer slammet.	Sørg for, at det aktive slam tilledes roligt og har tid til at flokkulere og afgive eventuelle luftbobler. Dette kan sikres ved passende indretning af tilløbsarrangementet til bundfældningstanken. Flydeslam kan eventuelt undgås ved hjælp af skærmbredder ved indløbet til bundfældningstanken.
Flydeslamdannelse kan skyldes fedt og olie.	Forsøg at forbedre fedtudskelelsen i fedtfang og forklaringsstank. Før flydeslammet tilbage til luftningstanken.

Højt indhold af suspenderet stof i afløb

<i>Mulig årsag</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
For lille eller manglende udpumpning af overskudsslam.	Øg udpumpning af overskudsslam.
Forkert udformede udløbsrender.	Renderne skal have en vis kantlængde i forhold til vandmængden.
Forkert placerede udløbsrender.	Renderne skal fungere langs hele periferien af cirkulære tanke. Juster evt. højden. I rektangulære tanke kan man evt. fordele renderne over en større del af overfladen.
Forkert udformet indløbsarrangement.	Indløbsarrangementet ændres, så slamop-hvirvling undgås, eller så flokkuleringen ved indløbet til bundfældningstanken forbedres.
Stødpumpning.	Udjævn tilløb.

Tilgroning af afløbsrender

<i>Mulig årsag</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Alger.	Fjernes ved trykspuling. Algevækst kan mindskes ved at ophænge en halmballe (kun byg dur) i tanken.

Tabel 6.12 Vurdering af rensning i aktiv-slamanlæg med fjernelse af organisk stof (BI5-værdier er umodificerede, da der ikke er nitrifikation i de nedenfor betragtede anlæg)

<i>Analyseresultat</i>	<i>Mulig årsag</i>
Filtreret BI5 >20 g/m ³ .	Utilfredsstillende nedbrydning af BI5.
Bundfældeligt stof <0,3 ml/l samtidig med, at suspenderet stof er >30 g/m ³ .	Dårlige slambundfældningsegenskaber.
Bundfældeligt stof >0,3 ml/l.	Bundfældningstank fungerer dårligt.

Utilfredsstillende omsætning af organisk stof	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Utilstrækkelig iltningsskapacitet.	Levnedsmiddelindustrier kan forårsage kraftige stødbelastninger af BI5 på anlægget. Selv om iltningsskapaciteten på døgnbasis er tilstrækkelig, kan den blive helt utilstrækkelig i tilfælde, hvor stødbelastninger af BI5 forekommer. Sørg for udjævning af industrispildevandstilledning.
Fejldimensionering.	Undersøg mulighederne for at forsyne anlægget med supplerende iltningsskapacitet.
Anlægget drives med 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.	Kontroller, at anlægget drives med den tilsigtede slambelastning (se afsnit 6.2.2). Mindsk eventuelt slamkoncentrationen i luftningstanken.
Organisk overbelastning.	Stødbelastninger modvirkes ved udjævning. Hvis den organiske belastning er for høj, kan man forbedre effektiviteten af forklaringsstanken ved at indføre forfældning. Ved permanent overbelastning må anlægget ombygges eller udvides.
For lav slamkoncentration.	Resultatet af en lav slamkoncentration er en høj slambelastning og en for lav slamalder. Øg slamkoncentrationen i luftningstanken ved at øge returslamføringen og i en periode mindske eller helt standse udpumpning af overskudsslam.
"Let slam"	Forekomst af let slam kan medføre en utilfredsstillende fjernelse af BI5 på grund af problemer med at holde en tilstrækkelig høj slamkoncentration. Se endvidere afsnit 6.3.1 om dannelse 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 iltoptagelseshastigheden, OUR. Se dette under afsnit 6.2.2.
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.
Lav temperatur i aktiv-slamtank, enten på grund af lav temperatur i tilløb eller på grund af afkøling af spildevandet i aktivslamtanken.	Lav tilløbstemperatur, der skyldes snesmeltning, kan ikke afhjælpes. Hvis den lave tilløbstemperatur skyldes indsivning i kloaknettet, må dette reoveres. Afkøling på grund af vind kan mindske temperaturen i aktivslamtanken med ca. 1°C. Det har næppe

	stor indflydelse på rensningen for BI5, men kan have betydning for nitrifikation, se afsnit 6.4. Beplantning eller hegn kan mindske vindeksponeringen og dermed afkølingen.
--	---

Dårlige slambundfældningsegenskaber

<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
For kraftig omrøring (høj turbulens) i luftningstanken.	Mindsk luftningen i slutningen af luftningstanken, således at der opstår en roligere flokkuleringszone.
Forgiftning. Fremkomst af "let slam".	Se afsnittet "Utilfredsstillende omsætning". Ved fremkomst af "let slam" vil det ofte forekomme, at bundfældningsegenskaberne er så dårlige, at der kan opstå problemer. Angående passende afhjælpning, se afsnit 6.3.1.
Ved høj slamalder (lav slambelastning) opstår ofte lette findisperse slamflokke ("pin points"), som følger med i afløbsvandet (hovedparten af slammet bundfælder gode).	Forøg 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 6.3.2.

Utilfredsstillende slamtilbageholdelse

<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Hydrauliske stødbelastninger på grund af intermitterende pumpedrift før rensningsanlægget.	Mindsk pumpernes driftstid ved hver pumpning, og pump i stedet oftere. Anvend pumper med forskellige kapaciteter, så man får en mere jævnt varierende total pumpeydelse. Forsyn nogle af pumperne med omdrejningsregulering. Lad en delstrøm af den oppumpede vandmængde tilføres anlægget, og lad resten returnere til pumpeumpen.
Hydraulisk overbelastning.	Bundfældningstankene må udvides. Undersøg eventuelle udligningsmuligheder. Overløbsbygværks overløbskant ved indløb til anlægget er forkert justeret, således at større regnmængder end planlagt ledes gennem anlægget. Juster overløbskanten.

Utilfredsstillende slamtilbageholdelse

<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
For stor belastning med slam.	Undersøg mulighederne for at mindske slamvolumenbelastningen, enten ved at mindske slamkoncentrationen i tilløbet til efterklaringstanken eller ved at mindske returslamføringen. Dette bør ske, uden at slamalder og slambelastning ændres væsentligt i forhold til anlæggets dimensioneringsforudsætninger. Se afsnit 6.3.2. Mindskning af slamkoncentrationen kan ske ved mindskning af den totale slammængde i luftningstanken eller ved en omfordeling af spildevandstilførslen til luftningstanken. Forsøg eventuelt at hæve slamspejlsniveauet i bundfældningstanken, samtidig med at retur-

Drift af renseanlæg

	slammængden mindskes. En øget returslamkoncentration kan kompensere for den mindre returslammængde, samtidig med at slamkoncentrationen i luftningstanken er uændret. Dette vil mindske slamvolumenbelastningen i efterklaringstanken.
Fremkomst af "let slam".	Fremkomst af "let slam" medfører ofte slamflugt fra efterklaringstanken. Passende afhjælpning fremgår af afsnit 6.3.2.
Uensartede strømningsforhold.	Kontroller, at vandet fordeler sig jævnt mellem parallelle enheder. Kontroller, at overløbskanter er korrekt justeret i vandret plan, således at vandet ikke kun løber over overløbskanten i den ene side af tanken. Vindpåvirkning kan give uensartede strømningsforhold. Det kan afhjælpes ved læplantning eller opsætning af hegn. Med hensyn til uheldig tankudformning eller uheldigt udformede til- og afløbsbygværker kan der ikke gives generelle råd.
For ringe bortpumpning af overskudsslam.	Øg bortpumpningen, til slamtæppet og mængden af bundfældeligt suspenderet stof i udløbet fra efterklaringstanken falder.

6.4 Driftsproblemer i aktiv-slam anlæg med nitrifikation

Driftsproblemer i aktiv-slam anlæg med nitrifikation kan opstå i forbindelse med luftningstanke, luftningssystem, efterklaringstanke samt i form af utilfredsstillende rensningsresultat.

6.4.1 Driftsproblemer i aktiv-slamtanke med nitrifikation

De driftsproblemer, der er nævnt i afsnit 6.3.1, gælder også for aktiv-slamtanke med nitrifikation.

Skumdannelse	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Skum kan skyldes forgiftning.	Ammoniumkoncentrationen, nitrifikationshastigheden (AUR) og pH kontrolleres. Hvis ammoniumkoncentrationen i luftningstanken er forhøjet, og nitrifikationshastigheden er lavere end normalt, samtidig med, at pH er normal, kan det skyldes forgiftning. Find kilden, det vil ofte være en industriudledning. Hvis pH i luftningstanken er lav, kan det skyldes tilledning af spildevand med lavt pH, eller at selve nitrifikationsprocessen sænker pH. Tilsæt kalk eller en anden base til luftningstanken, og opspor kilden, hvis det er råspildevandet, der har en lav pH-værdi. Vær opmærksom på, at udledning af større mængder syre fra en industri ofte kun vil foregå over korte perioder og derfor kan være svær at påvise. Benyt online pH-måling i tilløbet.

6.4.2 Driftsproblemer i bundfældningstanke i nitrificerende anlæg

De generelle problemer for bundfældningstanke omtalt i afsnit 6.3.2 gælder også for bundfældningstanke i nitrificerende anlæg.

Flydeslamdannelse	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Denitrifikation i bunden af bundfældningstanken.	Sænk slamtæppeniveau i tanken ved at udpumpe ekstra overskudsslam, indtil slamtæppeniveauet er passende lavt. Herved mindskes slamopholdstiden i tankens bund og dermed den denitrifikation, der kan nå at forløbe. Sørg for, at iltindholdet i tilløbet til bundfældningstanken er højt. Dette vil forsinke denitrifikationsprocessen. Hvis der overdoseres kulstofkilde til denitrifikationen, bør doseringen mindskes. Slamalderen i anlægget kan øges. Herved mindskes denitrifikationshastigheden. Sænk temperaturen (dvs. afvent vinterens komme). Høj temperatur øger denitrifikationshastigheden.
Højt indhold af suspenderet stof i afløb	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Denitrifikation i bunden af bundfældningstanken.	Se ovenfor under flydeslam.

6.4.3 Utilfredsstillende rensning i nitrificerende anlæg

I nitrificerende anlæg vil forringet rensning for organisk stof og suspenderet stof skyldes de samme årsager som nævnt i afsnit 6.3.3 for aktivslamanlæg med fjernelse af organisk stof.

En utilfredsstillende rensning for ammonium kan skyldes utilstrækkelig nitrifikation eller en overbelastning med kvælstof, der enten stammer fra tilløbet eller fra interne recirkulationsstrømme.

Hvorvidt nitrifikationen i luftningstanken er utilstrækkelig, kan afgøres ved analyse for ammonium i afløbet. Hvis ammoniumindholdet er 2-3 g N/m³, bør man søge at forbedre nitrifikationen.

Højt ammoniumindhold i afløb	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
For lavt iltindhold i aktiv-slamtanken.	Øg iltindholdet i aktiv-slamtanken til 2-3g ilt/m ³
Iltkoncentrationen varierer fra sted til sted i tanken, og der, hvor en eventuel iltmåler sidder, er iltindholdet tilstrækkeligt højt. Kontroller med transportabel iltmåler iltkoncentrationen forskellige steder i tanken, og i forskellige dybder.	Iltmåleren flyttes til en position, der er mere repræsentativ for iltindholdet i tanken, eller der installeres flere iltmålere i tanken. Luftningssystemet ændres, således at iltindholdet overalt i tanken er rimeligt.
Lavt pH i aktiv-slamtanken, pga. tilledning af industrispildevand med lavt pH.	Opspor kilden. Indtil det er sket, tilsættes kalk eller anden base til aktiv-slamtanken, samtidig med at pH i tanken kontrolleres løbende. Hvis råspildevandets alkalinitet er lav, må man tilsætte kalk eller base permanent. En anden mulighed er at indføre denitrifikation eller at forbedre en eksisterende denitrifikationsproces. Det vil betyde, at en del af den alkalinitet, der forbruges ved nitrifikationen, bliver genvundet ved denitrifikationen.
For lav slamalder, enten på grund af lav temperatur eller for høj slambelastning. Tilledning af stødbelastninger til nitrifikationstanken.	Forøg slamkoncentrationen i aktiv-slambassinet. Udvid anlæggets aktiv-slamvolumen. Udlign eventuel industribelastning på afløb fra selve industrivirksomheden. Tilled rejekt- og slamvand til aktiv-slamtanken i perioder med lav kvælstofbelastning, f.eks. om natten.



Bunddiffusorer i aktiv-slamtank. Rørene fører trykluft ind i diffusorerne, hvorfra der stiger små luftbobler op gennem det aktive slam. Jo flere bobler, desto højere iltindhold i tanken, hvilket er godt for nitrifikationen

Højt nitritindhold (>1 g N/m³) i afløbet	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Stødbelastninger af ammonium til nitrifikationsprocessen.	Udlign eventuel industribelastning på selve industrivirksomheden. Tilled rejekt- og slamvand til aktiv-slamtanken i perioder med lav kvælstofbelastning, f.eks. om natten.
For høje ammoniumkoncentrationer i nitrifikationstanken.	Reducer eller stands tilledningen af ammonium til nitrifikationstanken, indtil nitritkoncentrationen er faldet.

6.5 Driftsproblemer i aktiv-slamanlæg med denitrifikation

Driftsproblemer i aktiv-slamanlæg med denitrifikation kan opstå i forbindelse med luftningstanke, luftningssystem, efterklaringstanke, doseringsanlæg for ekstern kulstofkilde, såfremt en sådan anvendes, samt i form af utilfredsstillende rensningsresultat.

6.5.1 Driftsproblemer i aktiv-slamtanke med denitrifikation

De driftsproblemer, der er nævnt i afsnit 6.3.1 for aktiv-slamanlæg, der fjerner organisk stof, og i afsnit 6.4.1 for nitrificerende anlæg, gælder også for aktiv-slamtanke med denitrifikation.

Skumdannelse	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Skum kan skyldes forgiftning	Nitratkoncentrationen, denitrifikationshastigheden (NUR) og pH kontrolleres. Hvis nitratkoncentrationen i denitrifikationstanke er forhøjet, og denitrifikationshastigheden er lavere end normalt, samtidig med, at pH er normal, kan det skyldes forgiftning. Find kilden, det vil ofte være en industriudledning.

6.5.2 Driftsproblemer i bundfældningstanke i denitrificerende anlæg

De generelle problemer for bundfældningstanke omtalt i afsnit 6.3.2 og 6.4.2 for aktiv-slamanlæg, der fjerner organisk stof og nitrificerer, gælder også for bundfældningstanke i denitrificerende anlæg. Specielt kan denitrifikation i bundfældningstanken være et problem.

6.5.3 Utilfredsstillende rensning i denitrificerende anlæg

I denitrificerende anlæg vil forringet rensning for organisk stof og suspenderet stof kunne skyldes de samme årsager som nævnt i afsnit 6.3.3 for aktiv-slamanlæg med fjernelse af organisk stof. Forringet rensning for ammonium vil kunne skyldes de årsager, der er nævnt i afsnit 6.4.3 for nitrificerende anlæg.



Her danner luftningen alt for mange smittefarlige aerosoler. Samtidig bruges der alt for meget energi, og en eventuel simultan denitrifikation hindres

Højt nitratindhold i afløb (>4 g N/m³)

Mulig årsag

For høj iltkoncentration eller ilttilførsel til denitrifikationstank.

Forslag til afhjælpning

Nedsæt omrøring, hvis det er muligt, uden at der dannes sediment i bunden af denitrifikationstanken, eller at opblandingen mellem spildevand og det aktive slam bliver for ringe (det vil den være, hvis der er tendens til begyndende bundfældning af det aktive slam i denitrifikationstanken). Nedsæt tilført iltmængde fra recirkulationen eller fra den forudgående nitrifikationsfase. Det kan ske ved at sænke iltkoncentrationen i nitrifikationsprocessen, eller ved at indbygge et afltningsbassin på recirkulationen fra nitrifikationstanken til denitrifikationstanken.

Højt nitratindhold i afløb (>4 g N/m³)

Mulig årsag

For kort tid til denitrifikation.

Forslag til afhjælpning

Øg slamkoncentrationen i denitrifikationstanken ved at øge returslamføringen og samtidig midlertidigt mindske udtaget af overskudsslam. Tilsæt ekstern kulstofkilde (evt. hydrolysat), således at denitrifikationshastigheden øges. Øg denitrifikationsvolumenet eller fase-længden for denitrifikation.

For lavt C/N-forhold (COD/TN: mindre end 8) til denitrifikationen.

Tilsæt ekstern kulstofkilde eller hydrolysat hvis muligt. Spar på råspildevandets indhold af organisk stof, således at en større del kan benyttes til denitrifikation. Det kan ske ved at indrette driftsstrategien og iltforholdene til mindst muligt forbrug af organisk stof uden for denitrifikationstanken. Nedlæg et eventuelt forudgående biosorptionstrin,

	eller indret driften således, at mindst muligt letomsætteligt organisk stof omsættes i biosorptionstanken.
Uge- eller døgnvariationer i C/N-forhold.	Gem kulstofkilde til weekenden eller natten, f.eks. ved slamhydrolyse, hvor hydrolysat kun tilsættes i perioder, hvor C/N-forholdet er lavt. Tilsæt ekstern kulstofkilde i perioder med lavt C/N-forhold.
Spildevandets indhold af organisk stof giver langsom denitrifikationshastighed, selv om C/N-forholdet er højt nok.	Tilsæt ekstern kulstofkilde. Udvid denitrifikationsvolumenet eller fase-længden for denitrifikation. Øg slamkoncentrationen i denitrifikationsbassinet.
Lav temperatur i denitrifikationstanken.	Mindsk afkølingen i aktiv-slamtankene ved hjælp af læplantning eller afskærmning. Renover kloaknettet, således at indsivningen af koldt vand nedsættes. Afvent forårets komme.
For lav recirkulationsgrad fra nitrifikationstanken eller for lange fase-længder i forhold til den samlede hydrauliske opholdstid i aktiv-slamtankene.	Øg recirkulationen (pas på ikke at tillede for meget ilt til denitrifikationstanken) eller mindsk fase-længden.
Højt nitritindhold i afløb (>4 g N/m³)	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
For lav organisk belastning på rensningsanlægget, hvilket kan give langsomme proceshastigheder, både for fjernelse af organisk stof og for denitrifikation.	Luk dele af anlæggets tankvolumen, således at belastningen i de resterende tanke øges.
For lille simultan denitrifikation.	Sænk slamkoncentrationen i denitrifikationstanken. Mindsk iltindholdet i nitrifikationstankene.
Højt nitritindhold i afløb (>1 g N/m³)	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Stødbelastninger til denitrifikationen.	Udlign eventuel industribelastning på selve industrivirksomheden. Tilled rejekt- og slamvand til aktiv-slamtanken i perioder med lav kvælstofbelastning, f.eks. om natten.
Højt indhold af opløst organisk kvælstof i afløb (>2 g N/m³)	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Tilledning af industrispildevand med højt indhold af opløst unedbrydeligt kvælstof.	Opspor kilden og stop den. Få en aftale med myndigheden, om at det er acceptabelt at udlede disse kvælstofforbindelser, som vil kunne give problemer med at overholde kravet til totalkvælstof.
Højt indhold af totalkvælstof i afløb (>8 g N/m³)	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Se alle ovennævnte årsager, vedrørende de enkelte kvælstofforbindelser.	Se ovennævnte forslag. Undgå denitrifikation i bundfældningstanken, se afsnit 6.3.2 og 6.4.2 vedrørende driftsproblemer i bundfældningstanke i anlæg til fjernelse af organisk stof og i nitrificerende anlæg.

Højt indhold af opløst BI5 (eller COD) i afløb (>10 g BI5/m³)	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Højt indhold af suspenderet stof i afløbet.	Nedsæt doseringen af ekstern kulstofkilde, hvis en sådan benyttes.
For høj dosering af ekstern kulstofkilde.	Nedsæt doseringen af ekstern kulstofkilde. Sørg for, at overskydende kulstofkilde bliver iltet, inden det denitrificerende aktiv-slam tilledes bundfældningstanken. Det kan ske ved at sikre, at tilløbet til bundfældningstanken kommer fra en tank med luftindblæsning, eventuelt at der indrettes en speciel tank til dette formål umiddelbart inden bundfældningstanken.

6.6 Driftsproblemer i anlæg med biologisk fosforfjernelse

Driftsproblemer i anlæg med biologisk fosforfjernelse kan opstå i forbindelse med den anaerobe fortank, luftningstankene, luftningssystem, denitrifikationstankene, efterklaringstanke, et evt. kemikaliedoseringsanlæg til støtte-dosering samt i form af utilfredsstillende rensningsresultat. Driftsproblemer i den anaerobe fortank, luftningstanke, luftningssystem, denitrifikationstanke, bundfældningstanke samt i et evt. kemikaliedoseringsanlæg svarer til dem, der er nævnt i afsnit 6.3, 6.4, 6.5 og 6.7.

6.6.1 Utilfredsstillende rensning i aktivslamanlæg med biologisk fosforfjernelse

I aktivslamanlæg med biologisk fosforfjernelse vil forringet rensning for organisk stof og suspenderet stof kunne skyldes de samme årsager som nævnt i afsnit 6.3.3 for aktivslamanlæg med fjernelse af organisk stof. Forringet rensning for ammonium vil kunne have samme årsager, der er nævnt i afsnit 6.4.3 for nitrificerende anlæg. Forringet rensning for nitrat kan have årsager, der er nævnt i afsnit 6.5.3 for anlæg med denitrifikation.

Højt indhold af opløst fosfat i afløb	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Denitrifikation i den anaerobe fortank.	Denitrifikationsprocessens funktion forbedres, således at nitratinholdet i afløbet, og dermed i returslammet formindskes, se afsnit 6.5.3 vedrørende højt nitratinhold i afløb fra denitrificerende anlæg. Indfør anoxisk slamstabilisering på returslamstrømmen, således at nitrat i returslammet fjernes inden tilledning til den anaerobe fortank.

Højt indhold af opløst fosfat i afløb	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
For lidt letnedbrydeligt organisk stof (acetat) i råspildevandet i forhold til den mængde fosfor, der ønskes	Tilsæt acetat til den anaerobe fortank. Det kan ske i form af indkøbt acetat/eddikesyre eller hydrolysat fra en

Drift af renseanlæg

fjernet. Det kan skyldes et lavt COD/P- eller BI5/P-forhold i tilløbet, men også at spildevandets detaljerede sammensætning er uhensigtsmæssig, selv om COD/P- eller BI5/P-forholdet er højt.	hydrolyseproces. Indfør hydrolyse af returslammet inden tilledning til den anaerobe tank. Undgå, at acetat i råspildevandet bliver iltet i det luftede sandfang. Det vil især være et problem, hvis sandfanget benyttes til en slags biosorption, eller hvis spildevandet har en lang hydraulisk opholdstid. Nedlæg et eventuelt forudgående biosorptionstrin, eller indret driften således, at mindst muligt letomsætteligt organisk stof omsættes i biosorptionstanken.
For høj ilttilførsel eller iltkoncentration i den anaerobe fortank.	Nedsæt omrøringen, såfremt det kan undgås, at slammet bundfælder eller danner sediment på bunden af den anaerobe fortank. Nedsæt iltindholdet i recirkulationsstrømme, der ledes til den anaerobe fortank. Fjern tilledning af filterskyllevand til den anaerobe fortank.
Forkert udtagsstrategi for spildevandet i anlægget.	Udtag spildevandet, når fosforindholdet er så lavt som muligt. Det vil især være muligt i alternerende anlæg, vekselanlæg og SBR-anlæg.
Fosforfrigivelse i bundfældningstank på grund af anaerobe forhold i slamtæppet.	Mindske slamtæppehøjden i bundfældningstanken ved i en periode at udpumpe ekstra overskudsslam. Herved mindskes slamopholdstiden i bunden af bundfældningstanken, hvorved risikoen for, at slammet bliver anaerobt og begynder at frigive fosfor, mindskes. Sørg for, at spildevandet, der ledes til bundfældningstanken, har et højt iltindhold.

Drift af renseanlæg

Fosforfrigivelse fra slambehandlingen på grund af anaerobe forhold.	Sørg for, at slammet afvandes så hurtigt som muligt, således at der ikke sker fosforfrigivelse i koncentreringstanke, blandetanke eller holdetanke. Sørg for iltning af slammet under længere tids opbevaring.
For lille støttedosering af kemikalier til simultanfældning af den del af fosforen, der ikke kan fjernes biologisk.	Øg kemikaliedosering til aktivslamtankene.
Forgiftning eller hæmning. Det kan måles ved en fosfatoptagelsestest eller en fosfatfrigivelsestest. Hvis den biologiske fosforfjernelse er forgiftet, vil nitrifikation og denitrifikation normalt også være forgiftet eller hæmmet.	Opspor kilden.
Lav temperatur.	Udvid den anaerobe, eventuelt også de aerobe og anoxiske tankes volumen. Læplantning, læhegn eller overdækning af tanke.
Mandag.	Lav tilledning af organisk stof i weekenden vil ofte give problemer i starten af ugen. Det kan modvirkes ved dosering af kulstofkilde eller hydrolysat.
Regn (høj hydraulisk belastning).	Regn kan medføre forringet fosforfjernelse, på grund af nedsat kulstofkoncentration og lav opholdstid i den anaerobe tank. Kan modvirkes ved dosering af kulstofkilde eller hydrolysat.

Højt indhold af totalfosfor i afløb

<i>Mulig årsag</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Højt indhold af suspenderet stof i afløb	Se afsnit 6.3.3, 6.4.3 og 6.5.3.

6.7 Driftsproblemer i anlæg med simultanfældning

De fleste driftsforstyrrelser på simultanfældningsanlæg er de samme som ved aktiv-slamanlæg, se afsnit 6.3, 6.4, 6.5 og 6.6. Derudover kan rensningen for fosfor være utilfredsstillende.

6.7.1 Utilfredsstillende rensning i simultanfældningsanlæg

Højt indhold opløst fosfor	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
For lav kemikaliedosering.	Hvis molforholdet Fe/P eller Al/P er mindre end 1-1,5, øges doseringen. Kontroller pH ved ændringer i doseringen.
For lav pH-værdi.	Dette kan skyldes en for høj dosering. Kontroller molforholdet. Hvis det er højere end 1-1,5, 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 dosering af fældningskemikaliet.	Hvis kemikalietilsætningen foregår stødvist, må man forsøge en kontinuert dosering.
Højt indhold af totalfosfor i afløb	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Højt indhold af suspenderet stof i afløbet.	Se afsnit 6.3.3, 6.4.3 og 6.5.3.

6.8 Driftsproblemer i anlæg med biologisk hydrolyse

Driftsproblemer i anlæg med biologisk hydrolyse/fermentering kan opstå i forbindelse med den anaerobe tank. En række problemer minder om dem, der ses i andre biologiske processer, især hvad angår nedsat biologisk aktivitet på grund af pH eller forgiftning.

Hydrolyseprocessen er første del af en anaerob nedbrydningsproces, hvilket kan give problemer, hvis processen løber til metantrinet, eller hvis processen går i stå på grund af det lave pH, der kan dannes ved produktionen af de fede syrer i hydrolyseprocessen (fermenteringen). Ved hydrolyse af primærslam kan der opstå svovlbrinteproblemer.

6.8.1 Utilfredsstillende funktion i hydrolyseprocessen

Lav produktion af hydrolysat	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Aerobe eller anoxiske forhold.	Mindsk ilt eller nitrattilførsel til tanken, enten ved at mindske omrøring eller mindske tilførsel af ilt eller nitrat med indløbsvandet til tanken.
For lav tilførsel af hydrolyserbart stof til hydrolysetanken.	Dette kan skyldes, at organisk stof iltes inden tilførsel til hydrolysetanken. Indret driften således, at mindst muligt organisk stof iltes før hydrolysetanken. Forlæng hydrolysetiden. Øg slamkoncentrationen i hydrolysetanken, hvis det er muligt. Hæv temperaturen, hvis muligt.
Formindsket organisk stofindhold i råspildevandet.	Forlæng hydrolysetiden. Forøg slamkoncentrationen i hydrolysetanken. Hæv temperaturen, hvis det er muligt.
Metanproduktion i hydrolysetanken.	Sænk temperaturen. Sænk slamkoncentrationen. Sænk opholdstiden i hydrolysetanken.
Lavt pH.	Sænk temperaturen. Sænk slamkoncentrationen. Sænk opholdstiden i hydrolysetanken. Udvask slammet med spildevand. Tilsæt base (kalk o.l.)

Litteratur

- (1) M. Henze, P. Harremoës, J. la Cour Jansen, E. Arvin. Teoretisk Spildevandsrensning, biologiske og kemiske processer, 3. udgave. Polyteknisk Forlag 2006.
- (2) Leif Winther, Mogens Henze, Jens Jørgen Linde og H. Thorkild Jensen. Spildevandsteknik. 4. udgave. Polyteknisk Forlag 2009.
- (3) Vinterdrift af renseanlæg med kvælstoffjernelse. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen, Nr. 44, 1992.
- (4) H. Ødegaard. Rensning av avløbsvann. Tapir Forlag, Trondheim, 1992.
- (5) Bundfældningsegenskaber for aktiv-slam. Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen, Nr. 35, 1992.
- (6) Poul Larsen, Jeppe Lund Nielsen og Per Halkjær Nielsen: Aktivslam renseanlæg: Slamflokkenes fysiske egenskaber bestemmes af få vigtige bakteriegrupper. Vand&Jord, side 23-27, 16. årgang, 2009

7

Biologiske filtre

Af Gert Petersen og Mogens Henze

7.1 Biologiske filteranlæg, generel orientering

Biologiske filteranlæg findes i flere forskellige udformninger. Grundprincipperne i de forskellige typer er de samme, idet den største forskel fra aktivslamanlæg ligger i anvendelsen af fastsiddende slammasse. Den fastsiddende bakteriemasse gror på et bæremateriale med en stor specifik overflade pr. rumenhed, som f.eks. skærver, plastfyldlegemer, plastskiver, sand eller specielle former for granulat.

Biologiske filteranlæg bliver benyttet til omsætning af organisk stof, nitrifikation og denitrifikation, og i forbindelse med den nødvendige forbehandling før et filteranlæg kan fosforfjernelse foregå ved forfældning med metalsalte. (Se kapitel 8).

Procesforløbet kan enten være omsætning ved overrisling af den fastsiddende biomasse med spildevand (rislefiltertypen), omsætning i væskefyldte filtre med fastsiddende biomasse og opadgående eller nedadgående væskestrømning (dykkede filtre, upflow eller downflow væskestrømning), omsætning ved skiftevis aerobe og anoxiske forhold med filtre, hvor biomassen vokser på roterende skiver, med en del af skiverne neddykkede i væsken, eller omsætning i filtre med fastsiddende biomasse på et bevægeligt filtermateriale (fluidiserede, eller ekspanderede filtre med sand eller plastfyldlegemer som bæremateriale).

Før i tiden var rislefiltere med granitskærver eller plastfyldlegemer som bæremateriale almindelige, men i de senere år bygges kun dykkede biologiske filtre, som er designet med filterenheder til både nitrifikation og denitrifikation.

Fuldskalaanlæg med roterende skivefiltere og fluidiserede eller ekspanderede filtre findes kun ganske få steder i landet.

7.2 Rislefiltere

Der findes næsten ikke flere rislefiltere i funktion i Danmark. En utilfredsstillende rensning i disse kan skyldes utilstrækkelig biologisk nedbrydning, men kan også forårsages af dårlig bundfældningsfunktion i forklaringstanken. En kombination af disse årsager er almindelig.

Årsagerne til ringe biologisk omsætning i filtret kan være tilstopning på grund af overbelastning eller dårlig funktion af primærtanken. Alternativt kan det være dårlig fungerende naturlig luftning.

7.3 Dykkede biologiske filtre

7.3.1 Dykkede filtre, orientering

Formål

Dykkede biologiske filtre kan anvendes til fjernelse af BI5, kombineret BI5-reduktion og nitrifikation og endelig kombineret BI5- og N-fjernelse, afhængigt af anlægstypen, filtermaterialet og den organiske belastning med BI5 og kvælstof.

På grund af den nødvendige forbehandling af spildevandet før tilledning til de dykkede biologiske filtre vil man helt automatisk få en kraftig fosforreduktion ved anvendelse af denne rensproces.

Procesprincippet med kraftig forbehandling før de biologiske trin betyder, at det med den almindelige danske spildevandssammensætning er vanskeligt at opnå total kvælstoffjernelse ned til danske afløbskrav på 5-8 g Total N/m³ uden ekstern kulstoftilsætning eller automatisk procesregulering, mens der ikke er problemer med overholdelse af kravene for BI5, SS og fosfor.

Beskrivelse

Dykkede filtre kan som sagt anvendes til enten BI5-fjernelse og nitrifikation i et procestrin, eller med anvendelse af to procestrin, til BI5-fjernelse og kvælstoffjernelse.

Et-trinssystemet kan sammenlignes med et aktiv-slamanlæg, hvor der udføres nitrifikation, og to-trinssystemet med et aktiv-slamanlæg, hvori der udføres både nitrifikation og denitrifikation.

De dykkede filtre tilføres mekanisk forrenset spildevand (forklaret eller forfældet spildevand), og procesforløbet er afhængigt af anlægstypen.

Filtermaterialet, som anvendes ved dykkede biologiske filtre, er enten de konventionelle plastbærematerialer med meget stor specifik overflade (150-240 m²/m³), eller bærematerialer med en meget lille kornstørrelse (få mm), og en heraf følgende utrolig stor specifik overflade (op til flere tusinde m²/m³).

Ud over den primære biologiske omsætning virker de dykkede filtre med lille kornstørrelse samtidigt som et egentligt fysisk filter.

Eksempler på dykkede filtre med konventionelle bærematerialer findes især i Sverige, mens dykkede filtre med lille kornstørrelse findes som fuldskalainlæg i Danmark, Frankrig, Schweiz, England, USA, Canada og Japan.

Udviklingen af dykkede filtre med nitrifikation og denitrifikation er især foregået i Frankrig, og den første fuldskalainstallation med nitrifikation blev taget i brug allerede i 1982.

7.3.2 Dykkede filtre til nitrifikation

Som eksempel på denne procestype kan nævnes BIOCARBONE-filtret fra OTV, Frankrig.

Nitrifikation i dykket filter

Princippet i dette filter er tilførsel af forbehandlet spildevand på toppen af filtret, afløb i bunden og tilførsel af luft fra bunden af filtret. (Downflow-filter med modstrømsiltning). Luft tilføres gennem et luftfordelingssystem, der sikrer en ligelig fordeling over tværsnitsarealet.

De nitrificerende bakterier og bakterier, som omsætter BI5, vokser på overfladen af filtermaterialet. Filtermaterialet er ekspanderede lerpartikler med en diameter på 2-5 mm og med en aktiv filterhøjde på 1,5-3,0 m.

Systemet har ingen efterklaringstank, idet den nederste del af filtret virker begrænsende på afløbets indhold af suspenderet stof i lighed med et normalt sandfilter. Herved tilbageholdes det suspenderede stof fra spildevandet, og fra omsætningen af BI5 og ammonium, og afløbsniveauet for SS svarer til niveauet fra en lavtbelastet efterklaringstank til et aktivslamanlæg ($SS < 15 \text{ g/m}^3$).

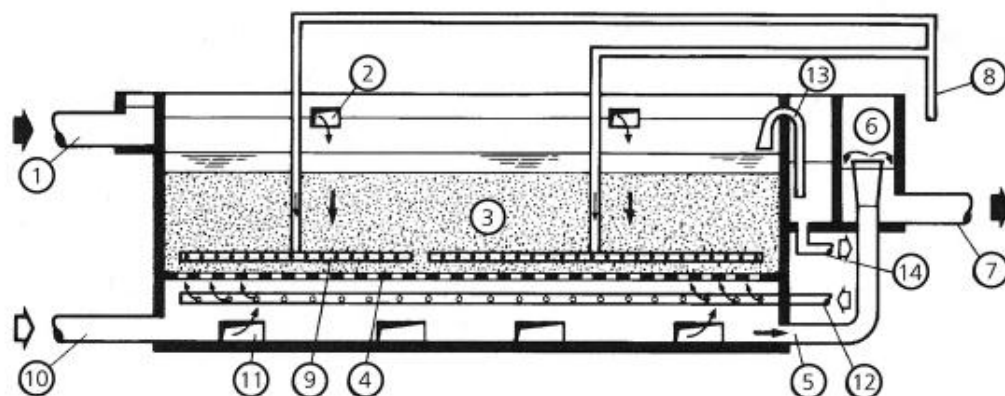
Downflow-filtre

Med tiden vokser slammængden fra omsætningen af BI5 og N, og filtret skal tilbageskylles jævnlige svarende til forholdene ved efterfiltrering af spildevand, (se kapitel 9). Afhængigt af den organiske rumbelastning (OVB), vil den maksimale driftstid mellem skylningerne ligge på 8-24 timer.

Skyllevand

Skyllevandet består af rensede afløbsvand fra filteret, som samles op i et skyllevandsreservoir under den normale driftsperiode. Skylningen foregår modsat den normale filtreringsretning, gennem et skyllevandssystem i bunden af filteret, med intermitterende luftning. Skyllevandet frigør den producerede overskudsslammængde, som føres tilbage til forklaringsstanksystemet, hvor det bundfældes sammen med primærslammet og føres videre til slambehandlingen.

Skyllevandsmængden udgør ca. 10-15% af den dagligt tilførte spildevandsmængde og udgør derfor en væsentlig forøgelse af den hydrauliske og stofmæssige belastning af forklaringsstanksystemet.



- | | |
|-------------------------|-----------------------|
| ① Tilløbskanal | ⑧ Procesluft |
| ② Tilløbsfordeler | ⑨ Luftfordeler |
| ③ Filtermateriale | ⑩ Skyllevandstilløb |
| ④ Filterbund med huller | ⑪ Skyllevandsfordeler |
| ⑤ Afløb fra filter | ⑫ Skylleluft |
| ⑥ Højdejustering | ⑬ Skyllevandsudtag |
| ⑦ Udløb | ⑭ Udløb skyllevand |

Figur 7.1 Dykket filter med nitrifikation

Et eksempel på flowskemaet for et down-flow anlæg er vist på figur 7.1.

Kapacitet

På grund af den store specifikke overflade ved anvendelse af en kornstørrelse på 2-5 mm bliver omsætningshastighederne i et dykket biologisk filter højere end de tilsvarende hastigheder i et aktiv-slamanlæg, hvis man sammenligner effektiviteten af 1 m³ anlægsvolumen ved en fastsat temperatur.

Dette skyldes udelukkende, at den aktive bakteriemasse i 1 m³ anlæg er 3-4 gange højere i et anlæg med fastsiddende biomasse i forhold til et aktiv-slamanlæg.

F.eks. vil man ved 60% porøsitet af filtermaterialet og en kornstørrelse på 4 mm opnå en specifik overflade på 900 m²/m³.

Ved en biofilmtykkelse på kun 0,25 mm svarer dette til en slammasse på ca. 18 kg SS/m³ (8% SS i biomassen i filterhuden).

På grund af den høje biomassekoncentration i et dykket filter er det ved den dimensionsgivende belastning iltoverførslen fra luft til væskefase, som begrænser omsætningshastigheden for BI5 og ammoniak.

Dette gør, at den observerede temperatureffekt på omsætningen af BI5 og nitrifikation af ammoniak i et dykket filter er mindre end de tilsvarende effekter i et aktiv-slamanlæg.

Dette betyder endvidere, at de dykkede filtre er velegnede til brug i lavtemperaturområder som f.eks. Nordskandinavien, hvor procestemperaturen i vintermånederne kan komme ned under 5°C.

7.3.3 Dykkede filtre til kvælstoffjernelse

Når filtre anvendes til denitrifikation, har man brug for to adskilte filterenheder:

Nitrifikation og denitrifikation

Nitrifikationsfiltret og denitrifikationsfiltret, samt en recirkulation af nitrificeret spildevand til denitrifikationsfiltret (for denitrifikationssystem med recirkulation). Dette system er opbygget procesmæssigt som aktiv-slamanlæg med kvælstoffjernelse ved recirkulationsmetoden.

En anden procesvariant er efterdenitrifikation, hvor spildevandet først behandles i et nitrifikationsfilter, hvorefter det nitrificerede spildevand føres til denitrifikationsfiltret, hvor der tilsættes en letomsættelig kulstofkilde (f.eks. metanol) til filteret. Denne type anvendes især i Norge.

Af hensyn til minimering af driftsudgifter var det mest udbredte system for denitrifikation med udnyttelse af det organiske stof i spildevandet til denitrifikation, men da man introducerer ilt med recirkulationsstrømmen fra nitrifikationsfiltret, har det vist sig, at en kombineret fordenitrifikation med kun 100-150% recirkulation, kombineret med en metanolbaseret efterdenitrifikation, kan være den optimale procesløsning for dykkede filtre.

Upflow filtrering

Down-flow filtertypen kan udbygges til kvælstoffjernelse ved introduktion af et denitrificerende filter, opbygget som det nitrificerende filter omtalt herover.

Problemet ved denne type kvælstoffjernende filteranlæg ligger i konceptet for det nitrificerende filter, idet ilttilførslen foregår modstrøms i forhold til det tilledte spildevand. Iltkoncentrationen i afløbet fra det nitrificerende filter skal tilføres det denitrificerende filter sammen med spildevandet, og herved nedsættes kvælstoffjernelseskapaciteten, idet det recirkulerede nitrificerede spildevand er mættet med ilt.

Et eksempel på fordenitrifikation i dykkede filtre med optimering af kulstofudnyttelsen fra spildevandet er BIOSTYR-processen.

BIOSTYR-processen er en upflow filtrering, hvor spildevandet fra forbehandlingen (forklaring eller forfældning) tilledes denitrifikationszonen i bunden af filteret, sammen med det recirkulerede nitrificerede spildevand fra nitrifikationszonen i toppen af filteret. Herved undgås en del af det COD-forbrugende iltindhold i det recirkulerede nitrificerede spildevand, idet iltningen foregår medstrøms det tilførte organiske materiale, og afløbskoncentrationen for ilt før tilledning til denitrifikationszonen bliver hermed minimeret.

Filtermaterialet er små kugler (1-2 mm diameter) af styren, som er lettere end vand, hvorved filtermaterialet flyder op mod en si i toppen for at tilbageholde filtermaterialet. Filtermaterialets kornstørrelse giver en utrolig høj specifik overflade på mere end 3000 m²/m³ styrenkugler, men til gengæld er porøsiteten mindre end ved BIOCARBONE-systemet. Koncentrationen af aktive bakterier kan derfor blive meget stor selv ved biofilmtykkelser på mindre end 100 µm (0,1 mm).

BIOSTYR arbejder i lighed med BIOCARBONE-systemet uden efterklarings-tank, idet denne funktion udføres i toppen af filtret.

Skylning

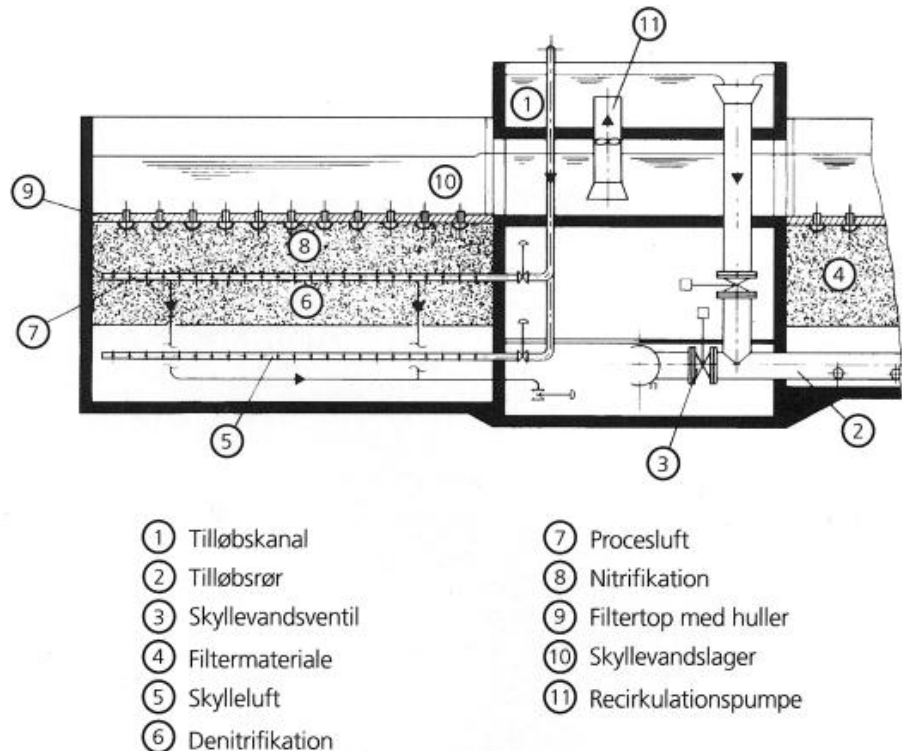
Filtret tilbageskylles ved flowretning modsat den normale flowretning, med downflow skyllevand og intermitterende modstrøms beluftning fra det nederste sæt luftningsudstyr. Herved skylles det producerede overskudsslam ud med skyllevandet, som føres tilbage til forklaringstanken. Mængden af nødvendigt skyllevand (renset spildevand) udgør i alle systemerne 10-15% af tilløbsflowet, hvorved der gælder de samme krav til ekstra klaringstankkapacitet, som ved nitrifikationsfiltret.

Et eksempel på princippet er vist på figur 7.2.

Luftningsudstyret til nitrifikation er lagt ind i filteret i en højde, der afhænger af forholdet mellem nødvendigt denitrifikations- og nitrifikationsvolumen, og der er indlagt et ekstra sæt luftningsudstyr i bunden af filteret, til brug ved tilbageskylning.

På grund af medstrømsnitrifikationen, hvor ilt tilføres nederst i nitrifikationszonen, bliver effektiviteten i et BIOSTYR-anlæg m.h.t. at udnytte BI5 i spildevandet til denitrifikation bedre end ved en kombination af BIOCARBONE-systemet med et denitrifikationsfilter.

Det første dykkede filter i Danmark med kvælstoffjernelse blev udført som et BIOCARBONE-system med separate downflow nitrifikations- og denitrifikationsfilterenheder (Hundested), mens de tre følgende anlæg blev udført efter BIOSTYR-princippet (Nyborg, Frederikshavn og Hobro), hvoraf Hobro-anlægget udelukkende er et nitrifikationsfilter, og de to andre er kombinerede denitrifikations-/nitrifikationsfiltre.



Figur 7.2 Kvælstoffjernelse i dykkede filtre, BIOSTYR-anlæg

BI5/N-forhold

Det generelle problem i forbindelse med anvendelse af dykkede filtre til kvælstoffjernelse er, at den nødvendige forbehandling af spildevandet før tilledning til filterenhederne betyder, at BI5/N-forholdet efter forbehandlingen er for ringe til at opnå fuld kvælstoffjernelse uden tilsætning af ekstern kulstofkilde.

Procestypen er derfor sammenlignelig med forholdene i forbindelse med anvendelse af aktiv-slamanlæg med forfældning og kvælstoffjernelse, med et tilhørende behov for kulstoffdosering.

I forhold til situationen ved aktiv-slamanlæg med relativt høj slamalder skal der dog tilsættes en større COD-mængde pr. kg N til denitrifikation, da slammets COD-indhold udnyttes i ringere grad i de biologiske filtre.

Kulstofbehovet er, afhængigt af spildevandets COD/N-forhold og afløbskrav mht N, ca. 5-6 kg COD/kg N fjernet.

Eksempel med afløbskrav på 6-8 mg N/l:

COD/N = 6.5
 N = 45 mg/l
 Restbehov DN = 5 mg/l
 Kulstofbehov = 25-30 mg COD/l

Den største fordel ved anvendelse af dykkede biologiske filteranlæg er den store fjernelseskapacitet pr. volumenenhed i forhold til aktiv-slamanlæg (lille procesvolumenbehov og dermed lille arealbehov), og den lille temperaturafhængighed for de biologiske processer.

7.3.4 Dykkede filtre, driftsovervågning

Tabel 7.1 Driftsovervågning af dykkede filtre, oversigt

Tilløbsvand til filter		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Lugt og udseende	Temperatur, pH, BI5, COD, kvælstof, fosfor og suspenderet stof	
Filteret		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Fordeling på filterceller	Recirkulationsgrad af nitrificeret vand	Organisk volumenbelastning (OVV)
Filteroverfladen (udseende)		Kvælstof volumenbelastning (KVB)
Afløb fra filter		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Udseende	Iltkoncentration Temperatur Suspenderet stof, BI5, COD, ammonium, nitrat og fosfor	

Tilløbsvand til dykkede filtre

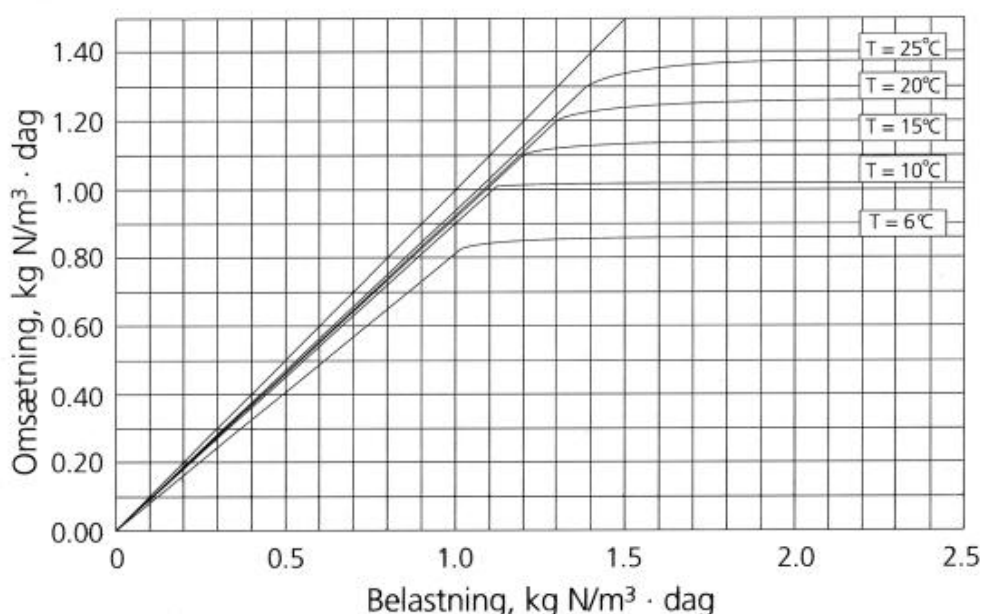
Tilløbet til et dykket biologisk filter har normalt først passeret rist, sandfang og forklaringskøle med kemikalietilsætning (forfældning). Prøveudtagning af tilløbsvand til det dykkede filter skal tages før eventuel sammenblanding med recirkuleret vand fra nitrifikationsfilteret, for at undgå fortyndingseffekten af recirkulationsvandet.

Lugt og udseende

Forandringer i lugt, farve og koncentration observeres løbende. Det gælder især spildevand i tilløbet til rensningsanlægget, men denne kontrol bør også foretages på tilløbsvandet til det biologiske filter.

Temperatur

Temperaturen har en mindre indflydelse på rensningsprocessen i et dykket filter, på grund af den store reservekapacitet i biomassen i filterhuden, hvilket kan ses på fig. 7.3, der viser temperaturens indflydelse på nitrifikationshastigheden i et BIOSTYR-system. Det ses, at først ved meget høje belastningsniveauer (0,8 kg N/m³ · dag), begynder temperatureffekten at slå igennem, idet det under lavere belastningsniveauer er iltoverførslen, der er den begrænsende faktor.



Figur 7.3 Nitrifikationshastighed som funktion af temperatur

Temperaturen på indløbsvandet varierer normalt kun lidt fra dag til dag, men på grund af den meget korte hydrauliske opholdstid i filteret bør temperaturen registreres løbende.

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 i pH, som kan påvirke filterets funktion alvorligt. Se i øvrigt kapitel 3.

BI5, COD og kvælstof

Indholdet af organisk stof i spildevand bestemmer sammen med spildevandsmængden den organiske belastning på filteret.

Indholdet af organisk stof målt som BI5 eller COD bør derfor bestemmes regelmæssigt.

Sammenholdt med spildevandets indhold af kvælstof kan man beregne mængden af spildevand, der kan føres til det dykkede filter, med den ønskede nitrifikationsgrad eller afløbskvalitet m.h.t. kvælstoffjernelse.

Hvis der er store variationer i spildevandssammensætningen fordelt over

Drift af renseanlæg

døgnet, kan det være nødvendigt at foretage en kortlægning af dette ved analyse af delprøver (timeprøver), som dækker variationerne inden for et døgn. Dette er meget væsentligt af hensyn til driften af et dykket biologisk filter på grund af den meget korte hydrauliske opholdstid (få timer).

Ved dykkede filtre med nitrifikation er det altid kvælstofomsætningen, der bliver begrænsende for filterets effektivitet.

COD-måling anvendes ofte som et alternativ til BI5. For hvert enkelt rensningsanlæg er det sædvanligvis muligt at finde en tilfredsstillende rimelig fast sammenhæng mellem BI5 og COD efter de forskellige behandlingstrin i renseanlægget, hvorved den hurtigere COD-måling kan erstatte BI5-målingen.

Totalfosfor

Ved driftsovervågning af dykkede biologiske filtre er det nødvendigt at analysere for total fosfor og opløst fosfat, da filteret er det eneste biologiske renses trin. I biologiske filteranlæg med kemisk forfældning er fosforfjernelsen i forklaringsstanken normalt tilstrækkelig til at give et lavt afløbsniveau for fosfor efter filteret. En mindre kemikalietilsætning i forbindelse med drift af dykkede filtre er mulig, men den ekstra producerede kemiske slam-mængde vil forkorte driftstiden før tilbageskylning. Se i øvrigt kapitel 9.

Suspenderet stof

Måling af suspenderet stof i tilløbet til et dykket biologisk filter er en af de væsentligste parametre for driften af filteret, idet SS-koncentrationen definerer den maksimale mængde spildevand, der kan tilføres filteret før tilbageskylning.

Niveauet af suspenderet stof skal normalt være i området 40-80 g SS/m³, for at sikre en lang driftsperiode mellem skylninger.

Spildevandets fordeling på filtercellerne

Flowstyring af dykket biologisk filter

Normalt består et system med dykkede biologiske filtre af adskillige enheder, der skal tilføres samme spildevandsflow. En kontrol af denne fordeling er kun mulig ved flowmålinger på alle afløb fra filtercellerne. Styringen af flowfordelingen bør sikre, at alle filterceller belastes ens over døgnet.

Beluftning

Filteroverfladens udseende

Det bør dagligt kontrolleres, at beluftningen af filteroverfladen ser ens ud, og at tilført spildevand løber gennem filteret.

Ved anlæg med hyppige tilstopningsproblemer kan det være gavnligt at servicere luftningsudstyret.

Recirkulationsgrad af nitrificeret vand

Ved dykkede filtre med denitrifikation er det nødvendigt at recirkulere vand fra nitrifikationsfiltrets afløb tilbage til denitrifikationsfiltret. Dette er fuldstændig svarende til forholdene ved et aktiv-slamanlæg med kvælstoffjernelse efter recirkulationsmetoden, og der gælder de samme regler for den nødvendige recirkulationsgrad, som vist i kapitel 6. For at leve op til danske afløbskrav er den nødvendige recirkulation 300-500% af tilløbsflowet til denitrifikationsfiltret, hvorved opnås et nitratindhold på mindre end 5 g N/m³. Ved ændring til delvis efterdenitrifikation skal der dog kun benyttes en recirkulation på 150-200%.

Organisk volumenbelastning

Den organiske belastning pr. volumenenhed filtermateriale er den dimensiongivende parameter, hvis der ikke er krav om nitrifikation. Den organiske volumenbelastning, OVB, udtrykkes normalt i enheden g COD/m³ · d.

$$OVB = Q_1 \cdot COD_1 / V_2$$

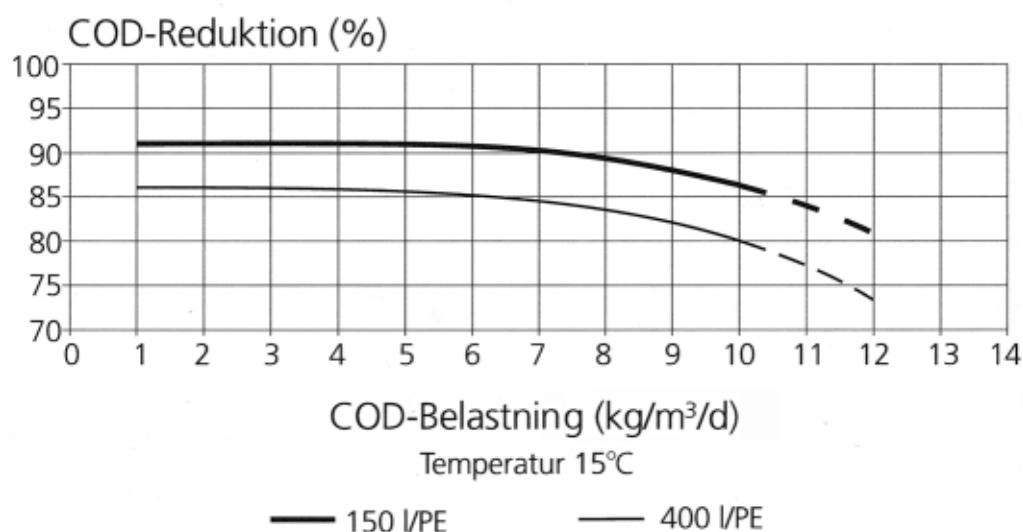
OVB = Organisk volumenbelastning, g COD/m³ · d

Q₁ = Spildevandstilløb, m³/døgn

COD₁ = Middelkoncentration af organisk materiale udtrykt som COD i tilløbet til filtret, g COD/m³

V₂ = Volumen af filter, m³

Rensningseffekten i et dykket biologisk filter uden nitrifikation, som funktion af den organiske volumenbelastning, fremgår i grove træk af fig. 7.4.



Figur 7.4 Rensningsgrader for COD i et dykket filter uden nitrifikation som funktion af COD-belastning ved 15°C

Ved 15°C og en organisk belastning på mindre end 6 kg COD/(m³ filter · dag) er det muligt at opnå 88-93% COD-reduktion, når der ikke kræves nitrifikation.

Hvis man antager, at COD/B15-forholdet er ca. 2,5, vil en COD-belastning på 6 kg COD/(m³ filter · d) svare til en B15-belastning på 2,4 kg B15/m³ · d.

Hvis man sammenligner kapaciteten af et gammeldags rislefilter med de nævnte kapaciteter for et dykket filter ved 15°C, ses det, at man kun kan belaste rislefiltret med ca. 0,6 kg B15/m³ · d, hvis rensningseffekten skal være 80%. Omsætningshastigheden for organisk stof er altså fire gange så høj på et dykket biologisk filter.

**Kvælstofvolumen-
belastning**

Kvælstofomsætningen fra ammonium til nitrat i forhold til det dykkede filtervolumen er afhængig af temperatur og volumenbelastningen. Kvælstofvolumenbelastningen, KVB, beregnes som $g\ N/(m^3\ \text{filter} \cdot d)$.

$$KVB = Q_1 \cdot N_1 / V_2$$

KVB = Kvælstofvolumenbelastning, $g\ N/m^3 \cdot d$

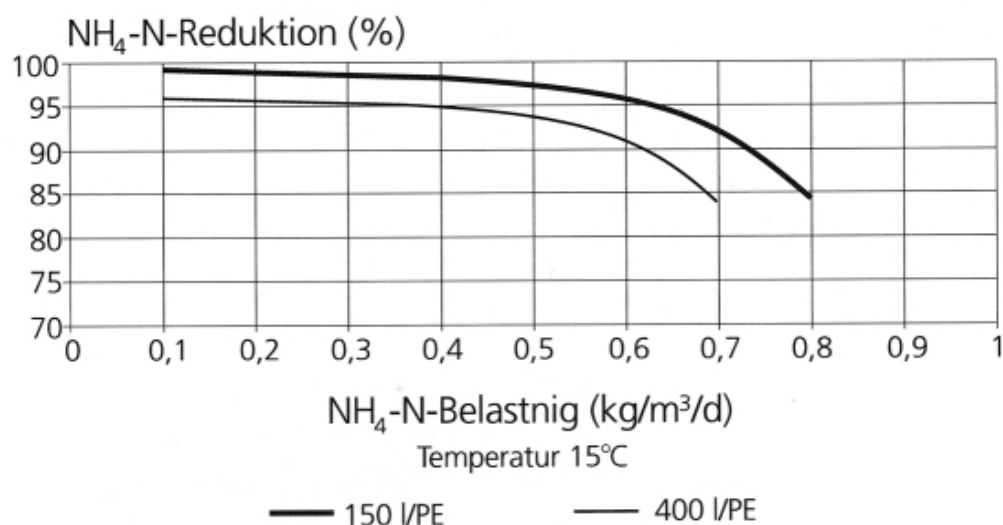
Q_1 = Spildevandstilløb, m^3/dag

N_1 = Tilløb til filter $g\ N/m^3$

V_2 = Filterets volumen, m^3

Kvælstofomsætningen i dykkede filtre er den begrænsende proces, på samme måde som det er tilfældet ved aktiv-slam.

Forholdet mellem belastning og nitrifikationsgrad kan ses på figur 7.5, hvor omsætningseffektiviteten af Kjeldahl-N til nitrat er afbildet ved $15^\circ C$.



Figur 7.5 Nitrifikationsgrad som funktion af kvælstofbelastningen ved $15^\circ C$

For at kunne overholde de danske krav til kvælstoffjernelse er det væsentligt at opnå en meget vidtgående nitrifikation af Kjeldahl-N (90-95%). Dette kan opnås ved kvælstofvolumenbelastninger på op til $400\ g\ N/m^3\ \text{filter} \cdot dag$, ved $15^\circ C$.

Sammenlignet med aktiv-slamprocessen er nitrifikationskapaciteten i et dykket filter ca. tre gange højere.

For at kunne få kvælstoffjernelse er det nødvendigt at have et denitrificerende filter, ud over nitrifikationsfiltret. Erfaringerne med denitrifikation viser, at filtervolumen til denitrifikation er af samme størrelsesorden som volumen til nitrifikation. 80% denitrifikation, som er minimum, hvis man skal opnå Total-N koncentrationer i afløbet $8\ g\ N/m^3$, kræver ved $15^\circ C$ en belastning af denitrifikationsfiltret på under $400\ g\ N/m^3 \cdot d$.

På grund af den korte hydrauliske opholdstid i et dykket biologisk filter skal COD/N-forholdet i tilløbet være 8-10 for at opnå en tilstrækkelig kvælstoffjernelse.

Afløb fra dykket biologisk filter

Ilt For at kontrollere, at der tilføres tilstrækkelig ilt til filteret, måles iltindholdet i afløbet jævnligt. Prøven tages som en stikprøve på det tidspunkt, hvor filteret har sin største belastning.

Et iltindhold på under 50% mætning indikerer tilstopning, overbelastning eller utilstrækkelig ilttilførsel.

Temperatur

De biologiske processer er temperaturafhængige, som omtalt under driftsovervågning af filteret. Temperaturen i afløbet er lig med procestemperaturen og kan derfor benyttes som styringsparameter for det nødvendige iltsetpunkt i nitrifikationsfiltret.

Suspenderet stof

Afløbsvandets indhold af suspenderede stoffer bør måles regelmæssigt for at kontrollere filtreringsfunktionen. Suspenderet stof i afløbsvandet fra de dykkede filtre skal være mindre end 15 mg/l for at være acceptabelt.

Et højt indhold af suspenderede stoffer indikerer for lang driftstid i filtercyklus.

BI5, COD og kvælstof

Afløbsvandet bør regelmæssigt analyseres for BI5 og COD. BI5-koncentrationen i afløbet afhænger af belastningen på filteret og afløbsvandets temperatur. Ved normalt belastede filtre (2-3 kg BI5/m³ · d) bør afløbsværdierne for BI5 ligge i området 5-10 g BI5/m³. Høje værdier for opløst BI5 indikerer utilfredsstillende biologisk nedbrydning (f.eks. på grund af lav procestemperatur).

Som driftsparameter er COD mere anvendelig end BI5 på grund af den korte analysetid og den mere simple analysemetode. COD-indholdet i afløbsvand er afhængig af indløbsvandets sammensætning. For kommunalt spildevand uden nævneværdigt indhold af industrispildevand vil COD-koncentrationen ved normal drift i afløbet fra dykkede filtre ligge i området 20-60 g COD/m³.

Kvælstoffjernelsen i dykkede filtre følges gennem analyser af ammonium og nitrat i afløbet fra nitrifikationsfiltret.

Kontrol af disse driftsparametre vil indikere, om der er problemer med kvælstoffjernelsen, og ved analyser af afløbet fra denitrifikationsfiltret, samt registrering af den aktuelt anvendte recirkulationsgrad, kan man fastslå u normale tilstande i filtersystemet.

Total fosfor og orthofosfat

Analyse af fosfor, specielt fosfat, er af stor betydning for driftsovervågningen. Det dykkede filter er det sidste trin i spildevandsbehandlingen, og det er derfor vigtigt at måle fosforindholdet i afløbet for at kunne styre kemikaliedoseringen på det forudgående fældningstrin, og den eventuelle dosering direkte i filteret.

7.3.5 Dykkede biologiske filtre, driftsproblemer

Manglende luft i dele af filteroverfladen

<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Tilstopning af luftningssystemet.	Foretag en skyllecyklus ekstra.
Overbelastning med suspenderet stof.	Ved en meget høj volumen belastning med suspenderet stof kan slamproduktionen i filteret blive så kraftig, at man får tilstopninger. Ved kontrol af funktionen af forbehandlingsanlægget (forklaring eller forfældning) kan man få genoprettet den normale driftssituation. Se i øvrigt kapitel 5 om drift af forklaringsstanke, idet også overskudsslam fra dykkede filtre udtages gennem forklaringsstanksystemet.

Utilfredsstillende rensning

En utilfredsstillende rensning kan skyldes utilstrækkelig biologisk nedbrydning i rislefilteret, eller problemer med den hydrauliske fordeling. Omsætnings effektiviteten på filteret kan følges gennem de jævnlige målinger af BI5, COD, ammonium, nitrat, fosfat og suspenderet stof på afløbsprøver fra filteret. Ud fra oversigten i tabel 7.2 kan man efterprøve årsagerne til den utilfredsstillende rensning.

Tabel 7.2 Årsager til utilstrækkelig rensning i dykkede filtre

<i>Driftsanalyseværdi</i>	<i>Årsager til problem</i>
BI5 (filteret) >15 g/m ³	Dårlig biologisk omsætning.
Suspenderet stof >15 g/m ³	For stor slamproduktion i filteret. Gennemslag af SS pga. for høj hydraulisk belastning.
Ammoniak >2 g/m ³	Overbelastning med N eller problemer med ilttilførslen.
Nitrat-N >5 g/m ³	Manglende recirkulation.
Lavt COD/N-forhold	Manglende kulstofdosering. Overbelastning med N. For højt iltniveau.

Utilfredsstillende omsætning af organisk stof

Nedbrydningen af organisk stof i et dykket filter er især afhængig af den organiske belastning og spildevandstemperaturen, og normalt er det ikke denne omsætning, der er begrænsende for filteret. Ved at sammenligne de opnåede rensresultater med normalværdierne ved den aktuelle temperatur (f.eks. ved 15°C i figur 7.6) kan man vurdere ydelsen under de aktuelle driftsbetingelser. Lave spildevandstemperaturer skyldes ofte stor indsigning og kræver modforholdsregler i ledningsnettet. Ved dimensionering i Danmark regnes normalt med en minimumstemperatur (månedsgennemsnit) på 7°C.

Utilfredsstillende omsætning af organisk stof	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Organisk overbelastning.	Udjævn belastningsvariationer for organisk stof. Forbedring af rensningen for organisk stof i forklaringstanke kan opnås ved at indføre forældning. Såfremt overbelastningen er permanent, bør filtervolumen øges.
Stødbelastning ved tilførsel af slamvand eller filterskyllevand.	Udjævn tilførslen af de nævnte interne strømme over en større del af døgnet.
Tilstopning af det biologiske filter.	Ekstra skyllecyklus gennemføres.
Manglende luftgennemstrømning.	Kontroller luftgennemstrømningen (tilstopning el.lign.).
Ujævn fordeling af spildevand.	Kontroller, at alle filterceller modtager lige meget spildevand.

Utilfredsstillende omsætning af kvælstof	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Utilstrækkelig nitrifikation.	Kontroller iltningssystemets funktion, og juster evt. iltsetpunktet op.
Utilstrækkelig denitrifikation.	Kontroller, om recirkulationen fra nitrifikationsfiltret er tilstrækkeligt, og juster recirkulationen. Nedsæt evt. iltindholdet i recirkulationsstrømmen fra nitrifikationsfiltret, hvis det er muligt af hensyn til nitrifikationsprocessen. Kontroller COD/N-forholdet på det tilledte spildevand, og juster evt. forbehandlingen for at få mere kulstof til denitrifikationen, hvorved COD/N-forholdet bliver tilstrækkeligt. Tilsæt ekstern kulstofkilde, som f.eks. metanol, eddikesyre, melasse eller anden letomsættelig kulstofkilde.

Utilfredsstillende rensning af suspenderet stof	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Overbelastning af filtret med slamproduktion.	Ekstra skyllecyklus indlægges i driftsprogrammet.
Hydraulisk overbelastning af filtercellerne.	Hydraulisk udjævning eller udvidelse af filtercelleantallet.

7.4 Roterende skivefilter

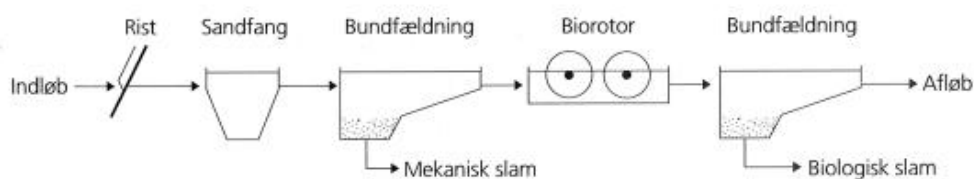
Roterende skivefiltre anvendes for at fjerne opløst og finpartikulært nedbrydeligt organisk stof i spildevand. Formålet kan desuden også være at opnå en iltning af spildevandets kvælstofindhold til nitrat (nitrifikation) for yderligere at mindske iltforbruget i recipienten. Nitrifikationen giver desuden mulighed for en kvælstofreduktion gennem denitrifikation. I et skivefilter består filtermaterialet af cirkulære plastskiver anbragt på en vandret aksel, som roterer langsomt.

Skiverne er delvist neddykkede i væskefasen, der indeholder organisk stof og kvælstof. 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, en aktiv biofilm, på skivernes overflade. Mikroorganismene på skiverne udsættes for skiftevis beluftede (aerobe) forhold og ubeluftede (anoxiske) forhold, når skiven roterer. På denne måde svarer procesforløbet ved roterende skiver til forholdene ved hhv. nitrifikation og denitrifikation i aktivt slam eller på biologiske filtre. Nitrifikationen foregår, når mikroorganismene passerer gennem luften over spildevandet, mens denitrifikationsprocessen foregår i den periode, hvor skiven er neddykket i væskefasen.

Beluftningsprincippet kan sammenlignes med den passive beluftning, man opnår i risefiltre, og luftningskapaciteten bestemmes af den andel af arealet af skiven, som ikke er neddykket i væskefasen.

Biofilmen på skiverne vokser efterhånden i tykkelse, og små eller større stykker afslides med mellemrum på grund af den mekaniske påvirkning mellem skive og væskefase. Dette suspendede stof skal fjernes fra vandfasen, og skivefiltret er altid forbundet til en klaringstank, enten integreret i skivefiltret eller som en separat enhed efter det roterende skivefilter. Flowdiagrammet for et roterende skivefilter ses i figur 7.8.



Figur 7.6 Flowskema for et roterende skivefilteranlæg

7.4.1 Roterende skivefiltre, driftsovervågning

Driftsovervågning af anlæg med fjernelse af COD, kvælstof og fosfor ved hjælp af roterende skivefiltre er præcis som beskrevet under drift af risle-filtre m.h.t. forhold ved klaringsfunktionen.

Beluftningen af et skivefilter bestemmes af skiveneddykningen og rotationshastigheden, hvorved styringen af kvælstoffjernelsen bliver et kompromis mellem højt iltindhold i væskefasen for at sikre optimal nitrifikation, og lavere iltindhold i væskefasen til fremme af den denitrificerende bakteriekultur. Et roterende skivefilter kan betragtes som sammenligneligt med et et-trins aktiv-slamanlæg med simultan kvælstoffjernelse. Kvælstoffjernelseeffektiviteten er derfor kraftigt afhængig af COD/N-forholdet i det behandlede spildevand og kulstofkildens tilgængelighed for denitrifikation.

Den organiske overfladebelastning udtrykker, hvor meget organisk stof 1 m² skive tilføres pr. tidsenhed.

Antallet af skivefilteranlæg er begrænset til ganske få fuldskalaanlæg i Danmark, og denne anlægstype vil derfor ikke blive behandlet i detaljer.

Litteratur

(1) Leif Winther, Mogens Henze, Jens Jørgen Linde og H. Thorkild Jensen. Spildevandsteknik. 4. udgave, Polyteknisk Forlag 2009.

8

For- og efterfældning

Af Gert Petersen

8.1 For- og efterfældningsanlæg, orientering

Formål

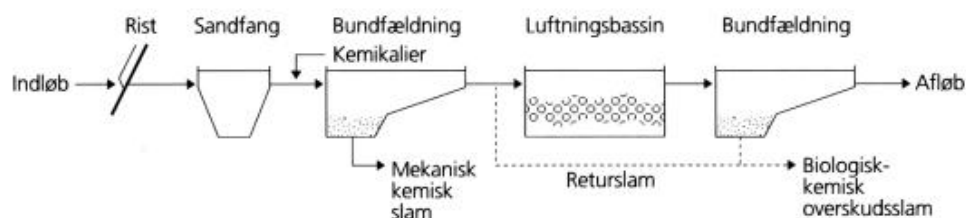
Kemisk fældning i forbindelse med klaringstanke bruges til at fjerne fosfor fra spildevand, enten før eller efter en biologisk spildevandsbehandling, men der findes også ganske få anlæg, hvor fældningsprocessen er den eneste spildevandsbehandling efter den rent mekaniske forbehandling.

Ved fældningen fjernes, foruden fosfor, også partikulært organisk materiale og stoffer, som er bundet til det partikulære materiale. Fældningstrinnet medfører volumenbesparelse i det biologiske anlæg, idet det kemiske volumenbehov forsvinder, da fosfor fjernes uden for det biologiske anlæg.

Beskrivelse

Når der tilsættes fældningskemikalier til forklaringstanken, bliver hovedparten af fosfor i spildevandet tilbageholdt i forklaringstankens slamfase.

Denne processtype for fosforfjernelse benævnes forfældning, og de mest almindelige kemikalier anvendt i Danmark er jernklorid (FeCl_3) eller jernsulfat med eller uden kalk, (FeSO_4 +/- $\text{Ca}(\text{OH})_2$).



Figur 8.1 Flowdiagram for et forfældningsanlæg

Normalt tilsættes kemikaliet i flokkuleringstanke før klaringstanken. Disse har kontrollerede omrøringsforhold for at opnå bedre flokkuleringsegenskaber ved forfældning. I Danmark har man dog normalt et kvælstoffjernende anlæg efter forfældningsanlægget, og så er man ikke interesseret i en alt for effektiv forfældning, da dette betyder stor fjernelse af organisk stof. Stor BI5-reduktion er ikke ønskeligt, da der skal benyttes kulstof til den biologiske denitrifikation. Derfor er flokkuleringssiden ofte udeladt, men hvis man kun har mekanisk rensning, vil et flokkuleringstrin forbedre renseeffekten væsentligt for både BI5, COD, SS og P.

I de allerfleste rensningsanlæg i Danmark efterfølges forklaringstanken af et biologisk renses trin, men der findes enkelte anlæg, hvor den eneste behandling efter rist og sand/fedtfang er forklaring med fældningskemikalier.

Ud over at der fjernes en stor del af spildevandets fosforindhold, bliver reduktionen i COD-, BI5- og SS-indhold betydeligt større end ved alm. forklaring, mens fjernelsen af kvælstof ikke påvirkes væsentligt.

Reduktionen af forureningskomponenter ved anvendelse af bundfældning i forklaringstanke med og uden fældningskemikalietilsætning kan ses i tabellen.

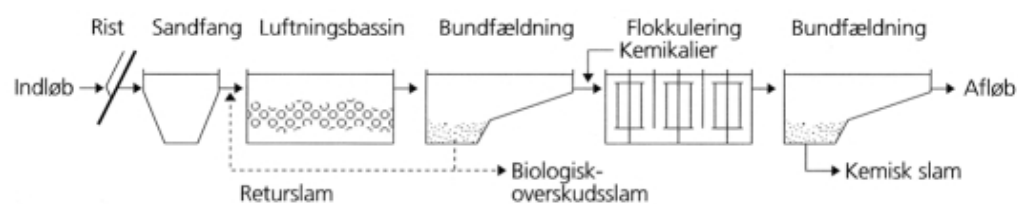
Tabel 8.1 Renseeffekt af forklaringsanlæg uden og med kemikalier

Anlægstype	Forklaring uden kemikalier	Forfældning med kemikalier
Susp.stof, SS	50-65%	65-80%
BI5	25-40%	50-80%
COD	35-45%	50-65%
N*)	2% af SSred	2% af SSred
P*)	1,5% af SSred	afløb = 2-4 mg P/1

SSred: Mængden af fjernet suspenderet stof over forklaringstanken. *) Hvis slammet udrådnes, tilbageføres en del af det fjernede N og P med rejektvandet fra slambehandlingen.

Reduktionen af næringssalte er ubetydelig ved forklaring uden kemikalietilsætning, idet indholdet af N og P i det fjernede suspenderede stof er meget lavt, mens man ved forfældning med kemikalier kan opnå en væsentlig P-fjernelse (70-80%).

Forfældning foretages før det biologiske renses trin i en forklaringstank, hvor kemikaliet tilsættes. Når fosforfældningen gennemføres efter en biologisk proces, taler man om efterfældning (figur 8.2). Det biologiske trin kan bestå af et aktiv-slamanlæg, et biologisk risefilter, et dykket biologisk filter, et roterende skivefilter eller et bassinanlæg.



Figur 8.2 Flowdiagram for et efterfældningsanlæg

Ved alle former for kemisk fældning er hovedprincippet, at et fældningskemikalie hurtigt opblandes i spildevandet.

Fældningskemikaliet forårsager en udfældning af tungtopløselige metalsalte, metalfosfat og andet kolloid materiale. Ved efterfældning skal man benytte flokkulering, da indholdet af suspenderet stof er meget lavt efter den forudgående biologiske rensning.

Flokkuleringen sker ved, at de dannede kemiske slamflokke "modnes" ved nænsom omrøring i et flokkuleringskammer, som ofte er opdelt i flere kamre med aftagende omrøringsintensitet, før det flokkulerede spildevand ledes til klaringsstank. Udskillelsen af flokkene sker normalt i en separat klaringsstank, men enkelte efterfældningsanlæg anvender i stedet flotation.

Udskillelsen kan også foretages direkte i et filter (såkaldt kontaktfiltrering, se kapitel 9).

Ofte anvendes en filtrering for yderligere at reducere mængden af suspenderet stof fra klaringsstankens afløb, idet flokstrukturen ved ren kemisk efterfældning gør, at slamindekset for det kemiske slam er meget højt, og afløbsværdierne for suspenderet stof derfor kan blive høje ved stor hydraulisk påvirkning af klaringsstanken.

8.2 Fældningsanlæg, driftsovervågning

I forbindelse med for- eller efterfældningsanlæg kan der udføres følgende aktuelle observationer, målinger, analyser og beregnede værdier, som vist i tabellen.

Tabel 8.2 Driftsovervågningsparametre for fældningsanlæg

Tilløb til KT *)		
<i>Observationer</i>	<i>Måling og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
	pH, susp. stof	Fosfor i tilløb
	Alkalinitet	Kg P/dag
	COD, B15,	
	N	
	Total P	
	Opløst P	
Drift af KT *)		
<i>Observationer</i>	<i>Måling og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Flokkulering	Tilsat kemikalie, Fe eller Al	Molforhold (Me/P)
Strømningsforhold		Hydraulisk belastning
Slamniveau i KT		
Afløb fra KT *)		
<i>Observationer</i>	<i>Måling og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
	pH,	
	susp. stof	
	COD, B15,	
	N Total	
	opløst P	

*) KT: Klaringstank ved for- eller efterfældningsanlæg

Tilløb til fældningsanlæg

Sammensætningen af tilløbsvandet til fældningstrinnet er afhængig af den forudgående spildevandsbehandling m.h.t. organisk stof, suspenderet stof og fosforindhold.

Tilløbsvandet til klaringstanken skal løbende kontrolleres for forandringer i farve og lugt.

Bundfældeligt stof

Bundfældeligt stof giver information om, hvor meget materiale der kan fjernes ved en forfældning.

Alkalinitet

Alkaliniteten bestemmer spildevandets bufferkapacitet. Alkaliniteten i spildevand er afhængig af drikkevandets alkalinitet og af den forudgående biologiske og kemiske forbehandling af spildevandet. På steder, hvor drikkevandets alkalinitet er lav (<5 mekv/l eller 5 ekv/m³), er råspildevandets alkalinitet normalt 1-3 mekv/l eller 1-3 ekv/m³. Hvor drikkevandet har højere alkalinitet, er spildevandets alkalinitet tilsvarende højere.

Alkalinitetsforbruget ved forfældning er i Danmark af størrelsesordenen 0,5-0,8 mekv/l, og der skal være en restalkalinitet efter et forfældningsanlæg,

Drift af renseanlæg

for at kunne opretholde en pH-værdi tilpas høj af hensyn til nitrifikation og denitrifikation i det efterfølgende biologiske anlæg.

Er alkaliniteten for lav efter en forudgående forfældning, justeres med alkalinitetstilsætning enten i form af kalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), natronlud (NaOH) eller bikarbonat (HCO_3^-).

Ved efterfældningsanlæg vil man normalt have foretaget nitrifikation og denitrifikation inden.

Alkaliniteten i det forbehandlede spildevand vil derfor være lavere end de tilsvarende værdier i råspildevandet.

Nitrifikation mindsker alkaliniteten, og man kan beregne, at for hver g kvælstof/ m^3 , som ilttes til nitrat og denitrificeres til frit kvælstof i det biologiske trin, mindskes alkaliniteten med 0,05-0,07 ekv/ m^3 .

Alkaliniteten i efterfældningen har ikke den store påvirkning af efterfældningsprocessen, men der er normalt et pH-krav til afløb fra renseanlæg, som kan blive overskredet, hvis alkaliniteten er for lav ved indgangen til efterfældningstrinnet.

pH pH-værdien i tilløbsvandet til fældningstrinnet har betydning, hvis værdien er lavere end 6,7, idet dette kan indikere en lav alkalinitet.

Suspenderet stof (SS), BI5, COD og N Ved forfældning er det af stor betydning at bestemme det relative indhold af disse stoffer, idet renseseffekten ved forfældning er stærkt afhængig af den relative spildevandssammensætning (jf. tabel 8.1). Effekten af forfældning er specielt for kvælstoffjernelsen i den efterfølgende biologiske proces, idet man fjerner store mængder COD og BI5 ved forfældningen, som skal benyttes ved denitrifikationsprocessen. Ved efterfældning har disse parametre kun en orienterende værdi, idet de kan give informationer om det forudgående biologiske trins driftstilstand.

Totalfosfor Totalfosforkoncentrationer i tilløbsvandet til fældningstrinnet er af stor vigtighed ved normal driftsovervågning. Tilløbets fosforindhold bestemmer mængden af fældningskemikalie (se også fosfat-fosforafsnittet).

Fosfat-fosfor Fosfat-fosfor i tilløbsvandet er den direkte tilgængelige del af fosformængden, som kan udfældes ved tilsætning af fældningskemikalier. Kendskab til fosfatkoncentrationen er nødvendig for at kunne vurdere den nødvendige dosering af fældningskemikalie.

Beregninger Hvis fældning benyttes som fosforfjernelsesmetode, er det vigtigt at beregne den daglige mængde af fosfor tilført fældningsanlægget for at kunne dosere den rigtige mængde fældningskemikalie.

Flokdannelse **Drift af flokkuleringsbassin**
Ved efterfældning med separate flokkuleringsbassiner skal man jævnligt sikre sig, at flokdannelsen virker normalt. Forøgelse 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.

Noget flydeslam vil altid dannes, og dette må fjernes efter behov, eller fjernes i klaringsstanken.

Drift af renseanlæg

Flydeslam i flokkuleringsbassinet	<p>pH bør måles kontinuert ved efterfældningsanlæg før tilledning til klarings-tanken.</p> <p>Ved kontinuert pH-måling er det vigtigt, at elektroden rengøres, og at pH-måleren kalibreres regelmæssigt. pH-værdier, som sædvanligvis giver gode rensningsresultater, er angivet herunder.</p> <table><thead><tr><th>Optimalt pH-område</th><th>Fældningskemikalie</th></tr></thead><tbody><tr><td>5,5-6,3</td><td>Aluminiumsulfat</td></tr><tr><td>5,0-6,0</td><td>Jernklorid</td></tr><tr><td>>8,5</td><td>Jern + Kalk</td></tr><tr><td>>10</td><td>Kalk</td></tr></tbody></table>	Optimalt pH-område	Fældningskemikalie	5,5-6,3	Aluminiumsulfat	5,0-6,0	Jernklorid	>8,5	Jern + Kalk	>10	Kalk
Optimalt pH-område	Fældningskemikalie										
5,5-6,3	Aluminiumsulfat										
5,0-6,0	Jernklorid										
>8,5	Jern + Kalk										
>10	Kalk										
pH	<p>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.</p>										
Alkalinitet	<p>Bestemmelse af alkaliniteten efter flokkulering giver et godt grundlag for vurdering af doseringen. Hvis alkaliniteten er mindre end ca. 0.3 ekv/m³, er der stor risiko for så store pH-variationer, at man får en dårlig rensningsgrad.</p>										
Fosfat-fosfor	<p>For at kontrollere, i hvilket omfang fosfor bliver udfældet, måles fosfat-fosfor på filtreret prøve.</p> <p>Hvis man ønsker at forbedre udfældningen af fosfor, er det i første omgang aktuelt at øge doseringen af fældningskemikaliets. Man bør huske på, at en vidtgående udfældning af fosfat-P (PO₄-P < 0.1 g/m³) ikke er nogen garanti for, at rensningsresultatet bliver godt.</p> <p>Hvis man derimod har en dårlig udfældning af fosfatfosfor (PO₄-P < 0.5 g/m³) vil det være meget vanskeligt at opnå et godt rensningsresultat.</p>										
Opholdstid	<p>Opholdstiden i flokkuleringsbassinerne har betydning for flokkuleringen.</p> <p>Kun opholdstider kortere end 15-20 minutter kan have væsentlig negativ betydning for flokkuleringen.</p>										
Slamindhold	<p>Drift af klaringstank</p> <p>Måling af slamindholdet i bundfældningstank oplyser, om udpumpningen af slam fra tanken er tilstrækkelig.</p> <p>Et højt slamspejl kan forårsage øget indhold af suspenderet stof i afløbet på grund af slamophvirvling fra slamlaget på tankbunden. Ved lang slamopholdstid, specielt ved forfældning, kan slammet gå i forrådnelse og forårsage flydeslam og dårlig lugt.</p> <p>Store slammængder betyder også øget belastning på skraberudstyr. I anlæg med rektangulære tanke bør slamlaget på tankbunden ikke overstige ca. 30 cm. Ved spidsbundede tanke bør slamlaget ikke tillades at nå højere end 1-1,5 m under vandoverfladen.</p>										
Strømningsforhold	<p>Urolige og uensartede strømningsforhold i en bundfældningstank og ujævn vandfordeling mellem parallelle bassiner kan være årsag til dårlig slamudskillelse.</p>										
Flydeslam Sigtdybde	<p>Flydeslam i bundfældningstanke fjernes efter behov. Sigtdybden er en god driftsparameter, idet den på simpel vis giver information om, hvor god bundfældningsfunktionen er.</p>										

Hydraulisk overfladebelastning

Hydraulisk overfladebelastning er det almindeligste mål for belastningsforholdene i klaringstanke.

Bundfældningstanke til udskillelse af flokke ved kemisk fældning vil ofte fungere godt ved overfladebelastninger op til ca. $1,7 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ ved forfældning og $1,2 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ ved efterfældning.

Den hydrauliske overfladebelastning, HOB, kan beregnes ud fra:

$$\text{HOB} = Q_1 / A_2$$

hvor

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

Q_1 = Spildevandsmængde, m^3/h

A_2 = Klaringstankens overfladeareal, m^2

Eksempel

På et efterfældningsanlæg er der 3 klaringstanke, som hver er 6 m brede og 30 m lange. Det maksimale timeflow er målt til 130 l/sek.

Hvor stor er den hydrauliske overfladebelastning?

Overfladeareal, $A_2 = 3 \cdot 6 \cdot 30 = 540 \text{ m}^2$

Maks. flow, $Q_1 = 130 \text{ l/s} = 468 \text{ m}^3/\text{h}$

$\text{HOB} = Q_1/A_2 = 468/540 = 0,87 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ (eller $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$)

Arealet er tilstrækkeligt til en god funktion af klaringstanken.

Maskinfunktion

Dosering af fældningskemikalier

Man bør hyppigt kontrollere, at doseringsudstyret virker, og at fældningskemikalierne kommer frem til doseringsstedet. Når man anvender tørdosering, 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, specielt ved anvendelse af jernsulfat (forfældning). Tanken bør derfor regelmæssigt inspiceres og om nødvendigt slamsuges med regelmæssige mellemrum.

Tilstopninger

Hvis der er lang afstand mellem kemikalielagertank og doseringssted, kan ledningen blive tilstoppet.

Risikoen er størst ved brug af aluminiumsulfat, jernsulfat og kalk, specielt hvis ledningen har skarpe knæk.

Ulemperne kan mindskes ved lige rørstrækninger.

Korrosion

Opløsninger af aluminium- og jernsalte er meget korrosive over for beton og stål. De dele af anlægget, som kommer i kontakt med kemikalieopløsningerne, må derfor inspiceres jævnligt.

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 for at kunne opnå det tilsigtede molforhold til fældningen.

**Kemikalie-
beholdning**

Kemikaliebeholdningen bør aflæses med jævne mellemrum. Hyppigheden vil være afhængig af kemikaliebeholdningens størrelse, forbruget og aflæsningens 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. Med jævne mellemrum bør man kontrollere ydelsen af doseringsudstyret.

Afvigelser fra normalværdier bør undersøges.

Eksempel

Et efterfældningsanlæg benytter aluminiumsulfat som fældningskemikalie. Efterfældningen foregår ved flowproportionaldosering. Flowmåleren viser 80 l/sek. (288 m³/time), og aluminiumsulfaten doseres med snegl.

Den mængde aluminiumsulfat, som doseres i løbet af 2 minutter, opsamles og vejes.

Vægten er 1520 g.

Hvad er doseringen?

$$Q_1 = 80 \text{ l/sek.} = 80 \cdot 3600 : 1000 = 288 \text{ m}^3/\text{h.}$$

$$1520 \text{ g på 2 min.} = 1520 \cdot 60 : 2 \text{ dvs. } M = 45\,600 \text{ g/h.}$$

$$\text{Doseringsniveau} = M/Q = 45\,600 : 288 = 158 \text{ g aluminium-sulfat/m}^3$$

Den aktuelt tilførte fældningskemikalie-metalmængde (kg Me/dag) kan sammenlignes med den målte fosformængde pr. dag, hvorved det molære forhold mellem metal og fosfor kan beregnes.

**Molforhold, MF
fældning af fosfor**

Normalt benyttes i Danmark et molforhold på 0,5-0,8 mol Me/mol P ved forfældning.

Dette svarer, ved 10 mg P/l, til 0,16-0,26 mol Fe/m³ spildevand (9-15 g Fe/m³), hvilket i praksis svarer til en kemikaliedosering på 75-125 g jernklorid/m³ spildevand (50-85 ml jernklorid/m³) eller 50-83 g jernsulfat/m³ (200-330 ml 25% jernsulfatopløsning)/m³.

Ved denne dosering opnås et afløb på 1-1,5 mg opløst P/l, og total-P niveauer på 3-5 mg P/l.

Tilsvarende benyttes ved efterfældning molforhold på 1,5-2,0 mol Me/mol P, hvorved mængden af opløst P bliver 0,1-0,3 mg P/l.

Molforholdet mellem den aktive bestanddel i fældningskemikaliet og fosfor i spildevandet er en nyttig størrelse ved vurderingen af kemikaliedoseringen.

Antal mol af den aktive bestanddel i forskellige fældningskemikalier fremgår af tabel 8.3.

Tabel 8.3 Aktivt metalindhold i fældningskemikalier

Fældningskemikalie	g metal/kg	mol metal/kg (k)
<i>Jernsalte</i>		
Jernklorid FeCl ₃ *)	120 g Fe/kg	2,15 mol/kg
Jernsulfat FeSO ₄ 7H ₂ O	180 g Fe/kg	3,22 mol/kg
<i>Aluminiumsalte</i>		
Aluminiumsulfat Al ₂ (SO ₄) ₃ 9,1% Al	91 g Al/kg	3,37 mol/kg
Polyaluminiumklorid, PAX 9% Al	90 g Al/kg	3,33 mol/kg
*) Jernklorid = 1,46 kg/l		

Den kemiske slamproduktion fra fældningsprocesserne er afhængig af handelsvaren:

1 kg jernklorid (12% Fe) = 0,33 kg kemisk slam

1 kg jernsulfat (18% Fe) = 0,50 kg kemisk slam

1 kg aluminiumsalt (% Al) = 0,0452 kg kemisk slam

Molforholdet kan derefter beregnes:

$$MF (Me/P) = \text{Dosering} \cdot k \cdot 31 / (10^3 \cdot P)$$

hvor

Dosering = Kemikaliedosering i g/m³

k = aktiv metal i fældningskemikaliet ifølge tabel 8.3 mol metal/kg kemikalie

P = Koncentrationen af fosfat-fosfor i tilløb til fældningsanlægget, g P/m³

31 = molvægt af fosforatomet (P) i g/mol

Den nødvendige kemikaliedosering for at opnå et bestemt molforhold kan beregnes ud fra udtrykket:

$$\text{Dosering} = MF \cdot (10^3 \cdot P) / (k \cdot 31) \text{ g kemikalie/m}^3 \text{ spildevand.}$$

Eksempel, efterfældning

På et efterfældningsanlæg er alkaliteten i afløbet fra det biologiske trin 0,8 mekv/m³ og koncentrationen af fosfor 7 g P/m³.

Hvor stor en dosering af aluminiumsulfat (9.1% Al) er nødvendig, hvis man ønsker at holde et molforhold Al/P på 2?

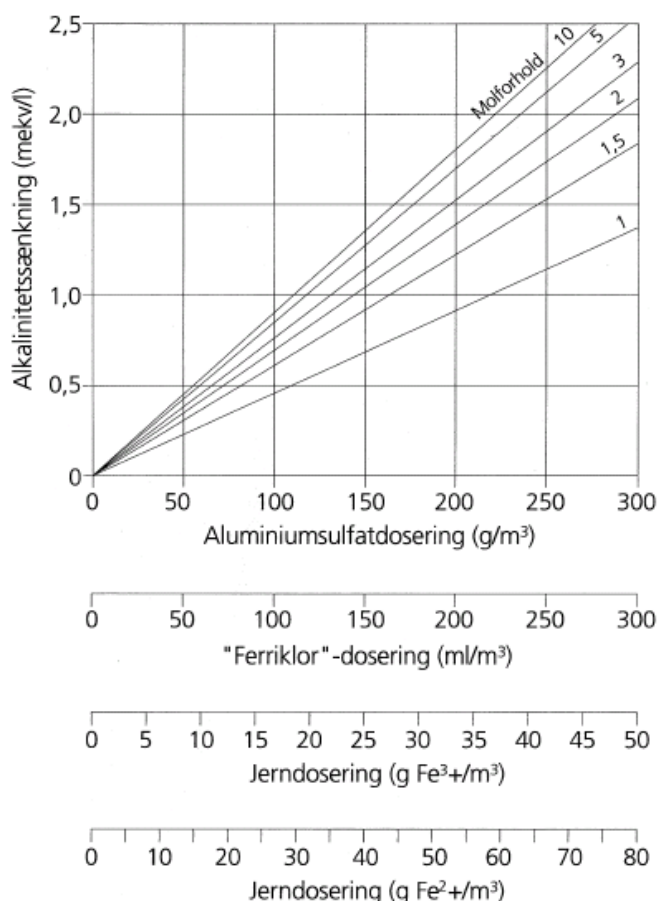
Er alkaliteten i spildevandet tilstrækkelig til at opretholde en tilstrækkelig høj pH-værdi ved dette molforhold?

$$\text{Dosering} = MF \cdot (1000 \cdot P) / (k \cdot 31) = 2 \cdot 1000 \cdot 7 / (3,37 \cdot 31) = 134 \text{ g/m}^3$$

Alkalitetsforbrug efter figur 8.2 er ca. 0,9 mekv./1 (0,9 mekv/m³)

En aluminiumsulfatdosering på 134 g/m³ (molforhold, MF = 2) giver altså en alkalitetsændring, der er lidt større end den opgivne på 0,8 mekv.A, hvilket kan betyde, at pH falder for meget til at opretholde en god fældningsproces. Man må derfor prøve med en lavere dosering aluminiumsulfat, og hvis dette ikke giver tilfredsstillende fosforfjernelse, må der tilsættes base.

Drift af renseanlæg



Figur 8.3 Alkalinitetsændringer ved kemikaliedosering

Eksempel, forfældning

På et fældningsanlæg med dosering af jernklorid doseres normalt ca. 100 ml/m³. I en tørkeperiode reduceres spildevandstilledningen til rensningsanlægget, hvilket medfører, at koncentrationen af fosfor til fældningstrinnet øges fra det normale niveau på 15g P/m³ til 20g P/m³, hvoraf 9 g P/m³ er opløst fosfat. Er molforholdet Fe/P stadig tilstrækkeligt? Hvad bliver den kemiske slamproduktion i de to tilfælde?

Molforhold:

$$\text{Me/Total-P} = 0,100 \cdot 1,46 \cdot 2,15 \cdot 0,031/0,020 = 0,49$$

$$\text{Me/Opl.-P} = 0,100 \cdot 1,46 \cdot 2,15 \cdot 0,031/0,009 = 1,08$$

De tilsvarende værdier for molforholdet inden tørkeperioden var Me/Total-P = 0,65 og Me/Opl.-P = 1,44.

Molforholdet i tørkeperioden er for lavt til at give en god udfældning af fosfor. Kontrollér derfor fosfatkoncentrationen på en filtreret prøve taget fra forklaringstankens afløb. Hvis værdien for opløst fosfor er større end 0,5 mg P/l, skal kemikalietilsætningen øges.

På figur 8.4 ses den generelle afhængighed mellem niveauet af opløst fosfor og molforholdet Me/P.

Molforholdet er her beregnet på den del af fosformængden, der er tilgængelig for fældning i den aktuelle proces, og kan derfor benyttes ved udregning af kemikaliebehov for alle proceskombinationer.

Ved forfældning, efterfældning og kontaktfiltrering (fældning i filter) beregnes molforholdet som Me/Opløst P, mens til brug ved simultanfældning i aktivt slam molforholdet beregnes således:

Drift af renseanlæg

$$\text{Me/P} = \text{Me}/(\text{Total-P til aktiv-slamprocessen} - \text{P i slammet}).$$

Det kan aflæses på figur 8.4, at et molforhold på ca. 1,25 mol Me/mol opløst-P vil give en koncentration af opløst fosfor efter forfældning på 0,5 mg P/l.

Et indhold på f.eks. 75 mg SS/l i afløbet fra forfældningen svarer til ca. 2,3 mg susp.-P (3% P i SS), hvilket giver et afløb på ca. 2,8 mg Total-P/l, eller en rensning på 86% fosfor, hvis man i beregningseksemplet doserer 116 ml jernklorid/m³ i tørkeperioden (Me/Opl.-P = 1,25).

$$\text{Normalsituation: } 100 \text{ ml jernklorid/m}^3 = 48 \text{ g kemslem/m}^3$$

$$\text{Tørkesituation: } 116 \text{ ml jernklorid/m}^3 = 56 \text{ g kemslem/m}^3$$

(1 g jernsulfat = 0,5 g kemisk slam, 1 g jernklorid = 0,33 g kemisk slam)

Kemisk slamproduktion

Doseringen i tørkesituationen giver pga. opkoncentreringen af fosfor en større slamproduktion pr. m³ spildevand, men den samme daglige slamproduktion, idet denne følger mængden af fosfor i kg/dag.

Det er kun mængden af opløst fosfor, der er afhængig af metalsaltdoseringen, idet mængden af suspenderet fosfor ud af en forklarings- og forfældningstank kun er afhængig af tilbageholdelsen af suspenderet stof og fosforkoncentrationen i det suspenderede stof. Dette betyder, at effekten af en forfældning er en kombination af det tilsatte metalsalt (Me/P-forholdet), men også af effektiviteten m.h.t. reduktion af suspenderet stof i processen.

Hurtig beregning

Til overslagsberegninger ved anvendelse af jernsalte kan følgende tilnærmede formler benyttes:

$$\begin{aligned} \text{kg jernsulfat/d} &= (\text{Me/P}) \cdot 10 \cdot \text{kgP/dag} \\ &= \text{liter jernklorid/dag} \\ \text{kg slamtørstof/dag} &= (\text{Me/P}) \cdot 5 \cdot \text{kgP/dag (kemisk slam)} \end{aligned}$$

Til overslagsberegninger ved anvendelse af aluminiumssalte kan følgende tilnærmede formler benyttes:

$$\begin{aligned} \text{kg aluminiumssalt/d} &= (\text{Me/P}) \cdot 87/\% \text{Al} \cdot \text{kg P/dag} \\ \text{kg slamtørstof/dag} &= (\text{Me/P}) \cdot 4 \cdot \text{kgP/dag (kemisk slam)} \end{aligned}$$

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.

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 kan udvise døgn- og sæsonmæssige variationer, således er det almindeligt, at spildevandet er stærkt fortyndet i regnvejrperioder, mens det i tørkeperioder om sommeren kan være væsentligt mere koncentreret.

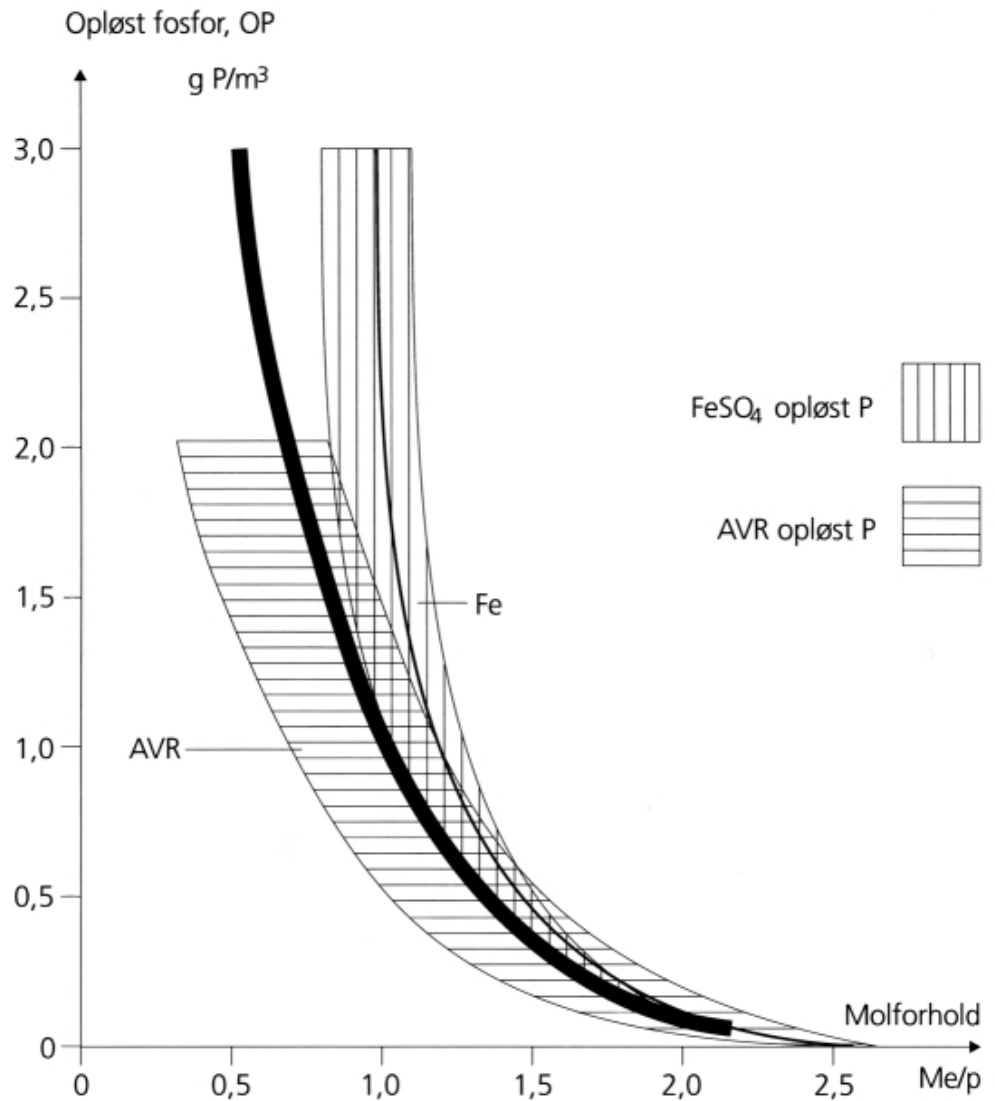
Doseringsniveauet er afhængigt af fældningstypen, idet forfældning benytter 0,5-0,8 som molforhold, mens efterfældning kræver molforhold på mindst 1,5 for at opnå en opløst fosfat-P koncentration på mindre end 0,3 g P/m³.

Det ønskede niveau for opløst fosfor er afhængigt af den ønskede afløbskvalitet for total fosfor.

Opløst fosfat-P som funktion af molforholdet, MF, kan aflæses af figur 8.4.

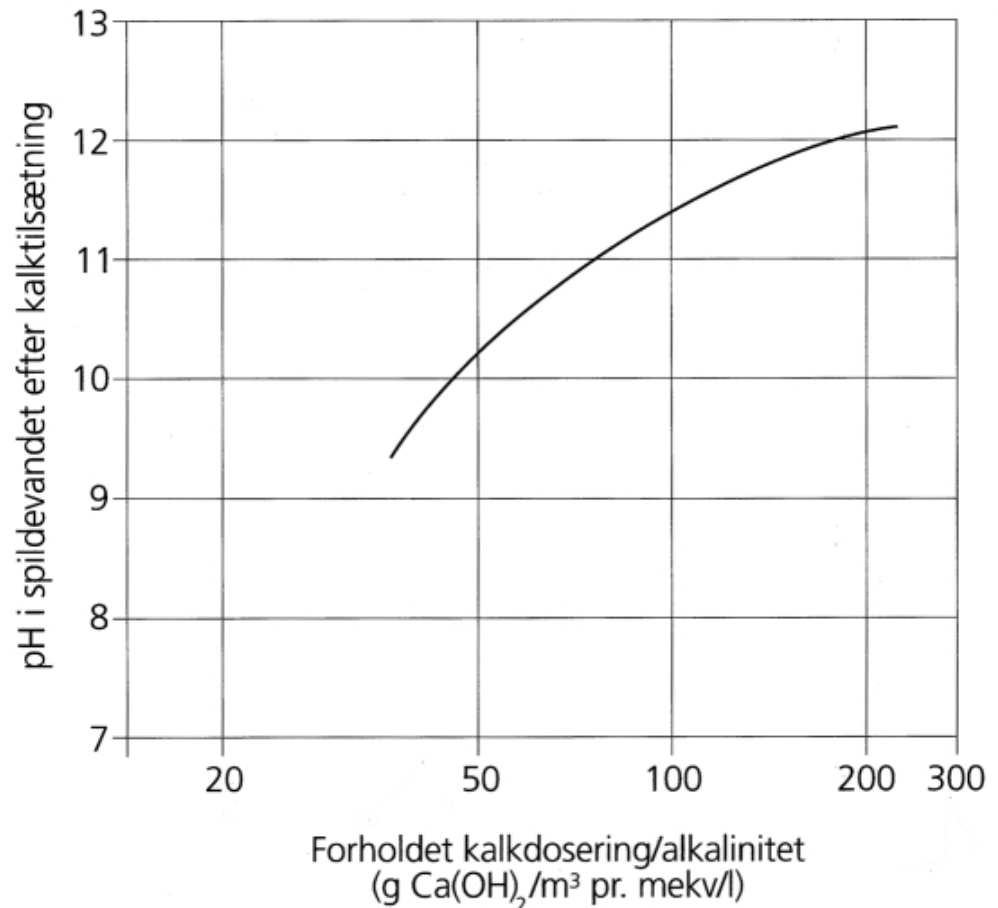
Et molforhold på f.eks. 1,5 svarer til ca. 15 g aluminiumsulfat (1,33 g Al) pr. g fosfor, respektivt 15 ml koncentreret jernkloridopløsning (2,6 g Fe) pr. g fosfor. Ved brug af kalk (til efterfældning), har fosforindholdet ingen praktisk betydning.

Drift af renselanlæg



Figur 8.4 Opløst P som funktion af molforhold (Me/p)

Fosforfjernelsen er også afhængig af, om fældningen foregår ved den rigtige pH-værdi. Ved forfældning skal pH holdes >7 . Ved efterfældning er det optimale pH noget lavere, idet man ved brug af aluminiumsalte opnår det bedste resultat ved pH-værdier omkring 6,0, og ved brug af jernsalte ved 5,5 eller noget derunder. 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 efterfældning med kalk bliver rensningsresultatet normalt bedre, jo højere pH der anvendes i processen. Ved spildevand med høj alkalinitet vil pH-værdier omkring 10 være rimeligt. Den omtrentlige kalkdosering som funktion af spildevandets alkalinitet fremgår af figur 8.5.



Figur 8.5 Kalkbehov ved efterfældning som funktion af spildevandets alkalinitetsniveau

Eksempel

På et rensningsanlæg bruges læsket kalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) som fældningskemikalie. Alkaliniteten i spildevandet ind til fældningstrinnet er ca. 2 ekv/ m^3 . Hvor meget læsket kalk skal doseres for at få en pH-værdi på ca. 10,5?

Figur 8.5 viser, at forholdet $\text{Ca}(\text{OH})_2$ /alkalinitet skal være ca. 70 for at opnå pH 10,5. Alkaliniteten var 2 ekv/ m^3 = 2 mekv/l. Nødvendig dosering af $\text{Ca}(\text{OH})_2$ bliver da: $2 \cdot 70 = 140$ g $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{m}^3$ spildevand.

Den omtrentlige mindskning af alkaliniteten ved dosering af fældningskemikalier (aluminium- og jernsalte) kan beregnes ud fra nomogrammet i figur 8.3.

Hvis det biologiske trin kun omfatter nitrifikation, kan man få problemer ved efterfældning med aluminiumsulfat og jernsalte.

Ved nitrifikation mindskes spildevandets alkalinitet, og den resterende alkalinitet kan da være for lille til at undgå, at pH bliver for lav ved fældningskemikalernes dosering, uden kompensation med tilsætning af base.

Afløb fra fældningsanlæg

Udseende

Vandets udseende observeres løbende. Forandringer kan tyde på forstyrrelser i rensningsprocessen.

Alkalinitet

Alkaliniteten bør måles regelmæssigt i afløbet fra fældningsanlægget for at undgå ekstreme situationer.

Drift af renseanlæg

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. pH bør måles enten som stikprøver eller som et kontinuert signal til overvågning af situationen.
Total-fosfor	<p>Hensigten med kemisk fældning er i de fleste tilfælde at fjerne fosfor. Total fosforindhold i afløbet bør derfor kontrolleres hyppigt, og specielt niveauet af opløst fosfat-P kan sige noget om fældningens effektivitet.</p> <p>Højt indhold af total fosfor kan skyldes dårlig udfældning af fosfor, dårlig flokkulering eller dårlig klaringsfunktion.</p> <p>Fosfat-fosfor skal måles jævnlige i afløbet fra fældningsanlægget, og i flere og flere anlæg med skærpede krav til P-indholdet vil man installere kontinuert overvågning eller styring af niveauet af opløst P, idet man kan spare mange driftspenge ved fosforkontrol.</p> <p>Differensen mellem total-fosfor og fosfat-fosfor er et mål for koncentrationen af partikulært fosfor.</p> <p>Dette tal giver et indtryk af mængden af suspenderet stof i afløbet fra fældningen.</p>
Restkemikalie	Ved efterfældning bør fældningskemikalier holdes tilbage i rensningsanlægget. For at kontrollere dette bør man af og til måle koncentrationen af aluminium respektive jern i afløbet. Indholdet af aluminium respektive jern i en ufiltreret prøve bør ikke overstige 1 g Al/m^3 respektive 2 g Fe/m^3 .
Fosfat-fosfor	<p>Renseeffekten på de primære parametre ved forfældning undersøges jævnlige for at kontrollere, om fjernelsen af disse stoffer er tilfredsstillende. (Se i øvrigt tabel 8.1 med de forventede værdier for stofreduktion ved forfældning).</p> <p>Renseeffekten på forklaringsstanken er af stor betydning for driften af det efterfølgende biologiske trin.</p> <p>For lille rensning medfører overbelastning af det biologiske trin med BI5 og fosfor, hvorved afløbskvaliteten fra det biologiske anlæg kan blive forringet.</p> <p>For stor rensgrad kan give problemer med for lille BI5mængde til kvælstoffjernelsen (BI5/N-forholdet bliver for lille til total denitrifikation), og dermed en ringere kvælstoffjernelse i det biologiske anlæg.</p>
Suspenderet stof, BI5, COD og N	<p>Suspenderet stof i afløbet er et mål for den samlede effekt af flokkulering og bundfældning. Suspenderet stof i afløbet bør derfor måles regelmæssigt. Indholdet af suspenderet stof i afløbet fra et efterfældningsanlæg bør ikke overstige $10\text{-}15 \text{ g SS/m}^3$.</p> <p>Ved efterfældning måles organisk stof i afløbet med den frekvens, som afløbskontrollen kræver.</p>
COD	COD-koncentrationen er meget lille og er afhængig af spildevandstype og industribelastning. Normalt vil COD i afløbet fra et efterfældningsanlæg være mindre end $30\text{-}40 \text{ g COD/m}^3$.

8.3 Forfældning, driftsproblemer

Flydeslam	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Slammet har for lang opholdstid i bundfældningstanken, hvilket betyder forhøjet slamakkumulering i bundzonen i klaringstanken.	Forøg den slammængde, som tages ud dagligt. Ved intermitterende drift af skraber må driftstiden øges.
Slam aflejres i bassin med for lille bankethældning, f.eks. i historiske Emschertanke og Dortmundtanke.	Foretag regelmæssige nedskrabninger.

For lav tørstofkoncentration i udtaget slam	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Slammet opnår ikke tilstrækkelig tid til at opkoncentreres i slamkeglen.	Tidsrummet mellem slamudpumpningerne bør øges.
Vand suges med ved slamudpumpningen (kortslutning).	Nedsæt slamudpumpningstiden og pump i stedet flere gange pr. døgn.

Problemer med slamudpumpning eller slamaftapning	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Slammet har for høj en tørstofkoncentration.	Foretag en hyppigere slamudpumpning.
Slammet indeholder sand og klude.	Kontroller funktion af rist og sandfang.

Lugt	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Slamaflejringer i klaringstanken.	Se ovenfor under "flydeslam".
For lang opholdstid på grund af lav belastning.	Ved parallelle bassiner og permanent lav belastning tages et eller flere bassiner ud af drift.
Belastning med let nedbrydeligt organisk materiale, hvorved bl.a. sulfat omdannes til sulfid.	Forbehandling eller udjævning af eventuelle industriudslip. Udjævn tilførslen af slamvand. Tilsæt jernsalte, brintoverilte, nitrat eller ren ilt. Undgå overdosering, således at et eventuelt efterfølgende biologisk trin ikke påvirkes.

Utilfredsstillende udskillelse af slam	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Stødbelastning på grund af intermitterende oppumpning på forklaringstankene.	Afpas pumpernes kapacitet til forklarings-tankenes overfladeareal.
Stødbelastning på grund af stødvis tilførsel af biologisk overskudsslam.	I aktiv-slamanlæg med forklaring førtes det biologiske overskudsslam ofte tilbage til indløbet og belastede dermed forklaringstanken. Ved stødvis tilførsel af overskudsslam bliver bundfældningen ofte dårlig, ligesom bundfældningsegenskaberne for biologisk slam er meget dårligere end for slam fra

	råspildevandet. Undersøg, om det er muligt at føre overskudsslammet direkte til slambehandlingen, eventuelt via en slamkoncentreringsenhed, eller om det er muligt at udtage overskudsslammet kontinuert eller evt. en mindre mængde pr. gang.
Hydraulisk overbelastning.	Lad en større spildevandsmængde gå via overløbsbygværk til det efterfølgende biologiske renses trin. Dette bør kun gøres, hvis der er yderligere kapacitet i det biologiske renseanlæg, således at den totale rensning bliver bedre.
Ophvirvling af bundfældeligt materiale.	Lad slamskraberne køre så længe, at der ikke er mere slam på bassinbunden. Kontroller, at slamskraberens periferihastighed ikke overstiger 0,5 m/min. Forsøg at mindske eventuelle kortslutningsstrømme ved justering af indløbs- og udløbsbygværker.
Uensartede strømningsforhold.	Kontroller, at vandet fordeles jævnt mellem parallelle enheder. Kontroller, at overløbskanterne befinder sig i samme niveau. Med hensyn til afhjælpning af uheldigt udformede til- og afløbsbygværker kan der ikke gives generelle råd.

Utilfredsstillende udskillelse af fosfor

<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Afløbet indeholder for meget suspenderet stof, hvilket giver en forhøjelse af fosforindholdet i det forbehandlede spildevand.	Se under "Utilfredsstillende udskillelse af slam".
Afløbets indhold af opløst fosfor (ortho-fosfat) er højt.	Kemikaliedoseringen er stoppet eller utilstrækkelig og skal justeres. Indholdet af fosfor og ortho-fosfat måles i døgnprøver fra til- og afløb, og det nødvendige molforhold beregnes og justeres.

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, eller, ved forfældningsanlæg, at kemikaliedoseringen er for lille. 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.

8.4 Efterfældningsanlæg, driftsproblemer

Driftsproblemer ved disse fældningsanlæg kan inddeles i tre grupper:

- problemer med flokkuleringsbassiner
- problemer med klaringsfunktionen
- problemer med utilfredsstillende 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.

Problemer med flokkuleringsbassiner

Flydeslam	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Slammet floter af luftbobler i vandet.	Undersøg, om der er hvirveldannelser eller overløb, hvor luft suges ind i vandet.
Bundfald	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Uopløste fældningskemikalier.	Kontroller kemikaliebeholderens tilstand. Kontroller, at fældningskemikalierne tilsættes et sted, hvor der er god omrøring.
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.

For lavt tørstofindhold i slam

Ved efterfældningsanlæg, hvor aluminium- eller jernsalte anvendes som fældningskemikalium, er det ofte vanskeligt at opnå et tørstofindhold på mere end 7-12 kg SS/m³ i slammet.

Utilfredsstillende rensning

Ved kemiske fældningsanlæg vil kravene til alle parametre normalt være opfyldt, hvis kravene til fosforfjernelse er opfyldt. Årsagen til dårlige rensningsresultater kan være en eller flere af følgende:

- dårlig udfældning
- dårlig flokkulering
- dårlig slamudskillelse, dvs. dårlig bundfældningsfunktion.

Årsagen kan findes ved enkle analyser og er beskrevet nærmere i de følgende afsnit.

For lavt tørstofindhold	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Slammet får ikke tilstrækkelig tid til at fortykke i slamgruben.	Øg tiden mellem slamudpumpningerne.
Vand bliver suget med ved ved slamudpumpning.	Mindsk slamudpumpningen og pump i stedet slammet ud flere gange pr. døgn.

Problemer med klaringstanke	
Flydeslam	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Slam floter af luftbobler i vandet.	Kontroller, at der ikke findes hvirveldannelser eller overløb.
For lang slamopholdstid i tanken (sort flydeslam).	Øg frekvensen for slamudpumpning.
Slamakkumulering i tanken.	Øg den dagligt udtagne slammængde. Ved intermitterende skraberdrift bør man øge driftstiden for slamskraberne.
Store mængder suspenderet stof fra det biologiske trin tilføres det kemiske trin.	Hvis der findes klaringstank i det biologiske trin, kan man prøve at forbedre dennes funktion. Se kapitlet om biologisk rensning.

Dårlig fosforudfældning

Hvorvidt udfældningen er dårlig eller ikke, kan undersøges ved at analysere fosfat-fosfor ($\text{PO}_4\text{-P}$) på en filtreret prøve. Hvis udfældningen er god, vil fosforindholdet være 0,2-0,3 g P/m³. Hvis fosforindholdet er 0,3 g P/m³, er fosforudfældningen ufuldstændig. Årsagen kan enten være for lavt molforhold, eller at fældnings-pH er uden for det optimale område.

Koncentrationen af opløst fosfor, der kan accepteres, er afhængig af afløbskravene.

Ved et anlæg, hvor rensningskravet for total fosfor er 0,4 g P/m³ i afløbet, kan koncentrationer af fosfat-fosfor over 0,1 g P/m³ ikke accepteres, idet andelen af suspenderet fosfor vil ligge omkring 0,3 g P/m³.

Utilfredsstillende rensning	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
For lavt molforhold.	Hvis molforholdet (MF) < 1,5, må doseringen øges, hvorefter pH skal kontrolleres.
For lav fældnings pH.	Fe- og Al-fældning skal doseringen sænkes. Kontroller, at molforholdet ikke bliver for lavt. Hvis dette ikke er tilstrækkeligt, tilsættes natriumbikarbonat, soda, natronlud eller kalk.
For højt fældnings pH.	Ved Fe- og Al-fældning øges doseringen, eventuelt syredoseringen. Ved kalkfældning sænkes kemikaliedoseringen.

Dårlig flokkulering

Hvis indholdet af bundfældeligt stof i afløbet efter 2 timers henstand er >0,3 ml/l, men indholdet af suspenderet stof er >20 g/m³ 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 uoptimal pH-værdi eller utilstrækkelig dosering til at udfælde kolloiderne i spildevandet.

Dårlig flokkulering	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Uoptimalt fældnings pH.	Justér doseringen i henhold til det foreskrevne om dårlig udfældning i foregående afsnit.
Utilstrækkelig koagulering.	Øg doseringen, og kontroller, at pH ikke bliver for lavt.
Dårlig indblanding af kemikalier.	Kontroller doseringspunktet. Kemikalierne bør doseres et sted, hvor der er høj turbulens, således at de hurtigt opblandes i vandet. Øg omrørerhastigheden i flokkuleringskammer.
Hydraulisk overbelastning.	Opholdstider mindre end ca. 15-20 min. kan give dårlig flokkulering. For kort opholdstid kan i en del tilfælde kompenseres ved overdosering af fældningskemikalier.
Kortslutningsstrømme i flokkuleringsbassinerne.	Kortslutningsstrømme kan medføre, at de reelle opholdstider er for korte, på trods af, at flokkuleringstankene har et tilstrækkeligt volumen. Ved at indsætte ledeplader eller ved at ændre omrørernes omdrejningsakse, kan kortslutningsstrømme modvirkes.
Trange passager og lignende for det flokkulerede spildevand.	Kontroller, 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.
Forhøj omrøringsintensitet.	Omrør med lavere periferihastighed, specielt i det sidste flokkuleringsbassin, idet for høj hastighed 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 klaringstanken.

Dårlig bundfældning	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Stødbelastning på grund af intermitterende pumpning før rensningsanlægget.	Tilpas pumpernes kapacitet til bundfældningstankens hydrauliske kapacitet.
Hydraulisk overbelastning.	Øg partiklernes synkehastighed ved at tilsætte polymer. Lad en del af spildevandet gå i overløb. Denne forholdsregel må kun anvendes, såfremt det forbedrer anlæggets totale rensningsgrad.

Ophvirvling af bundfældet slam

Lad slamskraberne gå kontinuert. Kontroller, at slamskrabernes hastighed ikke overstiger ca. 0,5 m/min. Prøv at mindske bundstrømme ved justering af tilløbs- og afløbsarrangement.

Ugunstige strømningsforhold

Kontroller, at vandet fordeles jævnt mellem parallelle enheder. Kontroller, 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.

Litteratur

(1) Leif Winther, Mogens Henze, Jens Jørgen Linde og H. Thorkild Jensen. Spildevandsteknik. 4. udgave. Polyteknisk Forlag 2009.

9

Filtreringsanlæg

Af Gert Petersen og Mogens Henze

9.1 Filtreringsanlæg

Formål

Filtrering af spildevand anvendes som sidste rensetrin efter den biologiske rensning, og det er en metode beregnet til at nedbringe især restkoncentrationer af suspenderet stof, og dermed suspenderet fosfor og suspenderet organisk stof. Filtreringen kan også kombineres med en finpolering af kvælstoffjernelsen.

Filtrering benyttes også til behandling af regnvand inden udledning i recipient. Det er omtalt i kapitel 5.

Filtrering kan sammenkobles med ekstra kemikalietilsætning til fjernelse af opløst fosfor eller med tilsætning af letomsættelig kulstofkilde til fjernelse af restkoncentrationer af nitrat-kvælstof (denitrifikation i sandfiltre).

Der findes tre forskellige typer af filtrering som slutbehandling.

1. Konventionelle sandfiltre
2. Kontaktfiltre
3. Microstrainere.

9.1.1 Sandfiltre

Beskrivelse Sandfiltre

Konventionelle filtre er normalt opbygget med gravitationsfiltrering (nedstrømsfiltrering) med et- eller flerlags filtermedier med sand som det mest anvendte filtermateriale.

En specialtype af denne filtertype er ABF-filtre (Automatisk Bagskylnings Filtre), hvor skylleprocessen er kombineret med automatisk slamsugning af det udskyllede suspenderede stof fra filtrets driftsperiode.

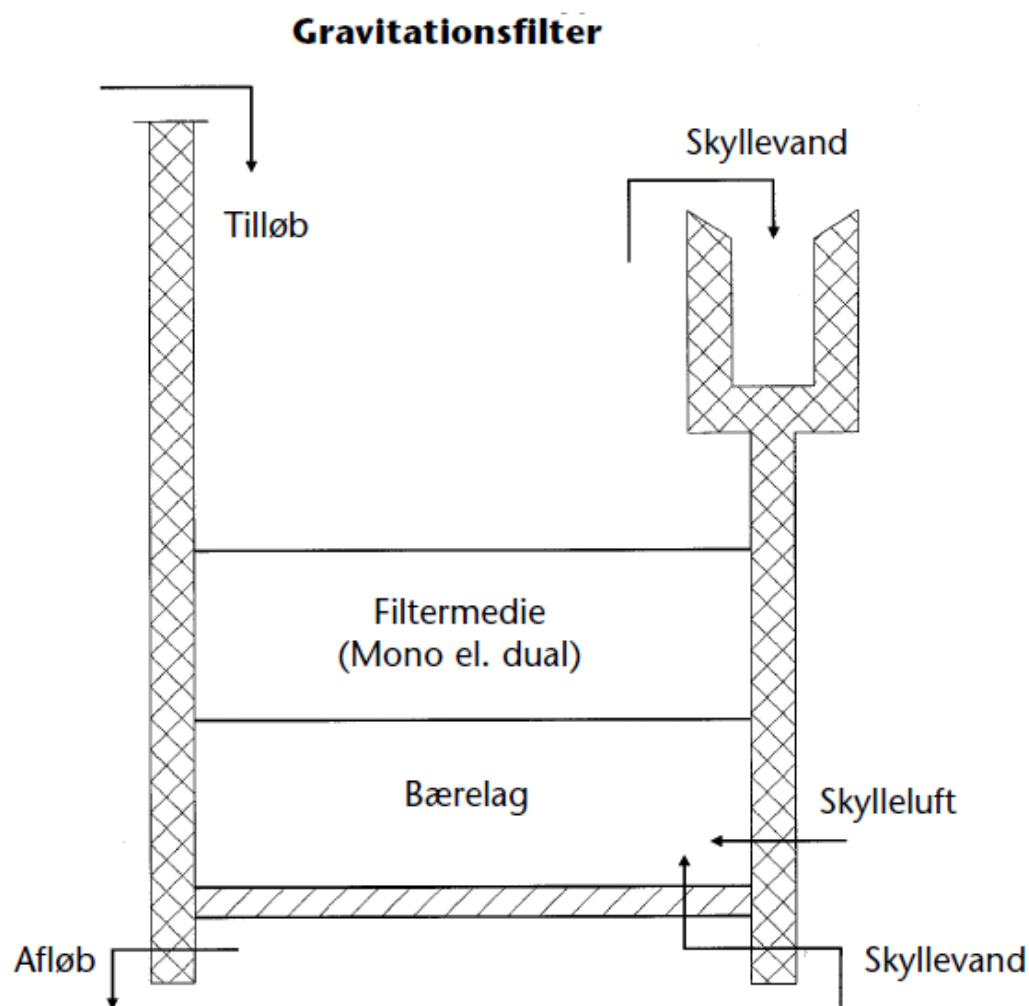
En anden filtertype anvender automatisk fjernelse af det mest forurenede filterlag, vaskning af dette materiale og tilbageførsel til den modsatte ende af det aktive filterlag.

Filtrering af biologisk forbehandlet spildevand udføres normalt ved nedstrøms filtrering gennem et et- eller flerlags filtermateriale.

Filtermaterialet kan være sandskorn i forskellig finhed, granuleret kul (anthracit), eller filtergranulat udført i kunststof. Lagtykkelsen for det aktive filtermateriale kan være fra 0,4 m til 1,5 m, men de fleste filtertyper arbejder med en filterlagtykkelse mindre end 1 m.

Hvis filtret desuden benyttes til polering for kvælstof tilsættes en kulstofkilde, f.eks. acetat i tilløbet til filtret. Der vil derefter ske en mindre denitrifikation i filtret.

Et eksempel på den normale opbygning af et gravitationsfilter er vist på figur 9.1.



Figur 9.1 Eksempel på filteropbygning, gravitationsfilter

Det filtermateriale der er aktivt i processen er placeret oven på et bærelag af grovere partikler, der igen er anbragt på bærebjælker. Det rensede vand passerer gennem det aktive filterlag, gennem bærelaget og ud gennem bunden af filtret.

Eksempler på filtermedietyper er vist i tabel 9.1.

Tabel 9.1 Filtermaterialer anvendt til forsøg, Søholt

Filtermateriale	Kornstørrelse	Lagtykkelse
Sand #2	0,63-1,25 mm	50 cm
Sand #5	1,6-2,24 mm	50-100 cm
Sand #6	2,0-3,15 mm	60-100 cm
Anthracit	1,6-2,5 mm	20-40 cm
Filtraperl	2,5-4,0 mm	40 cm

Filtermedlet kan være enkeltlag eller opdelt i flere lag, f.eks. en kombination af anthracit og sand eller filtraperl og sand.

Virningen af et filter består i udskillelse af suspenderet stof fra spildevandet og opkoncentrering i filtermaterialet, indtil en forudvalgt mætning med slam er opnået, og filtret renses for slam ved tilbageskyllning.

Den maksimale mængde suspenderet stof, som kan opsamles i filtermateri-

Drift af renseanlæg

alet, kan i praksis bestemmes ud fra den aktuelle opstuvning over filtermaterialet, idet denne differenstrykhøjde siger noget om filtrets gennemtrængelighed for vand.

Ved normal filterdrift må denne opstuvning ikke overstige 1-1.5 m over filtermaterialet, og ved den forudindstillede opstuvningshøjde startes automatisk en filterskylning.

Filtreringshastigheden, FH, er den hydrauliske overfladebelastning af filteret, $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ eller m/h .

FH beregnes som $\text{FH} = Q_1 / A_2$

hvor

FH = Filtreringshastighed, m/h
 Q_1 = Tilladt spildevandsflow, m^3/h
 A_2 = Filterareal, m^2

Driftscyklus

En driftscyklus for en filtercelle består af den aktive filtreringstid, hvor spildevandet tilledes overfladen af filteret, indtil opstuvningen over filteret når den fastsatte skylningshøjde over filtermaterialet, efterfulgt af en automatisk filterskylning, med luftindblæsning fra bunden af filteret, samt tilbageskylning op gennem filtret med rensede spildevand, som opsamles i et skyllevandsreservoir i filterets driftsperiode.

Et eksempel på en driftscyklus for et filter er angivet herunder:

Tabel 9.2 Eksempel på driftsparametre ved gravitationsfiltre

Filtreringstid	20 timer
Filterhastighed	6-14 m/h
Maks. opstuvning før skylning	1,5 m VS
Skylning	Luft i 4 min. (60 m/h) Vand i 8 min. (50 m/h)

Dette betyder, at man anvender betydelige vandmængder i forbindelse med skylleproceduren i løbet af en meget kort periode. (5-10% af den filtrerede vandmængde bruges som skyllevand). Filtrene opbygges normalt i parallelle enheder, som kan skylles forskudt i tid, hvorved den maksimale del af filtreringskapaciteten kan opretholdes.

Den fysiske opbygning af filterceller kan være som her beskrevet (gravitationsfiltre), som trykfiltre eller som dynamiske filtre, med kontinuert udskiftning og skylning af den del af filtermaterialet, som er mættet med suspenderet stof.

9.1.2 Filtreringsanlæg, driftsovervågning

Drift af filtreringsanlæg er rimelig simpelt at vurdere, idet der tilsyneladende kun foregår en fysisk separering af partikler fra spildevandsstrømmen.

Imidlertid vil der altid være en vis biologisk aktivitet i filtret, idet der altid tilføres vand indeholdende små mængder nitrat, ammonium, COD og fosfat.

Herved kan der på filtermaterialet opbygges en bakteriekultur, som kan give nitrifikation, denitrifikation og COD-fjernelse, omend aktivitetsniveauet er yderst begrænset.

Denne mikrobiologiske aktivitet kan stimuleres ved tilsætning af en letomsættelig kulstofkilde som f.eks. acetat eller metanol, hvorved filtret ud over den mekaniske filtreringseffekt vil kunne fjerne et par g N/m³ spildevand.

De nødvendige målinger og analyser, som skal udføres i forbindelse med driftsovervågningen af et filter, er angivet i tabel 9.3.

Tabel 9.3 Driftsovervågningsparametre for filteranlæg

Tilløb til filter	
<i>Analyser</i>	<i>Beregninger</i>
Suspenderet stof	FH = Q/A
COD, BI5	
Total P, Opløst P	
NH ₄ -N, NO ₃ -N	
Drift af filter	
<i>Analyser</i>	<i>Beregninger</i>
Driftstid/flow	kg SS/m ³ · cyklus
Afløb fra filter	
<i>Analyser</i>	<i>Beregninger</i>
SS, COD, BI5	
Total P, Opløst P	
NH ₄ -N, NO ₃ -N	

Tilløb til filter

Sammensætningen af spildevandet før tilledning til filtret er af stor betydning for driftstid mellem skylninger og effektiviteten af filterprocessen.

Som sagt virker filtret primært som en mekanisk udskiller af suspenderet stof og har dermed, i kraft af COD-, N og P-indholdet i det suspenderede stof, en virkning på alle parametrene i det biologisk rensede spildevand.

På grund af den mikrobiologiske aktivitet på filtermaterialets overflade vil der også kunne foregå en reduktion af både ammonium og nitrat ved filterpassagen.

Af denne årsag er det vigtigt at kende spildevandets sammensætning og tilsvarende flow for at kunne vurdere filtrets effektivitet.

Drift af filter

En af de vigtigste driftsparametre ved filtrering er mængden af tilbageholdt suspenderet stof i en filtreringsperiode, regnet som kg SS/m³ filter.

Forsøg udført med 1,5 m væskeopstuvning over filtret som kriterie for tilbageskylning har vist, at man får stort set samme SS-kapacitet på gravitationsfiltrering, uafhængigt af filterlagets tykkelse og type (af de mulige typer angivet i tabel 9.1).

Disse forsøg (1) viste, at man kan forvente en filterkapacitet på 1,1-1,2 kg SS/m³ filter, og en afløbskvalitet m.h.t. SS på 2-4 g SS/m³ ved en tilløbskvalitet på 8-15 g SS/m³ og en filtreringshastighed på 5,6-7,1 m/h. Ved disse belastninger og kapaciteter svarer resultaterne til en driftstid (filtergangtid) mellem skylninger på 20-30 timer. Ved registrering af de aktuelle driftstider mellem skylninger, samt kendskab til tilløbets indhold af suspenderet stof, er det muligt at afsløre unormale driftstilstande for filtersystemet.

Afløb fra filter

Afløbskvaliteten fra filtret bør følges jævnlige, og det vil være hensigtsmæssigt at have mulighed for kontinuert registrering af afløbets indhold af suspenderet stof, målt som turbiditet.

Reduktionen af COD, BI5, SS, N og P skal sammenholdes med normalværdier for filterdriften.

Afløbets indhold af organisk stof (COD og BI5) er normalt meget lavt, f.eks. vil BI5-indholdet være nær detektionsgrænsen på 2 g BI5/m³.

Niveauet af ammonium og nitrat er afhængigt af udgangsniveauet fra efterklaringstanken, samt eventuel kulstoftilsætning på filtret, mens niveauet af Total-P er stærkt afhængigt af mængden af opløst fosfor i tilløbet til filtret.

9.1.3 Filtreringsanlæg, driftsproblemer

Driftsproblemer ved filtreringsanlæg kan opstå i forbindelse med overbelastning med suspenderet stof eller dårlig funktion af skylleprogram.

For korte driftstider mellem skylninger	
Mulige årsager	Forslag til afhjælpning
Dårlig udskilning af suspenderet stof i efterklaringstanken. Det aktive slamanlæg kører med for højt tørstofindhold.	Nedbring tørstofindholdet i det aktive slamanlæg.
Hydraulisk overbelastning af efterklaringstanken. Skyllencyklus er utilstrækkelig.	Filteranlægget tilføres en mindre mængde af afløbet fra efterklaringstanken. Der indlægges en længere beluftningsperiode eller beluftes kortvarigt midt i en driftscyklus under driften for at frigøre mere aktivt volumen til filtreringsfunktionen.

9.2 Kontaktfiltreringsanlæg

9.2.1 Kontaktfiltreringsanlæg, orientering

Formål Ved kontaktfiltreringsanlæg forstås filteranlæg med en dosering af fældningskemikalie for at udfælde ekstra fosfat.

Kontaktfiltre er opbygget som almindelige filtre, men ofte med et grovere filtermateriale som første filtreringslag for at undgå tilstopning af dette lag med udfældet kemisk slam.

Beskrivelse Anvendelse af kontaktfiltrering er ikke særlig udbredt, og de fleste filtre af denne type er gravitationsfiltre. Filtermaterialet skal være med rimelig stor kornstørrelse, eller alternativt flerlagsfiltre med det første lag med meget stor kornstørrelse.

Gode filtermaterialer til et kontaktfiltreringsanlæg er enten en sandtype som sand #6, tabel 9.1, eller en kombination af sand #2 og anthracit(kul), tabel 9.1, med anthracit(kul) som det første lag i kontakt med spildevandet.

Kontaktfiltreringsprocessen udføres ved at tilsætte fældningskemikaliet jernsulfat, jernklorid eller aluminiumsulfat i væskefasen over filtermaterialet, hvor der er turbulens nok til at skabe et godt miljø for udflokkulering af metalfosfater, således at metalfosfaten kan udfældes i filtret.

9.2.2 Kontaktfiltreringsanlæg, driftsovervågning

Formålet med kontaktfiltreringsprocessen er at forbedre fosforfjernelsen ved filtreringen gennem udfældning af ekstra fosfat med metalsalte og opsamling af den udfældede fosfor i filtermaterialet.

Overvågning af et kontaktfiltre er derfor lig overvågning af et normalt filtreringsanlæg, bortset fra de ekstra forhold vedrørende fosforfjernelsen.

Disse forhold vedrører doseringen af kemikalie, molforholdet mellem opløst fosfor og fældningskemikalie, samt effektiviteten af tilbageholdelse for det kemiske slam, der produceres ved udfældningen.

Molforhold **Tilløb til filter** Kendskab til mængden af ortho-fosfat i afløbet fra efterklaringstanken giver mulighed for beregning af den nødvendige kemikaliemængde til udfældning af fosfor.

Et molforhold på ca. 2 mol metal/mol opløst P vil give en afløbskoncentration på 0,1-0,15 g P/m³.

Den kemiske slamproduktion i forbindelse med kontaktfiltrering kan derfor hurtigt blive af samme størrelsesorden som spildevandets indhold af suspenderet stof i tilløbet til filtret.

(Molforhold = 2 giver en kemisk slamproduktion på ca. 10 g SS/g P ved anvendelse af jernsalte).

Drift af filter

Kapaciteten af et kontaktfiler m.h.t. akkumulering af suspenderet stof er sammenlignelig med kapaciteten for filtrering uden kemikalietilsætning.

Den bedste effekt ved kontaktfiltrering opnås ved relativt store kornstørrelser for filtermaterialet, eller ved anvendelse af to-medie filter, med et meget groft materiale som f.eks. anthracit som øverste lag.

Kapaciteten for akkumulering af suspenderet stof ved kontaktfiltrering er 1,5-2 kg SS/m³ filter, og en opstuvning på maks. 1,5 m vand, når de nævnte filtermaterialer benyttes. Filtreringshastighed: 5,1-6,5 m/h.

Tiden mellem to filterskylninger nedsættes betydeligt, idet slamproduktionen fra den kemiske udfældning er af samme størrelsesorden som det oprindelige indhold af SS i spildevandet, trods den ekstra kapacitet på 50-60% i forhold til alm. filtrering.

Eksempel

Et spildevand indeholder 8 g SS/m³ og 2 g opløst P/m³. Hvilken ekstra slamproduktion kan man forvente ved et molforhold Me/P på 2,0, med jernklorid som kemikalie? (1 kg jernklorid = 0,33 kg kemisk slam).

Hvor lang driftstid opnås mellem to skylninger, når filtreringshastigheden er 6 m/h, og akkumuleringskapaciteten er 2 kg SS/m³, og afløbskoncentrationen er 5 g SS/m³?

$$\begin{aligned} \text{Jerdosering: } 2,0 \cdot (2/31) \cdot 55,85 &= 7,2 \text{ g Fe/m}^3 \\ &= 60 \text{ g jernklorid/m}^3 \\ &= 20 \text{ g SS/m}^3 \end{aligned}$$

Den samlede slamkoncentration er da 28 g SS/m³.

Slamproduktionen i forbindelse med fjernelse af ca. 2 g P/m³ giver altså en slamproduktion på mere end det dobbelte af det oprindelige indhold af suspenderet stof i spildevandet. Ved 1 m filterhøjde kan man tillade i alt $2000/(28 - 5) = 87 \text{ m}^3 \text{ spv/m}^2$ filter. En filtreringshastighed på 6 m/h svarer til en driftstid mellem to skylninger på $87/6$ 14,5 time.

9.2.3 Kontaktfiltreringsanlæg, driftsproblemer

Drift af kontaktfiltreringsanlæg er ligestillet med drift af filtreringsanlæg, blot med den undtagelse, at der kan opstå problemer i forbindelse med kemikalietilsætningen.

Opløst fosfor i afløb er for høj	
<i>Mulig årsag</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Kemikaliedoseringen er utilstrækkelig.	Undersøg kemikaliedoseringspumpen, og beregn det aktuelle molforhold. Hvis doseringen er for lav, justeres doseringspumpen til den rette dosering.
Den biologiske eller biologisk/kemiske forbehandling af spildevandet er utilstrækkelig.	Forbehandlingssystemet undersøges med henblik på at normalisere fosforfjernelsen i de forudgående procestrin.
Gennemslag af suspenderet stof. Den kemiske udfældning i filtret er utilstrækkelig.	Ekstra skyllecyklus gennemføres. Forholdene for flokkulering og udfældning i væskefasen over filtermaterialet forbedres, f.eks. ved omrøring.

9.3 Microstrainere

Formål

Formålet er at formindske spildevandets indhold af suspenderet stof, og dermed reducere udledningen af specielt SS, COD og P.

Modsat sandfiltre som filtreringsenhed kan man ikke tilsætte kemikalie direkte før filtreringen, da microstraineren derved kan tilstoppe.

Microstrainere

Princippet i en microstrainer er filtrering af spildevandet gennem en meget finmasket filterdug, med det aktive filtermateriale udført i plastikmaterialer eller rustfrit stål.

Filterfinheden kan fås med finheder fra 90 til 18 my, dvs. maskevidden er fra 18/1000 til 90/1000 mm.

Ved anvendelse af de fineste duge (18 eller 23 my) er polymertilsætning ikke nødvendig før filtrering, og afløbskvaliteten fra en microstrainer er som ved sandfiltrering eller bedre (1-3 mg SS/l). Microstrainers er opbygget som tromlefiltre eller skivefiltre, og spildevandet tilledes inden i filterenheden.

Filtreringen foregår ud gennem dugen, og når opstuvningen pga. begyndende tilstopning af dugen overstiger 10 cm, drejes filterenheden en kvart omgang, mens spulevand tilføres via dyser fra ydersiden af dugen.

Skyllevandet opsamles i en skyllevandskumme, og det frafiltrerede suspenderede stof tilbageføres til renseanlægget i en koncentreret form.

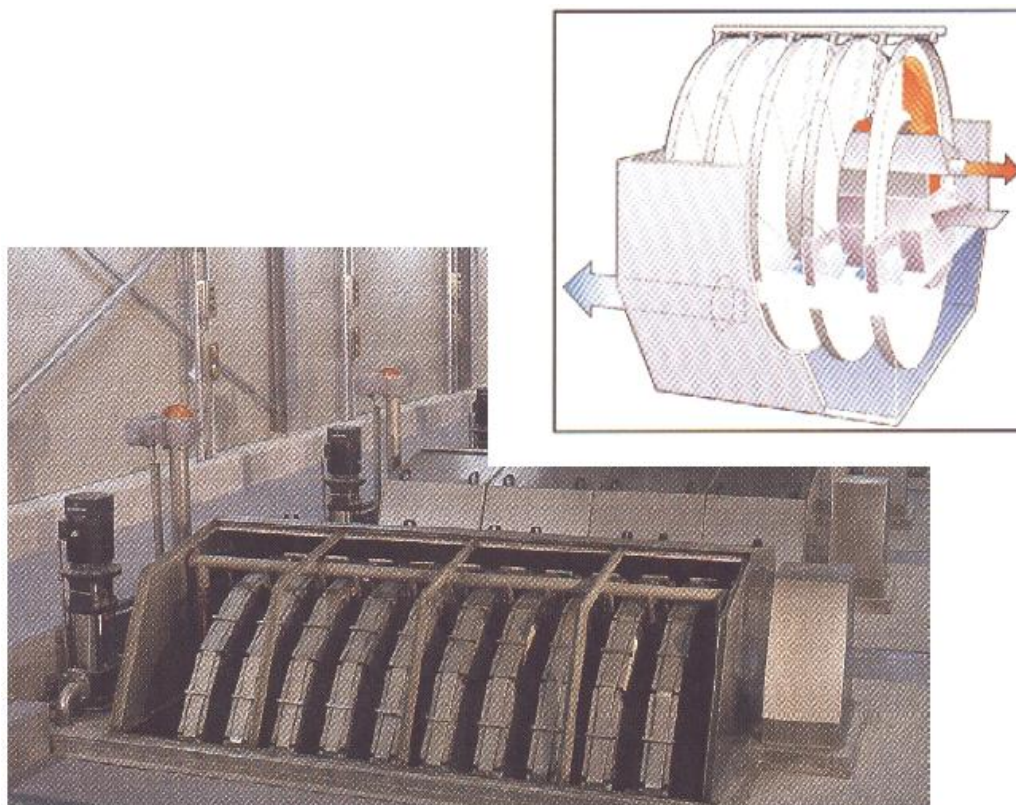
Skyllevandsmængden ved brug af microstrainere er væsentligt mindre end ved konventionel sandfiltrering (kun 1-2% af tilløbsflow), og skylleprocessen foregår næsten kontinuert.

Microstrainers har ikke behov for store skyllevandsreservoirer, og tørstofindholdet i skyllevandet kan komme op på 1000 mg SS/l, hvorved skyllevandsmængderne kun giver marginale ekstrabelastninger på de eksisterende klaringstanke.

Microstrainers findes i standardenheder med enhedsflow fra 10-300 m³/h (tromlefiltre) og ca. 45 m³/h pr. skivefilterenhed.

Skivefiltre findes i standardenheder med kapaciteter på op til 750 m³ spv/h.

Eksempler på udformningen af microstrainers er vist på figur 9.2.



Figur 9.2 Eksempel på filteropbygning med microstraining i skivefiltre. Billedet viser anvendelsen på Hillerød Centralrenseanlæg, filterkapacitet 2350 m³/time

Det nødvendige filterareal ved anvendelse af microstrainere er betydeligt mindre end det tilsvarende sandfilterareal, idet tilbageskyllingen er et mere kontinuert proces.

Man kan belaste en microstainer med 3-4 gange mere vand end et tilsvarende sandfilter.

Filtreringshastigheden, FH, er den hydrauliske overfladebelastning af filteret, m³/m² · h eller m/h og for microstrainere er den ved filtrering af afløbsspildevand fra efterklaringstanke med maksimalt 40 mg SS/l ca. 25 m/h.

$$FH = Q_1/A_2$$

hvor

FH = Filtreringshastighed, m/h
Q₁ , =Tilladt spildevandsflow, m³/h
A₂ = Filterareal, m²

Et eksempel på en microstraineranlæg er angivet herunder:

Filtreringstid	Kontinuert
Filterhastighed	25 m/h
Maks. opstuvning før skyllning	0,1 m VS
Skyllévandsmængde	Ca. 1% af spildevandsflow

9.3.1 Microstrainere, driftsovervågning

Anvendelse af microstrainere til filtrering af spildevand er mere simpelt end en tilsvarende sandfiltrering, da processen er kontinuert, men til gengæld er der betydeligt mere mekanisk udstyr involveret i disse filtre.

Som grundlag for driftsovervågning af microstrainere er det specielt afløbet, der med fordel bør overvåges.

Hvis en eller flere af microstrainerens duge ødelægges, vil filtreringseffekten af denne del af anlægget forsvinde helt, og dugen skal udskiftes.

Overvågning af tryktab over filterdugen samt turbiditet i afløb fra anlægget vil være de primære driftsparametre.

Langvarige driftserfaringer med microstrainere på store renseanlæg viser, at de løbende driftsudgifter i forbindelse med denne anlægstype er små, og vedligeholdelsen består i regelmæssige afsyringer af dugmaterialet (udfældninger i dugen), samt udskiftning af dugsegmenter.

Levetiden for dugmaterialet, når rustfrit stål anvendes, er 4-6 år. Prisen for et microstraineranlæg udgør kun 35-40% af prisen for et konventionelt sandfilteranlæg.

9.3.2 Microstrainere, driftsproblemer

Driftsproblemer ved microstrainere kan opstå i forbindelse med overbelastning med suspenderet stof eller dårlig funktion af filterdugmaterialet.

For meget suspenderet stof i afløbet	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Dårlig udskilning af suspenderet stof i efterklaringstanken. Det aktive slamanlæg kører med for højt tørstofindhold.	Nedbring tørstofindholdet i det aktive slamanlæg.
Hydraulisk overbelastning af efterklaringstanken.	Filteranlægget tilføres en mindre mængde af afløbet fra efterklarings-tanken.
Filterdugsegmenter er ødelagte.	Der indlægges en længere beluftningsperiode, eller beluftes kortvarigt midt i en driftscyklus under driften, for at frigøre mere aktivt volumen til filtreringsfunktionen.
For ringe hydraulisk kapacitet af anlægget	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Dårlig funktion af tilbageskylning af frafiltreret suspenderet stof.	Tilstoppede skylledyser renses.
Tilstoppede duge (udfældning).	Perioden mellem afsyringer nedsættes.

Litteratur

(1) Leif Winther, Mogens Henze, Jens Jørgen Linde og H. Thorkild Jensen. Spildevandsteknik. 4. udgave. Polyteknisk Forlag 2009.

10

Lavteknologiske rensningsanlæg

Af Gert Holm Kristensen

10.1 Rodzoneanlæg

Anvendelse

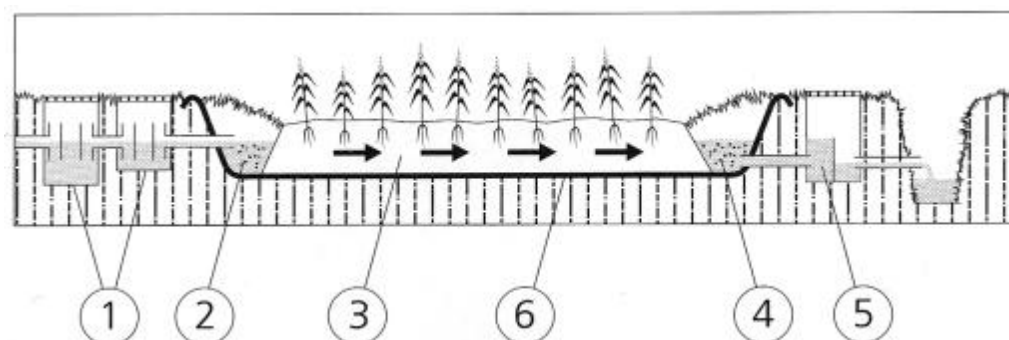
Rodzoneanlæg er velegnede til effektiv fjernelse af organisk stof (B15) og suspenderet stof. Anlægstypen er ikke i almindelighed velegnet til nitrifikation eller fjernelse af næringsstofferne kvælstof og fosfor. Anlægstypen er således ikke velegnet, hvor der kun tillades lave koncentrationer af iltforbrugende organiske stoffer og ammonium-kvælstof, i oplande til forureningsfølsomme vandløb eller søer.

10.1.1 Orientering

Beskrivelse

Et rodzoneanlæg er sammensat af en traditionel mekanisk rensning i bundfældningstank, trixtank eller lignende, efterfulgt af en rensning i det egentlige rodzonevolumen, hvor spildevandet ledes gennem et jordvolumen beplantet med sumplanter.

En principopbygning af et rodzoneanlæg er vist på figur 10.1. Efter mekanisk forrensning med bundfældning ledes spildevandet til en tilløbsrende, der skal fordele spildevandet til rodzoneområdet. Fordeleren er sædvanligvis udformet som en stenfaschine. Efter passage af rodzoneområdet, der har en dybde på typisk 0,6-1 meter, samles spildevandet via en stenfyldt afløbsrende i en afløbsbrønd, forsynet med en anordning til regulering af vandstanden i rodzonen. For at undgå udsivning af spildevandet fra rodzoneområdet er ofte etableret en tæt membran (plast eller ler).



Figur 10.1 Principopbygning af rodzoneanlæg, fra (4).
1: mekanisk forrensning, 2: indløbsrende, 3: jordfyld med sumplanter, 4: afløbsrende, 5: afløbsbrønd med vandstandsreguleringsmulighed, 6: membran

Mekanismer

Rensningen af spildevandet i et rodzoneanlæg er baseret på en række mekanismer. Spildevandets indhold af bundfældeligt stof fjernes ved den mekaniske forrensning. Ved passagen gennem rodzonen sker der en kombineret rensning ved

- binding af stoffer til jordmatricen
- mikrobiologisk omsætning
- aflejring.

Sumplanternes funktion er at tilføre ilt til mikrobiologiske omsætninger samt at forårsage en jordstruktur, der vil sikre, at spildevandet kan ledes gennem jordmatricen. Idet en væsentlig del af anlæggenes renseevne er knyttet til rodzonen, der udvikles langsomt, må forventes en langvarig indkøring af anlæggene, typisk 2-5 år.

Generelt må man sige, at undersøgelser af rodzoneanlæggenes funktion, (1), (2), har vist, at anlægstypen er effektiv til fjernelse af organisk stof (BI5) og suspenderet stof, idet ca. 80% af anlæggene overholder en afløbskvalitet på 20 g/m³ for disse parametre. Renseeffekten over for kvælstof og fosfor er ringe og ligger typisk omkring 30%.

Beliggenheden af 109 rodzoneanlæg er vist i figur 10.2. I 1998 var 66 rodzoneanlæg større end 30 PE i drift i Danmark, (7).

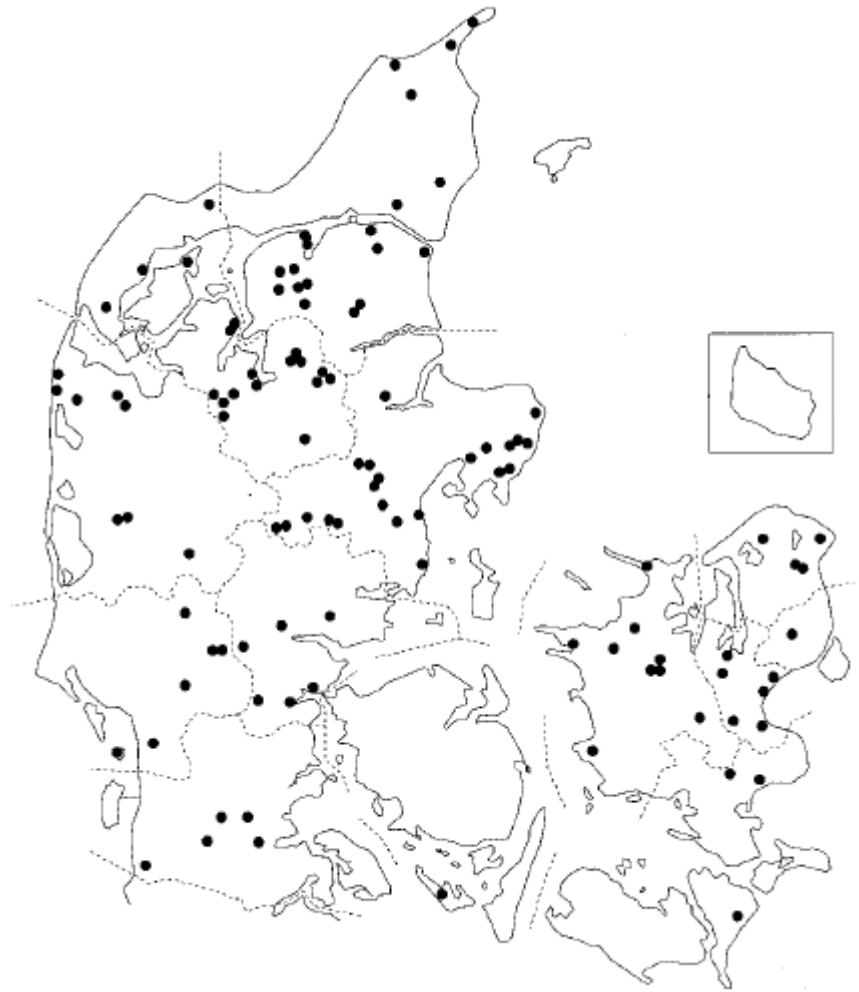
Vejledning

Miljøstyrelsen har som et led i forbedring af spildevandsrensningen i det åbne land udarbejdet en vejledning om rodzoneanlæg op til 30 PE, (4). I vejledningen anvendes som jordmatrice et vasket filtersand i stedet for en naturlig jordmatrice, for at sikre gennemstrømningen i hele anlægget. Denne justering i anlægsdesign er begrundet i de generelt dårlige langtidserfaringer med vandgennemstrømningen i anlæggene med naturlig jordmatrice.



Rodzoneanlæg falder godt ind i naturen og er velegnede til fjernelse af organisk stof og suspenderet stof

Drift af renseanlæg



Figur 10.2 *Beliggenhed af 109 rodzoneanlæg, (7)*

10.1.2 Driftsovervågning

De observationer, målinger, analyser og beregnede værdier, som er aktuelle ved rodzoneanlæg, fremgår af tabel 10.1.

Tabel 10.1 Driftsovervågning af rodzoneanlæg

Råspildevand		
Observation	Målinger og analyser	Beregnete værdier
Lugt og udseende	BI5, COD, Suspendert stof Total-N Total-P Flow	
Tilløb til rodzoneareal		
Observation	Målinger og analyser	Beregnete værdier
Lugt og udseende	Suspendert stof	
Rodzoneareal		
Observation	Målinger og analyser	Beregnete værdier
Plantevækst Vandfordeling ved tilløb Overfladestrømning		Overfladebelastning med organisk stof og spildevand
Afløbsvand		
Observation	Målinger og analyser	
Lugt og udseende	BI5, COD, Suspendert stof Total-N Total-P	

Drift af renseanlæg

Råspildevand		
Observation	Målinger og analyser	Beregnete værdier
Lugt og udseende	BI5, COD, Suspenderet stof Total-N Total-P Flow	
Tilløb til rodzoneareal		
Observation	Målinger og analyser	Beregnete værdier
Lugt og udseende	Suspenderet stof	
Rodzoneareal		
Observation	Målinger og analyser	Beregnete værdier
Plantevækst Vandfordeling ved tilløb Overfladestrømning		Overfladebelastning med organisk stof og spildevand
Afløbsvand		
Observation	Målinger og analyser	
Lugt og udseende	BI5, COD, Suspenderet stof Total-N Total-P	

Indløbsvand

Råspildevandet passerer indledningsvis en mekanisk forrensning med bundfældning, inden det tilledes rodzonedelen. En effektiv bundfældning er af væsentlig betydning for at modvirke tilstopning både i fordelerrenden til rodzonedelen og i anlægget generelt.

Forandringer i lugt, farve og koncentration observeres løbende.

Lugt og udseende BI5, COD

Koncentrationen af organisk materiale i tilløbsvandet kombineret med mængden af spildevand bestemmer belastningen af rodzoneanlægget og bør derfor regelmæssigt beregnes. Koncentration af organisk stof i indløbsvandet bør også måles, for at rensningseffekten kan beregnes. Såvel BI5 som COD bør bestemmes. For hvert enkelt anlæg er det ofte muligt at finde en tilfredsstillende sammenhæng mellem BI5 og COD for tilløbsvand.

Suspenderet stof

Måling af suspenderet stof er væsentlig for at kunne vurdere, om en observeret rensningseffekt hovedsagelig skyldes tilbageholdelse af partikulært materiale, eller om der er tale om en omsætning af opløste stoffer.

Kvælstof og fosfor

Ved driftsovervågning er det normalt ikke nødvendigt at analysere for kvælstof og fosfor. Såfremt der er krav til fjernelse af den ene eller begge disse komponenter, kan det tilrådes, at parameteren måles i både tilløb og afløb, idet måling begge steder er en forudsætning for en kvalificeret vurdering af anlæggets funktion.

	Mekanisk rensed spildevand
Lugt og udseende	Forandringer i lugt, farve og koncentration observeres løbende.
Suspenderet stof	Måling af suspenderet stof er væsentlig for at kunne bedømme tilbageholdelse af partikulært materiale ved den mekaniske forrensning. En effektiv bundfældning er væsentlig for at mindske tilstopningsrisikoen og derved fremme mulighederne for opnåelse af en optimal udnyttelse af rodzonevolumenet.
Plantevækst	Rodzoneareal Rensemethode er baseret på vækst af sumpplanter. Der må derfor løbende foretages en vurdering af karakteren af plantevæksten. Herunder især om landplanter overtager arealet.
Vandfordeling	Vandfordelingen over rodzonearealet er af betydning for anlæggets effektivitet. Det må derfor løbende observeres, om spildevandet fordeles nogenlunde jævnt fra tilløbsrenden, eller om der er tale om lokal belastning af rodzonearealet. Den oprindelige tanke med rodzoneanlæg var, at spildevandet skulle passere gennem anlægget via rodzonen. Praksis har imidlertid vist, at der ofte finder en vis tilstopning sted med tiden, og på en stor del af anlæggene finder betydelig overfladisk vandtransport sted. Det bør observeres, om vandtransporten overvejende er overfladisk, og om der i givet fald er tale om en rimelig udnyttelse af hele arealet, eller om der er store tørre områder. Den i (4) anbefalede anvendelse af filtersand som jordmatrice er en konsekvens af de nævnte observationer med dårlig udnyttelse af den naturlige jordmatrice.
Vejret	Ved kraftig regnpåvirkning kan der ske overbelastning af bundfældningsdelen med efterfølgende stort udslip af slam til tilløbsfordelerrenden og tilstopning som resultat. En oversigtsmæssig registrering af vejrforholdene er derfor ønskelig.
Temperatur	Renseprocessernes resulterende effektivitet synes ikke at være påvirket af årstidsvariationer. Temperaturen er således ikke umiddelbart relevant.
Organisk overfladebelastning	Den organiske overfladebelastning (OOB) udtrykker, hvor stor en mængde organisk materiale der pr. tidsenhed tilføres pr. arealenhed rodzone. OOB udtrykkes normalt i $\text{g BI5/m}^2 \cdot \text{d}$. $\text{OOB} = (Q_1 \cdot \text{BI5}_1) / A_2$ hvor $\text{OOB} = \text{Organisk overfladebelastning, g BI5/m}^2 \cdot \text{d}$ $Q_1 = \text{Tilløb, m}^3/\text{d}$ $\text{BI5}_1 = \text{Koncentration af organisk stof i tilløb, g/m}^3$ $A_2 = \text{Rodzoneområdet's totale overflade, m}^2$ Ifølge (2) og (4) bør et rodzoneanlæg dimensioneres med 7-13 m^2/PE for opnåelse af en effektiv rensning for BI5 og SS. Med en organisk belastning på 60 g BI5/PE pr. døgn, svarer dette til en organisk overfladebelastning på 5-9 $\text{g BI5/m}^2 \cdot \text{d}$.

Eksempel

Beregning af organisk overfladebelastning. Et rodzoneanlæg har et overfladeareal på 3000 m². Antallet af tilsluttede personer er 300 PE. I en periode måles en tørvejrstilstrømning på 110 m³/d med en BI5-koncentration på 160 g/m³. Hvad er den organiske overfladebelastning?

Organisk belastning = 110 · 160 = 17 600 g BI5/d.

Total overflade = 3000 m².

Organisk overfladebelastning: 17 600 / 3000 = 5,9 g BI5/m² · d

Specifikt rodzoneareal

Det specifikke rodzoneareal udtrykker rodzoneareal pr. tilsluttet person. Den angives normalt i m²/PE. Det specifikke rodzoneareal bør ikke være mindre end 7-13 m²/PE, såfremt en god rensning skal opnås.

Eksempel

Beregning af specifikt rodzoneareal. Hvad er det specifikke rodzoneareal i ovenstående eksempel?

Total overflade = 3000 m².

Antal tilsluttede personer = 300 PE.

Specifikt rodzoneareal 3000/300 = 10 m²/PE.

BI5, COD

Afløb fra rodzoneanlæg

Reduktion af spildevandets indhold af organisk stof er et af hovedformålene med rodzoneanlæg. BI5 og helst også COD i afløbet bør derfor kontrolleres regelmæssigt.

Suspenderet stof

Reduktion af spildevandets indhold af suspenderet stof er ligeledes et af hovedformålene med rodzoneanlæg. Denne parameter bør derfor på samme måde følges løbende.

Total kvælstof og totalfosfor

Reduktionen af kvælstof og fosfor i rodzoneanlæg er sædvanligvis af moderat størrelse, typisk ca. 30%. Normalt analyseres kun for disse parametre, såfremt krav er stillet til anlægget.

10.1.3 Driftsproblemer

Utilfredsstillende rensning

Driftsforstyrrelser ved rodzoneanlæg kan ytre sig som problemer med rodzonearealet eller som utilfredsstillende afløbskvalitet.

Problemer med rodzoneareal**Tilstopning af indløbsfaskine**

<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Utilstrækkelig effektivitet af mekanisk rensning.	Effektiviteten af forrensningen undersøges. Et forhøjet indhold af bundfældeligt stof i spildevandet efter forrensning kan skyldes hydraulisk overbelastning af bundfældningstanken enten generelt eller periodisk som følge af regnpåvirkning, eller utilstrækkelig fjernelse af bundfældet slam fra tanken. Tøm tanken for slam og udtag døgnprøver før og efter bundfældningstank. Renseeffekten for suspenderet stof skal helst ligge i intervallet 65-80%. Hyppigheden af slamtømning øges. Såfremt regnbelastning er årsagen, må regnvand skæres fra eller forbehandlingens kapacitet øges.
Uhensigtsmæssig indretning af faskinen.	Indløbsfaskinen lægges om.

Overfladeafstrømning

<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Jordmatricen er for tæt og har for ringe permeabilitet til den aktuelle belastning. Ofte vil der være sket en gradvis tilstopning af jordmatricen med årene.	Overfladeafstrømning er et helt generelt fænomen, der er observeret på stort set samtlige anlæg. På trods af overfladeafstrømningen kan anlægget dog rense tilfredsstillende for BI5 og suspenderet stof, blot arealet er stort nok. Såfremt rensningen er utilstrækkelig, kan arealet udvides eller jordmatricen må graves op og lægges om.
Erosion af rodzoneområdet på grund af periodevis hydraulisk overbelastning som følge af regn. En sådan erosion kan resultere i meget uheldig vandfordeling og ringe udnyttelse af rodzonearealet.	Hvis der er tale om et eroderet rodzoneareal (evt. med egl. kanaldannelse) må regnvand skæres fra, eller anlægget må udvides til den aktuelle hydrauliske belastning.

Lugt

<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Tilstrømmende spildevand er ildelugtende.	Lugtproblemer er almindeligt forekommende, og anlæg bør placeres langt fra bebyggelse. Hvis lugten er forårsaget af svovlbrinte, kan problemet mindskes ved tilsætning af eksempelvis brintperoxid (oxiderer svovlbrinte) eller et jernsalt (udfælder sulfid) til spildevandet.
Uhensigtsmæssig drift af forbehandling.	Fjern ildelugtende slam.
Slam i indløbsfaskine.	Se tilstopning af indløbsfaskine.

Invasion af andre planter

<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Forkert foretaget udplantning.	Problemet er ikke nødvendigvis stort, idet der kan foregå tilfredsstillende rensning alligevel. Foretag ny udplantning.
Rodzonearealet for tørt.	Oversvøm arealet, specielt i forårsmånederne.

Ved overholdelse af de ovenfor nævnte belastningsregler og en hensigtsmæssig udformning vil der i almindelighed kunne opnås en effektiv rensning for BI5 og suspenderet stof. Anlæggene kan ikke styres, så hvis en tilfredsstillende rensning ikke er opnået, har de nødvendige indgreb karakter af anlægsomlægning. Anlæggene vil ikke med de sædvanlige dimensioneringsregler foretage nitrifikation eller betydelig reduktion af kvælstof og fosfor. Såfremt dette er nødvendigt, kan det overvejes at kombinere med anden rensning.

10.2 Biologiske sandfiltre

Anvendelse

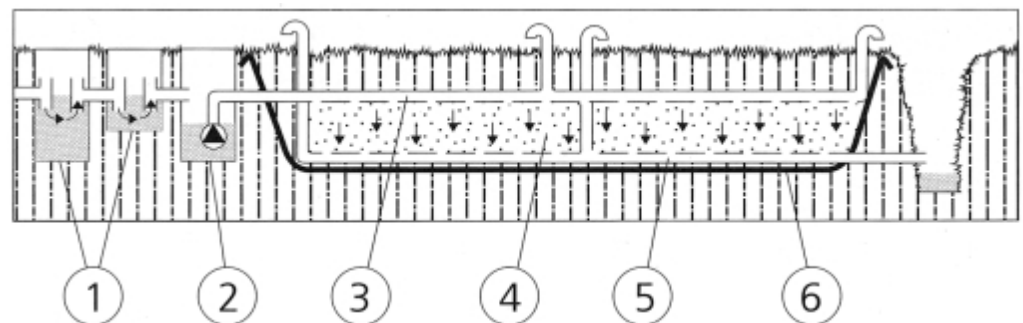
Formålet med rensning af spildevand i biologiske sandfiltre er at fjerne organisk stof (BI5) og suspenderet stof samt foretage nitrifikation af spildevandets kvælstofindhold. Reduktionen i indholdet af total-kvælstof og fosfor er sædvanligvis kun moderat. Anlægstypen er således velegnet i forureningsfølsomme vandløbsoplande, men på grund af den begrænsede fosforfjernelse ikke i oplande til forureningsfølsomme søer.

10.2.1 Orientering

Beskrivelse

En principopbygning af et biologisk sandfilteranlæg er vist på figur 10.3, (3). Indledningsvis passerer spildevandet en mekanisk forbehandling ved bundfældning typisk i en eller flere trix-tanke e.l. Efterfølgende pumpes eller graviterer spildevandet til det biologiske sandfilter, ofte opdelt i et antal sektioner, hvor det fordeles over filterarealet via udluftede fordelerrør til et fordelerlag bestående af skærver eller nøddesten (15-35 mm). Fra fordelerlaget passerer spildevandet gennem et filterlag typisk 80 cm tykt bestående af sand og grus (0,2-3 mm med en effektiv kornstørrelse omkring 0,5-1 mm). Under filterlaget er der et opsamlingslag, hvor spildevandet løber i et udluftet opsamlingsdræn til udledning. Filterlag og opsamlingslag er ofte adskilt af en fiberduk eller et lag perlesten (6-14 mm).

Filteret er sædvanligvis helt eller delvis nedgravet og afskærmet mod ind- og udsivning med plastmembraner. Enkelte anlæg er udført med åben overflade. Biologiske sandfiltre kan også udføres med beplantning med tagrør, hvilket forbedrer ilttilførslen til anlægget, (8), (9).



Figur 10.3 Principopbygning af biologisk sandfilter (6)
1: mekanisk forrensning, 2: tilløbspumpesump, 3: tilløbsfordeler,
4: filterlag, 5: opsamlingsdræn, 6: membran

Mekanismer

I det biologiske sandfilteranlæg fjernes først de bundfældelige urenheder ved den mekaniske forrensning. Forrensningen har endvidere til formål at beskytte det efterfølgende filter mod tilstopning. I filteret etableres på kornene en aktiv biomasse, der under iltforbrug omsætter spildevandets indhold af organisk stof samt nitrificerer spildevandets indhold af kvælstof.

Stoffjernelse

BI5 fjernes effektivt ned til typisk 5-10 mg/l. Nitrifikationen varierer en del fra anlæg til anlæg. Ved undersøgelsen beskrevet i (3) kunne to tredjedele af anlæggene overholde et afløbskrav på 4 mg/l ammonium-kvælstof som gennemsnitsværdi. Denitrifikationen af det dannede nitrat til frit kvælstof er sædvanligvis moderat, resulterende i en typisk kvælstoffjernelse i området 30-45%. I anlægget sker der en vis fosforfjernelse (20-40%) ved indbygning i biomassen samt tilbageholdelse af partikulært bundet fosfor. Tilbageholdelsen af suspenderet stof er effektiv med en typisk afløbskvalitet under 10 mg/l suspenderet stof. I beplantede filtre sker en forbedret nitrifikation og denitrifikation, (10).

En effektiv udnyttelse af filteret hænger nøje sammen med en hensigtsmæssig bevanding. Kontinuert hydraulisk belastning har i en række tilfælde vist sig at kunne føre til forringet rensning som følge af dårlig vandfordeling. Stødvis belastning af filteret, eventuelt kombineret med alternerende drift af et antal filtersektioner, vil almindeligvis resultere i forbedret filterudnyttelse. Varigheden af drift- og hvileperioder ved alternerende drift synes ikke at spille nogen rolle.

Geografi

Beliggenheden af ca. 50 biologiske sandfiltre i Danmark er vist i figur 10.4. En undersøgelse af filtrenes drift og renssemæssige formåen er beskrevet i (3). I 1998 var der 62 anlæg over 30 PE i drift i Danmark, (7).

Vejledning

Miljøstyrelsen har som et led i forbedring af spildevandsrensningen i det åbne land udarbejdet en vejledning om biologiske sandfiltre op til 30 PE, (6). I vejledningen anvendes et design, der er i overensstemmelse med det anvendte design for de større anlæg. Dette er begrundet i de generelt gode langtidserfaringer med de hidtil etablerede biologiske sandfiltre. I (10) er givet retningslinjer for beplantede filteranlæg op til 30 PE.



Figur 10.4 Beliggenhed af 50 biologiske sandfiltre, (3)

10.2.2 Driftsovervågning

De observationer, målinger, analyser og beregnede værdier, som er aktuelle ved biologiske sandfilteranlæg, fremgår af tabel 10.2.

Tabel 10.2 Driftsovervågning af biologiske sandfiltre

Råspildevand		
<i>Observation</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Lugt og udseende	BI5, COD, Suspenderet stof Total-N Total-P	
Tilløb til biologisk filter		
<i>Observation</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Lugt og udseende	Suspenderet stof Fedt	
Biologisk sandfilter		
<i>Observation</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Vandfordeling Vejret		Overfladebelastning med organisk stof og spildevand
Afløbsvand		
<i>Observation</i>	<i>Målinger og analyser</i>	
Lugt og udseende	BI5, COD, Suspenderet stof Ammonium Total-N Total-P	

Indløbsvand

Råspildevandet passerer indledningsvis en mekanisk forrensning med bundfældning, inden det tilledes sandfilteret. En effektiv bundfældning er af afgørende betydning for at modvirke tilstopning af filteret.

Lugt og udseende	Forandringer i lugt, farve og koncentration observeres løbende.
BI5, COD	Koncentrationen af organisk materiale i tilløbsvandet kombineret med mængden af spildevand bestemmer belastningen af det biologiske sandfilteranlæg og bør derfor regelmæssigt beregnes. Koncentration af organisk stof i indløbsvandet bør også måles, for at rensningseffekten kan beregnes og vurderes. Såvel BI5 som COD bør bestemmes. For hvert enkelt anlæg er det ofte muligt at finde en tilfredsstillende sammenhæng mellem BI5 og COD for tilløbsvand.
Suspenderet stof	Måling af suspenderet stof er væsentlig for at kunne vurdere, om en observeret rensningseffekt hovedsagelig skyldes tilbageholdelse af partikulært materiale, eller om der er tale om en omsætning af opløste stoffer.
Kvælstof	Mange anlæg har krav til nitrifikation af spildevandet. Det kan på disse anlæg anbefales at måle kvælstof i såvel tilløb som afløb for at kunne vurdere filterets funktion. Såvel total-kvælstof som ammonium-kvælstof bør analyseres.
Fosfor	Ved driftsovervågning er det normalt ikke nødvendigt at analysere for fosfor. Såfremt der er krav til total fosfor, kan det tilrådes, at parameteren måles i både tilløb og afløb, idet måling begge steder er en forudsætning for en kvalificeret vurdering af anlæggets funktion.
Fedt	Det biologiske sandfilter er følsomt over for tilledning af fedt, der vil kunne forårsage tilstopningsproblemer.

	Mekanisk rensed spildevand
Lugt og udseende	Forandringer i lugt, farve og koncentration observeres løbende.
Suspenderet stof	Måling af suspenderet stof er væsentlig for at kunne bedømme tilbageholdelse af partikulært materiale ved den mekaniske forrensning. En effektiv bundfældning er helt afgørende for at mindske tilstopningsrisikoen og dermed fremme mulighederne for opnåelse af en optimal udnyttelse af filtervolumenet.
Fedt	Fedt vil normalt opsamles ved overfladen i bundfældningstankene. Ved akkumulering af store mængder vil der kunne ske udslip til det biologiske sandfilter med tilstopningsproblemer til følge.
	Biologisk sandfilter
Vandfordeling	Bevandingen af filterarealet er af stor betydning for anlæggets funktion og effektivitet. Da det ikke er muligt at observere dette forhold, vil en forringet filterudnyttelse som følge af dårlig vandfordeling typisk komme til udtryk som en forringet rensning. En dårlig filterudnyttelse på grund af kanaldannelse eller lignende vil kunne afsløres ved udførelse af sporstofforsøg.
Vejret	Ved kraftig regnpåvirkning kan der ske overbelastning af bundfældningsdelen med efterfølgende stort udslip af slam til sandfilteret og tilstopning som resultat. En oversigtsmæssig registrering af vejrforholdene er derfor ønskelig.
Temperatur	Renseprocessernes resulterende effektivitet synes ikke at være påvirket af årstidsvariationer. Temperaturen er således ikke umiddelbart relevant. Nedgravede anlæg har ikke frostproblemer.
Hydraulisk overfladebelastning	Hydraulisk overfladebelastning (HOB) udtrykker, hvor stor en spildevandsmængde der pr. tidsenhed tilføres pr. arealenhed sandfilter. HOB udtrykkes ofte i liter/m ² · d. $HOB = (Q_1 \cdot 1000) / A_2$ hvor HOB = Hydraulisk overfladebelastning, liter/m ² · d Q ₁ = Tilløb, m ³ /d A ₂ = Areal, m ²
Organisk overfladebelastning	Den organiske overfladebelastning (OOB) udtrykker, hvor stor en mængde organisk materiale der pr. tidsenhed tilføres pr. arealenhed sandfilter. OOB udtrykkes normalt i g BI5/(m ² · d). $OOB = (Q_1 \cdot BI5_1) / A_2$ hvor OOB = Organisk overfladebelastning, g BI5/m ² · d, Q ₁ = Tilløb, m ³ /d BI5 ₁ = Koncentration af organisk stof i tilløb, g/m ³ A ₂ = Sandfilterets totale overflade, m ²
	Ifølge (3) og (6) bør et biologisk sandfilter dimensioneres med 3-6 m ² /PE (afhængigt af den ønskede afløbskvalitet) for opnåelse af en effektiv rensning for BI5 og SS. Med en organisk belastning på 60 g BI5/PE pr. døgn svarer dette til en organisk overfladebelastning på 10-20 g BI5/m ² · d.

Eksempel

Beregning af hydraulisk og organisk overfladebelastning. Et biologisk sandfilter har et overfladeareal på 540 m². Antallet af tilsluttede personer er 90. I en periode måles en tørvejrstilstrømning på 16 m³/d med en BI5-koncentration på 260 g/m³. Hvad er den hydrauliske og den organiske overfladebelastning?

Hydraulisk overfladebelastning: Total overflade = 540 m²

Hydraulisk overfladebelastning: $16 \cdot 1000 : 540 = 30 \text{ liter/m}^2 \cdot \text{d}$

Organisk belastning = $16 \cdot 260 = 4160 \text{ g BI5/d}$

Total overflade = 540 m²

Organisk overfladebelastning:

$4160 : 540 = 7,7 \text{ g BI5/m}^2 \cdot \text{d}$

Specifikt filterareal

Det specifikke filterareal udtrykker sandfilterareal pr tilsluttet person. Den angives normalt i m²/PE. Det specifikke filterareal bør ikke være mindre end ca. 3 m²/PE, såfremt en god rensning skal opnås.

Eksempel

Beregning af specifikt filterareal.

Hvad er det specifikke filterareal i ovenstående eksempel?

Total overflade = 540 m²

Antal tilsluttede personer 90 PE

Specifikt filterareal = $540 : 90 = 6 \text{ m}^2/\text{PE}$

BI5, COD

Afløb fra sandfilteranlæg

Reduktion af spildevandets indhold af organisk stof er et af hovedformålene med biologiske sandfilteranlæg. BI5 og helst også COD i afløbet bør derfor kontrolleres regelmæssigt.

Suspenderet stof

Reduktion af spildevandets indhold af suspenderet stof er ligeledes et af hovedformålene med biologiske sandfilteranlæg. Denne parameter bør derfor på samme måde følges løbende.

Ammoniumkvælstof

For en del biologiske sandfilteranlæg er der krav til nitrifikation af spildevandet. På disse anlæg bør indholdet af ammoniumkvælstof kontrolleres løbende. Indholdet af ammoniumkvælstof i afløbet er i øvrigt i almindelighed en nyttig parameter, idet et lavt ammoniumindhold er en god indikator for, at filteret er velfungerende og med tilfredsstillende ilttilførsel.

Total kvælstof og total fosfor

Reduktionen af total kvælstof og fosfor i biologiske sandfilteranlæg er sædvanligvis af moderat størrelse, typisk ca. 40%. Normalt analyseres kun for disse parametre, såfremt krav er stillet til anlægget.

10.2.3 Driftsproblemer

Driftsforstyrrelser ved biologiske sandfilteranlæg kan ytre sig som problemer med filteret eller som utilfredsstillende afløbskvalitet.

Utilfredsstillende rensning

Ved overholdelse af de ovenfor nævnte belastningsregler vil der i almindelighed kunne opnås en effektiv rensning for BI5 og suspenderet stof. Anlæggenes opbygning giver ikke mange styringsmuligheder, så hvis en tilfredsstillende rensning ikke er opnået, har de nødvendige indgreb ofte karakter af anlægsomlægning.

Såfremt den opnåede afløbskvalitet for BI5 ikke er tilfredsstillende, vil det oftest skyldes (eventuelt periodevis) organisk overbelastning eller for ringe udnyttelse af filtervolumenet som følge af dårlig vandfordeling og/eller del-

Drift af renseanlæg

vis tilstopning af fordelerrør eller filter. En anden mulighed kan være mangelfuld udluftning af tilløbs- og afløbsdræn. Mulighederne for styringsmæssige indgreb er her at optimere filterdriften ved: overgang til stødvis belastning, øgning af spildevandsvolumenet i hvert stød og/eller overgang til alternerende drift af filterarealet. Såfremt rensning af fordelerrør og optimering af filterdrift ikke giver resultat med en rimelig filterbelastning, må filteret graves op, og årsagen klarlægges.

Tilstopning af fordelerrør eller filter	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Utilstrækkelig rutinemæssig rensning af fordelerrør.	Fordelerrør bør rutinemæssigt trykspules 1-2 gange pr. år.
Utilstrækkelig effektivitet af mekanisk rensning.	Tøm tanken for slam, og undersøg bundfældningens effektivitet. Renseeffekten for suspenderet stof skal helst ligge over ca. 65-80%. Hvis bundfældningen ikke er effektiv ved tørvejrbelastning, må anlæggets konstruktion kontrolleres. Såfremt overbelastning under regn er årsagen til periodevis dårlig funktion, må regnvand skæres fra eller bundfældningens kapacitet øges. Ved tilledning af store vandmængder må spildevandet tilledes alle filtersektioner, også de sektioner, der ligger i hvileperiode. Ved stort fedtindhold i spildevandet kan etableres særlig fedtudskiller eller hyppigere tømning af bundfældningstanke.
Uhensigtsmæssig bevanding af filter.	Der etableres stødvis belastning af filteret, gerne i kombination med alternerende drift af filteret i flere sektioner.
For høj organisk belastning.	Filterarealet øges.
Uhensigtsmæssig konstruktion af fordelerlag eller filterlag.	Filteret lægges om, evt. med andre fyldmaterialer.

Såfremt afløbskvaliteten med hensyn til suspenderet stof løbende er utilfredsstillende ved en rimelig hydraulisk belastning, er der sandsynligvis sket kraftig kanalisering i filteret. Dette må sandsynligvis graves op og lægges om.

Anlæggene vil ved optimal drift i det lavtbelastede område foretage nitrifikation af spildevandet. En mangelfuld eller ustabil nitrifikation kan eventuelt afhjælpes ved optimering af filterdriften som nævnt under optimering af BI5-fjernelsen. Eventuelt kan foran sandfilteret etableres et højtbelastet grusfilter. Såfremt disse indgreb ikke hjælper, må filterarealet udvides.

Reduktionen af total kvælstof og fosfor er sædvanligvis moderat, omkring 40%. En stærkt øget fosforfjernelse er observeret ved anvendelse af et filtersand, der naturligt er belagt med jernforbindelser, (3). Øgning af kvælstoffjernelsen vil sandsynligvis kunne opnås ved efter sandfilteret at etablere et denitrificerende sandfilter med tilsætning af ekstern kulstofkilde. Med denne filtertype foreligger dog ikke mange erfaringer.

10.3 Nedsivningsanlæg

Anvendelse

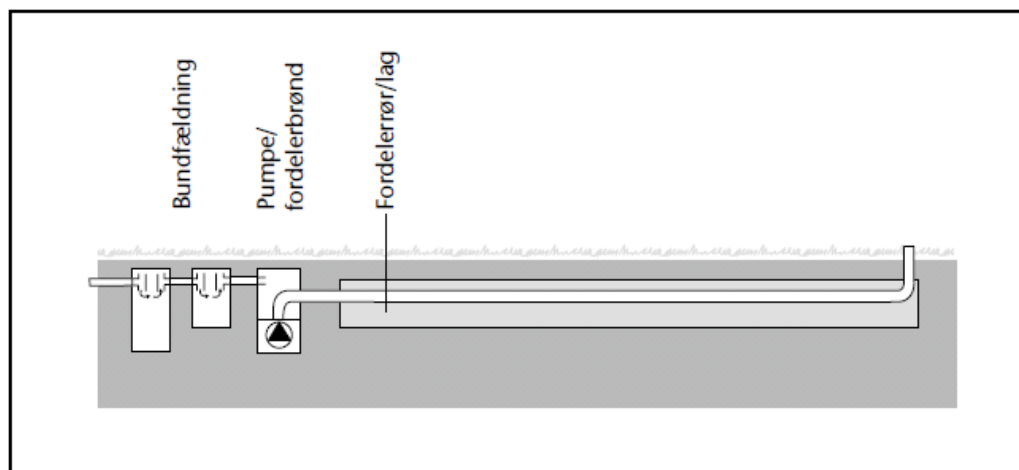
Nedsivningsanlæg anvendes typisk ved meget små renseanlæg: en eller flere enkeltejendomme, på steder, hvor spildevandsbekendtgørelsens betingelser for etablering af sådanne anlæg er opfyldt. Det skal være sandsynliggjort, at jorden er velegnet til nedsivning, afstand til grundvandspejl skal være tilstrækkelig, og beskyttelseszoner i forhold til grundvandsindvindning skal respekteres. Nedsivningsanlæg benyttes i såvel forureningsfølsomme som forureningsmæssigt mere robuste recipientoplande. Miljøstyrelsen har som et led i forbedring af spildevandsrensningen i det åbne land udarbejdet en vejledning om nedsivningsanlæg op til 30 PE, (5).

10.3.1 Orientering

Beskrivelse

En principopbygning af et nedsivningsanlæg er vist på figur 10.5. Indledningsvis passerer spildevandet en mekanisk forbehandling ved bundfældning typisk i en eller flere bundfældningstanke/trix-tanke e.l. Efterfølgende pumpes eller graviteres spildevandet til et antal fordelerrør, hvorfra det fordeles til nedsivning i det omgivende jordlag via et udluftet fordelersivegrøft bestående af nøddesten (15-35 mm). Generelt er det en fordel at stødbelaste siveanlægget. Dette sker naturligt ved indretning med pumpning. Ved anvendelse af gravitation vil det være en ønskeligt, at der indskydes en brønd, der indrettes til stødbelastning.

Sivegrøften er sædvanligvis helt eller delvis nedgravet og afskærmet med geotekstil mod tilstopning med overdækningsjord. Ved høj grundvandsstand kan det være nødvendigt at etablere en (overdækket) sivegrøft over terræn.



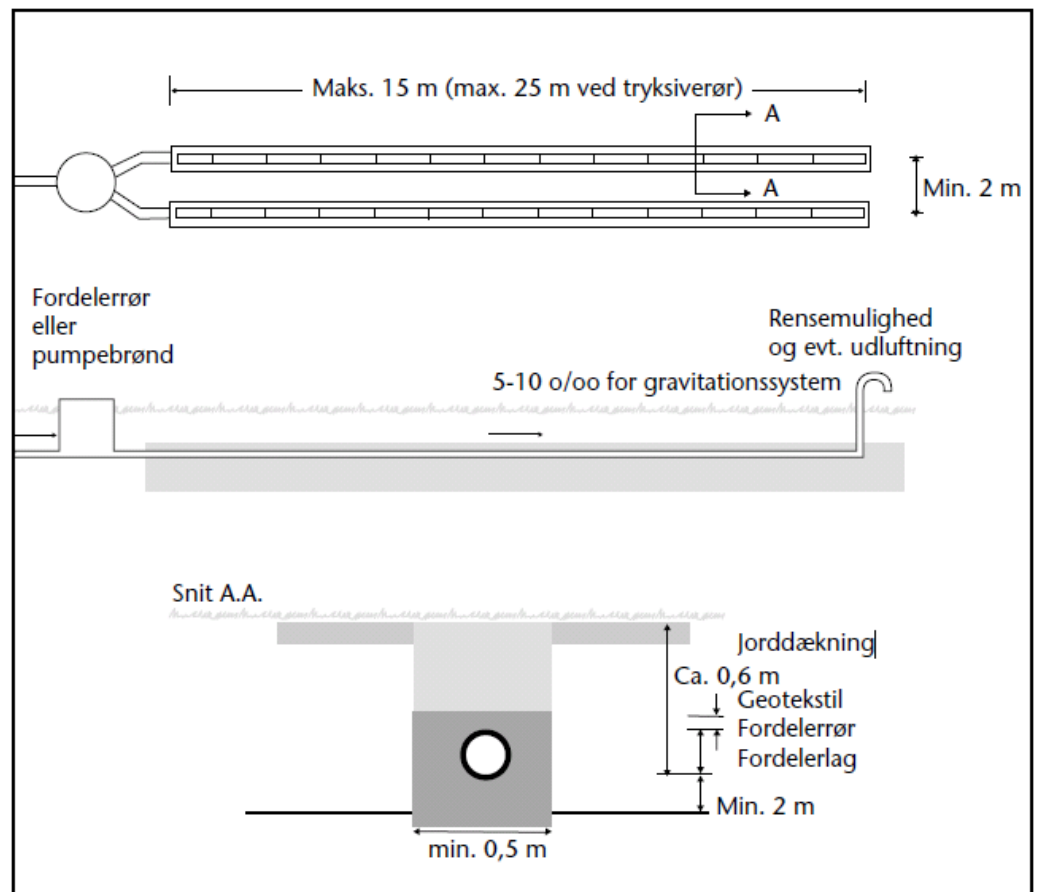
Figur 10.5 Principopbygning af et nedsivningsanlæg (5)

Mekanismer

I nedsivningsanlæg fjernes først de bundfældelige urenheder ved den mekaniske forrensning. Forrensningen har endvidere til formål at beskytte jordmatrixen, der anvendes til nedsivning, mod tilstopning. I nedsivningsområdet etableres på jordpartiklerne en aktiv biomasse, der under iltforbrug (i den umættede zone over grundvandsspejl) omsætter spildevandets indhold af organisk stof samt nitrificerer spildevandets indhold af kvælstof. Endvidere vil der gennem nedsivningen finde en effektiv filtrering sted og en stor del af spildevandets indhold af fosfor vil kunne adsorberes på jordpartiklerne.

Anlæg til en husstand

På figur 10.6 er vist et forslag til grundlæggende opbygning af et nedsivningsanlæg til en husstand (5 personer). Størrelsen af nedsivningsarealet (og altså længden af sivegrøfterne) afhænger af belastningen og den aktuelle jordmatrix. Nærmere data kan findes i (5) og (7). Typisk vil der ved sandet jord være behov for 6 m sivegrøft per tilsluttet person (eller 6 m² nedsivningsareal), mens der ved blandet sand/silt jord med ringere nedsivningsevne vil være behov for 9 m sivegrøft (9 m² nedsivningsareal) per tilsluttet person.



Figur 10.6 Opbygning af nedsivningsanlæg (sivegrøft) for anlæg til enkelt- ejendom med 5 personer (5)

10.3.2 Driftsovervågning

Bundfældning

Råspildevandet passerer inden tilledning til sivegrøften en bundfældningstank, og en effektiv bundfældning af spildevandets slamindhold er afgørende for at beskytte fordelerrørene og jordmatrixen mod tilstopning. Det er derfor vigtigt at observere effektiviteten af bundfældningstanken. Dækslet over bundfældningstanken må derfor ikke tildækkes, men skal være tilgængeligt for tilsyn. I vejledningen (5) anbefales det at dimensionere bundfældningstanken for tømning for slam én gang om året. Det regnes med, at

Drift af renseanlæg

hver person pr. år producerer 60 liter flydeslam og 180 liter bundslam.

Af hensyn til beskyttelsen af det efterfølgende system mod tilstopning er det endvidere afgørende at sikre, at anlægget ikke tillædes overfladeafstrømning og derved ikke udsættes for hydrauliske stødbelastninger, der vil kunne forårsage ophvirvlen af slam i bundfældningstanken.

Fedt

Fedt vil sædvanligvis samle sig ved overfladen af bundfældningstanken. Ved akkumulering af store mængder vil der kunne ske udslip til fordeler- og nedsivningssystemet med tilstopningsproblemer til følge.

Tilsyn

Sivegrøft

Dækslet over fordelerbrønden må ikke tildækkes, men skal være tilgængelig for tilsyn. Fordelerbrønden bør inspiceres mindst én gang om året. Der observeres for eventuelle aflejringer i brønden, og det sikres, at det tillædede bundfældede spildevand trækker ud gennem sivegrøften, og at der ikke forekommer stuvning af spildevand i fordelerbrønden.

Spuling

Da der naturligt forekommer vækst i fordelerrørene samt en vis slamdannelse, anbefales det at spule rørene jævnlige, f.eks. hvert andet år, for at modvirke, at dette udvikler sig til en permanent tilstopning.

10.3.3 Driftsproblemer

Driftsforstyrrelser ved nedsivningsanlæg vil primært vise sig som problemer med sivegrøftens nedsivningskapacitet, der resulterer i stuvning i fordelerbrønden.

Tilstopning

Regenerering af tilstoppet anlæg

Såfremt der sker en tilstopning af siveanlægget med omsætteligt organisk materiale som følge af en overbelastningshændelse, eksempelvis et voldsomt slamudtræk fra bundfældningstanken, er der en mulighed for at regenerere anlægget.

Den bedste metode til dette vil være at undlade belastning af anlægget i 2-3 uger. Dette kan eventuelt gøres ved at lukke af for siveanlægget og alene anvende bundfældningstanken som samletank.

Tilstopning af fordelerrør eller nedsivningszone	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Utilstrækkelig rutinemæssig rensning af fordelerrør.	Fordelerrør bør rutinemæssigt trykspules hvert 2. år for at undgå tilstopning.
Utilstrækkelig effektivitet af mekanisk rensning.	Tøm tanken for slam og undersøg bundfældningens effektivitet. Renseeffekten for suspenderet stof skal helst ligge over ca. 65-80%. Hvis bundfældningen ikke er effektiv ved tørvejrbelastning, må anlæggets konstruktion kontrolleres. Såfremt hydraulisk overbelastning under regn er årsagen til problemerne, må regnvand skæres fra (evt. kan bundfældningstankens volumen øges). Ved stort fedtindhold i spildevandet kan etableres særlig fedtudskiller eller hyppigere tømning af bundfældningstanke.
Uhensigtsmæssig bevanding af sivegrøft.	Der etableres stødvis bevanding af sivegrøften.
Generelt for høj organisk belastning.	Siveanlæggets areal øges.
Utilstrækkelig nedsivningskapacitet i jordlag.	Siveanlæggets areal øges.

10.4 Pileanlæg

Anvendelse

Pileanlæg anvendes ved meget små renseanlæg på steder, hvor spildevandsbekendtgørelsens betingelser for etablering af sådanne anlæg er opfyldt. Pileanlæg – både uden og med nedsivning – vil være i stand til at opfylde krav til rensning, hvor der er behov for vidtgående rensning for såvel organisk stof som kvælstof og fosfor. Anlæggene kan således benyttes i såvel forureningsfølsomme som mere robuste recipientoplande.

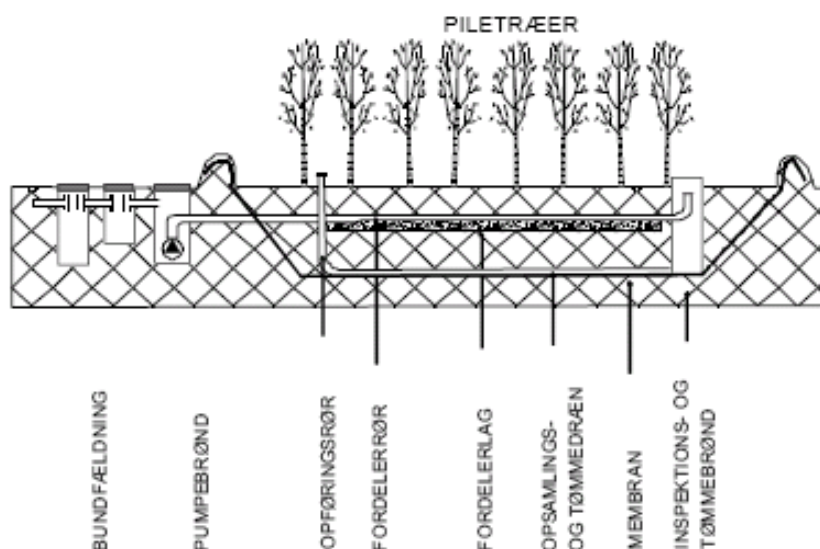
Miljøstyrelsen har som led i forbedring af spildevandsrensningen i det åbne land udarbejdet retningslinjer for etablering af pileanlæg henholdsvis uden og med nedsivning op til 30 PE, (8) og (9).

Forundersøgelser

For nærmere information om nødvendige forundersøgelser og øvrige praktiske hensyn ved placering af pileanlæg henvises til (8) og (9). Afstande til vandindvindingsanlæg er i denne sammenhæng centrale. For pileanlæg med nedsivning skal det være sandsynliggjort, at jorden er velegnet til nedsivning og afstande til grundvandsstand og vandløb skal være tilstrækkelige. Anlægget skal placeres, så det er tilgængeligt for drift og vedligeholdelse, herunder nedskæring og borttransport af det afskårne materiale samt slamsugning og tømning for saltholdigt bundvand.

10.4.1 Orientering

Beskrivelse	Pileanlæg til spildevandsrensning er opbygget som vist i principskitserne figur 10.7 og figur 10.8, der illustrerer opbygningen af pileanlæg uden nedsivning og med nedsivning. I begge tilfælde tilledes spildevandet en indledende bundfældning, der sigter mod en effektiv fjernelse af suspenderet fra spildevandet, hvorved tilstræbes, at det efterfølgende anlæg helt overvejende belastes med opløste stoffer og at der ikke sker tilstopninger i det biologiske anlæg. Efter bundfældning tilledes det forrensede spildevand via et fordelersystem et område, der er tilplantet med pilebevoksning.
Arealkrævende	Pileanlæggene er arealkrævende – typisk 50-100 m ² per person - og det er derfor vigtigt, at anlæggene kun belastes med spildevand, og at regnafstrømning afskæres og håndteres særskilt. Vandbesparelser kan være vigtige for at reducere anlæggenes størrelse.
Mekanisk forrensning	Den mekaniske forrensning finder sted i bundfældningstanke, der oftest består af et flerkammersystem for at sikre en god funktion. Tankene skal helst kunne rumme et års opmagasinering af flydeslam og bundslam, da de typisk tømmes med intervaller på et år.
Fordampning	Hovedprincippet i et pileanlæg er, at pilebevoksningen er i stand til at fordampe store vandmængder således, at der enten ikke forekommer afløb fra anlægget, eller at afløbsmængden er stærkt reduceret på grund af fordampningen og kan nedsives på trods af jordbundsforhold, der ikke er gunstige for nedsivning. Med det vand, der fordamper, optager træerne en del af de næringsstoffer og metaller, der tilledes anlægget med spildevandet. De optagne stoffer fjernes senere fra anlægget ved høst af bevoksningen. Piletræerne, der er hurtigvoksende arter, står i rækker med en afstand omkring en meter, og der er typisk 2-3 planter per meter.
Pileanlæg uden afløb	Et pileanlæg uden afløb er opbygget som vist i figur 10.7 med en tæt membran under det beplantede område. Det beplantede område er 8 meter bredt og har en længde, der beregnes på basis af den hydrauliske spildevandsbelastning, forventet nedbør på arealet og den forventede fordampning. Nærmere beskrivelse af beregningen af det nødvendige areal fremgår af (8). Pileanlæg tilledes ikke overfladeafstrømning fra nedbør på arealer ud over det bevoksede pileareal. Bestemmende for arealet er udelukkende den hydrauliske belastning – ikke spildevandets belastning med organisk stof. Nedbørsfordelingen over året har betydning for anlæggets dimensionering, idet der skal være plads til opmagasinering af det vand, der tilledes i vinterhalvåret, hvor fordampningen er lille.



Figur 10.7 Principbygning af et pileanlæg uden afløb, længdesnit (8)

Anlæggets indretning

Anlæggets dybde er 1,5 meter, og membranen lægges med en hældning på 45 grader i både sider og ender. Fordelingen af det forrensede spildevand sker ved pumpning gennem et fordelerrør, der er lagt øverst i et lag af nødsten eller plastelementer ofte kombineret med et sandlag, så vandet kan fordele sig til hele pilearealet. For enden af pileanlægget er en inspektionsbrønd, hvor vandstanden i anlægget kan pejles, og hvor man kan tømme anlægget for vand med ophobede salte. I samme brønd er oftest placeret adgang til fordelerrøret, så det er muligt fra den ende at spule fordelerrøret, såfremt dette er tilstoppet. Umiddelbart over bunden på membranen er udlagt et udluftet dræn i et ca. 0,1 meter lag af ærtesten. Drænet udmunder i tømningensbrønden og kan spules via et opføringsrør fra overfladen af anlægget. Rundt om pilearealet er opbygget en jordvold på typisk ca. 30 cm højde, der skal sikre det nødvendige opstuvningsvolumen.

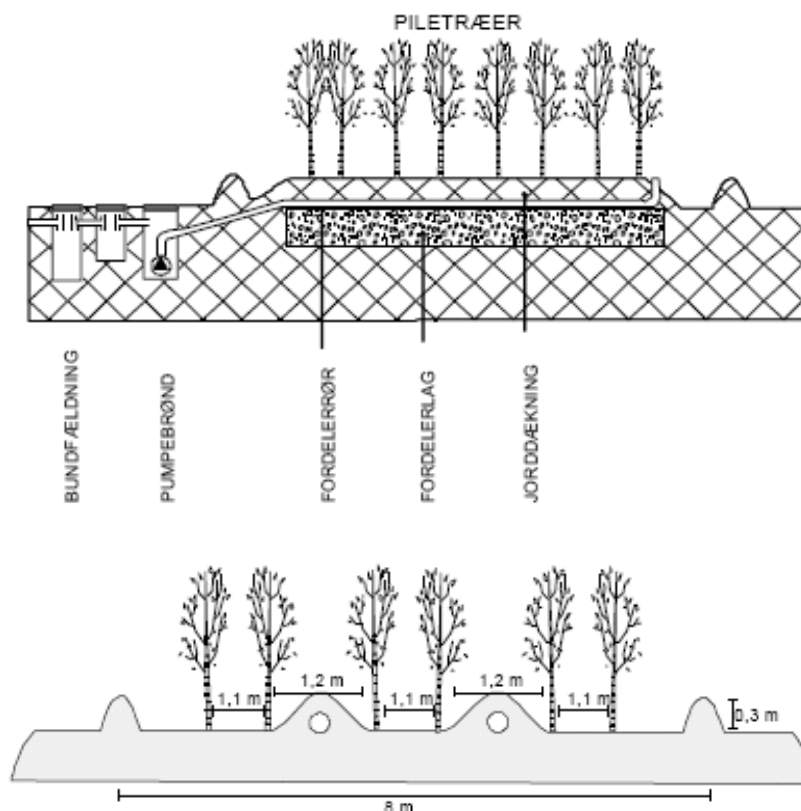
Pileanlæg med nedsivning

I et pileanlæg med nedsivning fjernes spildevandet dels ved fordampning og dels ved, at det ikke fordampede spildevand siver ned i jordlagene. Pileanlæg med nedsivning har på grund af den kombinerede fordampning og nedsivning særlig berettigelse, hvor jordbundsforholdene på grund af højt lerindhold ikke er specielt velegnede til nedsivning alene. Såfremt forholdene i øvrigt er gunstige for nedsivning, er der ikke renses tekniske forhold, der taler for etablering af et pileanlæg med nedsivning frem for et traditionelt nedsivningsanlæg.

Fordampning og nedsivning

En principskitse for et pileanlæg med nedsivning er vist i længdesnit og tværsnit i figur 10.8. Pileanlæg med nedsivning er opbygget med forrensning i bundfældningstanke som et pileanlæg uden nedsivning. Efter bundfældning pumpes det forrensede spildevand via et fordelersystem til det pilebevoksede areal, hvor spildevandet fordeles til hele arealet. Pilearealet er opbygget på samme måde som et anlæg uden nedsivning bortset fra, at der ikke er nogen membran og intet drænlag m.v. Det vand, der ikke fordampes, vil i denne anlægstype sive ned i jorden, hvor spildevandets indhold af omsættelige stoffer i et vist omfang vil blive mikrobiologisk omsat under forbrug af ilt. Endvidere vil der ske en vis binding af fosfor og metaller til jordpartikler.

For denne anlægstype benyttes to fordelerrør, og disse placeres højt for at optimere betingelserne for omsætning i jordmatrixen. Det etableres mulighed for spuling af fordelerrørerne ved tilstopning. Det etableres en ca. 30 cm jordvold rundt om anlægget for at tillade opmagasinering af vand i vintersæsonen.



Figur 10.8 Principbygning af et pileanlæg med nedsivning, længdesnit øverst og tværsnit nederst (9)

Tømning af anlæg

I et pileanlæg uden nedsivning sker der en fordamning af hovedparten af vandet, mens en del af næringsstofferne og metallerne optages i planterne. Dette betyder, at salte og metaller, der ikke optages af planterne, akkumuleres i det resterende vand, der står tilbage i anlægget. Da pil tager skade ved for høje saltkoncentrationer, er det nødvendigt med lange mellemrum at tømme anlægget og fjerne det saltholdige vand. Det forventes i (8), at en sådan anlægstømning vil skulle finde sted løbende med intervaller på omkring 5 år.

10.4.2 Driftsovervågning

Såfremt ejeren af pileanlægget har modtaget kommunens tilbud om medlemskab af kloakforsyningen, er det den kommunale kloakforsyning, der driver og vedligeholder anlægget fra udløbet af bundfældningstanken.

Drift og vedligeholdelse

Drift og vedligeholdelse af pileanlæg omfatter i hovedtræk følgende:

- Tømning af slam fra bundfældningstank
- Spuling af fordelerrør
- Serviceeftersyn af mekaniske dele
- Kontrol og pasning af plantevækst
- Sikkerhed mod overløb
- Tømning af anlæg

Drift af renseanlæg

Bundfældning	En effektiv bundfældning af spildevandets slamindhold er afgørende for at beskytte fordelerrørene og jordmatricen mod tilstopning. Det er derfor vigtigt at observere effektiviteten af bundfældningstanken. Dækslet over bundfældningstanken må derfor ikke tildækkes, men skal være tilgængeligt for tilsyn. I vejledningen (8) og (9) anbefales det at dimensionere bundfældningstanken for tømning for slam én gang om året. Der regnes med en årlig produktion pr. person på 60 liter flydeslam og 180 liter bundslam.
Ingen overfladeafstrømning	Af hensyn til beskyttelsen af det efterfølgende system mod tilstopning er det endvidere afgørende at sikre, at anlægget ikke tillades overfladeafstrømning og derved ikke udsættes for hydrauliske stødbelastninger, der vil kunne forårsage ophvirvlen af slam i bundfældningstanken med efterfølgende udslip til fordelersystemet.
Fedt	Fedt vil sædvanligvis samle sig ved overfladen af bundfældningstanken. Ved akkumulering af store mængder vil der kunne ske udslip til fordelersystemet med alvorlige tilstopningsproblemer til følge.
Forureningskomponenter	Pileanlæggene er dimensioneret på basis af den hydrauliske belastning, og der er derfor i almindelighed ikke behov for at monitorere spildevandets indhold af forureningskomponenter, såfremt forskrifterne i vejledningerne (8) og (9) er overholdt. Dog kan måling af suspenderet stof efter bundfældning være nødvendig for at undersøge effektiviteten af bundfældningstanken.
Pumpebrønd	Såfremt der sker udslip af slam og/eller fedt fra bundfældningstanken til pumpebrønden, vil dette kunne observeres ved løbende tilsyn. Specielt vil fedt samle sig på overfladen og bør derfor fjernes, inden det pumpes ind i fordelersystemet.
Spuling	Da der naturligt forekommer vækst i fordelerrørene samt en vis slamdannelse, anbefales det at spule rørene jævnlige, f.eks. hvert andet år, for at modvirke, at dette udvikler sig til en permanent tilstopning.
Serviceeftersyn	Mekaniske dele skal serviceres i henhold med leverandørens forskrifter – typisk dog mindst en gang om året.
Kontrol af plantevækst	Løbende vedligeholdelse af pilevæksten er central for anlæggets funktion. De første to år skal ukrudt fjernes for at sikre opvæksten af pilebeplantningen gode vilkår. Efterfølgende holder skyggen fra beplantningen ukrudtet væk. Der bør løbende observeres for plantevækstens trivsel.
Efterplantning	Især i starten er det vigtigt at kontrollere, at der ikke forekommer områder med ringe vækst. Hvis tætheden af planter i områder er mindre end 2 planter pr. m ² , er det nødvendigt at efterplante i marts-april.
Høst af planter	Høst af planter sker fra slutningen af januar til slutningen af februar og skal ske uden kørsel i anlægget med maskiner. Nedskæringen sker på tværs eller på langs af rækkerne – typisk til ca. 0,15 meter over jordoverfladen. Halvdelen skæres ned efter første vækstsæson og halvdelen efter anden vækstsæson. Herefter kan man vælge nedskæringscyklus på 2-4 år, afhængigt af den ønskede tykkelse på planterne. De høstede planter skal fjernes fra anlægget.

Drift af renseanlæg

Overfladevand på anlægget

Vandstanden i anlægget observeres for at sikre, at den tilstrækkelige hydrauliske kapacitet er til stede. Klimaændringerne i retning af hyppigere tilfælde af ekstremregn kan gøre det nødvendigt at forhøje voldene omkring anlægget.

Høj vandstand

Hvis vandstanden i anlægget når op på 0,2 meter, skal vandet fjernes og køres til det kommunale anlæg for at sikre, at der ikke sker overløb ud over den vold på 0,3 meter, der omgiver anlægget. Sker dette gentagne gange, er der grund til at tjekke den hydrauliske spildevandsbelastning for at undersøge, om belastningsforudsætningerne er overholdt, eller om anlægget eventuelt skal udvides.

Saltkoncentration i tømme-tank

Da pil tager skade ved for høje saltkoncentrationer, er det nødvendigt med lange mellemrum at monitere indholdet af salt i vandet i tømme-tank. Hvis pilebeplantningen mistrives om sommeren, kan der være grund til at tjekke saltkoncentrationen. Hvis ledningsevnen overstiger 7 mS/cm – svarende til en saltkoncentration på omkring 5.000 mg/l - bør anlægget tømmes.

10.4.3 Driftsproblemer

Driftsforstyrrelser

Driftsforstyrrelser ved pileanlæg knytter sig oftest til tilstopning af fordelersystemet grundet utilstrækkelig effektivitet ved forrensningen, mistrivsel af plantevæksten eller som akkumulering af overfladevand på anlægget. Optimeringsmulighederne begrænser sig typisk til reduktion af den hydrauliske belastning samt til forbedring af den mekaniske forrensning, der er helt central for anlæggets drift.

Tilstopning af fordelersystem	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Utilstrækkelig rutinemæssig rensning af fordelerrør.	Fordelerrør bør rutinemæssigt trykspules hvert 2. år for at undgå tilstopning.
Utilstrækkelig effektivitet af mekanisk rensning.	Tøm tanken for slam og undersøg bundfældningens effektivitet. Renseeffekten for suspenderet stof skal helst ligge over ca. 65-80%. Hvis bundfældningen ikke er effektiv, må anlæggets konstruktion kontrolleres. Eventuel fejltilkobling af overfladeafstrømning må korrigeres. Ved stort fedtindhold i spildevandet (observeres typisk i pumpebrønden) kan etableres særlig fedtudskiller eller hyppigere tømning af bundfældningstanke.
Tilstopning af fordelerlag på grund af lang tids forringet mekanisk rensning	Opgravning og reetablering af fordelersystemet.

Plantevækst mistrives	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Sygdom i planterne – områder med ringe vækst.	Efterplantning – eventuelt med andre pilesorter for at øge modstandskraft mod sygdom.
Forhøjet salt i bundvandet.	Anlægget tømmes, og bundvand køres til det kommunale renseanlæg.

Overfladevand akkumuleres højt op på volden	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Enkeltstående tilfælde af ekstrem hydraulisk belastning.	Overfladevandet bortpumpes og køres til kommunalt renseanlæg.
Tilstopning i fordelersystem	Spuling af fordelerrør – i værste fald omlægning af vandfordelingslag.
Utilstrækkelig hydraulisk kapacitet.	Anlæggets areal udvides.

Litteratur

- (1) Miljøstyrelsen (1989). Lavteknologisk spildevandsrensning i danske landsbyer.
- (2) Miljøstyrelsen (1990). Spildevandsrensning i rodzoneanlæg.
- (3) Miljøstyrelsen (1992). Biologiske sandfiltre.
- (4) Miljøstyrelsen (1999). Rodzoneanlæg op til 30 PE. Vejledning Nr. 1, 1999.
- (5) Miljøstyrelsen (1999). Nedsivningsanlæg op til 30 PE. Vejledning Nr. 2, 1999.
- (6) Miljøstyrelsen (1999). Biologiske sandfiltre op til 30 PE. Vejledning Nr. 3, 1999.
- (7) Kaasgaard, M. (1999). Nedsivningsanlæg, biologiske sandfiltre og rodzoneanlæg. Stads- og havneingeniøren. December 1999.
- (8) Miljøstyrelsen (2003). Retningslinjer for etablering af pileanlæg op til 30 PE.
- (9) Miljøstyrelsen (2003). Retningslinjer for etablering af pileanlæg med nedsivning op til 30 PE.
- (10) Miljøstyrelsen (2004). Retningslinjer for etablering af beplantede filteranlæg op til 30 PE.
- (11) DANVA (2005). Rensning af spildevand i det åbne land – En oversigt over løsningsmuligheder. Januar 2005
- (12) Leif Winther, Mogens Henze, Jens Jørgen Linde og H. Thorkild Jensen. Spildevandsteknik. 4. udgave. Polyteknisk Forlag 2009.

11

Fjernelse af mikroorganismer fra spildevand

Af Gert Petersen

11.1 Fjernelse af mikroorganismer, orientering

Sygdomsfremkaldende mikroorganismer (patogene organismer) forekommer i stort antal og i mange forskellige former i spildevand, og i rensed spildevand og spildevandsslam. I spildevand forekommer alle de mikroorganismer som findes i det pågældende kloakoplands mennesker og dyr.

En kraftig reduktion af disse mikroorganismer er specielt tilrådeligt, hvis man udnytter de vandområder, der modtager rensed spildevand, til aktiviteter, der indebærer menneskelig kontakt med vandet, direkte eller indirekte.

Eksempler på sådanne anvendelser, hvor en høj hygiejnisk standard er nødvendig, kunne være udnyttelse af recipienten som drikkevandsreservoir, til skaldyrsproduktion eller fiskeopdræt, som reservoir til overrisling af landbrugsområder med levnedsmiddelproduktion eller som badevandsområde.

I alle disse tilfælde er der en mulighed for spredning af de sygdomsfremkaldende mikroorganismer, hvis den hygiejniske kvalitet af det rensede spildevand ikke er tilfredsstillende.

I disse tilfælde kan man fjerne eller reducere indholdet af disse organismer fra spildevandet eller det rensede spildevand for at opnå en tilfredsstillende hygiejnisk kvalitet.

Dette kan ske ved rent mekaniske tiltag, som f.eks. filtrering af rensed spildevand, hvor antallet af mikroorganismer nedbringes, da de til en vis grad følger spildevandets indhold af suspenderet stof.

De mest effektive midler til fjernelse af mikroorganismer involverer anvendelse af giftige kemiske stoffer eller bestråling af mikroorganismerne.

11.1.1 Sygdomsfremkaldende organismer i spildevand

Baggrund

Råspildevandet, der tilføres et renseanlæg gennem kloaksystemet, indeholder et enormt antal sygdomsfremkaldende organismer.

Organismerne opdeles normalt i bakterier, vira og parasitter. Kendte eksempler på disse organismer er f.eks. Salmonellabakterier, der kan forårsage kraftige maveforgiftninger, Hepatitisvirus, som spreder smitsom leverbetændelse, og indvoldsparasitter, som f.eks. bændelorm.

Nogle eksempler på indholdet i urensset spildevand er vist i tabel 11.1.

Det ses af tabellen, at niveauet for de forskellige typer er meget varierende, og naturligvis afhængigt af de lokale forhold som f.eks. spildevandstille-ning fra industrier med kødforarbejdning, den sundhedsmæssige tilstand for befolkningen i området, og især betyder spildevandstemperaturen i kloak-systemet meget for mængden af organismer i spildevandet.

De fleste af de nævnte organismer optræder som sygdomsårsag til infekti-onssygdomme, og adskillige af disse organismer kan sprede sygdomme båd-e blandt mennesker og dyr, som f.eks. Salmonella, Yersinia, Campylobac-ter, Listeria, Giardia og Cryptosporidium.

Tablet 11.1 Sygdomsfremkaldende organismer i spildevand. Reference (1)

Organisme	Eksempler	Koncentration*)
Bakterier	Fækale coli	330.000-22.000.000
	Fækale streptokokker	1.000.000-25.000.000
	Clostridium perfringens	76.000-90.000
	Salmonella	1-1.800
	Campylobacter	20-100.000
	Aeromonas	< 100.000-10.000.000
	Pseudomonas aeruginosa	200-100.000
	Listeria	70-10.000
	Gruppe B-streptokokker	2-10.000
Vira	Enterovirus-typer som f.eks. Polio-, ECHO-, Cocksackie	
	Hepatitisvirus	1.000-10.000
Parasitter	Spole- og piskeorm	0,1-0,2
	Tænia saginata	0-0,016
	Giardia lamblia	8,8-52,9
	Cryptospodium	500-1.370

*) Antal pr. 100 ml råspildevand

11.2 Reduktion af sygdoms- fremkaldende organismer

Reduktionsmetoder

De fleste af de omtalte sygdomsfremkaldende organismer trives bedst ved højere temperaturer.

Når organismerne udsættes for miljøer, hvor den organiske forurening fjernes eller fortyndes, eller deres livsbetingelser på anden måde hæmmes, vil deres aktive antal reduceres.

Tiden, der er nødvendig for at reducere det aktive antal af en organisme til 10% af startværdien, kaldes decimeringstiden T_{90} , hvorved det aktive kim-antal er reduceret til en tiendedel af startniveauet (en dekade).

De vigtigste årsager til reduktion af det aktive antal sygdomsfremkaldende organismer er angivet i tabel 11.2.

Tabel 11.2 Hovedparametre for reduktion af sygdomsfremkaldende mikroorganismer

Mekanisk påvirkning	Sedimentation af partikler Adsorption på partikler Filtrering
Fysisk påvirkning Kemisk påvirkning	Temperatur Iltindhold Saltindhold pH Kemisk oxidation Fotokemisk oxidation Toksiske stoffer
Biologisk påvirkning	Mikrobiel aktivitet

Alle de nævnte parametre har indflydelse på overlevelsessevnen af de sygdomsfremkaldende organismer, men med vidt forskellig påvirkning af den enkelte type organisme.

De fleste patogene organismer lever bedst ved de temperaturer, der findes i deres værtsorganismer, dvs. ved 25-40°C.

Når omgivelsestemperaturen, eller miljøbetingelserne i øvrigt, afviger væsentligt fra disse betingelser, vil der naturligt ske en reduktion i antallet af overlevende organismer.

Som eksempel kan det nævnes, at decimeringstiden (T_{90}) for fækal coli i havvand er 0,1-3,5 døgn, mens de tilsvarende værdier for virustyperne er 5-20 gange længere.

Når de sygdomsfremkaldende organismer tilledes et renseanlæg, vil den samlede mekaniske, fysiske, kemiske og biologiske påvirkning betyde, at antallet af organismer reduceres væsentligt.

I tabel 11.3 kan man se effekten af rensningsanlæggets processer på reduktionen af sygdomsfremkaldende organismer.

Reduktionen er angivet som ændringen i antal: $1/10^x$ Reduktion = 1,0 = reduktion til 1/10. Reduktion = 2,0 = reduktion til 1/100. Reduktion = 3,0 = reduktion til 1/1000 osv.

Tabel 11.3 Reduktion af sygdomsfremkaldende organismer som funktion af rensningsgrad og anlægstype (1), (2)

Proceskombination	E. coli	Virus	Parasitter
M	0,3	0	0,3-1,0
MB	0,5-1,5	0,5-1,5	0,5-1,5
MBN	0,5-2,0	0,5-2,0	0,5-2,0
MBNDK	2,0-3,5	2,0-3,0	2,0-4,0
MBNDKF	2,5-4,5	2,0-3,5	> 4,0
MBNDKFRO	6,0-10,0	4,0-8,0	-
ME	3,0-5,0	1,0-3,0	0,5-2,0

M: mekanisk B: biologisk N: nitrifikation
D: denitrifikation K: kemisk F: filtrering
E: kalkfældning RO: omvendt osmose

Eksempel

I forhold til koncentrationsniveauet i råspildevand vil mængden af E. coli kunne nedbringes til 1/100-1/31500 ved en kombination af mekanisk og biologisk rensning (N+DN) og efterfølgende filtrering. Totalmængden af E. coli vil derfor, jf. tilløbskoncentrationen på 330.000-22.000.000 pr. 100 ml, kunne nedbringes til 1000-3000 pr. 100 ml. Badevandskravet ude i recipienten er i Danmark < 1000 E. coli/100 ml, så en garanti for god badevandskvalitet nær udløbet fra et MBNDKF-anlæg vil kun kunne gives ved yderligere tiltag ud over den biologiske rensning med filtrering.

Afhængigt af et eventuelt krav til den hygiejniske kvalitet af afløbsvandet fra et rensningsanlæg kan man ud fra tabel 11.3 beregne afløbsniveauet af aktive organismer, ud fra kendskab til startniveauet og rensningsanlægstypen.

I 1989 blev der udført omfattende hygiejniske målinger af til- og afløb fra bl.a. Søholt renseanlæg, med målinger af reduktionen med og uden filtrering. Anlægget er af typen MBNDKF, altså med en meget vidtgående rensning.

Renseeffekten for bakterier blev undersøgt for hhv. E. coli, Salmonella og Campylobacter, og resultatet var reduktionsgrader på hhv. ca. 99, 95 og 80% uden filtrering og hhv. 99,6, 98 og 90% med filtrering, hvilket for E. colis vedkommende svarede til hhv. 20.000 stk./100 ml før filtrering og 2500 stk./100 ml efter gravitationsfiltret.

Resultatet viser, at reduktionen af E. coli ikke altid er den bedste indikator for reduktionen af sygdomsfremkaldende bakterier.

Det er imidlertid klart, at man kun i sjældne tilfælde vil kunne reducere de sygdomsfremkaldende organismer til et hygiejnisk sikkert niveau i afløbet (som f.eks. badevandskvalitet) uden brug af egentlige desinfektionsmidler.

Normalt er der ikke i Danmark opstillet krav til den hygiejniske kvalitet af rensset spildevand, men i fremtiden vil der uden tvivl blive fokuseret mere på denne side af vandkvaliteten.

11.3 Metoder til fjernelse af mikroorganismer fra spildevand

Metoderne er opdelt i de egentlige rensetrin i forbindelse med biologiske renseanlæg og metoder til hygiejnisering af spildevand fra biologiske renseanlæg.

Renseanlæggene fjerner ved alle de kendte rensetrin flere og flere organismer, jo større fjernelsen af suspenderet stof og opløst organisk stof er, hvilket kan ses på reduktionsgraderne afhængigt af renseproces i tabel 11.3.

Dette skyldes som nævnt, at mikroorganismene i høj grad er adsorberet på det suspenderede stof, og derved stiger fjernelsen af organismene, når mere suspenderet stof fjernes.

Ud over disse fysiske metoder til nedbringelse af mængden af organismer benyttes egentlige hygiejniserende metoder, hvoraf de mest anvendte er kloring, ozonering og UV-bestråling af rensset spildevand. Disse metoder omtales ganske kort.

11.3.1 Filtrering og kemisk rensning

Som omtalt er hovedeffekten ved disse metoder, at mere eller mindre af det suspendede stof fjernes, hvorved dele af de patogene organismer reduceres.

Effekten af en filtrering er en reduktion på 3-10 gange af mængden af mikroorganismer ift. tilløbskoncentrationen.

Filtreringen kan i praksis udføres ved sandfiltrering eller ved microstraining over en fin filterdug.

Tilsætning af fældningskemikalier forstærker fjernelsen af organisk suspendede stof og dermed forstærkes reduktionen af mikroorganismer ift. situationen uden kemikalietilsætning.

11.3.2 Kloring

Denne metode har været den mest udbredte til nedbringelse af sygdomsfremkaldende organismer i biologisk rensede spildevand.

Metoden baserer sig på en kemisk oxidation af vitale dele af mikroorganismernes organiske stoffer, hvorved der let opnås en kraftig reduktion i aktive antal organismer.

Metoden er velegnet både over for bakterier, vira og parasitter ved et doseringsniveau på 1-8 g aktivt klor/m³ med reduktionsgrader på 4-5 dekader ved kontakttider på fra få minutter for bakterier og parasitter op til 30-60 minutter for de mest resistente vira.

Som standard benyttes en kontaktid på 30 minutter, når kloring anvendes til efterbehandling af biologisk rensede spildevand.

Klorkemikalierne, der benyttes, er normalt gasformigt klor, klordioxid eller hypoklorit.

Doseringsniveauet er afhængigt af det rensede spildevands indhold af suspendede COD, hvorved de laveste niveauer observeres i forbindelse med et filtreringstrin før kloringen.

Problemerne i forbindelse med anvendelse af klorholdige oxidationsmidler til desinfektion opstår ved de uundgåelige kemiske reaktioner mellem ammoniumforbindelser og det aktive klor, hvorved der kan dannes carcinogene mono-, di- og trikloraminer og klorerede metaner, som f.eks. kloroform.

Kloringens negative sider, med de giftige kemiske reaktioner med spildevandets indhold af ammoniak og organisk stof, kan undgås ved kloring med stoffet klordioxid, men der er problemer med dels prisen på dette kemikalie, dels håndteringen af kemikaliet, da det er en eksplosiv gas og dermed kræver store sikkerhedsforanstaltninger ved praktisk anvendelse.

11.3.3 Ozonering

Ozon, O₃, er et meget kraftigt oxidationsmiddel uden de giftige sidereaktioner, som anvendelse af kloring kan forårsage med det organiske stof og ammoniakindholdet i det biologisk rensede spildevand.

Kontakttiderne for reaktionen mellem ozon og de sygdomsfremkaldende organismer er yderst kort sammenlignet med de tilsvarende tider for klorforbindelser, men på grund af den meget kraftige oxidationsevne skal alle materialer anvendt i ozongeneratoren være udført i rustfrit stål (316-kvalitet).

Problemerne i forbindelse med anvendelse af dette oxidationsmiddel er dels den høje anlægspris og de store driftsudgifter i forbindelse med ozonproduktionen (elektrisk), og en mulighed for produktion af epoxy-forbindelser ved reaktion med organisk stof.

11.3.4 UV-bestråling

Bestråling af levende organismer med ultraviolet lys med bølgelængder mellem 250 og 270 nm er en meget effektiv desinfektionsmetode.

Strålerne indeholder energi, som kan ødelægge molekylstrukturen i de centrale molekyler som RNA og DNA, hvorved selve basis for den levende organisme ødelægges. Kviksøvlamper kan producere en stabil stråling ved ca. 254 nm og er den mest anvendte UV-kilde.

Fordelene ved anvendelse af UV-bestråling er manglen på toksiske reaktionsprodukter, og den billige driftsudgift. Udstyret kan monteres online på afløbet fra et biologisk renseanlæg, men den nødvendige strålingseffekt er afhængig af indholdet af suspenderet stof i spildevandet.

Metoden benyttes derfor oftest på afløb fra en filtreringsenhed med suspenderet stofindhold på mindre end 5-10 g SS/m³. Det er muligt med de kraftigere UV-rør at hygiejniserer afløbsspildevandet uden en forudgående filtrering, som er en meget dyr anlægsinvestering.

Hvis der ikke er en forudgående filtrering, vil energibehovet til UV-bestrålingen være 4-5 gange højere end ved konventionel UV-bestråling efter filtrering.

Problemerne i forbindelse med UV-bestråling ligger i manglen på målelige restprodukter, idet det er svært at vide, om man har doseret tilstrækkelig strålingseffekt til et aktuelt spildevandsudløb.

Ved anvendelse af filtrering før UV-behandling er den karakteristiske dosis i området 2-20 W/l reaktor, svarende til en kapacitet på ca. 100 m³ spildevand/h ved en lampeeffekt på 100 W i filtreret spildevand (opholdstid = 2-3 sek.).

Uden filtrering vil energiudgiften stige til 4-5 Wh/m³ behandlet spildevand.

Driftsudgifterne til UV-bestråling er altså relativt små, mens prisen på bestrålingsudstyret er relativ høj.

Litteratur

- (1) Miljøstyrelsen, 1991. Spildevandsforskning, Rapport nr. 21. Hygiejnisk kvalitet af spildevand fra renseanlæg.
- (2) Arvin, E. og Dahl, E., Desinfektion inden for teknisk hygiejne. Danmarks tekniske Højskole, 1974.
- (3) K.E. Longly, Wastewater Disinfection, Manual of practice FD-10. Water Pollution Control Federation, Alexandria, USA, 1986.
- (4) Leif Winther, Mogens Henze, Jens Jørgen Linde og H. Thorkild Jensen. Spildevandsteknik. 4. udgave. Polyteknisk Forlag 2009.

12

Mængder og sammensætning af slam

Af Gert Holm Kristensen

Ved rensning af spildevand produceres forskellige typer af spildevandsslam ved de forskellige procestrin. Mængde og sammensætning af slammet varierer en del fra sted til sted, hovedsagelig som følge af variationer i spildevandets sammensætning. Også forskelle i spildevands- og slambehandling fra sted til sted vil imidlertid kunne påvirke slammets karakteristika.

I det følgende er på tabelform givet en oversigt over typisk producerede slamtørstofmængder samt hovedtal for de forskellige slamtypers sædvanlige sammensætning.

Sammensætningen af overskudsslammet afhænger af spildevandet og renseprocesserne.

Slammængder

I tabel 12.1 er angivet erfaringsmæssigt forventelige slamtørstofmængder produceret pr. personækvivalent pr. døgn ved forskellige procestrin. Ved forbehandlingsprocesserne er angivet værdier både uden og med udrådning. Værdierne uden udrådning svarer til de slamtørstofmængder, der skal fjernes fra de primære bundfældningstanke, mens værdierne med udrådning svarer til de mængder, der skal tilføres slamafvandringsanlægget efter anaerob stabilisering.

Tabel 12.1 Typiske slamtørstofmængder dannet ved forskellige procestrin

Proces	Slammængde g TS/PE døgn
Primær bundfældning	45-55
Primær fældning	70-90
Primær bundfældning og udrådning	30-40
Primær fældning og udrådning	50-70
Biosorption	60-75
Biosorption og udrådning	45-60
Nitrificerende aktiv-slam anlæg:	
Råspildevand, uden simultanfældning	45-60
Råspildevand, med simultanfældning	60-75
Forklaret spv., uden simultanfældning	25-35
Forklaret spv., med simultanfældning	40-50
Kemisk forfældet spv., m/u sim. fældn.	15-25

Drift af renseanlæg

Ved Miljøstyrelsens seneste opgørelse over slamproduktionen fra spildevand (4) anføres den gennemsnitlige årlige slamproduktion fra danske renseanlæg til 20,2 kg TS/PE, hvilket svarer til 55 g TS/PE pr. døgn.

Med øget fokus på energibesparelser tilføres i stigende grad overskudsslam fra nitrificerende aktiv-slam anlæg til rådnetanke med henblik på at øge biogasproduktionen og samtidig mindske mængden af slam, der skal slutdisponeres. For sådanne anlæg mindskes tallene i tabel 12.1 for nitrificerende aktiv-slam anlæg med omkring 25-30%.

Slammets sammensætning

I tabel 12.2 er anført typiske intervaller for sammensætning af forskellige slamtyper.

Ved vurdering af slamanalyser bør man være opmærksom på, at der er stor usikkerhed forbundet med prøvetagning og analyse af slam. Analyseresultater, der falder uden for de sædvanligvis fundne værdier, kan derfor godt være et resultat af dette. Enkeltværdier målt på slamprøver må derfor betragtes med noget forbehold, indtil gentaget analyse af nye prøver har bekræftet et eventuelt afvigende resultat.

COD i slam

Indholdet af organisk stof (glødetab på slamtørstof og COD) vil typisk være højt i primærslam, og falder ved biologisk stabilisering af slammet, hvad enten stabiliseringen sker anaerobt i rådnetank eller aerobt ved beluftning. Indholdet af organisk stof i nitrificerende aktiv-slam er oftest højere i anlæg med forbehandling af spildevandet end i anlæg drevet med råspildevand.

Kemisk fældning vil generelt sænke det forholdsmæssige indhold af organisk stof, idet der ved fældningen genereres en uorganisk slamproduktion.

Kvælstof i slam

Indholdet af kvælstof i primærslam kan variere en del med spildevandssammensætningen. Ved udrådning bringes imidlertid en betydelig del (typisk ca. halvdelen) af kvælstoffet på opløst form og returneres til anlægget med rejktvand. Kvælstofindholdet i primærslam falder derfor ved udrådning. Kvælstofindholdet i aktiv-slam ligger typisk højere i anlæg med forbehandling af spildevandet end i anlæg drevet med råspildevand.

Fosfor i slam

Indholdet af fosfor i primærslam kan variere en del med spildevandssammensætningen. Ved udrådning bringes en del (typisk ca. 20-40%) af fosformængden på opløst form og returneres til anlægget med rejktvand. Fosforindholdet i primærslam falder derfor ved udrådning. Ved forfældning binder fældningskemikalierne fosfor i slammet, hvorfor fosforindholdet ved udrådning ikke falder nævneværdigt ved denne proces. Fosforindholdet i aktiv-slam kan variere med indholdet af naturlige fældningskemikalier (jern og calcium) i spildevandet. Simultanfældning vil typisk øge fosforindholdet med en faktor 2-2,5.

Table 12.2 Typisk sammensætning af forskellige slamtyper. Data bl.a. fra (1)

Primærslam		
	Frisk fra konc. tank	Udrådnet fra rådnetank
TS (g/kg slam)	40-60	30-40
TSG (% af TS)	70-80	50-60
COD (g/kg slam)	50-100	25-50
COD (kg/kg TS)	1-2	0,7-1
TN (g/kg slam)	1-3	1-3
TN (% af SS)	2-4	1-3
TP (g/kg slam)	0,5-1	0,5-1
TP (% af SS)	1-2	0,8-1,5

Kemisk fældet primærslam		
	Frisk fra konc. tank	Udrådnet fra rådnetank
TS (g/kg slam)	40-60	30-40
TSG (% af TS)	60-70	40-50
COD (g/kg slam)	40-80	25-40
COD (kg/kg TS)	0,8-1,5	0,6-0,8
TN (g/kg slam)	1-2	1-2
TN (% af SS)	2-4	1-3
TP (g/kg slam)	1-3	1-3
TP (% af SS)	3-5	3-5

Aktiv-slam (returslam)		
	Uden P-fjernelse	Med P-fjernelse
TS (g/kg slam)	10-15	10-15
TSG (% af TS)	55-70	50-60
COD (g/kg slam)	10-15	10-15
COD (kg/kg TS)	0,8-1,2	0,8-1
TN (g/kg slam)	1 0,5-1	0,5-1
TN (% af SS)	4-7	3-5
TP (g/kg slam)	0,2-0,4	0,3-0,7
TP (% af SS)	1,5-2,5	3-5

Tungmetaller og miljøfremmede stoffer i slam

Indholdet af tungmetaller og organiske miljøfremmede stoffer i slammet er afgørende for mulighederne for at slutanbringe spildevandsslam ved anvendelse til jordbrugsformål, (2) og (3).

De i den forbindelse relevante tungmetaller, for hvilke der eksisterer afskærringsværdier, er cadmium (Cd), kviksølv (Hg), bly (Pb), nikkel (Ni), chrom (Cr), zink (Zn) og kobber (Cu).

På samme måde som for de nævnte tungmetaller er der grænseværdier for maksimale indhold af visse organiske miljøfremmede stoffer. Af hensyn til slutanbringelse på landbrugsjord føres der løbende kontrol med slammets indhold af udvalgte miljøfremmede stoffer: LAS (lineære alkylbensulfonater), PAH (polycykliske, aromatiske hydrokarboner), NPE (nonylphenol + nonylphenoethoxylater) og DEHP (di(2-ethylhexyl) phthalat).

Forbedret slam

Som følge af den løbende indsats med begrænsningen i udledning af tungmetaller og organiske miljøfremmede stoffer fra industrielle kilder til offentligt kloaknet er indholdet af disse forureningskomponenter i slammet faldende. Gennem perioden 1995-2005 er indholdet af tungmetaller reduceret med 13-57%, mens indholdet af de nævnte organiske miljøfremmede stoffer er reduceret med 35-75%, (4).

Tabel 12.3 viser de vægtede gennemsnit for indholdet af tungmetaller og organiske miljøfremmede stoffer i dansk spildevandsslam i 2005.

Kvalitetskravene til slam, der udbringes på landbrugsjord, er nærmere behandlet i kapitel 17 om slutdisponering af slam.

Tabel 12.3 Gennemsnitlige koncentrationer af tungmetaller og organiske miljøfremmede stoffer i dansk spildevandsslam i 2005, (4)

Tungmetaller	mg/kg TS
Cadmium	1,3
Kviksølv	1,6
Bly	59,1
Nikkel	26,7
Chrom	25,2
Zink	816
Kobber	291
Organiske miljøfremmede stoffer	mg/kg TS
LAS (lineære alkylbenzensulfonater)	462
PAH (polycykliske, aromatiske hydrokarboner)	1,5
NPE (nonylphenol + nonylphenoethoxylater)	7,8
DEHP (di(2-ethylhexyl) phthalat)	15,2

Litteratur

- (1) Henze, M. (1983). Spildevandsslams sammensætning. Stads- og havningeniøren, 11/12.
- (2) Plantedirektoratet (2000). Bekendtgørelse nr. 56 af 24. januar 2000 om tilsyn med spildevandsslam m.m. til jordbrugsformål.
- (3) Bekendtgørelse nr. 1650 af 13/12/2006 om anvendelse af affald til jordbrugsformål. (Slambekendtgørelsen).
- (4) Miljøstyrelsen (2009). Spildevandsslam fra kommunale og private anlæg i 2005. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 3, 2009.
- (5) Leif Winther, Mogens Henze, Jens Jørgen Linde og H. Thorkild Jensen. Spildevandsteknik. 4. udgave. Polyteknisk Forlag 2009.

13

Forafvanding og slamkoncentrering

Af Mogens Henze

13.1 Orientering

- Formål** Slamkoncentrering anvendes på rensningsanlæg for at opnå en volumenreduktion af den slammængde, som produceres ved spildevandsrensning. Overskudsslammet fra renseprocesserne indeholder, uanset type, for størstedelen vand, og en reduktion af slamvolumen betyder en reduktion af såvel anlægs- som driftsomkostninger for efterfølgende behandlingsenheder, f.eks. rådnetanke og den mekaniske afvanding, fordi alle disse anlægs størrelse afhænger af det volumen slam, der skal behandles pr. dag.
- Beskrivelse** Slam består af partikler opslemmet i vand. Koncentreringen indebærer, at en vis del af vandet fjernes i form af slamvand, mens resten forbliver i slammet.
- 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 især på biologisk og kemisk slam, dog ikke kalkslam.
- Ud over den nævnte koncentreringsmetode er det blevet mere almindeligt også at anvende mekaniske slamafvandere til en opkoncentrering af slammet. Dette gælder især for biologisk slam i forbindelse med fosforfjernelse, hvor det er væsentligt at få en forholdsvis hurtig afvanding af det biologiske slam.
- Forafvandere** Forafvandere benyttes i stigende grad på rensningsanlæg, da det i mange tilfælde er en billigere løsning rent anlægsmæssigt, ligesom den ikke er så pladskrævende som en traditionel slamkoncentreringstank. Der kan benyttes såvel sibåndspreser som centrifuger til forafvanding, men der findes også afvandingsudstyr som tromleafvandere og lamelseparatorer, som mere direkte er udviklet til forafvanding. Slammet tilsættes polymer inden afvandingen, ligesom det sker ved selve slutafovandingen, og tørstoffet i det afvandede slam vil typisk ligge på 8-12% TS for primærslam og 5-7% TS for biologisk slam. Polymerforbruget vil i forafvandingsprocessen typisk ligge på 2-4 kg/t TS. At slammet indeholder en mængde polymer allerede inden slutafovandingen betyder, at polymerforbruget ved slutafovandingen ofte kan nedsættes.
- Driftsproblemer ved rørende forafvanding er meget lig de problemer, som kan opstå i slutafovandingen. Om driftsproblemer henvises til kapitel 15.



Tromleafvander til forafvanding af slam. Egå renselanlæg

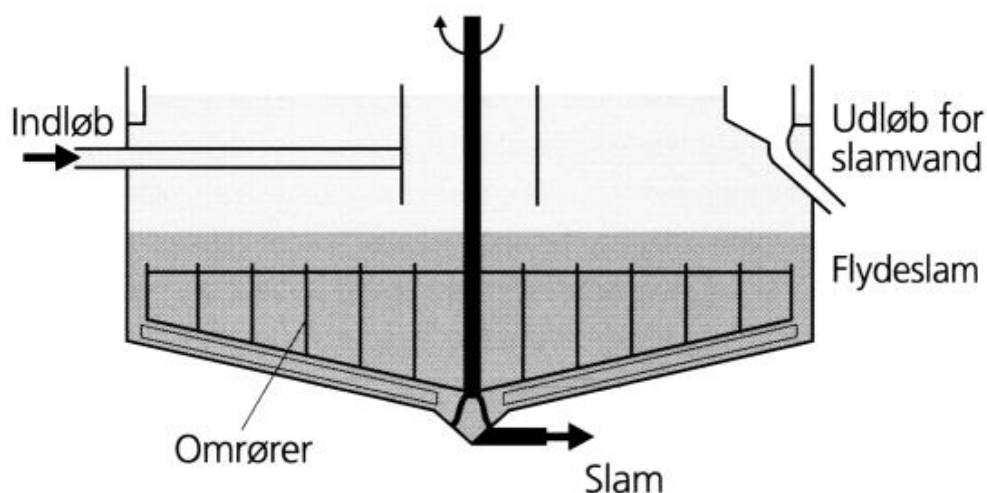
Koncentreringsstanke

Der skelnes mellem to typer koncentreringsstanke, dels tanke med en diskontinuert tilførsel af slam, dels tanke med kontinuert slamtilførsel. Ved diskontinuert koncentrerings foretages en portionsvis indpumpning af slam, hvorefter tankindholdet holdes i ro i 1/2-1 døgn. Herefter foretages inden udpumpning af koncentreret slam fra tankens bund en dekantering af vandzonen i tankens øverste del. Når tanken er tømt, kan der således på ny indpumpes slam i tanken.

På de fleste renselanlæg, hvor der i dag bygges koncentreringsstanke, vil det i langt de fleste tilfælde være tanke af den kontinuerte type, hvor såvel slamtilførsel som dekantering af den dannede vandzone foregår kontinuert. Disse tanke er forsynet med et langsomtgående røreværk, hvorved slammet omrøres, så det vand, som ligger mellem de enkelte slampartikler, lettere kan frigøres, og koncentrerings fremmes dermed. Ved denne type tanke, afhængig af slamtype, kan der opnås et tørstofindhold på 4-10% TS i slammet, som udtages fra bunden af tanken.

Kontinuert fungerende slamtyknere er oftest cirkulære tanke med en dybde af 2,5-5,5 m, og røreværket drives med en periferihastighed på mellem 1 og 9 m pr. min.

Drift af renseanlæg



Figur 13.1 Snit af koncentreringstank med bundskarber

13.1.1 Aktuelle observationer, målinger, analyser og beregnede værdier

De observationer, målinger, analyser og beregnede værdier, som er aktuelle ved koncentreringstanke, fremgår af nedenstående opstilling.

Tabel 13.1 Slamkoncentrering

Indpumpet slam		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Lugt og udseende	Tørstofindhold og glødetab pH Slamvolumen	Tørstofmængde
Slamtykner		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Flydeslam	Slamspejlsniveau	Hydraulisk overfladebelastning Tørstofoverfladebelastning
Slamudtag fra slamtykner		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Lugt og udseende	Tørstofindhold og glødetab Slamvolumen pH	Slamopholdstid Udskilleelsesgrad
Slamvand fra slamtykner		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Udseende	Slamvandsvolumen Suspenderet stof B15, COD Totalfosfor	

13.1.2 Driftsovervågning

Indpumpet slam	Sammensætningen af slammet, som tilledes koncentreringsstanken, afhænger af rensningsanlæggets procestekniske opbygning samt af, hvorvidt eksternt slam tilkøres rensningsanlægget, f.eks. septiktankslam.
Udseende og lugt	Slammet, som tilledes koncentreringsstanken bør, med mellemrum besigtiges, idet ændringer i slambeskaffenhed herved kan afsløres. Kraftig lugt af svovlbrinte er en indikation på en igangværende slamgæringsproces og kan ofte henføres til en nedsat funktion i forudgående procesenheder, eller at tilløbsvandet til rensningsanlægget er transporteret over lange afstande i kloaksystemet. Der kan dog også være tale om, at opholdstiden i tanken er for lang. Daglige iagttagelser af slammet i tanken vil efterhånden give erfaringsgrundlag for en visuel bedømmelse af tankens drift.
Tørstof og glødetab	Tørstofindholdet i slammet, som tilledes koncentreringsstanken, bør hyppigt bestemmes og helst på basis af slamprøver udtaget over døgnet. Tørstofindholdet af det indgående slam kan 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. Slamets tørstofindhold anvendes endvidere til beregning af den indkommende tørstofmængde til slamtykner, tørstofferfladebelastning og udskilleelsesgrad, talstørrelser, der alle bruges til styring af driften og til beregning af tankens effektivitet.
pH	Såfremt slammet allerede er gået i forrådnelse i forudgående bygværker, vil slammet være vanskeligere at koncentrere. Det kan både skyldes lavt pH og kemiske ændringer. Ved slammets videre ophold i tanken vil for-gæringsprocessen fortsætte, og gasudviklingen vil yderligere modvirke slammets koncentreringsproces, idet de opstigende gasbobler vil holde slampartiklerne svævende.
Slamvolumen	Måling af indpumpet slamvolumen i $\text{m}^3/\text{døgn}$ er vigtigt dels som vurderingsgrundlag for ændringer i slamproduktionen, dels under hensyn til beregning af indpumpede tørstofmængder, udskilleelsesgrad m.v. Indpumpet slamvolumen kan bestemmes ud fra pumpekapacitet.
Tørstofmængde	Ved multiplikation af det indpumpede slams volumen m^3/d og tørstofkoncentration ($\text{kg TS}/\text{m}^3$) fås den indpumpede tørstofmængde til koncentreringsstanken og dermed den dagligt producerede slammængde i rensningsanlægget.
<p>Eksempel Indpumpet slammængde: $40 \text{ m}^3/\text{døgn}$ Tørstofindhold: 2,0% TS = $20 \text{ kg TS}/\text{m}^3$ Indpumpet tørstofmængde = $40 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 20 \text{ kg TS}/\text{m}^3 = 800 \text{ kg TS}/\text{d}$</p>	
Flydeslam	En del flydeslam vil ofte dannes på overfladen som følge af tilførsel af fedt-agtige produkter, men flydeslam kan også skyldes slamopskydninger på grund af gasudvikling i slammet i tanken. Gasudvikling forværres ofte i sommerperioder, hvor nedbrydningshastigheden i det organiske materiale er høj. Vedrørende unormalt store flydeslamdannelser henvises til afsnittet om driftsproblemer.
Slamspejlsniveau	Bestemmelse af slamspejlsniveauet i koncentreringsstanken 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 slamind-

Drift af renseanlæg

pumpningen. Et højt slamspejlsniveau betyder også, at slammets opholdstid i slamtykneren er lang, hvilket kan medføre en begyndende forgæringsproces i slammet. Dette kan forårsage opskydning af slam og dårlig lugt. Se endvidere under "slamopholdstid", hvori slamspejlsniveauet indgår som et mål for slammets middellopholdstid i slamtykneren.

Hydraulisk overfladebelastning

Den hydrauliske overfladebelastning, HOB, er et ofte anvendt mål for belastningsforholdene for slamtyknere. HOB angives i $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ og beregnes ud fra følgende udtryk:

$$\text{HOB} = Q_1 / A_2$$

hvor

Q_1 = Indpumpet slamvolumen pr. time, m^3/h A_2 = koncentreringsstankens overfladeareal, m^2 .

Koncentreringsstanke vil normalt fungere tilfredsstillende ved belastninger indtil $0,50\text{-}0,75 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$.

Tørstofoverfladebelastning

HOB er egentlig vandets lodrette hastighed opad i slamtykneren. Tørstofoverfladebelastningen, TOB, udtrykt som $\text{kg TS}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$. regnes ud fra følgende udtryk:

$$\text{TOB} = (Q_1 \cdot \text{TS}_1) / A_2$$

Hvor

Q_1 = Indpumpet slamvolumen pr. døgn, m^3/d

TS_1 = Tørstofkoncentrationen af det indpumpede slam, $\text{kg TS}/\text{m}^3$

A_2 = Koncentreringsstankens overfladeareal, m^2

TOB angiver den mængde tørstof i kg, som tilføres hver m^2 overflade pr. døgn.

Slamtyknere vil i almindelighed fungere tilfredsstillende ved følgende tørstofoverfladebelastninger:

Tablet 13.2 Slamkoncentration

Slamtype	TOB $\text{kg TS}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$
Mekanisk slam	< 100
Biologisk slam (aktiv-slam)	< 25
Biologisk slam (filterslam)	< 50
Kemisk slam	< 25
Blandingsslam:	
Mekanisk-biologisk (aktiv)	< 50
Mekanisk-kemisk slam	< 50
Mekanisk-biologisk-kemisk	< 50

I visse tilfælde vil det være hensigtsmæssigt at beregne tørstofoverfladelastningen på timebasis i stedet for døgnbasis.

13.1.3 Slamudtag fra koncentreringstanken

Tørstofindhold og glødetab

Tørstofindholdet bør principielt bestemmes, hver gang der udtages slam fra tykneren, da der over døgnet kan være store variationer i det tørstofindhold, som opnås. Introduktionen af instrumenter til kontinuert slamtørstofmåling gør overvågningen af slamudtaget lettere. Det opnåede tørstofindhold vil endvidere være afhængigt af slamtypen. I nedenstående oversigt er angivet skønsmæssige tørstofprocenter, som kan opnås ved kontinuerle koncentreringstanke med røreværk.

Tabel 13.3 Slamkoncentration

Slamtype	Tørstofindhold i %
Mekanisk slam	4-10
Biologisk slam (aktiv-slam)	2-3
Biologisk slam (filterslam)	4-7
Kemisk slam (aluminium)	2-3
Kemisk slam (jern)	2,5-3,5
Kemisk slam (kalk)	6-10

For blandingslam kan tørstofindholdet efter koncentrering 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 slamvolumener med lavt tørstofindhold. Endvidere anvendes slamvolumen til beregning af "slamopholdstid" og udskillelsesgrad. Udtaget slamvolumen kan bestemmes ud fra pumpeetid og pumpekapacitet.

pH

For lang slamopholdstid i koncentreringstanken kan bevirke 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 koncentreringstanken og beregnes ud fra følgende udtryk:

1. Slamvolumen i tank (m^3)
2. Udtaget slamvolumen pr. døgn (m^3/d)
3. Slamopholdstiden angives i døgn.

Til bestemmelse af koncentreringstankens indhold af slam anvendes registrering af slamspejlsniveauet i tanken. Dette sammenholdes med tankens geometriske udformning, hvorved beregning af slammængden i koncentreringstanken muliggøres.

Eksempel

Slamspejlsniveau i tanken er registreret til 3,5 m over tankbund, og overfladearealet er 14,3 m^2 . Dette giver en slammængde på 50 m^3 slam. Dagligt slamudtag fra tanken udgør 30 m^3/d .

$$\text{Slamopholdstid} = (50 \text{ m}^3) / (30 \text{ m}^3/d) = 1,66 \text{ døgn}$$

Udskillelsesgrad

Slamopholdstiden bør i sommerperioder være af størrelsesordenen 0,3-1 døgn og i vinterperioder 0,5-2 døgn for at sikre, at der ikke foregår en for kraftig gasudvikling, hvorved slammets koncentreringsforløb modvirkes.

Koncentreringstankens effektivitet kan udtrykkes ved udskillelsesgraden i %. Denne er defineret som: (Tørstofmængde pr. døgn i slamudtag) / (Tørstofmængde pr. døgn indpumpet til tank) · 100%

Eksempel

Indpumpet slamvolumen til tank udgør 80 m³/d med et gennemsnitligt tørstofindhold på 1,0% TS. Slamudtag pr. døgn udgør 20 m³/d med et tørstofindhold på 3,8% TS.

$$\text{Udskillelsesgrad} = (20 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 38 \text{ kg TS/m}^3) / (80 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 10 \text{ kg i TS/m}^3) \cdot 100 = (760 \text{ kg TS/d}) / (800 \text{ kg TS/d}) \cdot 100 = 95\%$$

Såfremt den beregnede udskillelsesgrad er mindre end 90-95%, er det ensbetydende med, at overløbsvandet fra tanken indeholder betydelige mængder suspenderet stof. Overløbsvand med et højt indhold af suspenderet stof kan bevirke driftsforstyrrelser i andre dele af rensningsanlægget bl.a. gennem overbelastning.

13.1.4 Slamvand fra koncentreringstank

- Udseende** Slamvand fra koncentreringstanke bør have et lavt indhold af suspenderet stof, hvilket ofte visuelt kan konstateres.
- Slamvandsvolumen** Ved diskontinuerte tanke bestemmes volumen af slamvand, som dekanteres fra tanken 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 koncentreringstankens overløb.
- Ved kontinuerte koncentreringstanke vil volumen af slamvand være differencen mellem indpumpet og udtaget slamvolumen.
- Suspenderet stof** Ved velfungerende koncentreringstanke 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 lang slamopholdstid i tanken vil slamvandets indhold af opløst organisk stof øges væsentligt.

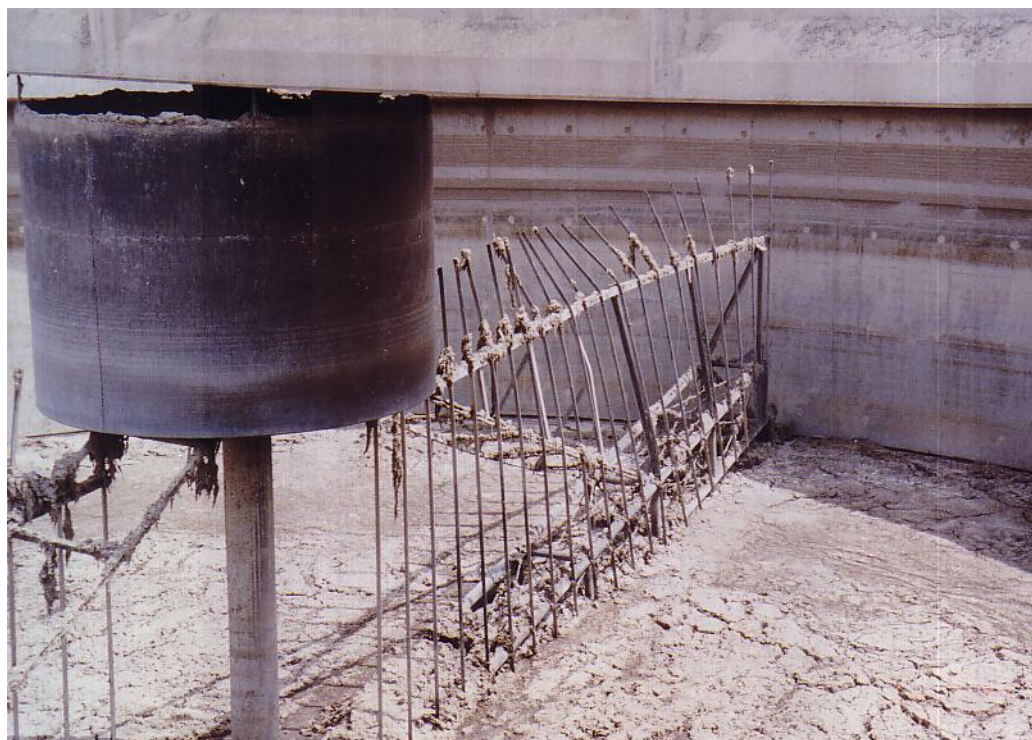
13.2 Driftsproblemer

Flydeslam	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Slammet har for lang opholdstid i tanken og går i forgæring.	Foretag registrering af slamspejlsniveau i tanken og beregn slamopholdstid. Såfremt denne er høj, bør slamudtag fra tankens bund øges.
Tankvægge med lille hældning muliggør akkumulering af gammelt slam. Gasudviklingen i slammet bevirker, at dette stiger til vejrs.	Forsøg med hyppige rengøringer af tankvægge.
Lugtgener fra koncentreringstank	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Slamopholdstid i tanken er for lang, hvilket giver anledning til svovlbrintedannelse. Se endvidere under flydeslam.	Forøg udtag af slam fra tankbund. En anden mulighed vil være at forøge det slamvolumen, som indpumpes til tanken, således at det indpumpede slam er af mere frisk karakter. Dette må dog ikke ske på bekostning af en dårligere kvalitet af overløbsvandet. Kalktilsætning kan også være aktuelt.

Utilfredsstillende kvalitet af slamvand

En utilfredsstillende kvalitet af slamvand fra koncentreringstanke vil ofte vise sig derved, at andre anlægsdele viser nedsat funktion som følge af slamvandets tilbageføring. Ligeledes vil dette forhold fremgå ved beregning af udskillelsesgrader. En utilfredsstillende slamvandskvalitet kan således forekomme i form af:

1. Højt indhold af suspenderet stof og dermed
2. Højt indhold af organisk stof og fosfor.



Slam kan også blive for koncentreret, således at omrøreren bliver overbelastet, som det ses på dette billede. Omrørere skal være solidt konstrueret, denne er nok for spinkel.

Højt indhold af suspenderet stof

<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Hydraulisk overbelastning af tank.	Tilfør råslam til tanken over et længere tidsrum, evt. ved en ændring af pumpekapaciteten. Foretag udjævning af slamvandsmængden inden tilledning til det øvrige rensningsanlæg.
Slam i tanken er gået i forrådnelse på grund af for lang slamopholdstid.	Forsøg slamudtag fra bund af tank. Foretag udjævning af slamvandsmængden inden tilledning til rensningsanlæg.
Dårlige strømningsforhold på grund af u hensigtsmæssig placering af indpumpningsrør. Dårlige strømningsforhold på grund af uensartet overløb.	Ændring af indpumpning i tank. Justér overløbskanterne.
Tørstofoverfladebelastningen på tanken er for høj.	Forsøg med hyppigere indpumpning af slam, hvorved tørstofkoncentrationen af det indpumpede slam mindskes.

Højt indhold af opløst organisk stof

<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
For lang opholdstid i tank. Behandling af eksternt tilkørt slam.	Forøg slamudtag. Undgå stødtilførsler af septiktankslam. Såfremt indholdet af BI5 stadig er højt og virker forstyrrende på det øvrige rensningsanlæg, kan en udjævning over døgnet af slamvandsmængden mindske problemerne.

Lav tørstofkoncentration i udtaget slam	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Slammet henstår ikke i tilstrækkelig lang tid i slamtykner.	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 at opnå et lettere bundfældeligt slam.

Litteratur

- (1) Henze, M. (1983). Spildevandsslams sammensætning. Stads- og havneingeniøren, 11/12.
- (2) Leif Winther, Mogens Henze, Jens Jørgen Linde og H. Thorkild Jensen. Spildevandsteknik. 4. udgave. Polyteknisk Forlag 2009.

14 Slamstabilisering

Af Mogens Henze

I dette kapitel omtales de metoder, der benyttes til stabilisering af slam. Stabilisering har til formål at mindske lugtgener, mindske smittefaren fra slammet, samt at forbedre afvandings- og koncentreringsegenskaberne. De biologiske metoder til slamstabilisering mindsker slamtørstofmængden, mens kemisk stabilisering øger mængden.

14.1 Anaerob slamstabilisering, orientering

Anaerob slamstabilisering har til formål at omdanne slammet og ændre dets egenskaber. Det sker ved at stabilisere det slam, der er dannet ved den mekanisk-biologiske spildevandsrensning. Stabiliseringen er en nedbrydning af organisk stof ved en rådneproces uden ilt til stede. Processen giver fire væsentlige effekter:

Resultat af udrådning

- dannelse af stabilt (forholdsvis lugtfrit) slam
- reduktion af smitstoffer for både mennesker- og dyresygdomme, så risiko for spredning af sygdomme mindskes
- reduceret slamtørstofmængde på grund af nedbrydningen af dele af det organiske stof. Hvis den anaerobe stabilisering også omfatter koncentrering (dekantering af slamvand), opnås også reduceret slamvolumen
- dannelse af metangas (med et væsentligt indhold af kuldioxid).

Ud fra et stabiliseringssynspunkt består slammets samlede tørstofindhold, TS, af organisk tørstofglødetab, TSG, og uorganisk tørstofgløderest, TSGR, dvs. $TS = TSG + TSGR$. Mængden af uorganisk stof ændres ikke ved stabiliseringen, og det betyder, at procenten af uorganisk stof stiger.

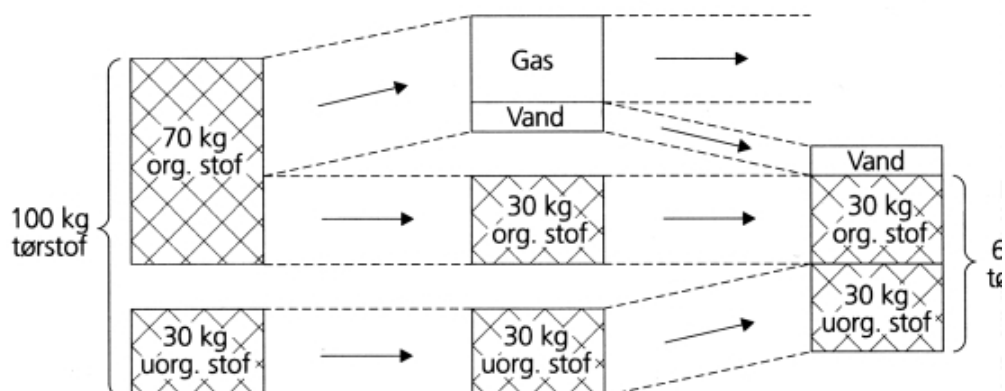
14.1.1 Anaerob slamstabilisering, beskrivelse

Anaerob slamstabilisering foregår under anaerobe (iltfrie) forhold, i modsætning til den aerobe slamstabilisering, hvor der til stadighed iltes. Udrådningens processens indvirkning på slammets sammensætning er vist i figur 14.1. I figuren ses omsætningen af organisk stof i en rådnetank (biogastank). Det er antaget, at råslammængden udgør 100 kg TS. Heraf udgør det organiske stof 70% = 70 kg TSG, medens resten er uorganisk 30 kg TSGR. Den uorganiske slammængde ændres ikke under udrådningens processen. Det organiske tørstof, TSG, kan opdeles i en nedbrydelig fraktion samt en ikke-nedbrydelig (inert) fraktion.

Af eksemplet fremgår, at 40 kg organisk stof er blevet nedbrudt og omdannet til vand og gas. Gassen består hovedsagelig af metan og kuldioxid. Det resterende slam, i alt 60 kg, består efter udrådningen i dette tilfælde af lige dele organisk og uorganisk materiale, dvs. at det indeholder 50% TSG.

Industriaffald

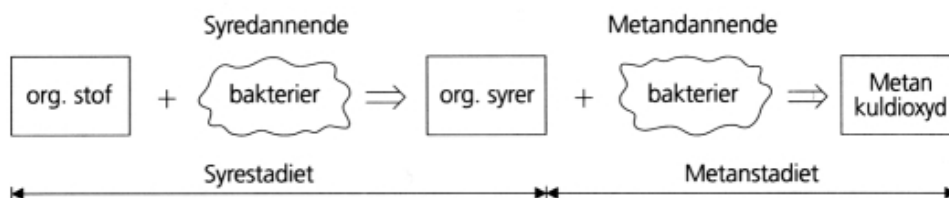
Man kan med fordel behandle organisk industriaffald sammen med slammet fra spildevandsrensningen. Det kræver, at processen har kapacitet til at omsætte den ekstra mængde organisk stof. Det er vigtigt at undgå stødbelastninger, som kan overbelaste processen og i værste fald føre til, at den anaerobe omsætning standser på grund af lavt pH skabt af for stor syreproduktion. Organisk affald fra levnedsmiddelindustri (slagterier), restauranter samt anden servicevirksomhed giver stor biogasproduktion og er velegnet som tilsætning. Det er vigtigt, at det organiske industriaffald er ordentlig neddelt, inden det tilsættes processen – en selvdød gris i hel figur vil ødelægge systemet.



Figur 14.1 Eksempel på omdannelse af slammet ved anaerob slamstabilisering

Syretrin og metantrin

Nedbrydningen af organisk stof i udrådningssprocessen er meget kompliceret og sker i en lang række trin. For at kunne forstå årsagen til de driftsproblemer, der kan opstå, kan processen forenklet opdeles i 2 trin (2 stadier), hvilket er vist i figur 14.2.



Figur 14.2 2 trins opdeling af den anaerobe slamstabiliseringsproces

Syrestadiet er første trin, og her omdanner de syredannende bakterier råslammets langsomt nedbrydelige organiske forbindelser til letnedbrydelige organiske syrer (især eddikesyre og propionsyre). De dannede syrer er flygtige (fede) syrer. I syrestadiet udvikles også en række ildelugtende luftarter, blandt andet svovlbrinte (H_2S). De syredannende bakterier er ikke særlig følsomme over for miljøændringer.

Metanstadiet er andet trin, og her omsættes de flygtige syrer af metandannende bakterier til metan, kuldioxid og vand. Desuden dannes mindre mængder af brint, kvælstof og svovlbrinte.

Væksthastighed

De metandannende bakterier er særdeles miljøfølsomme, og deres væksthastighed er lille. Selv små ændringer af f.eks. temperatur, pH og belastning nedsætter deres evne til at omsætte de i syrestadiet producerede flygtige syrer.

Overvågning af rådnetanksprocessen har derfor primært til formål at opretholde en procesmæssig harmoni mellem aktiviteten af de syredannende og de metandannende bakterier. Da det er de metandannende bakterier, der er de sarte og langsomt voksende, skal miljøet i rådnetanken indrettes efter disse. Når de metandannende bakterier trives, så trives de syredannende også. For at opnå slamstabilisering er det nødvendigt, at begge trin i rådneprocessen fungerer.

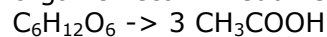
Harmoni mellem kønnene

Det er med anaerobe processer som med det menneskelige samfund, og hvis man bliver i det traditionelle kønsrollemønster, kan man tale om et samspil mellem maskuline og feminine bakterier. For at få harmoni imellem kønnene må man tage hensyn til de følsomme feminine metanbakterier. De voldsomt frembrusende (nærmest voldelige) maskuline syredannere kan ødelægge hele samspillet og dermed biogasprocessen. Det er vigtigt at styre de maskuline syredannere og ikke fodre dem for meget, for så kvæler de deres feminine samleverer.

Kemisk kan de to trin i biogasprocessen forenklet skrives således:

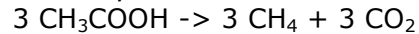
Syretrin:

organisk stof -> eddikesyre



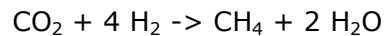
Metantrin:

eddikesyre -> metan + kuldioxid



Der findes en gruppe metanbakterier, der vokser hurtigt, og som kan omdanne kuldioxid og brint til metan:

kuldioxid + brint -> metan + vand



Disse bakterier vil tage del i processen, men kan ikke udføre metantrinnet alene, så man er alligevel afhængig af de følsomme metanbakterier, der danner metan fra eddikesyre.

Som det ses af de kemiske ligninger, producerer syretrinnet syre, som forbruger alkalinitet, og som derfor vil sænke pH mere eller mindre, afhængig af de lokale kemiske forhold i spildevandet og i slammet, der skal udrådnese.

Rådnetanke

De almindeligste typer af rådnetanke er:

- 1 trins rådnetanke, opvarmede (med eller uden omrøring)
- 2 trins rådnetanke, opvarmede (1 trin omrørt, 2 trin uden omrøring).

1 trins rådnetanke består af 1 tank, som fungerer som biogastank. 1 trins rådnetanke på større rensningsanlæg er altid opvarmede tanke, hvor den producerede gas anvendes som energikilde og desuden til at opretholde den ønskede rådnetankstemperatur.

I uopvarmede rådnetanke produceres kun mindre gasmængder, som sjældnere benyttes til energiudvinding.



Opvarmet græsbeplantet rådnetank. I forgrunden sekundær bundfældningstank

For 2 trins rådnetanke, som består af to separate tanke, er den første tanks primære formål at stabilisere slammet. Derfor er normalt kun denne tank opvarmet. Den anden tank fungerer ofte som bundfældnings- og koncentreringsstank for slammet fra den første tank.

Opvarmede rådnetanke kan drives mesofilt (30-35°C) eller termofilt (50-55°C). I sidstnævnte tilfælde er det nødvendigt at genvinde noget af varmen i det udrådne slam gennem varmeveksling for at få et rimeligt energiregnskab ud af processen.

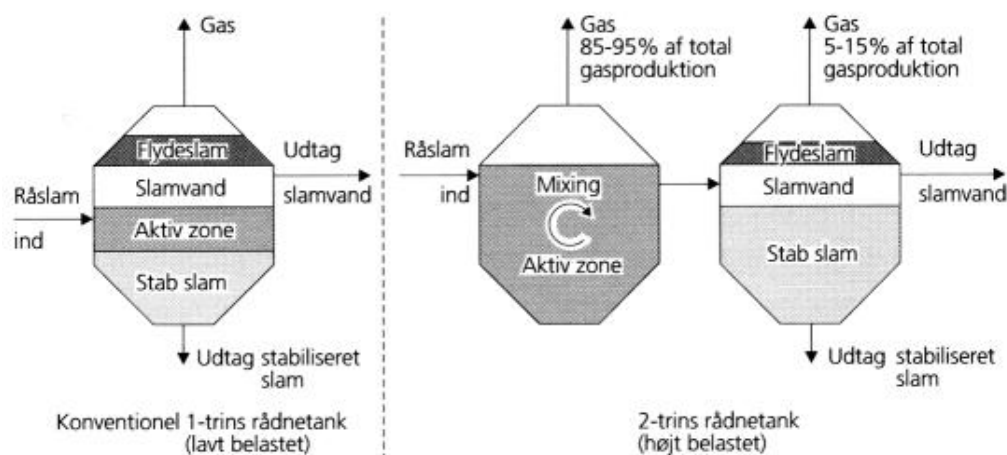
Tabel 14.1 viser temperaturer og opholdstider for rådnetanke (biogastanke).

Tabel 14.1. Opholdstider i rådnetanke (biogastanke) ved forskellige temperaturer

Betegnelse	Temperatur (°C)	Opholdstid (d)
Kryofil	10-20	90-120
Mesofil	30-35	20-30
Termofil	50-55	10-12

Den principielle forskel mellem 1 og 2 trins rådnetanke fremgår af figur 14.3.

Drift af renseanlæg



Figur 14.3 1 og 2 trins rådnertanke

Driftsrutiner for rådnertanke

Råslam indpumpes så jævnt som muligt i løbet af døgnet. Ved jævn indpumpning sikres konstante procesforhold i tanken, f.eks. temperatur og pH.

1 trins rådnertanke med omrøring

Omrøring sker kontinuerligt ved hjælp af ompumpning, indblæsning af damp, omrørere og lignende.

Stabiliseret slam udtages i takt med indpumpningen eller, hvis tanken også bruges som slamlagertank for slamafvandingen, så i takt med behovet i afvandingsudstyret.

2 trins rådnertanke

Råslam indpumpes fra slamkoncentreringstank eller forklaringstank til toppen af tank 1. Slamvolumenet (slamstanden) i tanken holdes konstant, ved udtag af et tilsvarende volumen slam fra midten af tank 1. Dette slam føres til midten af tank 2, hvorved der fortrænges et tilsvarende volumen enten via slamvandsrørene i toppen eller via udtag af stabiliseret slam fra bunden.

Der opretholdes konstant omrøring i tank 1 ved ompumpning og/eller kørsel med gaskompressor, omrørere eller lignende. Tank 2 omrøres ikke.

Med mellemrum udtages slam fra bund af tank 1, som føres enten til tank 2 eller direkte til afvanding.

Ovenstående driftsrutiner skal betragtes som retningslinjer, og driftserfaringer vil ofte vise, at afvigelser herfra er hensigtsmæssige for nogle anlægs vedkommende.

1 trins rådnertank uden omrøring

Rådnertanke på mindre anlæg kan være uopvarmede (kryofil anaerob ud-rådning). Råslam indpumpes fra koncentreringstank (slamtykner) eller forklaringstank til rådnertankens midte. Samtidig fortrænges et tilsvarende volumen slamvand fra tankens øverste del ud gennem slamvandsrørene. Hvis man konstaterer, at slamvandet har et højt tørstofindhold, skal der udtages (mere) stabiliseret slam fra rådnertankens bund.

En vis opblanding af den indpumpede råslammængde sker ved indpumpning af råslam, eventuelt ved kørsel med gaskompressor, omrørere og lignende. Ompumpning og omrøring foretages i så fald de første 2-4 timer efter indpumpning af råslam.

Når tanken har haft ro i mere end 4 timer, vil der igen være etableret en lagdeling i tanken, og en ny indpumpning af råslam kan påbegyndes.

14.2 Driftsovervågning for anaerob slamstabilisering

Valg af overvågningsparametre og observationer har til formål at holde øje med stabiliseringsprocessen. Målinger omfatter råslamtilførslen, tilstanden 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 tabel 14.2.

14.2.1 Driftsovervågning af råslam

Ved indpumpning af råslam på rådnetank er det vigtigt, at slamindpumpningen foretages fordelt så jævnt som muligt over døgnet. Jo højere tanken er belastet, desto vigtigere er en jævn indpumpning. Praksis vedrørende indpumpningshyppighed på rådnetanke er fra 1 gang i døgnet til kontinuert indpumpning over døgnet. Sidstnævnte ses især på store anlæg. Ved at foretage hyppige indpumpninger af små slamvolumener opnås, at den anaerobe proces hele tiden fungerer optimalt, hvorved tankens kapacitet udnyttes maksimalt. Samtidig 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 heldigvis(?) mulighed for at observere slammet inden oppumpning på rådnetank. Kraftig lugt (bl.a. af svovlbriente) kan i varme perioder skyldes, at forrådnelsesprocessen, den anaerobe stabilisering, allerede er gået i gang i råslammet. Dette forhold ses især i afløbssystemer med lange trykledninger. Forgæringen kan også skyldes en for lang slamopholdstid i forklaringskank eller i koncentreringskank (tykner).

Udseende

Daglige iagttagelser af råslammets farve og beskaffenhed vil ofte give et erfaringsgrundlag for en visuel bedømmelse af slammets koncentration.

pH

Såfremt råslammet 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 fremkalde en ustabilitet af rådneprocessen i rådnetanken og herved nedsætte rådneprocessens funktion. I værste fald kan processen gå helt i stå. En sur rådnetank giver surt driftspersonale. Det er særdeles vanskeligt at slippe af med indholdet af den sure rådnetank.

Table 14.2 Oversigt over størrelser, der bør indgå i driftsovervågning af rådnetanke

Råslam		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnedede værdier</i>
Lugt	pH	
Udseende	Tørstofindhold og glødetab Slamvolumen Miljøfremmede organiske stoffer Metaller	

Rådnetank		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnedede værdier</i>
Omrøring og slamre- cirkulation	Temperatur Tørstofindhold og glødetab pH Flygtige syrer Alkalinitet	Organisk belastning Opholdstid

Gas		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnedede værdier</i>
	Gasproduktion	Specifik gasproduktion

Udrådnet slam (bundslam)		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnedede værdier</i>
Lugt	Tørstofindhold og glødetab	Slamudrædningsgrad
Udseende	Slamvolumen Miljøfremmede organiske stoffer Metaller	

Afløb fra bundfældningstank		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnedede værdie</i>
Udseende	Slamvandsvolumen Bundfældeligt stof Tørstofindhold og glødetab BI5, COD Totalfosfor pH	

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 at opnå koncentrationer af ovennævnte størrelsesorden. Det er vigtigt at være opmærksom på, at en fordobling af tørstofindholdet for et givet slamvolumen betyder en mængdemæssig reduktion til halvdelen af det oprindelige volumen. Følgende udtryk er gældende:

$$Q_1 \cdot X_1 = Q_2 \cdot X_2$$

hvor

Q_1 = råslamvolumen med tørstofindhold X_1

Q_2 = behandlet slamvolumen med tørstofindhold X_2

Eksempel

Et rensningsanlæg har en daglig slamproduktion på $40 \text{ m}^3/\text{d}$ ($= Q_1$) med et gennemsnitligt tørstofindhold på 2% (X_1). Ved driftsomlægninger eller f.eks. installering af koncentreringstank ændres tørstofindholdet til 4% (X_2). I den nye situation skal indpumpes et slamvolumen (Q_2) på:
$$Q_2 = (Q_1 \cdot X_1) / X_2 = (40 \cdot 2) / 4 = 20 \text{ m}^3/\text{d}$$

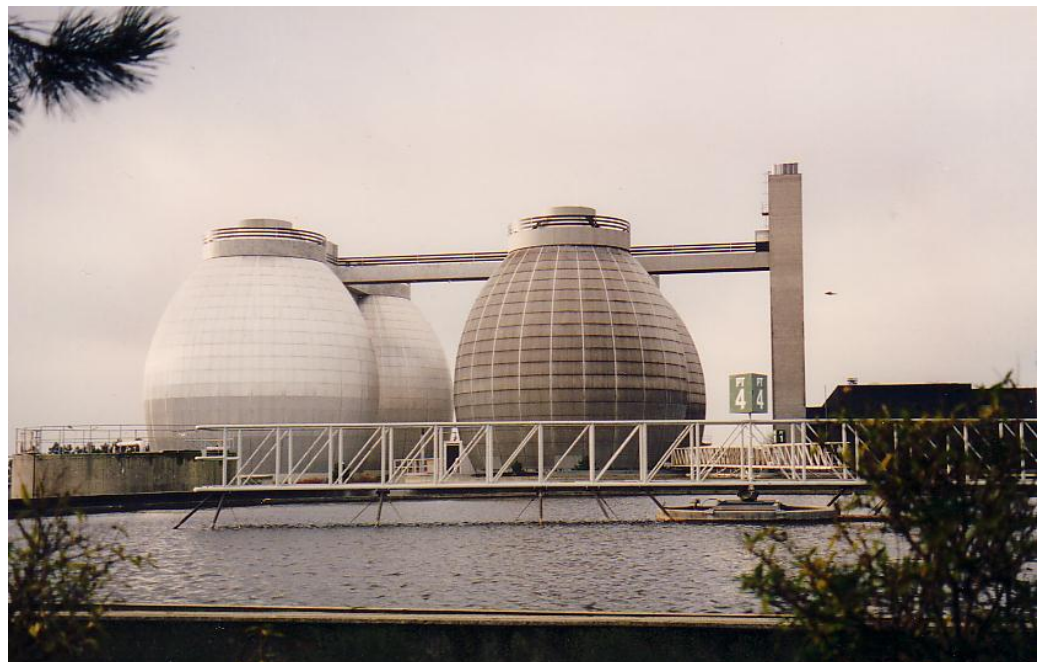
For et givet rådnetanksvolumen er det særdeles afgørende for slammets opholdstid i rådnetanken, hvilket tørstofindhold der opnås i råslammet. Slammets tørstofindhold bør principielt tjekkes i forbindelse med de enkelte slamoppumpninger, da den producerede (eller oppumpede) slammængde ofte udviser variationer over døgnet.

Råslammets indhold af organisk stof (glødetab, TSG) bør med mellemrum måles. Som oftest udgør glødetabet en konstant brøkdel af tørstoffet (60-80% TSG for mekanisk-biologisk slam). Lavere værdier kan evt. tyde på et højt indhold af sand eller fældningskemikalier i slammet. Et stort indhold af uorganisk stof i råslammet bør undgås, fordi de uorganiske partikler kun fylder op i rådnetanken og dermed mindsker dens kapacitet. Sand bør undgås, fordi det aflejres i rådnetanken.

Endelig benyttes % TSG i råslammet til beregning af udrådningsgrader og til beregning af rådnetankens organiske belastning.

Slamvolumen

Måling af oppumpet råslamvolumen er vigtigt, 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 slamvolumenet nødvendigt til beregning af hydraulisk opholdstid og organisk belastning.



Rådnetank, Avedøre rensningsanlæg. Typisk flot tysk design. De fleste danske rådnetanke er blot cylindriske. Ægformen skulle give mere optimale omrøringsforhold

14.2.2 Driftsovervågning af rådnetank

I procesbeskrivelsen er fremhævet, at en altafgørende faktor for rådneprocessens gennemførelse er, at de metandannende bakteriers miljøkrav tilgodeses.

De metandannende bakterier er, som alle levende væsner, følsomme over for tilledning af giftstoffer. Typiske giftstoffer for udrådningprocessen omfatter f.eks. tungmetaller, rengøringsmidler, opløsningsmidler, syrer, baser og fenoler.

Omrøring og slam-recirkulering

For at opnå en hurtig nedbrydning af slammets organiske stof er det vigtigt, at føde (slam) og bakterier bringes i kontakt med hinanden. Det sker ved omrøring og slamompumpning.

Omrøring og recirkulering har yderligere den fordel, at flydeslamsdannelse forhindres, ligesom eventuelle sandmængder holdes opblandet i slammet og ikke får lejlighed til at cementere sig i bunden af tanken. En vis naturlig omrøringseffekt opnås ved den producerede gas. For højtbelastede rådnetanke (især termofile) vil gasproduktionen give væsentlig omrøring.

Temperatur

Temperaturen i rådnetanken bestemmer de metandannende bakteriers aktivitet. Derfor er en hyppig og omhyggelig overvågning nødvendig for opvarmede tanke. Temperaturen bør ikke ligge uden for intervallet 28-37°C for mesofile rådnetanke, og 48-58°C for termofile rådnetanke. De metandannende bakteriers aktivitet ændres selv ved meget små temperatursvingninger, hvorfor man bør undgå at have større udsving end 1-2°C pr. døgn.

Tørstofindhold og glødetab

Under udrådningprocessen sker der en omdannelse af organisk stof til metan og kuldioxid. Tørstoffets procentindhold af organisk stof (% TSG) vil derfor være mindre i det udrådnede slam end i råslammet.

Man kan bruge % TSG til overvågning af udrådningprocessens funktion.

pH

Måling af slammets pH-værdi er en af de simpleste målinger til overvågning af rådneprocessens tilstand. pH bør ligge på 6,8-7,5 for at sikre en høj aktivitet af de metandannende bakterier.

Når driftsproblemer opstår, ændres pH kun langsomt. Det kan derfor være farligt at stole for meget på pH-værdien som udtryk for, at der ikke er problemer i udrådningprocessen. Udrådningprocessens effektivitet kan være væsentligt nedsat, uden at pH-værdien er ændret radikalt i forhold til den normale driftstilstand. Det skyldes, at der i slammet findes en pufferkapacitet, hovedsageligt i form af hydrogenkarbonat (i gamle dage i sidste århundrede kaldt bikarbonat). De stoffer, der giver pufferkapaciteten, virker neutraliserende over for de dannede flygtige syrer. Det betyder, at procesforstyrrelser først på et sent tidspunkt vil give sig udslag i et fald i pH-værdien.

Flygtige syrer og alkalinitet

Den bedste overvågning af rådnetankens tilstand er analysering af flygtige syrer og alkalinitet. Ofte angives det samlede indhold af flygtige syrer som den mængde eddikesyre (HAc), der ville have et tilsvarende syreindhold. Enheden for flygtige syrer er da g HAc/m³. Alkaliniteten udtrykkes som en mængde hydroxylioner (OH⁻) der ville have den samme puffervirkning som de stoffer, der findes i slammet. Enheden er ækvivalent/m³.

Flygtige syrer og alkalinitet kan også udtrykkes i enheden mekv/l, hvor 1 mekv/l desuden svarer til henholdsvis 60 g HAc/m³ og 50 g CaCO₃/m³. I velkørende rådnetanke vil indholdet af flygtige syrer oftest være mindre end 5 mekv/l (300 g HAc/m³) medens alkaliniteten er beliggende i området 50-80 mekv/l (2500-4000 g CaCO₃/m³) blandt andet afhængig af spildevandets hårdhed.

Stigninger i indholdet af flygtige syrer og mindskning af alkaliniteten er de første tegn på, at udrådningsprocessen ikke er i balance, og at der er driftsproblemer. Det er hensigtsmæssigt at benytte forholdet mellem flygtige syrer og alkalinitet som indikation for processtabiliteten:

$$FS/ALK = \text{flygtige syrer (mekv/l)} / \text{alkalinitet (mekv/l)}$$

Et lavt FS/ALK forhold betyder balance mellem syrestadiet og metanstadiet. Den aktuelle værdi af FS/ALK forholdet, der betyder en god driftstilstand, vil være anlægsafhængig og kan variere mellem 0,05 og 0,30. Stigninger i forholdet antyder, at processtadiet er på vej mod ustabilitet. Dette fremgår bl.a. af figur 14.4.

Organisk belastning

En hyppigt anvendt belastningsparameter for rådnetanke er den organiske belastning (RB) udtrykt som kg TSG pr. døgn, som tilledes pr. m³ rådnetankvolumen.

$$RB = (Q_1 \cdot V_2) / X_1$$

hvor

RB = organisk (rum)belastning, kg TSG/(m³ · d)

Q₁ = indpumpet råslamvolumen pr. døgn, m³/d

X₁ = råslammets glødetab, kg TSG/m³

V₂ = rådnetanksvolumen, m³

Belastningen kan også beregnes med COD som enhed (kg COD/(m³/d)). Traditionelt anvendes belastningsintervallerne vist i tabel 14.3.

Tabel 14.3 Belastning af rådnetanke. Beregning af organisk belastning bør udføres som gennemsnit over f.eks. 20 døgn

Tanktype	Belastning kg TSG/(m ³ · d)	
	Normal	Høj
Konventionelle 1 trins rådnetanke	0,4-0,6	0,6-0,9
Højt belastede rådnetanke (f.eks. omrørt 1 trins anlæg eller 1 trin i et 2 trins anlæg)	2,5-3,0	3,5-4,5
Termofile	3,5-4,5	5,0-7-0

Eksempel

Daglig slammængde $Q_1 = 20 \text{ m}^3/\text{d}$

Gennemsnitligt tørstofindhold $X_1 = 4\% = 40 \text{ kg TS}/\text{m}^3$

% TSG i tørstof: 70%

Gennemsnitlig COD koncentration $\text{COD}_1 = 42 \text{ kg}/\text{m}^3$

Volumen af rådnetank $V_2 = 1000 \text{ m}^3$

Organisk belastning:

$$\text{RB} = (Q_1 \cdot X_1) / V_2 = (20 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 40 \text{ kg TS}/\text{m}^3 \cdot 0,70) / 1000 \text{ m}^3 = 0,56 \text{ kg TSG}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$$

eller beregnet som COD-belastning:

$$\text{RB} = (20 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 42 \text{ kg COD}/\text{m}^3) / 1000 \text{ m}^3 = 0,84 \text{ kg COD}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$$

Opholdstid (vandalder)

Opholdstiden (vandalderen), VA , i rådnetanken beregnes ud fra udtrykket:

$$VA = V_2 / Q_1$$

Hvor

Q_1 = indpumpet råslamvolumen, m^3/d

V_2 = rådnetanksvolumen, m^3

Ved konventionelle 1 trins rådnetanke regnes en opholdstid på 20-30 døgn for tilstrækkelig. Hvis tanken er effektivt omrørt, vil 15-20 døgn opholdstid være tilstrækkelig.

Ved 2 trins drift opnås en god udrådning ved 12-15 døgn opholdstid i tank 1. For 1 trins termofile tanke er 10-12 døgn opholdstid tilstrækkelig.

14.2.3 Driftsovervågning af metangasdannelsen

Gasproduktion, GP

Gasudviklingen ved udrådningsprocessen er et mål for de metandannende bakteriers omsætning og kan bruges til at vurdere driftstilstanden. Gasproduktionen, GP, følger den indpumpede råslammængde, og er derfor kun konstant, hvis den indpumpede råslammængde er konstant og ikke ændrer sammensætning. Større indpumpede råslammængder eller et højere organisk stofindhold i råslammet betyder større gasproduktion. Ved en god udrådning opnås erfaringsmæssigt 10-25 $\text{m}^3 \text{ gas}/\text{m}^3$ råslam tilført. Når gasproduktionen er baseret på antal m^3 indpumpet råslam, bliver usikkerheden forholdsvis stor, idet % TSG i råslammet varierer en hel del (55-75%) samtidig med, at slamtørstoffets koncentration varierer (2,5-5%).

Den udviklede gas består hovedsageligt af kuldioxid (CO_2) og metan (CH_4). Ved at bestemme kuldioxidindholdet i gassen opnås et omtrentligt mål for metanindholdet, idet

$$\% \text{CH}_4 = 100\% - \% \text{CO}_2$$

Gassens metanindhold ved velfungerende rådnetanke er normalt 65-75%. En sænkning af gassens metanindhold antyder driftsforstyrrelse på samme måde som med stigning i koncentrationen af flygtige syrer og fald i alkaliniteten i vandfasen. Gassens kuldioxidindhold er stigende umiddelbart efter indpumpning af råslam.

Specifik gasproduktion, GP_{spec}

Ud fra råslammets mængde og sammensætning (organisk stofmængde) kan den specifikke gasproduktion, GP_{spec} beregnes ud fra udtrykket:

$$GP_{spec} = GP / (Q_1 \cdot X_1)$$

Hvor

$$Q_1 = \text{Råslammængde, m}^3/\text{d}$$

$$X_1 = \text{TSG koncentration i råslam, kg TSG/m}^3$$

Normalt opnås en specifik gasproduktion på 0,3-0,6 m³ gas/kg TSG tilført. Beregnet for TS finder man for primærslam normalt 0,35-0,40 m³ gas/kg TS og for biologisk slam 0,25-0,30 m³ gas/kg TS tilført. Kemisk slam giver ingen gasproduktion.

Eksempel

For en rådnetank er følgende mængder registreret over en periode:

Gennemsnitlig gasproduktion, $GP = 500 \text{ m}^3/\text{døgn}$

Råslammængde, $Q_1 = 30 \text{ m}^3/\text{d}$

Tørstofindhold i råslam = 5% = 50 kg TS/m³

Glødetab = 70% af tørstof

Specifik gasproduktion $GP_{spec} = GP / (Q_1 \cdot X_1)$

$$X_1 = 50 \text{ kg TS/m}^3 \cdot 0,70 = 35 \text{ kg TSG/m}^3$$

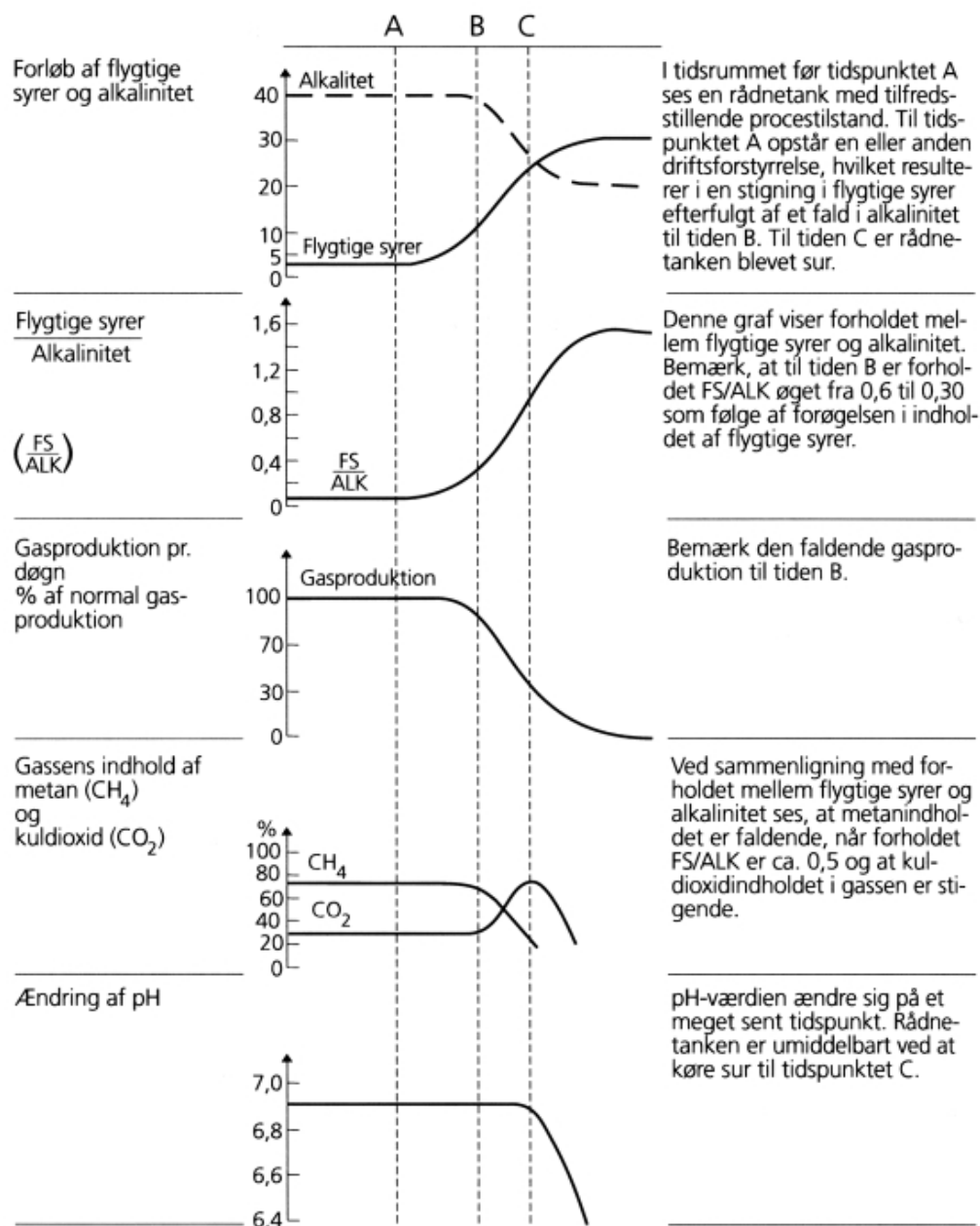
$$GP_{spec} = (500 \text{ m}^3/\text{d}) / (30 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 35 \text{ kg TSG/m}^3) = 0,476 \text{ m}^3 \text{ gas/kg TSG,}$$

hvilket ligger inden for det normale område.

De ovenfor beskrevne overvågningsparametre for procestilstanden er indbyrdes afhængige, hvilket betyder, at de alle ændres, når der opstår et driftsproblem. Et driftsproblem i rådnetanken vil betyde:

- stigning i indholdet af flygtige syrer (FS)
- fald i indholdet af alkalinitet (ALK)
- stigning i forholdet FS/ALK
- faldende gasproduktion, vel at mærke for samme indpumpede slam-mængde
- stigende indhold af kuldioxid i den producerede gas og derved faldende metanindhold.

Som et eksempel herpå er i figur 14.4 vist, hvordan de enkelte parametre varierer fra normal driftstilstand, og indtil rådnetanken er ophørt med at fungere. Både den og driftspersonalet er da gået over i det sure stadium. Det ses af figuren, at analysering for flygtige syrer og alkalinitet samt måling af gasproduktion og gassammensætning på et tidligt tidspunkt afspejler unormaliteter. Det gør det muligt at gribe ind, før udrådningsprocessen går i stå eller hæmmes væsentligt. Bemærk, at når pH på et sent tidspunkt begyndes at falde, er situationen allerede alvorlig.



Figur 14.4 Eksempel på, hvorledes de forskellige overvågningsparametre ændres i forbindelse med udviklingen af et driftsproblem i en rådnetank

14.2.4 Udrådnetslam

I 1 trins rådnetanke uden eller med intermitterende omrøring udtages udrådnetslam fra bunden, når slamvandet viser et for højt slamindhold. For kontinuerligt omrørte rådnetanke udtages slammet normalt i takt med indpumpningen. Hvis udtagningen sker ved, at slammet presses ud i takt med indpumpningen, skal man sikre sig mod tilstopning af udløbsrøret. Det tryk, som indpumpningen giver, kan få tanken til at revne, eller i bedste fald kan man få slam ud af uønskede rørforbindelser.

Lugt

Veludrådnetslam har ikke råslammets kvalmende og ubehagelige lugt. Lugten er nærmest tung jordagtig, som fugtig skovbund en solskinsdag om efteråret. Kraftig lugt af svovlbrinte (rådnetslam) er tegn på et ikke tilstrækkeligt udrådnetslam.

Udseende	Veludrånnet slams farve er sort. En grålig farve indikerer et dårligt udrånnet slam måske på grund af kortslutningsstrømme fra indpumpningsrøret for råslam til slamudtag.
Tørstofindhold og glødetab	Tørstof- (TS) og tørstofglødetabsbestemmelser (TSG) på det udrånnet slam bør hyppigt udføres. Hvis der er slamkoncentrering i rånetanken, kan tørstofmålingen kontrollere effekten af koncentreringsprocessen. Udrånnet slam har ofte et tørstofindhold på 4-6% TS. Et mindre tørstofindhold skyldes ofte en lav råslamkoncentration eller manglende slamvandsudtag. I veludrånnet slam vil glødetabet sædvanligvis udgøre 40-60% af tørstofindholdet. Hvis råslammet har en lav % glødetab, TSG, vil det udrånnet slam også have lav TSG %. Nedbrydeligheden af råslammets organiske stofindhold har også betydning for % TSG i det udrånnet slam. Endvidere benyttes tørstof- og glødetabsbestemmelsen til beregning af slamudrånningsgraden.
Slamvolumen	Daglig registrering af det udtagne volumen udrånnet slam (m ³ /d) bør foretages, dels til vurdering af den reduktion af råslamvolumenet, der er opnået, dels af hensyn til f.eks. opblanding af nødvendige kemikalimængder, der skal tilsættes i forbindelse med mekanisk slamafvanding.
Slamudrånningsgrad	Et mål for udrånningsprocessens effektivitet, dvs. omsætningen af råslammets organiske stofindhold til gas og vand, kan opnås ved beregning af slamudrånningsgraden, SUG.

Slamudrånningsgraden i procent kan beregnes ud fra følgende udtryk, baseret på analyser over en længere periode:

$$SUG = (10000 \cdot (X_1 - X_2)) / (100 \cdot X_1 - (X_1 \cdot X_2))\%$$

hvor

X = % TSG i tørstoffet
 indeks 1 angiver råslam
 indeks 2 angiver udrånnet slam.

Eksempel

Råslam: TSG = 70% af tørstof

Udrånnet slam: TSG = 50% af tørstof

$$SUG = (10000 \cdot (70 - 50)) / (100 \cdot 70 - (70 \cdot 50))\% = 57\%$$

Ovenstående udtryk for slamudrånningsgrad kan kun benyttes, såfremt slamvandets indhold af suspenderet stof er rimeligt lavt, dvs. mindre end ca. 5 kg TS/m³.

14.2.5 Slamvand

Slamvand skal have en væsentlig lavere slamkoncentration end slammet i rånetanken. Hvis man ikke kan opnå dette, er der intet formål med at aftappe slamvand, og en aftapning vil direkte skade udrånningsprocessen. Slamvandet tilbageføres normalt til rensningsanlæggets vandbehandlingsdel og kan her ofte frembringe alvorlige driftsproblemer. Det skyldes dets høje indhold af ammonium og organisk stof. Det er også meget vigtigt, at slamvandet indeholder så lidt suspenderet stof som muligt. Der kan opstå mange problemer i andre dele af rensningsanlægget, hvis tørstofindholdet i slamvandet bliver for højt. Hvad der er for højt, varierer fra anlæg til anlæg, men større end 0,5-0,75% TS (5-7,5 kg TS/m³) bør give anledning til indgreb. Ved udtagning af slamvand via slamvandsrør er det vigtigt at undersøge, hvilket slamvandsrør der giver det laveste tørstofindhold i slamvandet. Blandingsslam af mekanisk slam og biologisk overskudsslam fra ak-

Drift af renseanlæg

tiv-slammanlæg har ofte dårlige bundfældningsegenskaber, og dermed slamvand med højt TS-indhold. For at undgå recirkulation af store slamstrømme i vandbehandlingsdelen må slamvandets indhold af suspenderet stof fjernes, inden vandet ledes tilbage. Slammet kan fjernes, ved filtrering eller ved, at slamvandet tilledes til eventuelle slambede, hvorfra vandet kan tilbageføres via drænvandet fra slambedene.

Slamvandsvolumen	Volumen af slamvand bør dagligt registreres. Ved fuld rådnetank udgør slamvandsvolumenet differencen mellem volumen af indpumpet råslam og udtag af udrådet slam.
Bundfældeligt stof	Slamvandet karakteriseres ved måling af bundfældelige stoffer efter 1/2 times henstand. Værdien bør ikke overstige 100 ml/l. For et givet anlæg bør slamvandets maksimale slamindhold fastlægges dels ud fra, hvad der er opnåeligt på det pågældende anlæg, dels ud fra, hvordan rensningsanlæggets øvrige processer påvirkes af det tilbageførte slamvand. Et højt indhold af bundfældelige stoffer i slamvandet indikerer, for velfungerende rådnetanke, at disse er fyldt med slam, og at der bør udtages mere udrådet slam i form af bundslam.
Tørstofindhold og glødetab	<p>I mange ikke omrørte rådnetanke vil der ikke være en klar vandzone i den øvre del af tanken, slamvandet er da ofte sort, og det er vanskeligt at måle indholdet af bundfældelige stoffer. I stedet må der måles tørstofindhold eller indhold af suspenderet stof. Som omtalt kan der opstå driftsproblemer i andre enheder på anlægget, hvis tørstofindholdet overstiger 0,5-0,75% TS.</p> <p>Glødetabsanalysen giver grundlag for vurdering af slamvandets indhold af organisk stof. TSG i slamvandet vil ligge mellem råslammets og det udrådede slams indhold af TSG.</p>
BI5, COD og kvælstof	Til vurdering af den stofbelastning, som slamvandet bidrager med ved dets tilbageføring til rensningsanlægget, bør man analysere for COD, BI5, ammonium-kvælstof, total kvælstof og total fosfor. Se i øvrigt tabel 3.5.
pH	Ofte benyttes slamvandets pH-værdi til indikation af processtanden i rådnetanken. Dette er navnlig tilfældet ved 1 trins rådnetanke.

14.3 Driftsproblemer ved anaerob slamstabilisering

Driftsproblemer i forbindelse med rådnetanke kan være både af procesmæssig og mekanisk art. Driftsproblemer som følge af svigt i den mekaniske udrustning er ikke med i denne bog.

Driftsproblemer ved anaerob slamstabilisering er knyttet til selve rådnetanken, kvaliteten af det stabiliserede slam og til slamvandet. Den indsats, som er nødvendig til løsning af opståede proces tekniske driftsproblemer ved rådnetanksdrift, er tosidig og kan kort beskrives som følger:

- 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.

14.3.1 Driftsproblemer i rådnetank

Hyppige problemer i rådnetank og afhjælpningsforslag hertil er angivet nedenfor.

Skumning	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Opbrydning af flydeslamlag i rådnetank (tilstanden er forholdsvis normal og ofte kortvarig).	Hvis det er muligt, bør man undgå, at føre slamvand tilbage til rensningsanlægget. Forsøg at reducere flydeslamlagets udstrækning ved hyppig mekanisk omrøring
Ekstraordinær stærk gasudvikling som følge af tilførsel af store mængder organisk stof.	Forøg omrøring og slamrecirkulering, og undgå slamvandsudtag. Undersøg muligheden for i en periode at reducere råslamindpumpningen. Tilfør råslam mere jævnt.
Sedimenter i tankbund	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Råslam indeholder store mængder sand og ristestof.	Kontroller funktion af ristebygværk og sandfang. Øg sandudpumpning fra sandfang. Foretag slamrecirkulering fra bund til top af tank, og intensiver omrøringen.
Udfældning af uorganiske stoffer.	Kemikalier tilsat i vandbehandlingen kan medføre, at der sker udfældninger i rådnetanken og i rørforbindelser, der transporterer slam. Det er især kalk, der kan give problemer, men også andre fosforfældningskemikalier kan forårsage udfældninger. Vælg nyt fældningskemikalie eller ændret dosering. De høje koncentrationer af opløste stoffer i slammet og i slamvandet, kan i sig selv give udfældninger, f.eks af magnesiumammoniumfosfat (MAP).

14.3.2 Utilfredsstillende slamudrådning

Som beskrevet i afsnittet om overvågningsparametre i rådnetanken vil der fra en tilstand, hvor udrådningsprocessens funktion er tilfredsstillende, og indtil den er kørt "sur" være tale om trinvis ændringer, som ofte sker langsomt. De første tegn på ustabilitet er ændringer i slammets og slamvandets indhold af flygtige syrer og alkalinitet.

Ændringer i disse parametre bør derfor give anledning til dels at finde årsagen og fjerne den, dels retablering af de metandannende bakteriers aktivitet. Afhjælpning af driftsproblemer ved rådnetanksdrift er således tosidig, hvilket er vigtigt at gøre sig klart. Årsager til utilfredsstillende slamudrådning kan være en eller flere af nedenstående:

- hydraulisk overbelastning
- organisk overbelastning
- forgiftning.

Et forhøjet indhold af miljøfremmede organiske stoffer og metaller vil betyde begrænsninger i deponeringsmulighederne. En rådnetank ikke kan fjerne metaller, så de vil normalt blive opkoncentreret i slammet og altså være højere efter udrådningen. Nogle af de miljøfremmede organiske stoffer kan kun i mindre grad nedbrydes ved den anaerobe proces. Det gælder nonylphenoler og PAH. LAS nedbrydes stort set ikke anaerobt, men til gengæld er det ret letnedbrydeligt aerobt.

Hydraulisk overbelastning

Hydraulisk overbelastning af udrådningsprocessen forekommer, hvis den effektive opholdstid i rådnetanken er mindre end de metandannende bakteriers væksthastighed. En hydraulisk overbelastning medfører en udvaskning af metanbakterier, hvorved de producerede organiske syrer ikke omdannes med den fornødne hastighed til metan og kuldioxid. Udvasningen sker over mange uger, så det er et fænomen, det er muligt at afsløre gennem den rutinemæssige kontrol af driften. Mulige årsager til hydraulisk overbelastning er angivet nedenfor, hvor afhjælpningsforslag også er angivet. Afhjælpningsforslagene tager især sigte på forhold, hvor der ikke er tale om permanent overbelastning, men vil i en vis udstrækning også kunne anvendes i disse tilfælde.

Hydraulisk overbelastning	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
<p>Lavt tørstofindhold i råslam.</p>	<p>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. Foretag indpumpning af små slammængder pr. indpumpning, således at der ikke pumpes vand uden væsentligt slamindhold på rådnetanken.</p> <p>Tilsæt eventuelt polymer til slamkoncentreringen for at opnå højere tørstofindhold. (Se i øvrigt også under afsnittet "reablering af procestilstand").</p>
<p>Rådnetankens effektive volumen er reduceret på grund af flydeslam.</p>	<p>Undersøg flydeslammets udbredelse og fjern det. Forsøg at nedbryde eller sønderdele svømmeslamlaget ved en hyppig og kraftig mekanisk omrøring. Evt. kan forsøges med intensiv slamrecirkulering.</p> <p>Undersøg funktionen af anlæggets fedtfang, og øg eventuelt bortpumpningen af fedt.</p> <p>Hvis spildevandet indeholder halm, fibre o.l., bør dette fjernes ved kilden, som ofte vil være en industrivirksomhed.</p>
<p>Rådnetankens effektive volumen er reduceret på grund af sandaflejringer i bunden af rådnetanken.</p>	<p>Undersøg, om anlæggets sandfang fungerer tilfredsstillende og hyppigt nok oprensnes for sand.</p> <p>Sandakkumuleringerne kan søges opblandet i rådnetanken ved en intensiv mekanisk omrøring og slamrecirkulering. Tøm rådnetanken.</p>

Organisk overbelastning

Organisk overbelastning forekommer ved pludselige forøgelse af den til rådnetanken tilførte organiske slammængde. Der sker da en overproduktion af organiske syrer i forhold til den mængde, som de metandannende bakterier kan omsætte. Nedenfor er angivet årsager, som hyppigt resulterer i organiske overbelastninger, ligesom afhjælpningsforslag er angivet.

Organisk overbelastning	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Tilførsel af større eksterne slammængder f.eks. fra trixtanke, septiktanke m.m.	Fordel slamtilkørslen over længere tidsrum. Såfremt tilkørslerne af slam er af permanent karakter, bør et særligt modtageanlæg etableres, hvorfra slammet kan tilledes anlægget på passende tidspunkter, f.eks. om natten eller i weekender. Et modtageanlæg giver også mulighed for at analysere det tilførte slam. (Se i øvrigt også i afsnittet "retablering af procestilstand").
Indpumpning af store mængder surt slam med pH mindre end 6.5.	Neutraliser slammet med kalk eller anden base, inden indpumpning på rådnetank foretages.

Forgiftning

Forgiftning sker, når der indpumpes giftstoffer (toksiske stoffer/inhiberende stoffer) i en koncentration, som dræber eller hæmmer de metandannende bakterier, i værste fald samtlige mikroorganismer i rådnetanken. Giftstoffer kan være af vidt forskellig art, f.eks. tungmetaller, organiske forbindelser samt uorganiske (i store koncentrationer) som calcium, natrium og kalium. Afhjælpning af driftsproblemer forårsaget af giftstoffer bør først og fremmest ske ved indgreb ved kilden og kræver derfor ofte et større opspøringsarbejde.

Forgiftning	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Akut tilledning af høje koncentrationer af f.eks. tungmetaller.	Neutraliser giftstoffet ved at tilsætte kemikalier, der kan udfælde giftstoffet. Kalk, jernsalte, sulfid og sulfat kan måske anvendes. Hvilket kemikalie der kan anvendes, afhænger af giftstoffets natur. (Se også afsnittet om "retablering af procestilstand"). Forøg slamcirkulationen og omrøringen. Fortyndning af rådnetankslammet, således at giftstoffets hæmningsvirkning herved reduceres. Reducer den dagligt indpumpede slammængde, indtil en bedre procestilstand er opnået.

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 alkaliteten (ALK). I det følgende er forholdet FS/ALK benyttet som indikator for procesregelmæssigheder med angivelse af forslag til forbedring af procestilstanden. Forbedringen af driftstilstanden bør foretages sideløbende med en eliminering af årsagen til ustabiliteten i driften. Afhjælpningen af den utilfredsstillende procestilstand vanskeliggøres i takt med stigning i FS/ALK niveauet, hvilket blandt andet fremgår af afhjælpningsforslagenes omfang.

Karakteristik af procesustabilitet

Forholdet FS/ALK er øget til ca. 0,3

Foretag hyppige målinger og analyser af FS og ALK, evt. flere gange om ugen. Tjek, at temperaturen er optimal og konstant. Forøg såvel omrøring som slamrecirkulering, og reducer udtagningen af bundslam. Ved 2 trins rådnetanke kan tank 1 podes med udrådet slam fra tank 2.

Forholdet FS/ALK er øget til ca. 0,5

Gasproduktionen er reduceret. Gassens kuldioxidindhold er stigende.

Fortsæt med at benytte 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! Pas på ikke at overdosere.

Forholdet FS/ALK er øget til 0,8-1,0

pH-værdien i slammet er for nedadgående, gassens kuldioxidindhold er øget til 42-45%, og den producerede gas er ikke mere brændbar.

Fortsæt med at anvende de ovenfor nævnte 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 TSG pr. døgn pr. m³ rådnetankvolumen, indtil procestilstanden er forbedret.

14.3.3 Utilfredsstillende slamvandskvalitet

En utilfredsstillende slamvandskvalitet er identisk med et højt indhold af suspenderet stof, der som oftest også er bundfældeligt – se tabel 3.5. Det er vigtigt at være opmærksom på, at slamvandets indhold af BI5, kvælstof 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 rensningsanlæggets vandbehandlingsdel da giver stor risiko for driftsforstyrrelser. Mulige årsager til utilfredsstillende slamvandskvalitet, dvs. suspenderet stofindhold større end 5 kg/m³ samt forslag til afhjælpning heraf, er omtalt nedenfor.

Højt indhold af suspenderet stof i slamvandet	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Bundudtag af udrådnat slam er for lille. Rådnetanken er fyldt med slam.	Forøg udtaget af udrådnat slam.
For kort tidsrum mellem stop af omrøring/slamrecirkulering og slamvandsudtag.	Forøg tidsrummet mellem stop af omrøring i forbindelse med råslamindpumpning og udpumpning af udrådnat slam således, at slammet får mulighed for at bundfælde i tanken. Mindskning af antal råslamindpumpninger pr. døgn.
Slamvandsrør er ikke placeret i slamvandszonen.	Undersøg mulighederne for ved korrigerende af vandspejlet i tanken at tvinge slamvandszonen i niveau med slamvandsrørene.
Gråligt ildelugtende slamvand	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Lagdeling i rådnetank, således at råslam ikke opblandes i tanken.	Forøg omrøring og slamrecirkulering. Forøg eventuelt antallet af slamindpumpninger over døgn, og reducer slammængden pr. indpumpning.
Kortslutningsstrømme fra råslamindpumpningsrøret til slamvandsrør.	Foretag rørændringer (kræver normalt, at tanken tømmes).

14.4 Aerob slamstabilisering, orientering

Aerob slamstabilisering har til formål at stabilisere slammet fra rensningsanlægget. Efter stabiliseringen er slammets mikrobiologiske aktivitet nedsat, idet letomsættelige partikler er omdannet til kuldioxid og vand. Resultatet af processen er:

- slam, der har nedsat lugtrisiko
- mindre slammængde.

Aerob slamstabilisering som separat proces bruges ikke meget i Danmark.

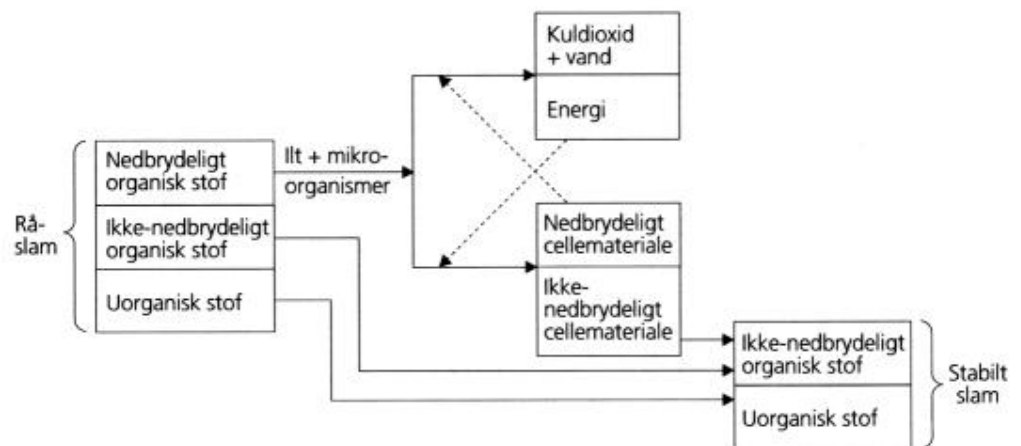
14.4.1 Aerob slamstabilisering, beskrivelse

Aerob slamstabilisering kan anvendes på de fleste af de slamtyper, der produceres på især mindre kommunale rensningsanlæg. Overskudsslam fra aktiv-slam anlæg med nitrifikation er normalt allerede stabiliseret så meget, at videre stabilisering ikke har noget formål. Hvis overskudsslammet er sammenblandet med primærslam, vil stabilisering være nødvendig.

Den aerobe slamstabilisering består i iltning af en del af slammets organiske stof. Herved frigives ammonium og noget fosfor. Den frigivne ammonium bliver iltet til nitrat. Miljøfremmede organiske stoffer kan mere eller mindre nedbrydes ved den aerobe proces. Især nedbrydes LAS. PAH er vanskeligt nedbrydeligt både anaerobt og aerobt.

Processen foregår i en tank, der i funktion og udrustning ligner en aktiv-slam tank. Selve processen er den samme som den, der sker i en lavtbelastet aktiv-slam proces.

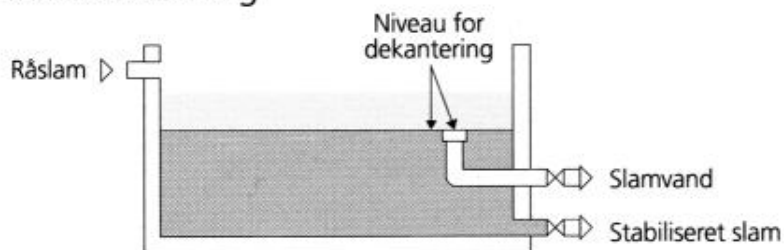
Det er kun den biologisk nedbrydelige del af slammet, der medvirker i processen. På figur 14.5 er dette illustreret.



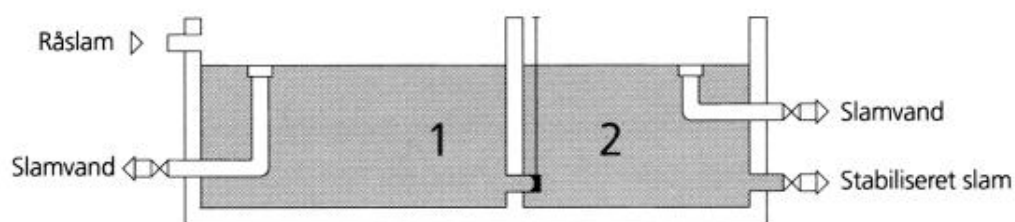
Figur 14.5 Oversigt over omsætning af slammets forskellige stoffraktioner ved aerob slamstabilisering

På små rensningsanlæg udføres aerob slamstabilisering i en enkelt tank, der både fungerer som luftningstank og koncentreringstank. På større anlæg benyttes en 2 trins proces, se figur 14.6. Aerob slamstabilisering er sjældent brugt på større anlæg.

1-Trinsstabilisering

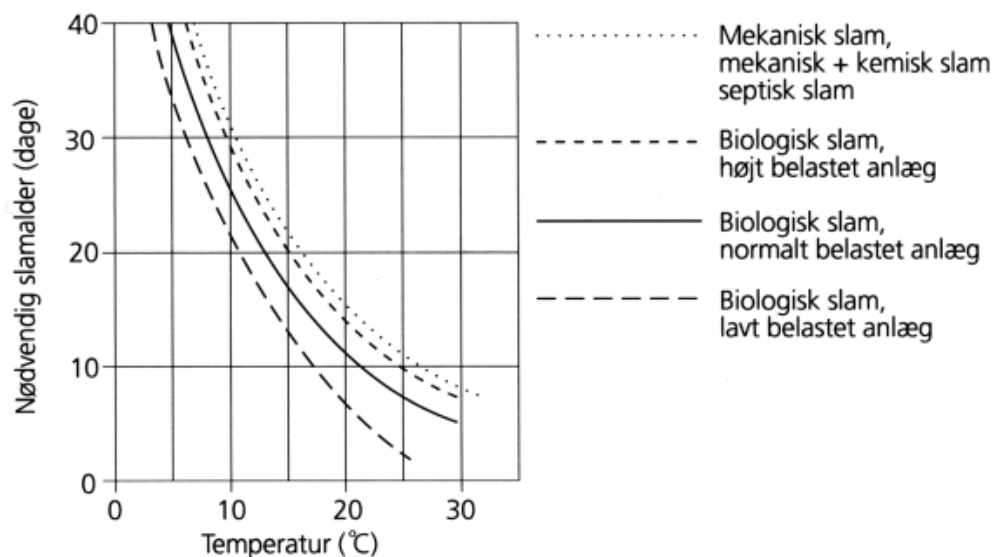


2-Trinsstabilisering



Figur 14.6 1- og 2-trins aerob slamstabilisering

Den nødvendige stabiliseringstid (slamalder) afhænger af slamtypen og af temperaturen i processen. Stabiliseringstiden vælges, således at slammet kan lagres i 3 døgn ved 20°C, uden at der opstår generende lugtgener. Figur 14.7 viser den nødvendige slamalder for forskellige procestemperaturer og slamtyper.



Figur 14.7 Nødvendig slamalder (stabiliseringstid) for aerob slamstabilisering

14.4.2 Observationer i aerob slamstabiliseringsanlæg

De målinger, analyser m.v., som er aktuelle ved aerob slamstabilisering, fremgår af tabel 14.4.

Table 14.4 Observationer, målinger og beregnede værdier i anlæg med aerob slamstabilisering

Råslam		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnede værdier</i>
Udseende og lugt	Tørstofindhold Slamvolumen Miljøfremmede organiske stoffer Metaller	Tørstofmængde
Kalkdosering		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnede værdier</i>
Maskinfunktion	Doseringsmængde Kalkbeholdning	
Slamudtag fra blandekammer		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnede værdier</i>
Lugt	Tørstofindhold pH	
Slamudtag fra tykner		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnede værdier</i>
Lugt	pH pH efter lagring i 14 døgn Tørstofindhold Slamvolumen Miljøfremmede organiske stoffer Metaller	Slamvolumenreduktion
Slamvand fra tykner		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnede værdier</i>
Udseende	Slamvolumen pH Alkalinitet Suspenderet stof BI5, COD Totalfosfor	

14.5 Aerob slamstabilisering, drifts- overvågning

14.5.1 Råslam

Normalt indpumpes råslammet diskontinuert til slamstabiliseringstanken. Råslamprøver udtages som mindst 5 stikprøver udtaget under indpumpningen. Prøverne sammenblandes inden analysering.

Udseende

Slamkoncentrationen kan bedømmes visuelt. Eventuelle afvigelser fra det normale udseende af slammet kan registreres.

Slamvolumen	Det indpumpede råslamvolumen bør registreres dagligt, værdien benyttes til beregning af slamalder og opnået tørstofreduktion.
Tørstofindhold og glødetab	Råslammet bør have så høj tørstofkoncentration som muligt, idet det vil give den største slamalder. Luftningssystemets kapacitet sætter en øvre grænse for tørstofkoncentrationen. Ved for høje tørstofindhold kan der opstå problemer med omrøring og iltindhold i tanken.

14.5.2 Stabiliseringstank

Luftfordeling og slamaflejring	Luftindblæsningen skal være jævnt fordelt over den aerobe stabiliseringstank. Skæv fordeling kan give aflejring, som resulterer i nedsat effektivt volumen (nedsat slamalder) og eventuelt i lugtproblemer fra sedimentet.
Skum	Skum opstår normalt under indkøring af processen, samt i forbindelse med organisk overbelastning. For høj slamalder kan give mørkebrunt skum.
Temperatur	Om sommeren er der behov for mindre tankvolumen end om vinteren.
Ilt	Iltkoncentrationen i en aerob stabiliseringstank bør være 2-3 g ilt/m ³ . Jo bedre styring og jo mere konstant processen drives, desto lavere iltkoncentration er nødvendig. Råslamindpumpning påvirker iltforbruget kraftigt. Hvis opblandingen i tanken er dårlig, eller tanken er langsgennemstrømmet, kan det i dele af tanken være vanskeligt at opretholde den nødvendige iltkoncentration. Ofte vil opblandingen og ikke iltkoncentrationen være den faktor, der bestemmer hvor stor iltindblæsningen eller indpiskningen skal være. I sådanne tanke kan iltindholdet være 4-7 g ilt/m ³ , og i øvrigt stærkt varierende fra sted til sted i tanken.
Tørstofindhold og glødetab	TS og TSG bør kontrolleres 1-2 gange pr. uge. Tallene bruges til at kontrollere, at tanken fungerer efter hensigten. Nitrifikationen kan sænke pH i stabiliseringstanken til under 6, hvilket kan betyde at nitrifikationen hæmmes.
Iltoptagelseshastighed (OUR)	Slammets iltoptagelse (respiration) er et mål for dets aktivitet. Iltoptagelseshastigheden er proportional med slamkoncentrationen. Iltoptagelseshastigheden angives derfor ofte som g O ₂ /(kg SS · h) eller som g O ₂ /(kg TSG · h). I et aerobt slamstabiliseringsanlæg varierer iltoptagelseshastigheden med indpumpningen af råslam. Hvis slammet bliver forgiftet ved tilledning af giftstoffer, afspejles dette ved en reduceret iltoptagelseshastighed. Iltoptagelseshastigheden vil for godt stabiliseret slam være 1-2 g ilt/(kg TSG · h) ved 10-12°C og 3-5 g ilt/(kg TSG · h) ved 20°C.
Slamalder	Slamalder beregnes som omtalt i kapitel 6 under aktivslamanlæg. Hvis slamtørstof indholdet er over 1,5% TS, kan man benytte TS til beregningen. Ved lavere tørstofindhold må man benytte suspenderet stof, SS.

14.5.3 Stabiliseret slam

Udseende, lugt	Slammet bør vurderes visuelt. Godt stabiliseret slam er oftest mørkebrunt. Sort slam kan være tegn på for lavt iltindhold i stabiliseringstanken.
Slamvolumen	Benyttes til beregning af slamalder.

Tørstofindhold og glødetab

TS eller TSG benyttes til at vurdere slamalder og stabiliseringsgrad. Den procentvise reduktion af slamtørstofmængden, E, kan beregnes af følgende udtryk

$$E = (100 \cdot (Q_1 \cdot X_1 - Q_2 \cdot X_2)) / (Q_1 \cdot X_1)$$

Hvor

Q_1 = råslamvolumen, m³/d

Q_2 = stabiliseret slamvolumen, m³/d

X_1 = råslamtørstofkoncentration, kg TSG/m³

X_2 = tørstofkoncentration i afløb, kg TSG/m³

Alle målinger skal være gennemsnit over mindst en uge, for at beregningen har nogen værdi. Reduktionen af TSG er normalt 20-40%.

Eksempel

Råslammængde = 40 m³/d

Råslamtørstof = 2% = 20 kg TSG/(m³ · h)

Stabiliseret slammængde = 20 m³/d

Råslamtørstof = 2% = 20 kg TSG/m³

Tørstof i stabiliseret slam = 2,5% = 25 kg TSG/m³

Den procentvise tørstoffreduktion, E, er da

$$E = (100 \cdot (40 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 20 \text{ kg TSG/m}^3 - 20 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 25 \text{ kg TSG/m}^3)) / (40 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 20 \text{ kg TSG/m}^3) = 37.5\%$$

Slamvandsvolumen, Q_3 , er forskellen mellem råslammængde og stabiliseret slammængde

$$Q_3 = Q_1 - Q_2 = 40 \text{ m}^3/\text{d} - 20 \text{ m}^3/\text{d} = 20 \text{ m}^3/\text{d}$$

14.5.4 Slamvand

Udseende

Indhold af suspenderet stof kan skønnes ud fra udseendet (det, der med et fint ord hedder "en visuel bedømmelse").

Slamvandsvolumen

Slamvandsvolumen bør bestemmes dagligt. Det har betydning for beregning af tilbageførte stofmængder til vandbehandlingsdelen.

Suspenderet stof

SS bør måles for at sikre, at der ikke tilbageføres for store mængder slam til vandbehandlingsdelen. En ond slam-spiral er skadelig for både den aerobe stabilisering og for vandbehandlingsprocesserne.

BI5, COD, kvælstof og fosfor

Slamvandets indhold har betydning for vurdering af tilbageførte stofmængder til vandbehandlingsdelen. Ammonium og nitrat kan bruges til at vurdere stabiliseringsprocessen, idet lavt ammonium og højt nitratindhold tyder på en velfungerende stabiliseringsproces.

14.6 Driftsproblemer

Der kan være driftsproblemer i stabiliseringstanken og med kvaliteten af slamvandet og det stabiliserede slam.

Et forhøjet indhold af miljøfremmede organiske stoffer og metaller vil betyde begrænsninger i deponeringsmulighederne. Aerob slamstabilisering kan ikke fjerne metaller, så de vil normalt blive opkoncentreret i slammet, og altså være højere efter udrådningen. Miljøfremmede organiske stoffer kan mere eller mindre nedbrydes ved den aerobe proces, så en stigning vil enten skyldes dårligt fungerende biologisk proces eller en forøget tilledning med råslammet.

14.6.1 Driftsproblemer i aerobe slamstabiliseringstanke

Se også i kapitel 5 under luftning.

Slamaflejninger på tankbund	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Tilstoppede diffusorer.	Rens diffusorer.
For dårlig omrøring.	Forøg den indblæste eller indpiskede luftmængde, eller forøg en eventuel omrørers hastighed. Installer mekaniske omrørere.
For højt tørstofindhold i stabiliseringstanken.	Indpump slam med en lavere slamkoncentration. Pas på, at slamalderen ikke bliver for kort.
Uens fordeling af lufttilførsel.	Justér ventiler på luftrør.
Dårlig forbehandling af spildevandet, således at ristestof og sand tilledes slamstabiliseringstanken.	Øg bortskrabning af ristestof og/eller sandoppumpning.

Kraftig skumning

Skumning kan dæmpes med sprinklere eller tilsætning af et kemisk skumdæmpningsmiddel. Det er dog bedre og billigere at fjerne årsagen til skumningen.

Kraftig skumning	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Indkøring af proces.	Vent til indkøring er tilendebragt.
Lav slamkoncentration.	Øg slamkoncentrationen i det indpumpede råslam.
Organisk overbelastning.	Hvis overbelastningen skyldes ujævn tilførsel af råslam, f.eks. septiktankslam, bør tilførslen udjævnes. Hvis overbelastningen skyldes en generelt større slamproduktion, må stabiliseringstankens volumen øges.
For høj slamalder.	Nedsæt slamkoncentrationen i stabiliseringstanken, enten ved at reducere tørstofindholdet i råslammet eller ved at mindske udpumpningen af slamvand.
Overluftning.	Nedsæt iltkoncentrationen i tanken.

Sort eller mørkt slam	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
For lavt iltindhold (mindre end 0,5 g ilt/m ³).	Øg luftindpiskning eller luftindblæsning.

14.6.2 Driftsproblemer med kvaliteten af det stabiliserede slam

Hvis slammets iltoptagelseshastighed (se afsnit 14.5) er for høj er stabiliseringen ikke tilstrækkelig.

Dårlig slamkvalitet	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
For kort slamalder.	Øg tørstofkoncentrationen i råslammet. Øg udtag af slamvand.
Lavt iltindhold i stabiliseringstank.	Øg lufttilførsel. Tilfør råslam mere jævnt.
Lav temperatur i stabiliseringstanken.	Øg tørstofkoncentrationen i det indpumpede råslam.
Forhøjet indhold af miljøfremmede organiske stoffer.	Øg stabiliseringstiden. Kontroller tilledninger fra industri, men mange af stofferne kommer fra husholdninger.
Forhøjet indhold af metaller.	Kontroller tilledninger fra industri.

14.6.3 Utilfredsstillende slamvandskvalitet

Det normale problem med slamvandet er for højt indhold af suspenderet stof. Højt indhold af ammonium kan være et problem i forbindelse med nitrificerende rensningsanlæg.

Tilsætning af polymer til stabiliseringstanken kan mindske indholdet af suspenderet stof i slamvandet, men det er bedre at finde årsagen blandt de nedenfor anførte muligheder og derefter udbedre processen.

Dårlig kvalitet af slamvand	
Mulige årsager	Forslag til afhjælpning
For kort henstandstid før dekantering af slamvand.	Øg henstandstiden.
Høj tørstofkoncentration i stabiliseringstanken.	Udtag mere stabiliseret slam.
For høj organisk belastning.	Udjævn tilledningen af råslam.
Kortslutningsstrømme ved dekantering.	Mindsk aftapningshastigheden i forbindelse med dekantering af slamvand.

14.7 Slamstabilisering med kalk, orientering

Formålet med stabilisering af slam ved tilsætning af kalk er først og fremmest at mindske lugtgener ved slammets videre håndtering, dvs. ved koncentreret, lagring, transport og deponering. Ved kalkstabilisering kan man standse udviklingen af svovlbrinte, men forøgelsen af pH kan give lugtproblemer fra frigjort ammoniak. I dette afsnit omtales kalkstabilisering af slam, der ikke er afvandet.

14.7.1 Beskrivelse af slamstabilisering med kalk

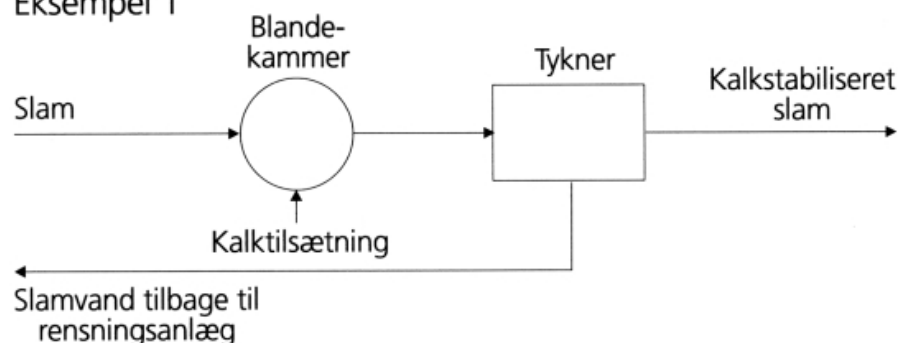
Ved kalkstabilisering opnås en midlertidig kemisk stabilisering, idet kalktilsætningen kun i et vist tidsrum er i stand til at hæmme de biologiske nedbrydningsprocesser.

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 slamkoncentreret (en slamtykner), hvilket kan gennemføres efter de to forskellige principper, der er vist på figur 14.8.

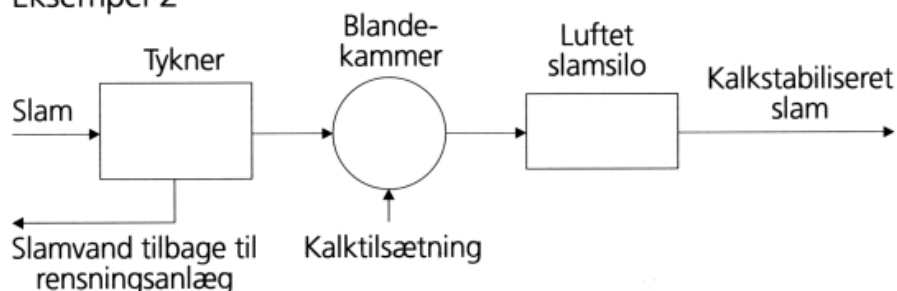
Såfremt kalktilsætningen efterfølges af en koncentreringsstank med omrøring eller en luftet slamsilo, bør den mindste opholdstid i blandekammeret være 15 minutter. Hvis der ikke efter kalktilsætningen findes anlægsdele, hvor en yderligere opblanding af slam og kalk kan foregå, bør minimumsopholdstiden i blandekammeret være 30 minutter.

Drift af renseanlæg

Eksempel 1



Eksempel 2



Figur 14.8 Eksempler på opbygning af kalkstabiliseringsanlæg

Opblanding af kalk og slam kan ske ved luftindblæsning i blandekammerets bund eller med en mekanisk omrører.

Normalt bruges læsket kalk (hydratkalk), som enten leveres i sække eller i bulk. Kalktilsætningen til blandekammeret sker enten som tørdosering eller som våddosering i form af kalkmælk. Den kalkmængde, som skal tilsættes slammet ved kalkstabilisering, afhænger først og fremmest af, hvor længe man ønsker stabiliseringsvirkningen opretholdt. Slamtypen har også betydning for den kalkdosering, der er nødvendig. I tabel 14.5 er angivet en oversigt over de kalkdoseringer, som er nødvendige for at opretholde pH større end 11 i slammet i 14 dage, når dette lagres i en åben beholder ved 20°C.

Tabel 14.5 Kalkdoseringsmængder for forskellige slamtyper

Slamtyper	Kalkdosering (g Ca(OH) ₂ /kg tørstof)
Mekanisk slam	100-200
Septiktankslam	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) bslam	sædvanligvis ingen dosering

Ved at tilsætte ulæsket kalk (CaO) vil der udvikles varme i blandingen af kalk og slam. Herved opnås en vis hygiejnisering af slammet.

14.7.2 Kalkstabilisering, observationer

De målinger, analyser m.v., som er aktuelle ved kalkstabiliseringsanlæg, fremgår af tabel 14.6. I tabellen er antaget, at kalkstabiliseringsenheden omfatter blandekammer med kalktilsætning efterfulgt af slamkoncentrering.

Tabel 14.6 Observationer, målinger og beregnede værdier for anlæg med kalkstabilisering

Råslam		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Lugt og udseende	Tørstofindhold Slamvolumen Miljøfremmede organiske stoffer Metaller	Tørstofmængde
Kalkdosering		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Maskinfunktion	Doseringsmængde Kalkdosering	
Slamudtag fra blandekammer		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Lugt	pH Tørstofindhold	
Slamudtag fra slamkoncentrering		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Lugt	pH pH efter lagring i 14 døgn Tørstofindhold Slamvolumen Miljøfremmede organiske stoffer Metaller	Slamvolumenreduktion
Slamvand fra slamkoncentrering		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Udseende	Slamvandsvolumen pH Alkalinitet Suspended stof BI5, COD Totalfosfor	

14.8 Driftsovervågning af kalkstabiliseringsanlæg

14.8.1 Råslam

Udseende og lugt	Råslammets sammensætning afhænger af rensningsanlæggets procestekniske opbygning og af eventuel tilkørsel af eksterne slammængder, f.eks. septiktankslam.
Tørstofindhold	Slammets tørstofindhold bør hyppigt tjekkes, idet dette er udgangspunkt for bestemmelse af den kalkmængde, som skal tilsættes slammet i blandekammeret.
Slamvolumen	Råslamvolumenet benyttes til bestemmelse af den dagligt behandlede tørstofmængde. Kendskab til råslamvolumenet muliggør en beregning af opnået slamvolumenreduktion ved den efterfølgende slamkoncentrering.
Tørstofmængde	Multiplikation af råslamvolumen (m^3/d) og råslammets tørstofkoncentration ($\text{kg TS}/\text{m}^3$) angiver den dagligt behandlede tørstofmængde. Herved kan doseringen i $\text{g Ca(OH)}_2/\text{kg TS}$ beregnes.

14.8.2 Kalkdosering

Maskinfunktion	Doseringsudstyret bør hyppigt kontrolleres. Ligeledes tjekkes, at kalken virkelig fremføres til doseringspunktet i blandekammeret. Ved tørdosering vil der kunne opstå kalkafsætninger i doseringssnegl på grund af fugtindtrængning. Regelmæssig rengøring vil reducere problemet.
Doseringsmængde	Den kalkmængde, som skal doseres, afhænger dels af slamtypen, dels af den pH-værdi, som er nødvendig i blandekammeret for at opnå et kalkstabiliseret slam (dvs. et slamprodukt, hvor pH-værdien efter 14 dages lagring ikke synker under $\text{pH} = 11$). Doseringen af kalk baseres på erfaringer med indstilling af doseringsmængden pr. m^3 indpumpet råslam til blandekammeret. Doseringsmængden angives ofte som g Ca(OH)_2 pr. kg slamtørstof.

Eksempel

Råslammængde = $10 \text{ m}^3/\text{d}$

Tørstofindhold = $1\% = 10 \text{ kg TS}/\text{m}^3$

Doseret kalkmængde $30 \text{ kg Ca(OH)}_2/\text{d}$

Doseringsmængden er da:

$(30 \text{ kg Ca(OH)}_2/\text{d}) / (10 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 10 \text{ kg TS}/\text{m}^3) = 300 \text{ g kalk}/\text{kg TS}$

Kalkbeholdning	Anlæggets kalkbeholdning opgøres med jævne mellemrum.
-----------------------	---

14.8.3 Slamudtag fra blandekammer

Lugt	Efter kalkindblandingen i råslammet opstår en stærk ammoniaklugt fra slammet. Ammoniak i store koncentrationer er giftig og samtidig stærkt korroderende på elinstallationer.
-------------	---

pH	pH-værdien i det slam, der udtages fra blandekammeret, bør være så høj, at pH-værdien af slammet ved 14 dages henstand ved 20°C ikke synker under pH = 11. Dette betyder ofte, at det udgående slam skal have en pH-værdi på 12-12,5, for at pH-kravet efter henstand er opfyldt.
Tørstofindhold	Ved kalktilsætningen forøges slammets tørstofindhold, idet den tilsatte kalkmængde udgør 10-30% af slamtørstoffet.

14.8.4 Slamudtag fra koncentreringstank af kalkstabiliseret slam

Lugt	Ligesom slammet i blandekammeret har slamudtaget fra koncentreringstanken 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. Slammets pH-værdi bør efter 14 dage ikke være mindre end pH = 11.
Tørstofindhold	Tørstofindholdet af den kalkstabiliserede slam bør jævnligt bestemmes, idet der herved opnås et mål for opkoncentreringen. Tørstofindholdet er af betydning, hvis det kalkstabiliserede slam skal afvandes mekanisk.
Slamvolumen	Det udtagne kalkstabiliserede slamvolumen (m ³ /d) bør dagligt måles. Dermed kan den ved kalkstabilisering + koncentrering opnåede slamvolumenreduktion beregnes. Reduktion af råslamvolumenet kan beregnes således: $100 (Q_1 \cdot Q_2) / Q_1 \%$ Hvor Q ₁ = gennemsnitlig behandlet råslamvolumen (m ³ /d) Q ₂ = gennemsnitlig slamvolumen fra koncentrering (m ³ /d)

14.8.5 Slamvand fra koncentreringstank

Slamvandet fra koncentreringstanken 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 slamvandet.

Udseende	Visuel iagttagelse af slamvandet bør hyppigt udføres.
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 tilbageførsel til rensningsanlægget er en god foranstaltning til mindskning 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 koncentrerings-tanken have en høj alkalinitet, som ved tilbageføring til rensningsanlæg med kemisk fældning 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 koncentreringsstan-kens funktion og slammets koncentreringsegenskaber. Typiske stofindhold varierer fra 100 g SS/m³ til 1000 g SS/m³. Det bør tilstræbes at opnå så lavt et suspenderet stofindhold i slamvandet som muligt, idet det suspende-rede stof indeholder væsentlige mængder organisk materiale og fosfor, som ved tilbageledning til rensningsanlægget medfører en kraftig merbelastning af rensningsanlægget.

BI5, COD, ammonium, total kvælstof og totalfosfor bør også måles.

Andre analyser

Analyse af slamvandets indhold har betydning for anlæg med nærings-salt-fjernelse. Ved lange henstandstider i koncentrerings-tanken vil slamvandets indhold af opløst organisk stof og ammonium øges væsentligt.

14.9 Driftsproblemer i kalk-stabiliseringsanlæg

Driftsproblemer ved kalkstabiliseringsanlæg knytter sig til:

- problemer med kalkdoseringsudstyret
- problemer i blandekammeret
- utilfredsstillende stabilitet af slam
- utilfredsstillende slamvandskvalitet.

14.9.1 Problemer med kalkdoseringsudstyr

Svigt i kalkudtag fra kalksilo	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Brodannelse i kalksilo. Siloens skråvægge skal have en væghældning på mindre end ca. 60°.	Brodannelser kan modvirkes ved montering af slaghammer.
Kalkaflejringer på grund af fugt. Fugtproblemer (kondensproblemer) er navnlig udtalte ved en lav kalkbeholdning i kalksilo.	Problemet vil delvis kunne afhjælpes ved til stadighed at opretholde en stor kalkmængde i siloen.
Kalkaflejringer i doseringsnegl	Hyppige rengøringer af sneglen.
Støvproblemer	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Kalken håndteres manuelt.	Komplettering af kalkdoseringsudstyr, således at påfyldning af kalken kan foretages af støvfilter direkte fra lastbil via hurtigkobling og trykrør samt montering.
Kalkdosering foretages som "åben dosering".	Ændring af doseringsudstyret, således at kalktilsætningen til slammet foretages i et lukket system. Tilsæt kalk i form af kalkmælk.

14.9.2 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.

14.9.3 Utilfredsstillende slamvandskvalitet fra koncentreringstank

Slamvand fra kalkstabiliseringsanlæg har en høj pH-værdi og en høj alkalinitet, hvilket ved tilbageføring til rensningsanlæg med kemisk fældning 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 BI5 og fosfor
- højt indhold af opløst organisk stof (BI5) og ammonium.

14.10 Slamstabilisering i slambede, slamlaguner og slammineraliseringsanlæg

Metoderne har til formål at afvande og stabilisere slammet fra rensningsanlægget. Efter stabiliseringen er slammets mikrobiologiske aktivitet nedsat, idet letomsættelige partikler er omdannet til kuldioxid og vand. Resultatet af processen er:

- slam, der har nedsat lugtrisiko
- mindre slammængde
- højere slamtørstof.

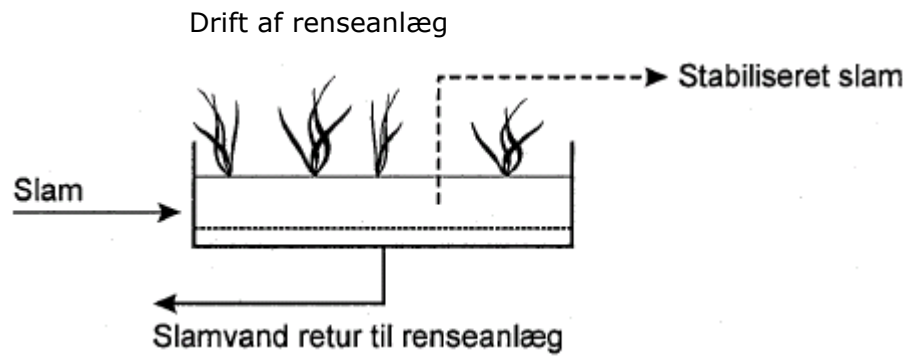
I anlæggene sker en blanding af anaerob og aerob slamstabilisering ved en temperatur svarende til omgivelserne. Metoderne kræver alle flere års opholdstid for slammet.

14.10.1 Slamstabilisering i slambede, slamlaguner og slammineraliseringsanlæg, beskrivelse

Den biologiske nedbrydning er i disse anlæg en blanding af anaerobe og aerobe processer. Faktorer som vandindhold og slamlagets dybde afgør, hvilke processer der dominerer. I slamlaguner er anaerob omsætning dominerende, mens drænedede slambede har en kombination af anaerob og aerob nedbrydning. God dræning, lav dybde i slamlaget samt planter vil bidrage til at gøre processen aerob. På grund af lav temperatur og ringe opblanding mellem nyt og gammelt slam kræves meget lang opholdstid, hvis man skal opnå en god stabilisering.

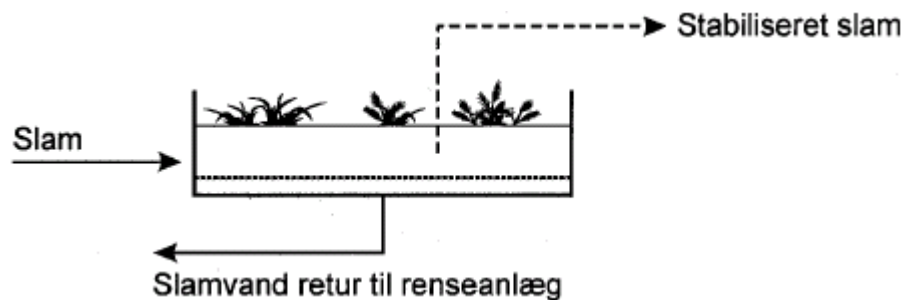
Slammineraliseringsanlæg er opbygget med et antal separate bassiner. De enkelte bassiner benyttes på skift, således at slammet drænes og sprækker, så der kommer luft til mineraliseringen.

TSG-reduktion	Ved processerne omsættes en del af det organiske stof, således at % TSG mindskes. Det uorganiske stof (sand, ler, metaller osv.) bliver ikke nedbrudt, men opløste uorganiske (og organiske) stoffer kan forlade anlæggene gennem slamvandet, såfremt der er dræning i anlægget. Slamvandet ledes normalt tilbage til rensningsanlæggets tilløb. I anlæg med lang opholdstid er det muligt at opnå en reduktion på 30-50% af det organiske stof (TSG), der tilledes med slammet. Det uorganiske materiale ændres ikke nævneværdigt ved stabiliseringen. Det betyder, at det stabiliserede slam ender med et indhold af organisk stof på 40-50%. Tørstofindholdet i det afvandede slam er 20-30%.
Reduktion af miljøfremmede stoffer	LAS og NPE nedbrydes effektivt i slammineraliseringsanlæg. PAH er tungt nedbrydeligt, så det nedbrydes langsommere og næppe fuldstændigt. Metalindhold reduceres ikke.
Planter	I drænedes slambede vil der altid forekomme planter, enten naturligt voksende fra frø og kerner i slammet eller fra omgivelserne. Man kan også beplante anlæggene med tagrør (<i>Phragmites australis</i>) og andre planter, (f.eks. pil) der kan trives i det vækstmiljø, man skaber i anlægget.
Dræn	Dræningen har til formål at give bedre iltning til slamlaget og samtidig at afvande slammet. For alle drænedes anlægstyper er det derfor vigtigt, at der ikke sker tilstopning af drænene, idet funktionen derved nedsættes væsentligt.
Dimensionering	<p>Slammineraliseringsanlæg dimensioneres til maksimalt 40-50 kg TS/m²·år for anlæg der behandler aktiv-slam. Den maksimale belastning som anlægget kan håndtere, afhænger af slamtypen og dens afvandelighed. Udledning til det enkelte bassin sker i 1-3 uger efterfulgt af en pauseperiode på 2-4 uger. Arealbehovet pr. personekvivalent er 0.5-0.7 m². Efter 7-10 år vil slamlaget have opnået en tykkelse på ca. 1-1.5 m og et tørstofindhold på 20-30%. Anlæggene dimensioneres typisk for 7-10 års drift, før tømning skal ske. Man må påregne at udgrave hele bassinet inkl. drænlag efter to driftsperioder.</p> <p>Hvis det tilførte slam har et tørstofindhold på under 0,5%, kan der opstå anaerobe forhold i anlægget, fordi rejktvandet ikke tilstrækkeligt hurtigt kan blive afledt til renseanlægget. Anaerobe forhold kan evt. medføre en øget ammoniumbelastning på renseanlægget, hvilket i visse tilfælde kan påvirke renseeffekten negativt.</p> <p>Hvis slammet har et lavt tørstofindhold, kan det derfor være relevant at nedsætte tørstofbelastningen pr. m² (dvs. dimensionere ud fra hydraulisk belastning snarere end kun organisk) eller øge kapaciteten af drænene til rejktvand tilsvarende, f.eks. ved at øge tætheden af drænene. Manglende dræning kan mindske funktionen af anlægget eller helt standse stabiliseringen. En del af slammets kvælstofindhold (15-30%) vil som nitrat via drænvandet blive ledt tilbage i vandrensingsanlægget. Tilsvarende vil en mindre del af slammets fosforindhold (3-5%) gå i opløsning og ende i drænvandet. Figur 14.9 viser princippet i et beplantet slambed. Her vil man ofte tillede slam batchvis og afvente dets stabilisering, som opnås på 7-15 år afhængig af klima og andre forhold i anlægget. Herefter kan det stabiliserede slam fjernes, alternativt kan man lede nyt slam til oven på det stabiliserede. Efter et antal batches skal drænlaget retableres. Beplantningen bidrager til at holde slamlaget porøst, til iltningen samt til at holde anden (ukrudts)vækst nede.</p>



Figur 14.9 Princip i et beplantet slammineraliseringsanlæg. Bevoksningen består af f.eks. tagrør

Figur 14.10 viser princippet i et slammineraliseringsanlæg uden beplantning. Anlægget fungerer som det beplantede anlæg. Der vil opstå naturlig vækst af ukrudt, bl.a. af tomatplanter fra kerner i slammet, men også af frø indført med vinden og dyr.



Figur 14.10. Princip i ubeplantet slammineraliseringsanlæg. Der vokser selvsået ukrudt og lignende i overfladen

Figur 14.11 viser princippet i slamlaguner. I disse sker en nedbrydning af organisk stof og en vis afvanding forårsaget af fordampning. Det er muligt at aftappe slamvand fra slamlagunen og derved opnå en bedre afvanding. Nogle slamlaguner har overfladelufter for at modvirke lugtgener.



Figur 14.11. Princip i slamlagune

14.10.2 Observationer, slambede og slamlaguner til slamstabilisering

De målinger, der er aktuelle, fremgår af tabel 14.7.

14.10.3 Driftsproblemer ved slammineraliseringsanlæg

Driftsproblemer vil være knyttet til slammets afvanding samt påvirkning af omgivelserne med lugt og insekter. Et forhøjet indhold af miljøfremmede organiske stoffer og især metaller vil betyde begrænsninger i deponeringsmulighederne. Hverken slammineraliseringsanlæg eller slamlaguner kan fjerne metaller, så de vil normalt blive opkoncentreret i slammet og altså være højere efter stabiliseringen, typisk 20-30% forhøjet i forhold til det tilførte slam. Miljøfremmede organiske stoffer kan mere eller mindre nedbrydes ved de biologiske processer, så en stigning i disse vil enten skyldes dår-

Drift af renseanlæg

ligt fungerende biologisk proces eller en forøget tilledning med råslammet. Den lange opholdstid i slammineraliseringsanlæg giver mulighed for en effektiv reduktion af miljøfremmede stoffer, måske med undtagelse af PAH, der er vanskeligt nedbrydeligt både aerobt og anaerobt og derfor vil kunne opkoncentreres eller måske blot forblive på niveauet i tilløbet.

Driftsproblemer omfatter højt indhold af suspenderet stof i slamvand/drænvand, lugt, insekter, lavt tørstof i stabiliseret slam samt nedsat kapacitet (nedsat stabilisering).

Tabel 14.7 Observationer, målinger og beregnede værdier for anlæg med slamstabilisering i slambede og slamlaguner

Råslam		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnede værdier</i>
Lugt og udseende	Tørstofindhold Slamvolumen Miljøfremmede organiske stoffer Metaller	Tørstofmængde
Stabiliseret slam		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnede værdier</i>
Lugt	Tørstofindhold Tørstofglødetab Miljøfremmede organiske stoffer Metaller	Reduktion af TSG
Slamvand/drænvand		
<i>Observationer</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnede værdier</i>
Udseende	Slamvandsvolumen pH Suspenderet stof COD Totalkvælstof Totalfosfor	

Højt indhold af suspenderet stof i drænvand/slamvand	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Filterlag defekt (mosegrise? bævere? gravkøer?)	Nyt filterlag. Udbedre dræn.

Lugt	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Dårligt stabiliseret slam.	Øg slamopholdstiden i rensningsanlægget (længere aerob slamalder). Mindske belastningen på slambedene. Dæk slambedet med vand i en periode (luk afløbsventil) (dette kan dog forværre problemet på længere sigt).

Insekter	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Plantevæksten giver ynglemuligheder for insekter.	Anden beplantning
Områder med høj fugtighed.	Bedre dræning eller slamfordeling. Dæk slambedet med vand i perioder. Brænd planterne af

Lavt tørstof i stabiliseret slam	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Manglende dræning.	Retabler dræn.
Slamtørstof pakker og forhindrer dræning.	Ændringer i spildevandsprocessen, f.eks. ændret kemikaliedosering eller kemikalietype.
Nedsat biologisk aktivitet	Mindske belastningen på slambedet

Nedsat kapacitet	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
For lavt tørstof i tilført slam.	Koncentrer råslammet
Ujævn slamfordeling i bede.	Ændring af indpumpning. Mindske tørstof i råslam.
Dårlig plantevækst	Ændring af vandingsplan (driftsomstilling)
Dårlig dræning	

Litteratur

- (1) M. Henze, P. Harremoës, J. la Cour Jansen, E. Arvin. Spildevandsrensning, Biologisk og kemisk. Polyteknisk Forlag 1992. Kapitel 3 og 9.
- (2) Leif Winther, Mogens Henze, Jens Jørgen Linde og H. Thorkild Jensen. Spildevandsteknik. Polyteknisk Forlag 1998. Kapitel 7.
- (3) M. Nielsen. 10 år med biologisk slambehandling. Særtryk af Stads- og havneingeniøren nr. 5, 1998.
- (4) D. Giraldi et al. Hydraulic and biochemical analyses on full-scale sludge consolidation reed beds in Tuscany (Italy), Water Science & Technology, 60 (5) 1209-1216, 2009

15

Slamkonditionering og slamafvanding

Af Mogens Henze

15.1 Orientering

Orientering

Efter koncentration består slammet stadig for størstedelen af vand. Tørstofindholdet i slammet inden afvanding ligger normalt mellem 2 og 5% TS, dog kan tørstofindholdet være noget højere, hvis slammet har været gennem mekanisk forafvanding. For yderligere at kunne øge tørstofindholdet kræves dels, at slammets struktur forandres ved konditionering, så vand og slam lettere kan adskilles, dels at der anvendes stærkere kræfter end tyngdekraften til at presse vandet ud af slammet. I dag afvandes slam hovedsagelig ved anvendelse af centrifuge, sibåndspresse eller filterpresse.

Slamkonditionering kan foretages 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 umiddelbar forbindelse med selve afvandingen.

Ved afvanding reduceres slamvolumenet, idet vand udskilles fra slammet. Slamvandet, også kaldet rejktvand, ledes tilbage til rensningsanlægget, mens det afvandede slam går til fortsat behandling eller deponering.

Slamkonditioneringen og afvandingens succes afhænger af slamkvaliteten. Faktorer, som påvirker slamkvaliteten, er spildevandstype, rensningsmetode samt forudgående slambehandlingsprocesser. Disse er af afgørende betydning for slammets afvandingsegenskaber.

Slamkonditionering

For at lette afvandingen og øge udskillelsesgraden ved mekanisk afvanding konditioneres slammet før afvandingen. Konditioneringen er beregnet på at øge partikelstørrelsen ved sammenhæftning af små partikler til større flokke.

Konditionering kan foretages på følgende måder:

- kemikalietilsætning
- frysning.

I forbindelse med mekanisk afvanding af slam er tilsætning af kemikalier den mest benyttede metode, mens frysning ikke benyttes på renseanlæg.

De kemikalier, som benyttes til konditionering af slam, er dels uorganiske flokkulanter som aluminiumsalte, jernsalte og kalk eller kombinationer af disse, dels organiske polymerer. Polymerer består af lange molekylekæder opbygget af ens monomere (molekyleformer).

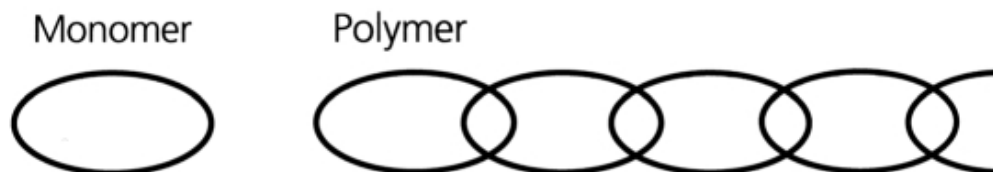
Uorganiske konditioneringsmidler

Uorganiske konditioneringsmidler anvendes først og fremmest ved afvanding med filterpresser. Almindeligt anvendte kemikalier er jernforbindelser og kalk, som reducerer de elektriske kræfter mellem slampartiklerne, således at slammet danner flokke, og slamvandet kan frigøres. De uorganiske flokkuleringsmidler anvendes først og fremmest i forbindelse med afvanding af udrådnet primær- og bioslam i kammerfilterpresser.

Organiske konditioneringsmidler

Polymererne, som er lange molekylekæder opbygget af monomerer, kan alt efter den elektriske ladning hos monomeren inddeles i:

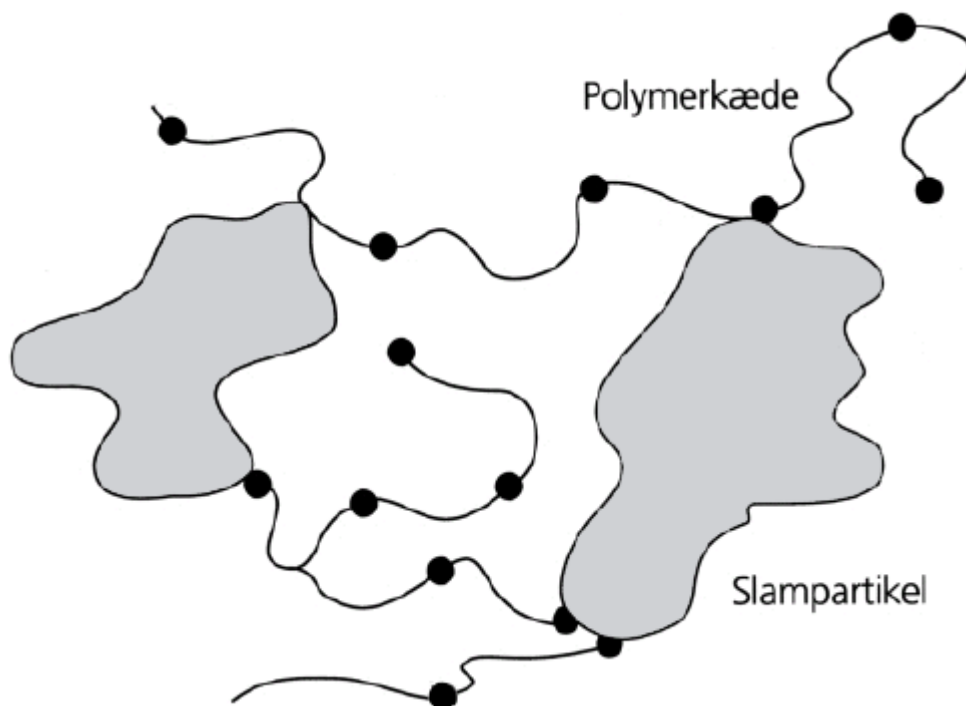
- kationaktive (positivt ladede)
- nonionaktive (neutrale, ikke ladede)
- anionaktive (negativt ladede).



Figur 15.1 Opbygning af polymer

Partiklerne i slammet er elektrisk ladede på overfladen. I primær- og bioslam er ladningen negativ, mens ladningen i kemisk slam som regel er positiv.

Ved polymertilsætning foregår der en brobygning mellem slampartiklerne, så der dannes større flokke. Dette er anskueliggjort i figur 15.2. Denne brodannelse lettes, hvis polymeren er ionaktiv med modsat ladning i forhold til slampartiklerne. Overfladeladningerne hos slampartiklerne udlignes, og forudsætningerne for dannelse af større flokke øges derved.



Figur 15.2 Binding mellem polymer og slampartikel

Drift af renseanlæg

Ved afvanding af primær- og bioslam bør man således anvende kationaktive polymerer, mens anionaktive polymerer som regel har større virkning på rent kemisk slam. Ved afvanding af en blanding af kemisk og biologisk slam kan polymerforbruget som regel mindskes, fordi slampartiklerne delvist neutraliserer hinandens overfladeladninger.

Polymerer fremstilles både på fast form som pulver og på opløst form som en emulsion.

Begge former fortyndes med vand, men polymerer i pulverform kræver efter fortynding en vis modningstid for at fungere optimalt.

Polymerer fremstilles desuden i flere forskellige styrker, dvs. antal elektriske ladninger pr. enhed.

Der findes i dag mange forskellige fabrikater på markedet, og mange gange vil det være formålstjenligt at forsøge med flere typer for at opnå det bedste resultat.

Mængden af polymer, der skal doseres for at opnå et tilfredsstillende resultat, afhænger af

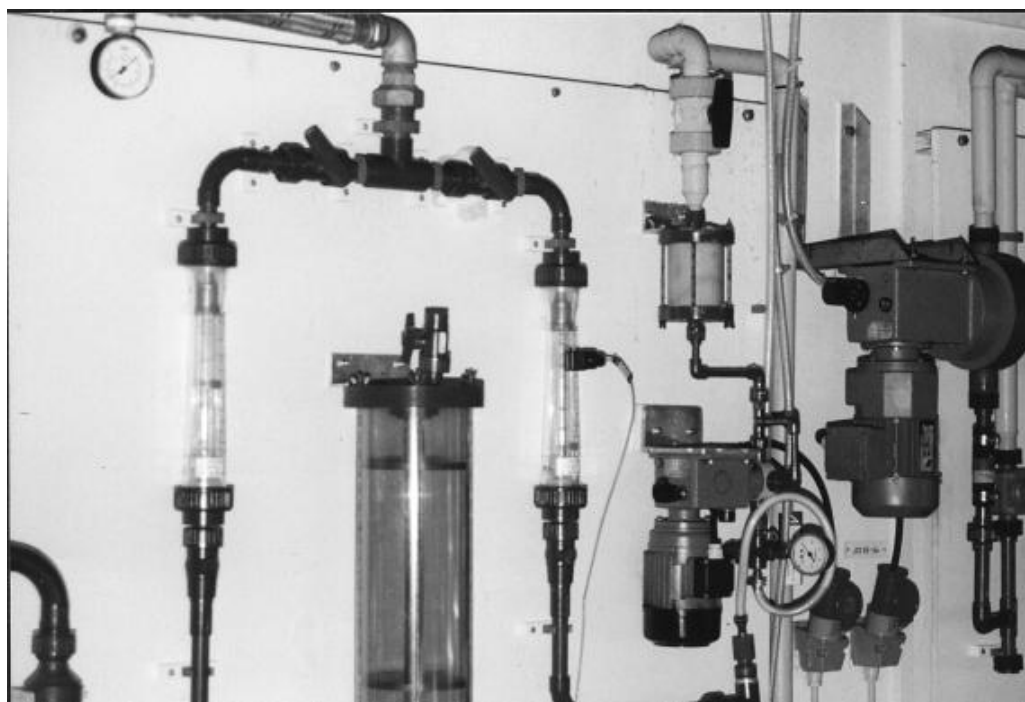
- slamtype
- polymertype
- afvandingsenhed.

En typisk dosering er mellem 7 og 15 kg polymer/t TS.

De opgivne forbrugsdata er kun vejledende, og man opnår det bedste resultat med praktiske forsøg med forskellige typer og mængder, helst som fuldskalaforsøg.

Frysning

Naturlig frysning af slam i slambassiner eller slambede kan anvendes i koldt vejr på små rensningsanlæg. Slamvand skilles fra slampartiklerne ved smeltning.



Doseringsanlæg for flydende polymer (Egå renseanlæg)

15.2 Beskrivelse af slamafvanding

Slambede og slammineralisering er omtalt i kapitel 14.

Centrifuger

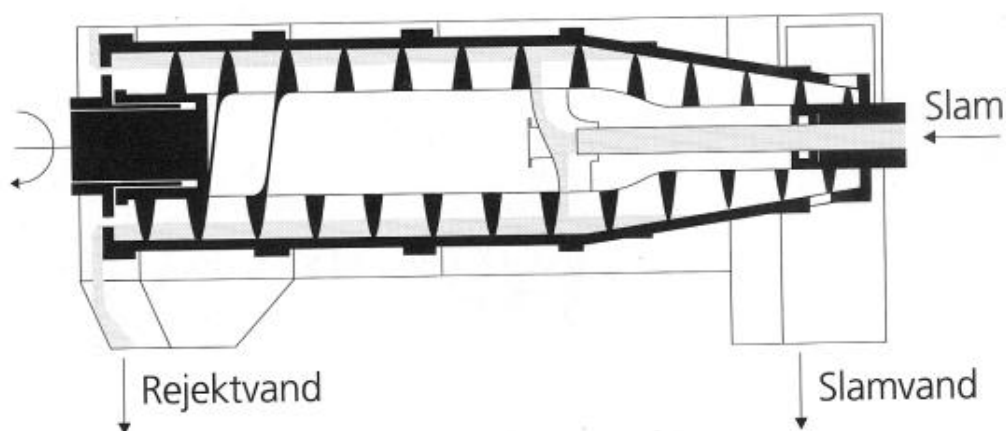
Slamafvanding med centrifuge bygger på en accelereret bundfældning af slampartikler. Den type centrifuge, der anvendes til afvanding, er en såkaldt dekantercentrifuge. De findes i mange forskellige fabrikater og udførelser. Dekantercentrifugen består af en cylindriskkonisk tromle, hvori der er monteret en skruetransportør. Både tromlen og transportøren roterer med høj hastighed i samme retning. Skruetransportøren roterer enten med højere eller lavere omdrejningstal end tromlen.

Slammet, der skal afvandes, ledes ind i centrifugens centrum gennem et indløbsrør. Af centrifugalkraften føres det straks ud i tromlens periferi. Eftersom de faste partikler i slammet er tungere end vandet, aflejrer de sig som et lag på tromlens væg, mens vandet danner en ring nærmere centrum. Vanddybden i tromlen bestemmes af et antal huller i rotorens store endestykke, hvorigennem vandfasen (rejektvandet) forlader centrifugen. Det afvandede slam (slamkagen) transporteres af skruetransportøren til rotorens smallere del, hvor det ledes ud af centrifugalkraften.

Kapaciteten i en centrifuge bestemmes af tromlens længde og diameter.

Ved centrifugering gennemføres konditioneringen ved, at polymeren dose-res sammen med det indpumpede slam i tilløbsrøret til centrifugen.

Dekantercentrifuger har før i tiden givet de bedste resultater på et blandingsslam af mekanisk slam og biologisk slam, mens de opnåede tørstofprocenter på et rent biologisk slam ikke har været særlig høje. Der er dog sket en stor udvikling af højtrykscentrifuger, som adskiller sig fra gængse typer ved, at de roterer med en betydelig højere hastighed (omkring 3000 omdr./min.), og som øger centrifugalkræfterne på slampartiklerne med det resultat, at der opnås højere tørstofprocenter i det afvandede slam op til 20-28% TS, men resultatet er meget afhængigt af slamtype og kvalitet, og betragtet som opnåelige gennemsnitlige tørstofprocenter vil niveauet nok være 20-25% TS.



Figur 15.3 Princip i slamcentrifuge

Tabel 15.1 Centrifugens funktion afhænger af følgende variable

Variable, som kan ændres under drift	Variable, som ikke kan ændres under drift
Slamindpumpning.	Centrifugens omdrejningstal.
Dosering af polyelektrolytter.	Transportsneglens omdrejningstal. Vandstand (dvs. overfaldskantens højde).

Afvanding med centrifuge foregår ved hjælp af centrifugalkraften til forskel fra øvrige mekaniske afvandingsmetoder, som er baseret på filtrering.

Filtrering

Ved filtrering udskilles vandet gennem en filterdug, som i princippet kun lader vandfasen slippe igennem. Slampartiklerne opfanges mod filterdugen og danner en slamkage, som vandet skal passere igennem. For at opnå et acceptabelt tørstofindhold i slamkagen på rimelig tid må vandet presses ud af slamkagen ved, at vandet enten suges ud af slamkagen med undertryk eller presses ud med overtryk.

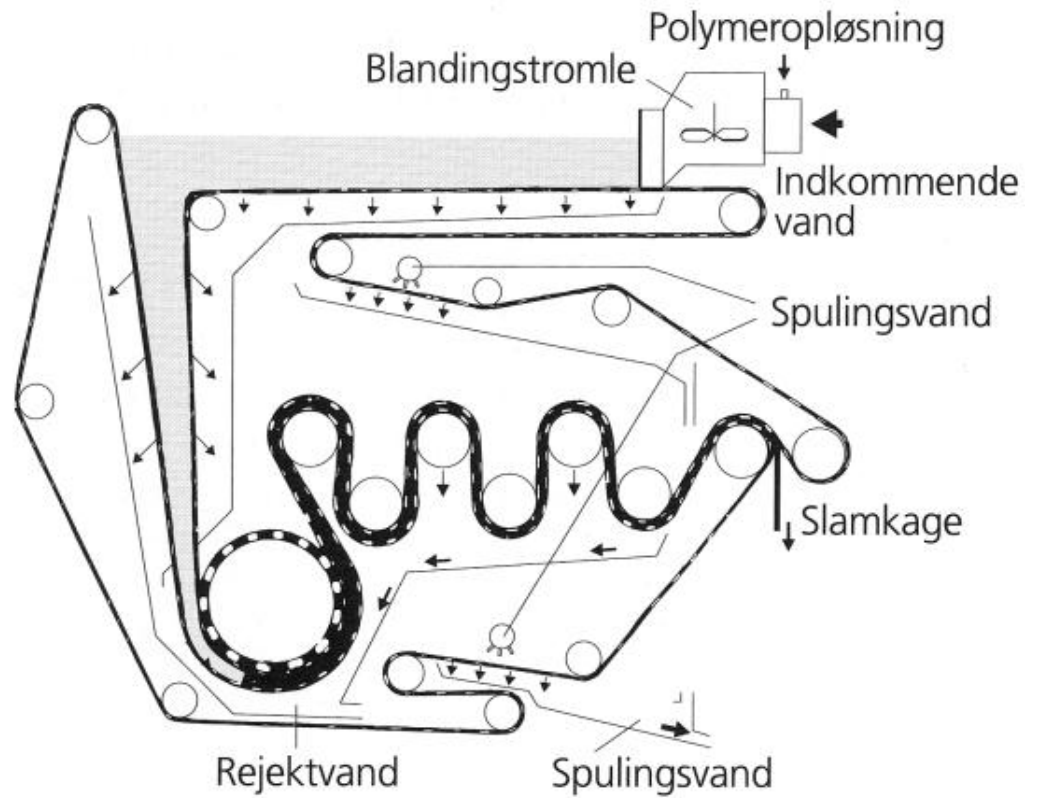
Slamafvandingsudstyr, der fungerer efter filtreringsprincippet, er:

- vakuumfiltre
- sibåndspreser
- kammerfilterpresser.
- slamposer (fungerer kun ved tyngdekraft).

Vakuumfiltre anvendes ikke i større grad i forbindelse med spildevandsrensning og vil derfor ikke blive nærmere omtalt her.

Sibåndspresse

Ved afvanding på sibåndspreser bliver slammet normalt konditioneret ved tilsætning af polymer i en særskilt konditioneringsstrømle eller i forbindelse med indpumpning af slammet, inden det ledes ud på et kontinuert løbende sibånd. På sibåndet afvandes slammet først ved gravitation. Nogle maskintyper har vakuumsugning 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.



Figur 15.4 Principopbygning af sibåndspresse

Tabel 15.2 Sibåndspressens funktion afhænger af følgende variable

Variable, som kan ændres under drift	Variable, som ikke kan ændres under drift
Slamindpumpning	Pressetryk
Dosering af polyelektrolytter	Sibåndstyper (maskevidde, materiale)
Konditioneringstromlens omdrejningstal	Båndspulingsarrangement
Sibåndshastighed	
Eventuelt vakuum	
Spulevandsmængde	



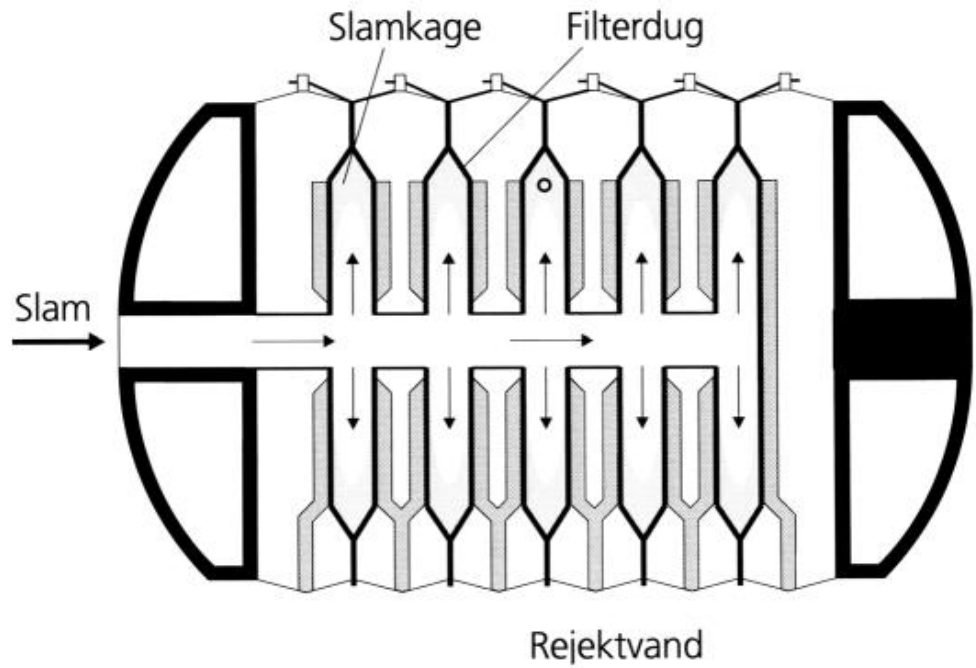
Sibåndspresse på Hammel renseanlæg

Filterpresse

En kammerfilterpresse baserer sig på filtrering af slam i et filterkammer under tryk. Trykket produceres af de pumper, som føder kamrene. Konditionering foretages enten med uorganiske kemikalier eller polymerer 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 kontinuerligt. Tørstofindholdet i det afvandede slam bliver ofte større end ved andre former for mekanisk afvandning.

Kapaciteten bestemmes af det totale filterkammervolumen i filterpressen samt den tid, der medgår til hver presning. Der findes enkelte steder en variant af kammerfilterpressen, nemlig en vacuumfilterpresse, hvor adskillelsen af vand og slam foretages ved hjælp af vacuum.

Drift af renseanlæg



Figur 15.5 Principopbygning af kammerfilterpresse

Tabel 15.3 Filterpressens funktion afhænger af følgende variable

Variable, som kan ændres under drift	Variable, som ikke kan ændres under drift
Dosering af kemikalier	Filterdugskvalitet
Presningstid	
Filtreringstryk (pumpetryk)	

Tabel 15.4 Typisk opnåelige tørstofprocenter ved forskellige afvandingsmetoder

Afvandingsmetode	Primærslam tørstof i %	Bioslam tørstof i %
Sibåndspreser	25 - 35	15 - 25
Decantercentrifuger	20 - 30	15 - 25
Kammerfilterpresser	30 - 40	20 - 30
Membranfilterpresser	35 - 45	25 - 35



Vacuumfilterpresse (Egå renseanlæg)

Naturlig tørring

Ved naturlig tørring ledes slammet ud på drænedde 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. Man kan dog ved tilsetning af polymer accelerere afdræningen af vandet fra slammet.

På årstider med rigelig nedbør kan det være vanskeligt at opnå tilstrækkelig tørring uden overdækning.

Naturlig tørring var før i tiden den mest anvendte metode til slamafvanding.

Tabel 15.5 Aktuelle observationer, målinger og analyser, beregnede værdier

Ukonditioneret slam		
<i>Observation</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Udseende	Slamvolumen Tørstofindhold pH	Indgående tørstofmængde
Kemisk konditionering		
<i>Observation</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Kemikalieopløsning	Koncentration af opløsning Doseringsmængde	Specifikt kemikalieforbrug
Afvandingsenhed		
<i>Observation</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Maskinfunktion (driftstid)	Energiforbrug Spulevandsforbrug	Afvandingskapacitet Udskillelsesgrad

Rejektvand (Slamvand)		
<i>Observation</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Udseende	Suspenderet stof	

Slamkage		
<i>Observation</i>	<i>Målinger og analyser</i>	<i>Beregnete værdier</i>
Udseende	Tørstofindhold Afvandet slamtørstof	Afvandet slamvolumen

15.3 Driftsovervågning

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 muligt 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 på maskindele.

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 slamvolumenet 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 frem for tørstofindhold, men forskellen mellem tørstof og suspenderet stof er som oftest så lille, at det ikke har nogen praktisk betydning.

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 tørstofmængde, som dagligt afvandes, må beregnes for at kunne beregne udskillelsesgrad og specifikt kemikalieforbrug.

$$M_{TS_{ind}} = TS_{ind} \cdot Q_{ind}$$

Hvor

$M_{TS_{ind}}$ = indgående tørstofmængde, kg TS/d

TS_{ind} tørstofindhold i slam kg/m^3

Q_{ind} slamvolumen

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 afvandning. Uorganiske kemikalier bør også opløses fuldstændigt for at forhindre tilstopning af rør og for at skåne kemikaliepumper. Kalk, som er et produkt, der ikke kan opløses fuldstændigt, skal holdes i suspension ved kontinuerligt 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 CST	Mængden af kemikalieopløsning, som doseres, skal måles for at kunne beregne kemikalieforbruget. CST (kapillær sugetid) er et mål for slammets afvandingssegenskaber. 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 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 mulig, når man kan udtage en prøve af det konditionerede slam umiddelbart før afvandningen.
Specifikt kemikalieforbrug	Kemikalieforbruget bør holdes så lavt som muligt, da kemikalieomkostningerne er store ved slamafvandning. Et højt specifikt forbrug af kemikalier kan tyde på en tiltrængt justering af afvandningen eller forudgående behandling. Specifikt forbrug af kemikalier beregnes på følgende måde: $P = (dos \cdot C) / (Mts_{ud})$ hvor P = specifikt kemikalieforbrug g/kg TS dos = kemikaliedosering, m ³ /d C = koncentration af kemikalier, g/m ³ Mts _{ud} = udgående slamtørstofmængde, kg/d
	Eksempel På et rensningsanlæg forbruges på en uge i gennemsnit 20 m ³ /d polyelektrolytopløsning. Opløsningen var 0,1%, dvs. den indeholdt 1000 g/m ³ . Indgående slamvolumen var i gennemsnit 80 m ³ /d med en TS koncentration på 25 kg/m ³ (2,5%). Udskillelsesgraden var 93%. Hvad er det specifikke kemikalieforbrug? Afvandet slammængde (Mts _{ud}) = 80 · 25 · 0,93 = 1860 kg TS/d Specifikt kemikalieforbrug (P) = (20 · 1000) / 1860 = 10,8 g/kg TS
Afvandingsenhed	Tilfredsstillende afvandning kan kun gennemføres med velkonditioneret slam. Ved centrifuge kræves en større flokstyrke end ved 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 rejktvandet 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 filterpreser dog som $kg\ TS/m^2 \cdot h$, dvs. pr. filterdugsareal.

Udskillelsesgrad Udskillelsesgraden viser, hvor stor en del af slampartiklerne der 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 %.

$$A = M_{ud} / M_{ind} \cdot 100\%$$

Hvor

A = udskillelsesgrad %

M_{ind} = indkommende tørstofmængde kg/d eller kg/h

M_{ud} = udgående (afvandet) slamtørstofmængde kg/d 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:

$$A = (TS_k (SS_{ind} + SS_r)) / (SS_{ind} (TS_k - SS_r)) \cdot 100\%$$

Hvor

TS_k = tørstofindhold i slamkage, %

SS_{ind} = suspenderet stof i indgående slam, %

SS_r = suspenderet stof i rejkt, %

Udskillelsesgraden kan også overslagsmæssigt beregnes ud fra:

$$A = ((1 - (SS_r) / SS_{ind})) \%$$

Hvor

SS_r = koncentration af suspenderet stof i rejkt, kg/m^3 eller %

SS_{ind} = koncentration af suspenderet stof i indgående slam, kg/m^3 eller %

Eksempel

En centrifuge tilføres 4 m³ slam pr. time. Slammet har en tørstofkoncentration på 25 kg/m³ (2,5%). Slamkagen har et TS-indhold på 20% og rejktvandet et indhold af suspenderet stof på 2 kg/m³ (0,2%). Beregn udskillelsesgraden.

$$A = (20 (2,5 - 0,2)) / (2,5 (20 - 0,2)) \cdot 100\% = 92,2\%$$

Overslagsmæssig beregning af udskillelsesgraden:

$$A = 100 (1 - 2/25) \% = 92\%$$

- Rejekt (slamvand)** Rejektvandets kvalitet bestemmer den belastning, som rejktvandet forårsager på spildevandsrensningen. Rejektvandet kan indeholde store mængder organisk stof, ammonium og fosfor, som ledes tilbage til rensningsanlægget og kan udgøre en stor ekstrabelastning på anlægget.
- Udseende** Rejektvandets udseende afslører umiddelbart, om udskillelsen ved afvandingen er effektiv.
- Suspenderet stof** Suspenderet stof anvendes ved beregning af udskillelsesgraden. Et lavt indhold af suspenderet stof i rejktvandet indikerer en god konditionering og god afvanding. Hvis spulevandet udgør en del af rejktvandet 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 rejktvand bør man ikke anvende total tørstof i stedet for suspenderet stof, medmindre rejktvandet er meget dårligt (højt SS-indhold).
- 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 procesteknisk modsætningsforhold til det ønskelige i at have en lav koncentration af suspenderet stof i rejktvandet.
- Det er hensigtsmæssigt også at måle det afvandede slamvolumen af hensyn til transport- og disponeringsomkostninger.



Slamkagen kan undertiden have svært ved at forlade filterdugen. Dette driftsproblem kan undertiden løses ved ændret kemikalietilsætning. I værste fald må man benytte en slam(kage)mand, der manuelt pirker til slamkagen, så den falder af dugen

Afvandet slamvolumen

Afvandet TS-mængde beregnes på følgende måde:

$$M_{ts_{ud}} = TS_{ud} \cdot M_{ud} \cdot 1/100$$

$M_{ts_{ud}}$ = afvandet mængde tørstof kg TS/d

M_{ud} = afvandet slamvolumen, kg/d

TS_{ud} = TS-indholdet i slamkagen %

Afvandet tørstofmængde

Det er imidlertid sjældent, at man har mulighed for at måle vægten af afvandet slam. Volumen kan derimod ofte fastlægges, og hvis man kender vægtylden, kan den afvandede slammængde beregnes på følgende måde:

$$M_{ts_{ud}} = TS_{ud} \cdot Q_{ud} \cdot \text{alfa} \cdot 1/100$$

TS_{ud} = TS-indhold i slamkagen %

Q_{ud} = afvandet slamvolumen, m³/d

alfa = slammets volumenvægt kg/m³

Man kan også beregne afvandet tørstofmængde ved kendskab til indgående slamtørstofmængde og udskillelsesgraden på følgende måde:

$$M_{ts_{ud}} = M_{ts_{ind}} \cdot A \cdot 1/100$$

$M_{ts_{ind}}$ = indgående slamtørstofmængde kg TS/d

A = udskillelsesgrad, %

Drift af renseanlæg

Driftsproblemer

Driftsproblemer ved mekanisk slamafvandning kan opstå som:

- problemer med konditioneringsudstyret
- problemer med afvandingsudstyret
- utilfredsstillende slamvandskvalitet (rejktvand)
- utilfredsstillende kvalitet af det afvandede slam.

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 kemikalie.

Problemer med afvandingsudstyret

Slamafvandingsudstyr inkl. hjælpeudstyr såsom slampumper, slamtransportører m.m. varierer fra anlæg til anlæg, afhængig af leverandør. Det er derfor ikke muligt at give nogle generelle råd, andet end at man bør følge leverandørens anvisninger.

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 slamvandskvalitet 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.

Ud over 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.

Der er på nogle renseanlæg lavet egentlige behandlingsanlæg til behandling af rejktvand fra afvandningen, inden det ledes tilbage til renseanlægget, eksempelvis reduktion af ammoniakkvælstof, for at undgå store overbelastninger på anlægget.

Højt indhold af suspenderet stof	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Utilfredsstillende konditionering.	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.
Overbelastning af afvandingsenheden.	Mindsk slampumpens kapacitet. Overbelastning kan forekomme, hvis slammet har et væsentligt højere tørstofindhold end normalt.
Maskinelle problemer.	Der må her henvises til instruktion fra maskinleverandøren. Kontroller, at doseringsudstyr til polymer fungerer korrekt og doserer den forventede mængde.
Højt indhold af opløst organisk stof	
<i>Mulige årsager</i>	<i>Forslag til afhjælpning</i>
Slammet har for lang opholdstid uden lufttilførsel i slamtykner, slamsilo etc.	Intensiver 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 eksterne bundfældningstanke således, at man undgår store mængder over et kort tidsrum.

Utilfredsstillende kvalitet af afvandet slam

Ofte tilstræbes et højt tørstofindhold i det afvandede slam. Når afvandingsenheden 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 vandbehandlingsdelen kontra 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 eller polymerens indføring og opblanding med slammet. Regelmæssige eftersyn og rengøring af dyser eller lignende, hvor polymer og slam mødes, kan betyde et højere tørstof.

Hvis tørstofindholdet skulle blive højere end ønskeligt, kan dette let korrigeres ved at ændre på afvandingsenhedens driftsbetingelser.

Litteratur

(1) Leif Winther, Mogens Henze, Jens Jørgen Linde og H. Thorkild Jensen. Spildevandsteknik. 4. udgave. Polyteknisk Forlag 2009.

16

Tørring og forbrænding af slam

Af Gert Holm Kristensen

Tørring og forbrænding af slam er teknisk komplicerede processer, der finder sted i forskellige typer maskinelle anlægsudformninger. Driftsobservationer og håndtering af driftsproblemer er ikke af generel karakter, men er knyttet til det bestemte tekniske anlæg, der benyttes lokalt. Emnet er derfor i denne bog begrænset til at være af orienterende karakter, idet der vedrørende driftsoptimering m.v. henvises til vejledninger fra den enkelte anlægsleverandør.

Maksimal reduktion Ved tørring og forbrænding af afvandet slam opnås maksimal reduktion i overskudsslams volumen og vægt – typisk over 90%. Det opnåede restprodukt er endvidere hygiejniseret.

Hovedprincipper I det følgende er ved eksempler skitseret nogle hovedprincipper i forbindelse med tørring og forbrænding af slam på rensningsanlæg. Af hensyn til udnyttelse af brændværdien i slammet kombineres slamtørring ofte med slamforbrænding. I nogle anlæg er tørringen og forbrændingen integrerede processer, i andre anlæg er der tale om separate processer. Eksemplerne i det følgende illustrerer såvel separat tørring som kombineret tørring og forbrænding. Yderligere forhold i forbindelse med termisk behandling af slam er belyst i litteraturen (1)-(5).

En del slam brændes eksempelvis sammen med husholdningsaffald enten som afvandet slam eller som fortørret slam på traditionelle affaldsforbrændingsanlæg. Disse eksterne forbrændingsformer er ikke nærmere beskrevet i dette kapitel.

Alternative metoder Miljøstyrelsen har udarbejdet et katalog over alternative bortskaffelsesmetoder for spildevandsslam (1). I kataloget er givet en oversigtsmæssig beskrivelse af tekniske og økonomiske forhold knyttet til en række alternative metoder, herunder også slamforbrænding i affaldsforbrændingsanlæg og kraft/varmeanlæg. Et nyere og opdateret katalog over metoder til behandling og slutdisponering af slam er udarbejdet af DANVA (4), hvori der også findes beskrivelser relateret til slamtørring og -forbrænding.

16.1 Slamtørring

Tørring Slam kan tørres helt eller delvist – afhængigt af hvad der efterfølgende skal ske med slammet. Indgår der en lagring af slammet inden den fortsatte anvendelse, skal slammet nødvendigvis fuldtørres til et tørstofindhold over 90% TS. Hvis formålet med tørringen er at øge slammets brændværdi inden en efterfølgende forbrænding af slammet, kan der benyttes delvis tørring.

Tørremetoder Ved tørring af slam skelnes mellem direkte og indirekte tørring. Ved direkte tørring er der direkte kontakt mellem en varm forbrændingsgas og det våde

Drift af renseanlæg

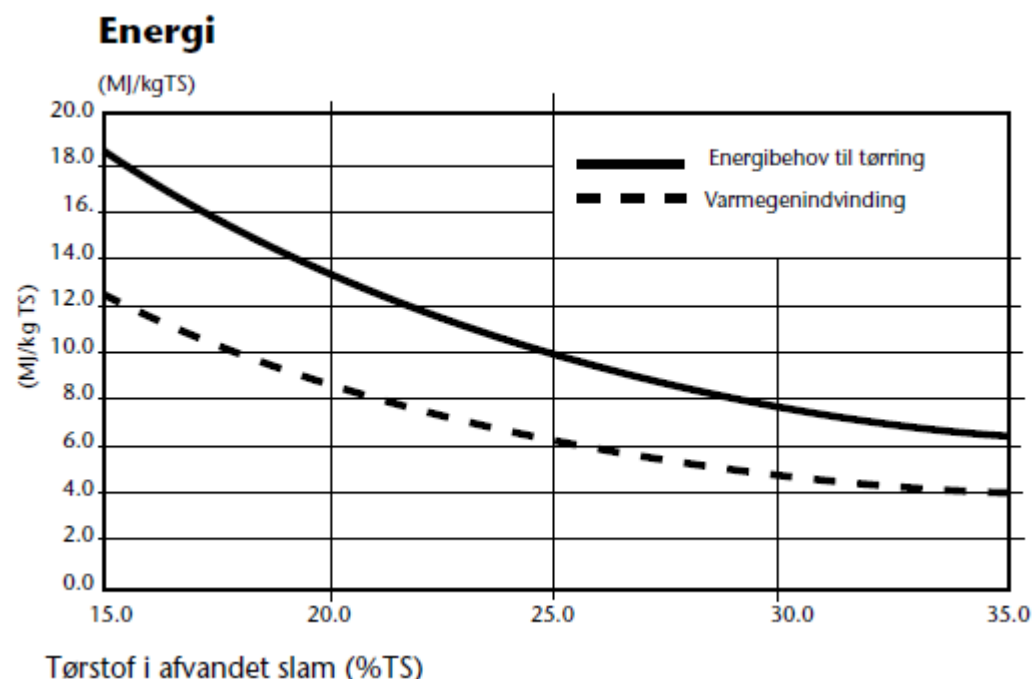
slam, hvorved forbrændingsgassen optager fugtigheden, der fordampes fra slammet. Ved indirekte tørring bringes et varmemedium (ofte vanddamp) i kontakt med slammet via et system af varmeplader.

Optimeret afvanding

For at få den bedst mulige økonomi i slamtørringen er det vigtigt at afvande slammet til et højt tørstof inden slamtørring. I figur 16.1 er illustreret energibehovet til tørring af slam, afvandet til forskellige tørstofkoncentrationer. Som det fremgår, er der store energibesparelser at hente ved en optimering af slamafvandingen, der er langt mindre energikrævende end slamtørringen.

Varmegenvinding

Hvis renseanlægget har rådnetanke, er det muligt at anvende biogassen herfra som energi til tørreprocessen. Afhængigt af den ønskede tørretemperatur kan der ved tørreprocessen genvindes 60-80% af varmeenergien ved varmeveksling.



Figur 16.1 Energiforbrug til tørring af slam ved varierende effektivitet af slamafvanding, (2)

Fluid-bed slamtørring

På figur 16.2 er vist opbygningen af slamtørringsanlægget på Stavnsholt renseanlæg. Anlægget er baseret på slamtørring i en fluid-bed reaktor med tørreluftens cirkulerende i en lukket kredsløb. Det afvandede slam fødes ind i et Turbo-bed, hvorfra det fluidiseres med en opad strømmende varm luftstrøm. I reaktoren tørres slammet og antager gennem processen en granuleret form, hvorefter det tages ud af reaktoren med et tørstofindhold på 90-95% TS. For at opnå pasteurisering holdes det tørrede slam varmt (over 70°C) i en time, hvorefter det afkøles og føres til en lagersilo.

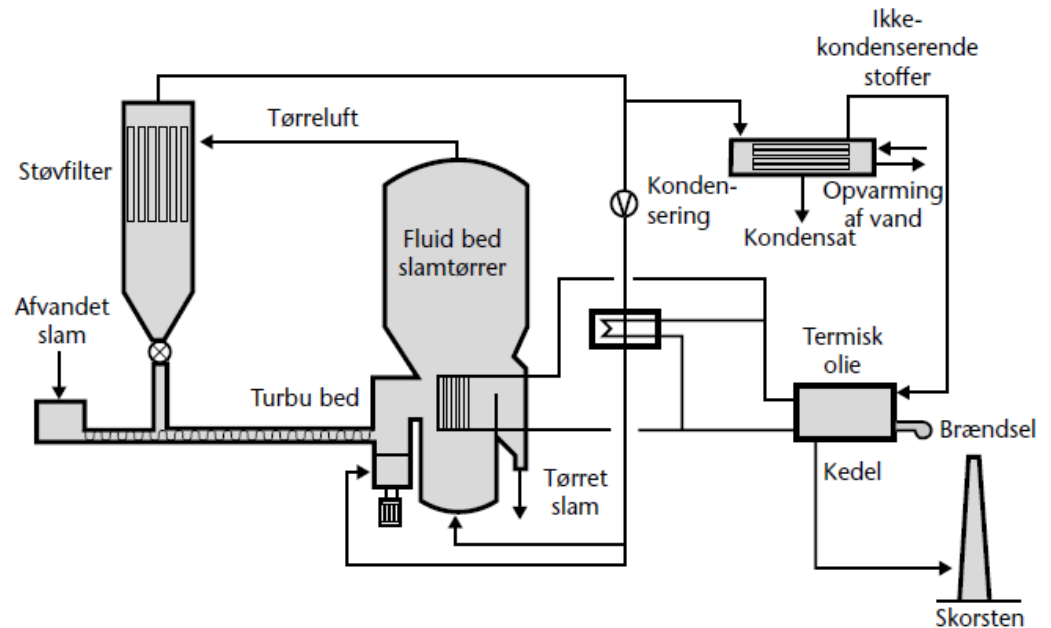
Rensning af tørreluft

Partikler i tørreluft-sløjfen frasepareres i et støvfilter, hvorfra de frafiltrerede partikler føres retur og blandes med indkommende slam. Tørreluftens varmes både via en ekstern varmeveksler og varmeplader, der er placeret i reaktoren. Vanddamp udtages fra tørreluftens via en kondensator. De ikke-kondenserende, ofte ildelugtende komponenter i tørreluftens blandes med forbrændingsluft, hvorved der sker en termisk luftrensning. Kondensatet ledes retur til renseanlægget.

Drift af renseanlæg

Høj varmeværdi

Det tørrede, granulerede slam, der er temmelig kompakt med en massefylde på ca. 800 kg/m^3 , kan anvendes til jordbrug eller som biobrændsel, idet det har en høj varmeværdi på ca. 12 MJ/kg , der er sammenlignelig med den tilsvarende værdi for træ omkring 15 MJ/kg .



Figur 16.2 Anlæg til separat fluid-bed slamtørring på Stavnholt renseanlæg, 35.000 PE, (2)

Kraft/varme koncept

På Randers renseanlæg er etableret et slamtøringsanlæg med udgangspunkt i kraft/varme-konceptet. Anlægskonceptet er illustreret i figur 16.3.

Spildvarme

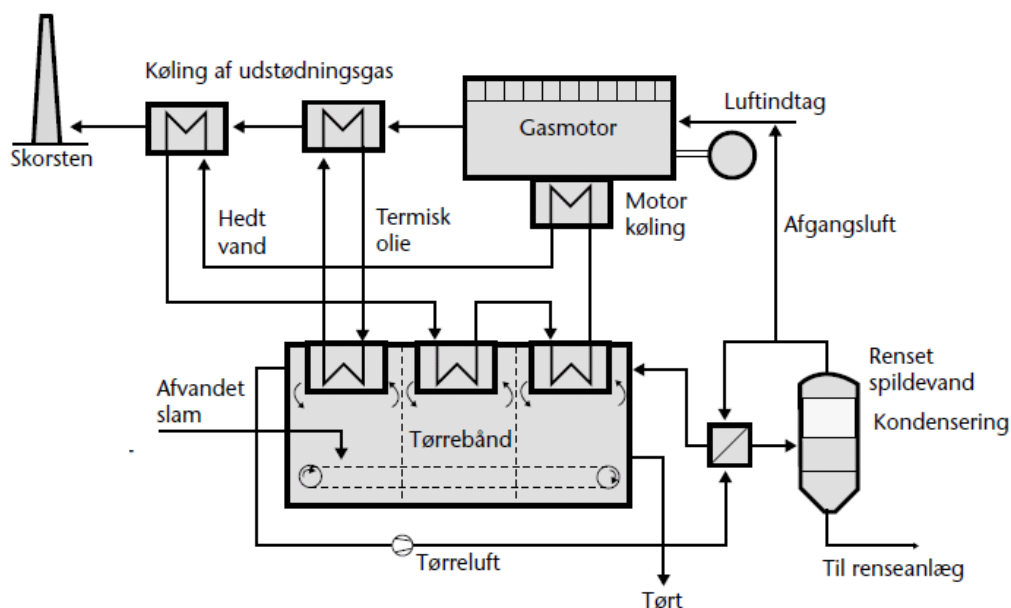
Tørreanlægget er baseret på indirekte tørring på et transportbånd med tre tørrezone. Energien til tørreprocessen hidrører fra spildvarme fra en gasmotor, der producerer elektrisk strøm. Spildvarmen fra gasmotorens udstødningssgas og vandkølesystem overføres via varmevekslere til tørreanlæggets tre tørrezone. Med en kapacitet for gasmotoren på 1000 kW er der tilstrækkelig spildvarme til at tørre 350 kg TS/time fra $20\% \text{ TS}$ til $90\% \text{ TS}$.

Termisk luftrensning

Tørreluftens cirkuleres i et lukket kredsløb og bringes i hver tørrezone i kontakt med slammet, der er løst fordelt på transportbåndet for at skabe en stor overflade til fordampning. Vandet fjernes fra tørreluftens ved spray-kondensering med rensede spildevand, og kondensatet ledes retur til renseanlægget. En delstrøm af tørreluftens ledes retur til blanding med forbrændingsluftens, der tilføres gasmotoren, hvorved der sker en termisk luftrensning for ikke-kondenserende komponenter i tørreluftens.

Som følge af den milde fysiske behandling er det fremkomne produkt i dette tilfælde temmelig porøst med en massefylde på ca. 250 kg/m^3 .

Drift af renseanlæg



Figur 16.3 Slamtørring baseret på kraft/varme koncept. Randers renseanlæg, 160.000 PE, (2)

16.2 Forbrænding af slam

For at være selvforbrændende skal slammet inden tilførsel til forbrændingsanlægget have et tørstof - afhængigt af slamsammensætningen - på 28-34%, (4). Ved lavere tørstofindhold skal slammets tørstofindhold øges ved delvis tørring (fortørring).

Fluid-bed forbrænding

Nyere anlæg til separat slamforbrænding er ofte baseret på et koncept med fortørring efterfulgt af slamforbrænding i en fluid-bed reaktor. Hovedprincippet for slamforbrænding i et fluid-bed anlæg er vist i figur 16.4. Fluid-bed konceptet anvendes på blandt andet Spildevandscenter Avedøre og Lundtofte renseanlæg.

Slammet tilføres i fluid-bed-anlægget et fluidiseret sandlag med en opholdstid på få sekunder, hvor vandindholdet fordampes, og det organiske stof forbrændes ved 750-850°C. Over sandlaget forbrændes restgasserne ved en temperatur på 850-900°C, og det uorganiske reststof bæres ud af ovnen som flyveaske sammen med røggassen.

Ristestof og sand forbrændes med slammet

Fluid-bed forbrændingsanlæggene kan udformes, så de kan anvendes til forbrænding af ristegods, sand og fedt sammen med slammet.

Termisk rensning af tørreluft

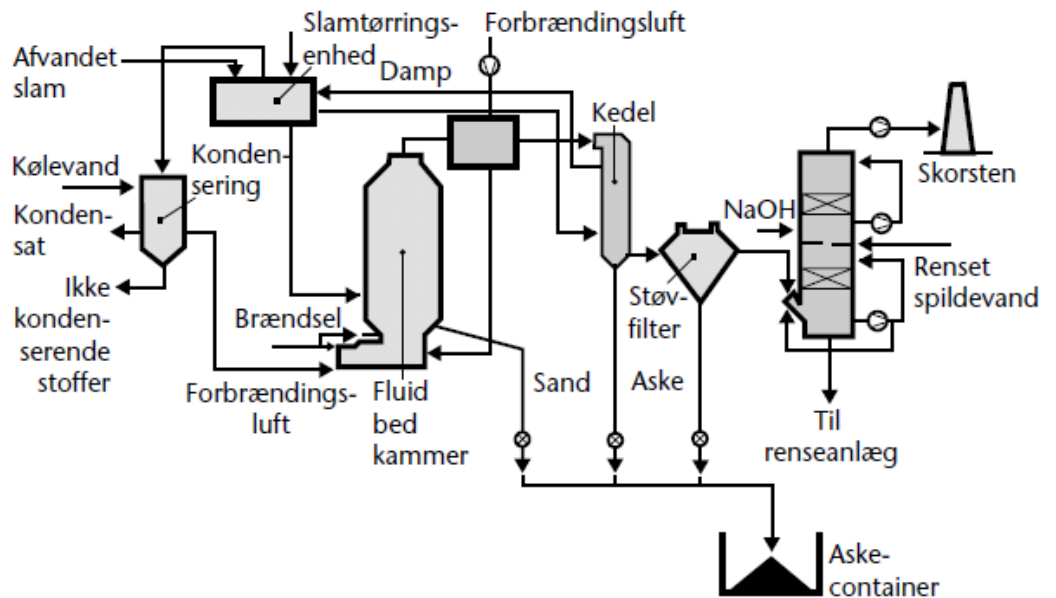
Røggassen fra slamforbrændingsanlæg skal i almindelighed underkastes en grundig rensning, idet den ellers kan give anledning til alvorlige lugtgener. Afvandet slam tilledes en fortørringsenhed (for eksempel en tallerkentørrer), hvorfra det tørrede slam føres til fluid-bed reaktoren. Vanddamp fra tørreanlægget kondenseres og ikke-kondenserende (lugt)stoffer iblandes forbrændingsluften til fluid-bed-brænderen til termisk luftrensning. Afgangsluften fra fluid-bed reaktoren køles dels ved varmeveksling til forvarmning af den indkommende forbrændingsluft og dels i en dampkedel, der genererer damp til slamtørringsenheden.

Røggasrensning

Røggasrensningen indledes typisk med en støvcyklon, hvor hovedparten af partiklerne fjernes. Efterbehandlingen kan finde sted tørt eller vådt. I det på figur 16.4 viste flow-skema er der tale om en afsluttende behandling i en vådskrubber med tilsætning af base. Skrubbevæsken kan være rensset spildevand, og bleed-off fra skrubberen føres retur til renseanlægget.

Nyttiggørelse af aske

Der arbejdes i forskellige sammenhænge med nyttiggørelse af asken fra slamforbrænding. Eksempelvis kan asken nyttiggøres som tilslagsmateriale ved fremstilling af beton, ligesom asken kan anvendes til i produktion af isoleringsmateriale, (3) og (4). På udviklingssiden arbejdes endvidere med metoder til nyttiggørelse af askens indhold af fosfor.



Figur 16.4 Slamforbrænding i fluid-bed anlæg

Litteratur

(1) Miljøstyrelsen (1996). Katalog over alternative bortskaffelsesmetoder for spildevandsslam. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 3, 1996.
 (2) Simonsen, N. (1999) Krüger AS. Thermal Sludge Treatment in Denmark – Examples of Efficient Drying and Incineration. Præsenteret ved: Disposal and utilisation of sewage sludge. Treatment methods and application modalities, Athens, Greece. October 13-15, 1999.
 (3) Bio-aske til beton – en håndbog, 2007. www.biocrete.dk.
 (4) DANVA (2009). Håndtering af spildevandsslam – Katalog over metoder til behandling og slutdisponering. DANVA Vejledning Nr. 82, juni 2009.
 (5) Leif Winther, Mogens Henze, Jens Jørgen Linde og H. Thorkild Jensen. Spildevandsteknik. 4. udgave. Polyteknisk Forlag 2009.

17

Slutdisponering af slam

Af Gert Holm Kristensen

Kategorier

Der produceres i Danmark omkring 140.000 tons tørstof spildevandsslam per år. Til slutdisponering af disse slammængder anvendes i princippet fem forskellige metoder:

- Landbrugsjord m.m. Kategorien omfatter slutdisponering, hvor slammet til slut udspreddes på jorden. Udspredding på landbrugsjord omfatter hovedparten, men herudover indgår også udspredding i skovbrug, gartneri, parker, m.v. Også slam, der slutbehandles ved kompostering, indgår i denne kategori, eftersom restproduktet efterfølgende normalt spredes på jord.
- Forbrænding – hvori indgår såvel forbrænding i interne forbrændingsanlæg som eksterne forbrændingsanlæg (samforbrænding med affald, m.v).
- Mineralisering, der betragtes som en slutdisponering, idet den endelige slutanbringelse bliver relevant efter meget lang tid – typisk mere end 7 år.
- Deponering på losseplads.
- Anden anvendelse, der kan være industriel anvendelse m.v.

De to førstnævnte metoder er de dominerende og udgør tilsammen omkring 75% af den producerede slammængde i Danmark.

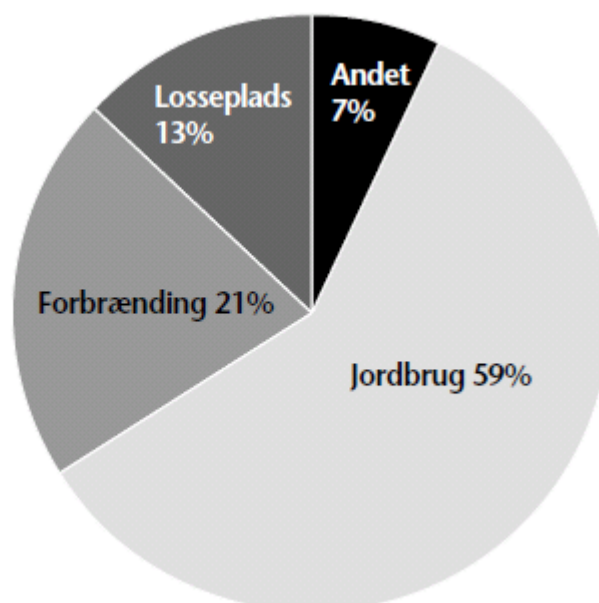
Fordeling

Fordelingen på slutdisponeringsmetoderne er vist i figur 17.1 fra Miljøstyrelsens opgørelse 2002, (4). Af opgørelsen fra 2002 fremgår det, at den mængdemæssigt største gruppe er slutdisponering til jordbrugsformål fulgt af slamforbrænding som den næststørste gruppe. Slammængden, der slutdisponeres på jordbrug, er således i intervallet 50-60%, mens slammængden, der forbrændes, ligger omkring 20%.

På figuren er der et fald i slammængden, der forbrændes i 2002, mens der er en stigning i slammængden i gruppen anden slutdisponering. Årsagen til dette er imidlertid, at en del af den slammængde, der blev slutdisponeret ved forbrænding, blev flyttet til slutdisponering ved industriel anvendelse i form af råmateriale til produktion af sandblæsningsmateriale ved Carbogrit-processen. Denne produktion er siden indstillet, og slammængden til slutdisponering ved forbrænding er forventeligt tilbage på det oprindelige niveau. Nyere undersøgelser, (8) og (9), omfatter kun omkring halvdelen af den samlede slammængde, men bekræfter denne fordeling af det samlede billede.

Drift af renseanlæg

154.000 tons
tørstof pr. år i
1998



Figur 17.1 Fordeling af slam i Danmark efter slutdisponeringsmetode for perioden 1995-2002, (4)

Udviklingen

Udviklingen i Danmark med hensyn til slutdisponering gennem perioden 1995-2002 ses på figur 17.1. Af figuren ses, at slutdisponering i form af jordbrugsanvendelse gennem hele perioden har været dominerende, selv om andelen har været svagt faldende. En ændring i affaldsafgifterne i 2010 vil muligvis skubbe udviklingen i retning af en øget mængde slam, der slutdisponeres gennem forbrænding, og hvor der fokuseres på nyttiggørelsen af energiindholdet i slammet.

Gødningsindholdet

Gennem de seneste 20 år er mere end halvdelen af slam fra spildevandsanlæg genanvendt til jordbrugsformål. I regeringens affaldsstrategi er fastlagt en målsætning om, at halvdelen af spildevandsslammet skal genanvendes til jordbrugsformål, og at gødningsindholdet – specielt fosforindholdet og kvælstofindholdet – på denne måde skal udnyttes. Det fremgår også af strategien, at kvaliteten af slammet løbende skal forbedres, så en stigende andel kan genanvendes til gødningsformål.

Genanvendelse

Begrebet genanvendelse omfatter således ikke i denne sammenhæng nyttiggørelse til energiformål eller industrielle applikationer, men udelukkende metoder, hvor der sker udnyttelse af næringsstofferne og det organiske materiale til gødnings- og jordbrugsformål (7).

Fosfor

Fosfor er globalt set en knap ressource og samtidig et vigtigt element i sikringen af den fremtidige fødevarereproduktion. Ved at udnytte fosforindholdet i slammet medvirkes således til at reducere forbruget af kunstgødning.

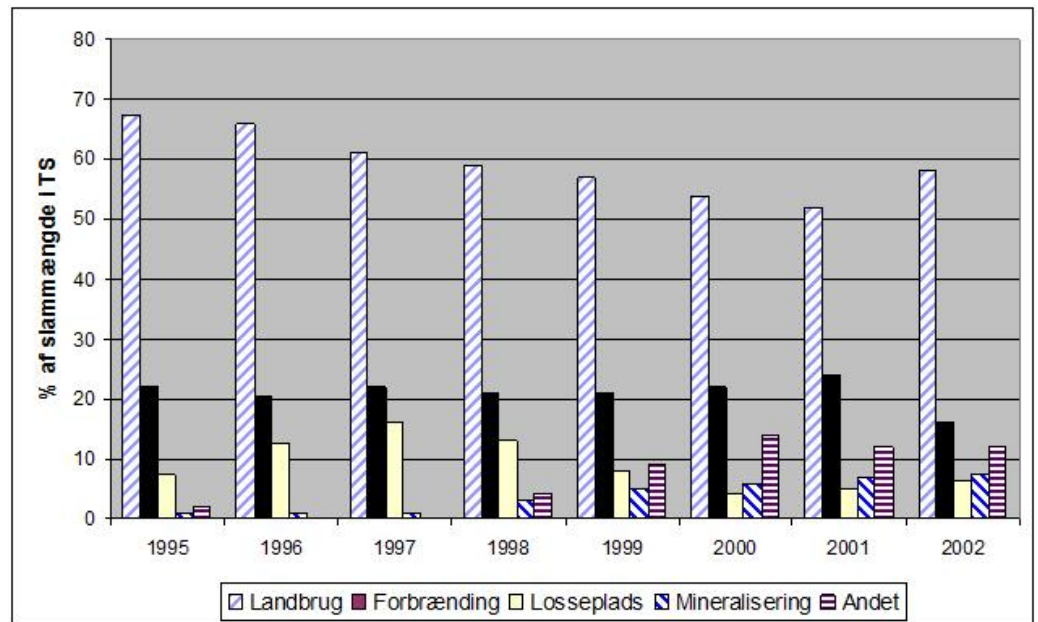
Slambekendtgørelsen

Til regulering af jordbrugsanvendelsen er udformet et sæt regler, Slambekendtgørelsen (6), for at sikre, at landbrugsjorden ikke overbelastes med uønskede stoffer. Blandt andet stilles i Slambekendtgørelsen krav til slammets maksimale indhold af tungmetaller og udvalgte organiske miljøfremmede stoffer samt krav til stabilisering af slammet.

Tungmetaller

Kravene til maksimale indhold af tungmetallerne Cadmium, Kviksølv, Bly, Nikkel, Krom, Zink og Kobber er løbende skærpet gennem de seneste år. Afskæringsværdierne ifølge Slambekendtgørelsen (6) er gengivet i tabel 17.1.

Drift af renseanlæg



Nyttiggørelse af slam som gødning er den dominerende form for slutdisponering af slam i Danmark

Tabel 17.1 Tungmetallgrænser ved anvendelse af slam i jordbruget, Slam-bekendtgørelsen (6)

	g/ton TS	mg/kg P
Cadmium, Cd	0,8	100
Kviksølv, Hg	0,8	200
Bly, Pb	120	10.000
Nikkel, Ni	30	2.500
Krom, Cr	100	
Zink, Zn	4.000	
Kobber, Cu	1.000	

Fosforrelaterede krav

Det er frit for kommunen, om de vil anvende grænseværdier, der relaterer til slamtørstof eller til fosfor. I praksis vil det næsten altid være de fosforrelaterede krav, der vil blive anvendt.

Gennem de seneste 30 år er indholdet af tungmetaller i dansk spildevandsslam reduceret betydeligt som følge af en målrettet indsats mod en begrænsning af udledningen af metallerne, hovedsagelig fra industrielle kilder. Gennem perioden 1995 til 2005 er det gennemsnitlige indhold af tungmetaller reduceret med 13-57%, (8).

Organiske miljøfremmede stoffer

Med udgangspunkt i undersøgelser af sammensætningen af dansk spildevandsslam i midten af halvfemserne blev der, ud over de eksisterende tungmetalkrav, også etableret krav til slammets maksimale indhold af udvalgte organiske miljøfremmede stoffer. Disse stoffer er: LAS (lineære alkylbenzensulfonater), PAH (polycykliske, aromatiske hydrokarboner), NPE (nonylphenol + nonylphenoethoxylater) og DEHP (di (2ethylhexyl) phthalat). Data for indhold af de miljøfremmede stoffer i dansk spildevandsslam i perioden 1995-2005 kan findes i (8).

Tabel 17.2 Maksimale indhold af organiske miljøfremmede stoffer ved anvendelse af slam i jordbruget, Slambekendtgørelsen (6).

	g/ton TS
LAS (lineære alkylbenzensulfonater)	1300
Sum PAH (polycykliske, aromatiske hydrokarboner)	3
NPE (nonylphenol + nonylphenoethoxylater)	10
DEHP (di(2ethylhexyl)phthalat)	50

Kilder til miljøfremmede stoffer I disse år arbejdes der med at kortlægge og kvantificere kilderne til de miljøfremmede stoffer i spildevandsslammets med henblik på at iværksætte kampagner målrettet mod en reduktion af udledningen. Kilderne synes at være såvel husholdninger og servicevirksomheder som overfladeafstrømning og industriel produktion. Oversigter over kilder til de miljøfremmede stoffer kan findes i (2) og (10).

Nedbrydning af miljøfremmede stoffer Reduktionen i rådnetanke af visse af stofferne ikke er særlig effektiv. Totransanlæg med anaerob udrådning udviser således som hovedregel højere værdier af de miljøfremmede stoffer end et-transanlæg med udelukkende aerob behandling. Undersøgelser viser imidlertid, at det er muligt at efterbehandle udrådnet slam og derigennem nedbringe indholdet af de miljøfremmede stoffer. Metoder til efterbehandling, som har vist sig effektive til dette formål, er efterluftning af det udrådnede slam, kompostering og slammineralisering.

Kontrol med kvaliteten Kontrollen med kvaliteten af spildevandsslam og andre affaldsprodukter, der nyttiggøres ved slutdisponering til jordbrugsformål, udføres som specificeret i Plantedirektoratets bekendtgørelse, (3). Med en hyppighed, der beregnes på baggrund af resultaterne fra den seneste analyse (hvor tæt disse lå på grænseværdierne) samt størrelsen af den årlige slamproduktion, udtages af et dertil akkrediteret laboratorium repræsentative prøver, der analyseres for de relevante parametre.

Krav til stabilisering Slam, der slutdisponeres ved jordbrugsanvendelse, vil typisk være stabiliseret ved en af de i Slambekendtgørelsen godkendte metoder. Det udbragte, stabiliserede slam skal nedfældes inden for 12 timer. De godkendte metoder til opnåelse af stabilisering af spildevandsslam er: 1) anaerob stabilisering ved udrådning, 2) aerob stabilisering ved langtidsluftning i aktiv slam tank eller særlig slamstabiliseringstank, 3) stabilisering ved kompostering eller 4) kemisk stabilisering ved tilsætning af kalk. Herudover må spildevandsslam, der er behandlet ved kontrolleret kompostering eller kontrolleret hygiejnisering, anvendes til jordbrugsformål. For en nærmere karakterisering af de godkendte metoder henvises til Slambekendtgørelsen, (6).

Maksimale tilførsler Ud over de nævnte begrænsninger indeholder Slambekendtgørelsen også vilkår om de maksimale tilførsler af næringsstoffer m.v., der er udformet, så der gælder samme regler for gylle og slam. De årlige mængdegrænser er:

Kvælstof	Maks. 170 kg/ha
Fosfor	Maks. 30 kg/ha (middel over 3 år)
Tørstof	Maks. 7 ton/ha (middel over 10 år)
Flydende affald	Maks. 3000 m ³ /ha

Forbrænding Endelig kan bortskaffelse af slam ske ved tørring og forbrænding. Forbrændingen kan enten ske i egentlige slamforbrændingsanlæg på selve anlægget, eller den kan ske på affaldsforbrændingsanlæg sammen med almindeligt affald eller i forbindelse med kraft/varmeproduktion. Som det fremgår

Drift af renseanlæg

af figur 17.1, er denne slutdisponering ikke uvæsentlig. Den overvejende del af slammet hidrører fra forbrænding på enkelte større anlæg med separat slamforbrænding, herunder især Renseanlæg Lynetten, Spildevandscen-ter Avedøre, Køgeegnens renseanlæg og Lundtofte renseanlæg/Mølleåværket. Ved forbrændingen bortskaffes slammet i princippet ikke, idet der efter forbrændingen er en askerest, der skal bortskaffes. Asken bortskaffes ved slutanbringelse på losseplads eller indgår som råmateriale i eksempelvis betonproduktion eller andre industrielle applikationer. Der arbejdes endvidere med udvikling af metoder til udvinding af fosforindholdet i slammet, hvorved det bliver muligt at nyttiggøre dette til eksempelvis gød-ningsformål.

Kommunal losse- plads

Spildevandsslam kan deponeres på almindelig kommunal losseplads sam- men med andre typer af fast affald. Kravene for slam, der skal deponeres på denne måde, fastlægges lokalt. Fælles for alle lossepladser er dog, at det kræves, at slammet er stabiliseret. Herudover stilles i øvrigt oftest krav til slammets tørstofindhold, idet for tyndt slam kan give anledning til proble- mer med maskinel kørsel på lossepladsen.

Andre metoder

Ud over de nævnte metoder slutdisponeres slam gennem slammineralise- ring eller industrielle applikationer som eksempelvis cementproduktion. Slammineraliseringen er principielt ikke en slutdisponeringsmetode, idet der tages stilling til den endelige slutanbringelse efter mere end 10 års minera- lisering i anlægget, og slammets sammensætning vil således kunne være afgørende for de muligheder, der kan komme på tale.

Katalog over alter- native metoder

I (1) er præsenteret et katalog over et antal alternative metoder til behand- ling og bortskaffelse af spildevandsslam: tørring, forbrænding (separat for- brænding og forbrænding på affaldsforbrændingsanlæg og kraft-/kraft- varmeværker), slambrug, slammineralisering, kompostering, deponering på kontrolleret losseplads samt vådoxidation. For metoderne er givet en tek- nisk og økonomisk beskrivelse, hvor de økonomiske forhold er vurderet for tre anlægsstørrelser. Variationerne inden for den enkelte metode overlapper i vid udstrækning med variationerne mellem de forskellige metoder som følge af variationer i lokale forhold, eksisterende regler for affaldsafgifter, m.v.

Betydning af forud- sætninger

I (9) er ligeledes givet en oversigt over rammebetingelser og løsninger til slutdisponering af spildevandsslam. I dette katalog er der foruden metode- oversigten også givet en oversigt over metodernes miljøpåvirkning, og det er forsøgt at illustrere, hvordan forskellige forudsætninger og prioriteringer har betydning for valg af strategi og løsninger til forbehandling og slutdi- sponering inden for de givne rammer. Beskrivelserne omfatter forde- le/ulemper ved metoderne – herunder også muligheder for genanvendelse og/eller energiudnyttelse.

Valg af løsning

Ved valg af løsning er det vigtigt at forholde sig til løsningernes miljøpåvirk- ning og arbejdsmiljøpåvirkning. Løsningerne kan påvirke en række faktorer forskelligt – eksempelvis energiforbrug, drivhusgasemission, næringssaltbe- lastning, fotokemisk ozondannelse, ozonnedbrydning og økotoksicitet. Hertil kommer værdien af nyttiggørelse af eventuelle ressourcer som fosfor til gødning eller energiindholdet i slammet til erstatning af fossilt brændsel. For en nærmere gennemgang af disse ganske komplicerede forhold henvis- ses til (5). Der kan således ligge mange forskellige begrundelser bag valget af løsning, og ud over de mere faktuelle påvirkninger ved løsningerne skal der alligevel altid foretages en vægtning af, hvilke påvirkningsfaktorer der politisk vejer tungest.

Litteratur

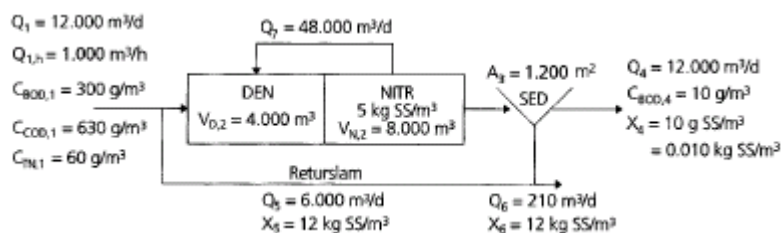
- (1) Miljøstyrelsen (1996). Katalog over alternative bortskaffelsesmetoder for spildevandsslam. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 3, 1996.
- (2) Miljøstyrelsen (1998). Notat vedrørende kilder til miljøfremmede stoffer i spildevandsslam.
- (3) Plantedirektoratet (2000). Bekendtgørelse nr. 56 af 24. januar 2000 om tilsyn med spildevandsslam m.m. til jordbrugsformål.
- (4) Miljøstyrelsen (2004). Spildevandsslam fra kommunale og private renseanlæg i 2002. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 5, 2004.
- (5) DTU (2005). Miljøvurdering ved genanvendelse og slutdisponering af spildevandsslam – en livscyklusscreening af fire scenarier.
- (6) Bekendtgørelse nr. 1650 af 13/12/2006 om anvendelse af affald til jordbrugsformål. (Slambekendtgørelsen).
- (7) Miljøstyrelsen (2008). Notat om spildevandsslam. J.nr. MST-705-00025. Februar 2008.
- (8) Miljøstyrelsen (2009). Spildevandsslam fra kommunale og private anlæg i 2005. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 3, 2009.
- (9) DANVA (2009). Håndtering af spildevandsslam. Katalog over metoder til behandling og slutdisponering. Vejledning Nr. 82, juni 2009.
- (10) www.kildesamarbejdet.dk.

18 Formelsamling

Af Mogens Henze

I dette afsnit gives der eksempel på beregningsformler for renselanlæg

18.1 Biologisk rensning



18.1.1 Hydraulik

Hydraulisk overfladebelastning (HOB)

$$HOB = \frac{Q_{1,h}}{A_3} = \frac{1000 \text{ m}^3/\text{h}}{1200 \text{ m}^2} = 0,85 \text{ m/h}$$

Returslam recirkulation (R_{retur})

$$R_{retur} = \frac{Q_5}{Q_1} = \frac{6000 \text{ m}^3/\text{d}}{12000 \text{ m}^3/\text{d}} = 0,5 = 50\%$$

Proces recirkulation (R_{proces})

$$R_{proces} = \frac{Q_7}{Q_1} = \frac{48000 \text{ m}^3/\text{d}}{12000 \text{ m}^3/\text{d}} = 4 = 400\%$$

Hydraulisk opholdstid (Vandalder)

$$VA = \frac{(V_{D,2} + V_{N,2})}{Q_1} = \frac{(4000 \text{ m}^3 + 8000 \text{ m}^3)}{12000 \text{ m}^3/\text{d}} = 1 \text{ døgn}$$

18.1.2 Biologi

Rum-
belastning
(RB)

$$\begin{aligned} \text{RB} &= \frac{Q_1 \cdot C_{\text{BOD},1}}{V_{\text{D},2} + V_{\text{N},2}} = \frac{12000 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 0,3 \text{ kg BOD}/\text{m}^3}{(4000 + 8000) \text{ m}^3} \\ &= 0,3 \text{ kg BOD}/\text{m}^3 \cdot \text{d} \end{aligned}$$

Slam-
belastning
(SB)

$$\begin{aligned} \text{SB} &= \frac{Q_1 \cdot C_{\text{BOD},1}}{(V_{\text{D},2} + V_{\text{N},2}) \cdot X_2} = \frac{12000 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 0,3 \text{ kg BOD}/\text{m}^3}{(4000 + 8000) \text{ m}^3 \cdot 5 \text{ kg SS}/\text{m}^3} \\ &= 0,06 \text{ kg BOD}/\text{kg SS} \cdot \text{d} \end{aligned}$$

Slamalder,
total
(SA_{total})

$$\begin{aligned} SA_{\text{total}} &= \frac{(V_{\text{D},2} + V_{\text{N},2}) \cdot X_2}{\text{SP}} = \frac{(4000 + 8000) \text{ m}^3 \cdot 5 \text{ kg SS}/\text{m}^3}{2640 \text{ kg S}/\text{d}} \\ &= 23 \text{ d} \end{aligned}$$

Slamalder,
aerob
(SA_{aerob})

$$SA_{\text{aerob}} = \frac{V_{\text{N},2} \cdot X_2}{\text{SP}} = \frac{8000 \text{ m}^3 \cdot 5 \text{ kg SS}/\text{m}^3}{2640 \text{ kg SS}/\text{d}} = 15 \text{ d}$$

C/N-forhold

$$C/N = \frac{C_{\text{COD},1}}{C_{\text{TN},1}} = \frac{630 \text{ g COD}/\text{m}^3}{60 \text{ g TN}/\text{m}^3} = 10,5 \text{ g COD}/\text{g TN}$$

$$C/N = \frac{C_{\text{BOD},1}}{C_{\text{TN},1}} = \frac{300 \text{ g BOD}/\text{m}^3}{60 \text{ g TN}/\text{m}^3} = 5 \text{ g BOD}/\text{g TN}$$

18.1.3 Slam

**Slam-
produktion
(SP) målt**

$$SP = Q_6 \cdot X_6 + Q_4 \cdot X_4$$

$$= 210 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 12 \text{ kg SS/m}^3 + 12000 \text{ m}^3 \cdot 0,01 \text{ kg SS/m}^3$$

$$= 2640 \text{ kg SS/d}$$

**Slam-
produktion
beregnet**

$$Y_{\text{obs}} = 0,7-1,0 \text{ kg SS/kg BOD, vælges her til } 0,8$$

$$SP = Q_1 \cdot Y_{\text{obs}} (C_{\text{BOD},1} - C_{\text{BOD},3})$$

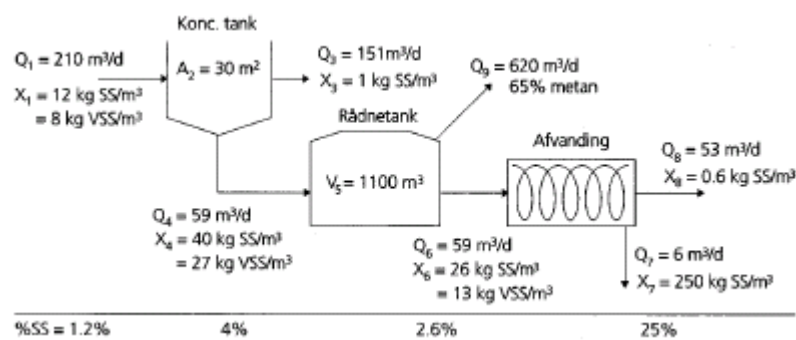
$$= 12000 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 0,8 \text{ kg SS/kg BOD} (0,3-0,01) \text{ kg BOD/m}^3$$

$$= 2784 \text{ kg SS/d}$$

**Overskuds-
slam-
produktion
(OSP)**

$$OSP = Q_6 \cdot X_6 = 210 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 12 \text{ kg SS/m}^3 = 2520 \text{ kg SS/d}$$

18.2 Slambehandling



Drift af renseanlæg

**Udskilningsgrad,
konc. tank
(E)**

$$E = \frac{(Q_1 \cdot X_1 - Q_3 \cdot X_3)}{Q_1 \cdot X_1}$$

$$= \frac{(210 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 12 \text{ kg SS}/\text{m}^3 - 151 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 1 \text{ kg SS}/\text{m}^3)}{(210 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 12 \text{ kg SS}/\text{m}^3)}$$

$$= 0,94 = 94\%$$

**Hydraulisk
overflade-
belastning,
konc. tank**

$$HOB = \frac{\left(\frac{Q_1}{24}\right) \left(\frac{210 \text{ m}^3/\text{d}}{24 \text{ t}/\text{d}}\right)}{A_2} = \frac{\quad}{30 \text{ m}^2} = 0,29 \text{ m}/\text{h}$$

**Slam-
overflade-
belastning,
konc. tank**

$$SOB = \frac{Q_1 \cdot X_1}{A_2} = \frac{210 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 12 \text{ kg SS}/\text{m}^3}{30 \text{ m}^2} = 84 \text{ kg SS}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$$

**Opholdstid,
rådnetank**

$$VA = \frac{V_5}{Q_4} = \frac{1100 \text{ m}^3}{59 \text{ m}^3/\text{d}} = 19 \text{ d}$$

**Gas-
produktion,
rådnetank
(GP)**

$$GP = Q_9 = 620 \text{ m}^3/\text{d}$$

**Specifik gas-
produktion,
rådnetank
(GP_{spec})**

$$GP_{\text{spec}} = \frac{Q_9}{Q_4 \cdot X_4} = \frac{620 \text{ m}^3/\text{d}}{59 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 40 \text{ kg SS}/\text{m}^3} = 0,26 \text{ m}^3/\text{kg SS}$$

**SS-reduktion,
rådnetank**

$$E_{SS} = \frac{X_4 - X_6}{X_4} = \frac{40 - 26}{40} = 0,35 = 35\%$$

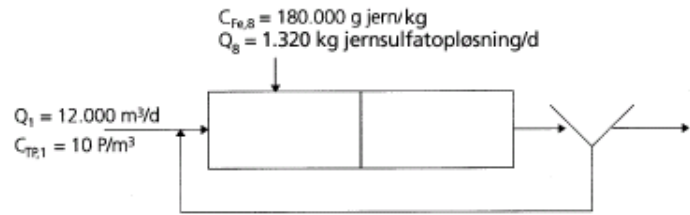
**Effektivitet,
slamaf-
vandling**

$$E = \frac{(Q_6 \cdot X_6 - Q_7 \cdot X_7)}{Q_6 \cdot X_6}$$

$$= \frac{59 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 26 \text{ kg SS}/\text{m}^3 - 6 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 250 \text{ kg SS}/\text{m}^3}{59 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 26 \text{ kg SS}/\text{m}^3}$$

$$= 0,98 = 98\%$$

18.3 Kemisk fældning



Molforhold,
MF
(= mol
metal/mol
fosfor)

$$\begin{aligned}
 MF &= \frac{\left(\frac{Q_8 \cdot C_{Fe,8}}{56}\right)}{\left(\frac{Q_1 \cdot C_{TP,1}}{31}\right)} = \frac{\left(\frac{1.320 \cdot 180.000 \text{ g jern/kg}}{56}\right)}{\left(\frac{12.000 \cdot 10 \text{ gP/m}^3}{31}\right)} \\
 &= 1,1 \text{ mol jern/mol fosfor}
 \end{aligned}$$

Kemisk slam-
produktion,
 SP_{kem}

$$\begin{aligned}
 SP_{kem} &= MF \cdot 5 \cdot \text{kgP tilført/d} = 1,1 \cdot 5 \cdot 12.000 \cdot 0,01 \\
 &= 650 \text{ kg SS/d}
 \end{aligned}$$

Kemikalle-
forbrug,
KF (kg/dag)

$$\begin{aligned}
 18\% \text{ jernsulfat: } KF &= 10 \cdot MF \cdot \text{kgP tilført/d} \\
 12\% \text{ jernklorid: } KF &= 15 \cdot MF \cdot \text{kgP tilført/d}
 \end{aligned}$$

19

Symbolliste

A	Areal (f.eks. af bundfældningstank)
AUR	Nitrifikationshastighed
COD	Kemisk iltforbrug
CST	Kapillær sugetid (slamafvandingsparameter)
(FH)	Filterhastighed (= HOB)
FS	Flygtige syrer
FSV	Fortyndet slamvolumen
FSVI	Fortyndet slamvolumenindeks
GP	Gasproduktion
HAc	Eddikesyre
HOB	Hydraulisk overfladebelastning (lodret opadgående hastighed i bundfældningstank)
(KVB)	Kvælstofvolumenbelastning i filter
Me	Metal (ofte jern eller aluminium ved P-fældning)
Me/P	Molforhold (mol metal/mol fosfor)
MF	Molforhold
(MLSS)	Slamkoncentration i aktiv-slam (= SS)
(MLVSS)	Slamkoncentration i aktiv-slam (= VSS)
NH ₄ ⁺	Ammonium + ammoniak kvælstof
NO ₃ ⁻	Nitrat + nitrit kvælstof
NUR	Denitrifikationshastighed
OFB	Organisk fladebelastning g BI5/(m ² (dag))
OOB	Organisk overfladebelastning (rodzone)
Opl.-P	Opløst fosfor (orthofosfat + andet opløst P)
OS	Opløst stof
OSG	Opløst stof glødetab
OSGR	Opløst stof gløderest
OSP	Overskudsslamproduktion (slam, der viderebehandles)
OUR	Iltrespirationshastighed
OVB	Organisk volumenbelastning g BI5/(m ³ filter · dag)
PB	Personbelastning
PE	Personekvivalent
PO ₄ ^{- - -}	Orthofosfat fosfor
ppm	Mg/kg eller g/ton (Parts per million)
Q	Spildevandsflow (f.eks. m ³ /d)
Q _{max} , osv.	Diverse spildevandsflow
RB	Rumbelastning (organisk belastning pr. m ³)
SA	Slamalder
SB	Slambelastning

Drift af renseanlæg

SOB	Slamoverfladebelastning (kg slam/(m ² bundfældningstank · time))
SP	Slamproduktion (SP = OSP + slam i afløb)
SS	Suspenderet stof (103°C) (partikler)
SSG (= VSS)	Suspenderet stof glødetab (550°C) (ca. organisk stof)
SSGR	Suspenderet stof gløderest (ca. uorganisk stof)
SUG	Slamudrædningsgrad
Susp.-P	Suspenderet fosfor
SV	Slamvolumen
SVB	Slamvolumenbelastning (f.eks. m ³ slam/m ² bundfældningstank · time)
SVI	Slamvolumenindex
TN (eller Total-N)	Total kvælstof
TOB	Tørstofoverfladebelastning (slamkoncentrering)
TP (eller Total-P)	Total fosfor
TS	Tørstof (103°)
TSG	Tørstof glødetab (550°) (ca. organisk stof)
TSGR	Tørstof gløderest (ca. uorganisk tørstof)
V	Volumen
VA	Vandalder (= hydraulisk opholdsted)
VFA	Flygtige syrer (eddikesyre o.l.)
VS	Vandsøjle (f.eks. m)
VS	= TSG
VSS	= SSG
X	Slamkoncentration

20

Stikordsregister

A

ABF-filtre; 178
Acetat; 94
Adsorptionsanlæg; 65; 66
Aerob slamstabilisering; 254
Aerobe tank; 98
Aerosoldannelse; 76
Aerosoler; 70; 78; 81; 134
Afgiftsminimering; 40
Aflejringer; 119
Afløbsbrønd; 188
Afløbsrende; 188
Afskæringsværdier; 222
Afvandingskapacitet; 284
Afvandingsproblemer; 119
Akkrediteret laboratorium; 22
Aktiv-slam; 222
Aktiv-slamanlæg; 88
Alger; 125
Alkalinitet; 32; 49; 85; 104; 160; 162; 243
Alternerende proces; 95
Aluminiumklorid; 121
Aluminiumsalte; 165; 273
Aluminiumsulfat; 100
Ammoniak; 28; 265
Ammonium-kvælstof; 28
Anaerob slamstabilisering; 234
Anaerobe tank; 98
Anammox processen; 94
Anionaktive polymerer; 275
Anoxisk slamstabilisering; 99
Anthracit; 178; 179
Aske; 293
Automatisk procesregulering; 35
Avedøre rensningsanlæg; 241

B

Bakterier; 214
Bassiner; 58
Beluftet sandfang; 74
BI5; 25; 44
BI5/N-forhold; 148
Bikarbonat; 85
BIOCARBONE-filtret; 144
BIO-DENIPHO-konceptet; 14
BIO-DENITRO; 10; 11
Biokemisk iltforbrug; 25
Biologisk fosforfjernelse; 98

Drift af renseanlæg

Biologisk fosforfjernelse med denitrifikation; 99
Biologiske filtre; 142
Biologiske sandfiltre; 196
Biosorptionsanlæg; 91
BIOSTYR-processen; 146
Blandingsprøve; 16
Bly; 33; 222
Blæsere; 76
Brintoverilte; 121
Bundfældelige stoffer; 115
Bundfældeligt stof; 33
Bundslam; 204
Bændelorm; 214

C

C/N-forhold; 134
Cadmium; 33; 222
Campylobacter; 52
Capillary Suction Time; 35
Centrifugalblæse; 76
Centrifuger; 224; 276
Chokolademousse; 124
Chrom; 33; 222
Cirkulationsanlæg; 91
Clostridium perfringens; 52
COD; 27; 44; 305
COD i slam; 221
COD/BI5-forhold; 45
COD/TN-forhold; 45
COD/TP-forhold; 45
COD:BI5-forholdet; 27
Colifager; 52
Cryptosporidium; 214
CST; 283; 305
CST-måling; 35

D

Decimeringstid; 215
DEHP; 33; 222; 296
Dekantercentrifuger; 276
Dekantervand; 50; 51
Denitrifikation; 93
Denitrifikation i vekselanlæg; 97
Denitrifikationshastighed; 107
Denitrifikationsprocessen; 94
Diffusorer; 76; 260
Dortmundtank; 172
Doseringsanlæg; 117
Doseringssted; 100
Downflow-filtre; 144
Driftsproblemer i aktiv-slamanlæg; 119
Driftsproblemer i bundfældningstanke; 123
Driftsproblemer i kalkstabiliseringsanlæg; 267
Driftsproblemer ved slammineraliseringsanlæg; 270
Driftsproblemer, aerob slamstabilisering; 260
Driftsproblemer, anaerob slamstabilisering; 248
Driftsproblemer, biologisk fosforfjernelse; 136
Driftsproblemer, biologiske sandfiltre; 201

Drift af renseanlæg

Driftsproblemer, denitrifikation; 133
Driftsproblemer, nedsivningsanlæg; 205
Driftsproblemer, nitrifikation; 129
Driftsproblemer, pileanlæg; 211
Driftsproblemer, rodzoneanlæg; 194
Driftsproblemer, simultanfældning; 139
Driftsproblemer, slamhydrolyse; 140
Drivhusgasser; 29
Dræn; 208; 269
Drænvand fra slambede; 50
Dykkede filtre; 143
Dykkede filtre til kvælstoffjernelse; 146
Dykkede filtre, driftsproblemer; 153
Døgnprøve; 16
Dårlig bundfældning; 176
Dårlig flokkulering; 175
Dårlig slamkvalitet; 261
Dårlige slambundfældningsegenskaber; 127

E

E. coli; 52
Eddikesyre; 94; 101
Efterdenitrifikation; 97
Efterfældningsanlæg; 159
Efterfældningsanlæg, driftsproblemer; 174
Efterklaringstank; 110
Egå renseanlæg; 225; 281
Ejektorluftere; 75
Ekstern kulstofkilde; 94
Elektrodestyring; 61
Elektromagnetiske målere; 23
Emschertank; 172
Energiforbrug; 284
Energiminimering; 40
Enterovirus; 52
Etanol; 94
Exfiltration; 43

F

Farve; 47
Faskiner; 64
Fedt; 49; 63; 72; 82; 199; 205
Fedtfang; 47; 72
Fedtudskillere; 56
Fejl ved flowmåling; 23
Fejlkobling; 55
Feminine metanbakterier; 236
Fenoler; 242
Fermentering; 101
Filterceller; 150
Filterdug; 185
Filtermateriale; 178
Filterpresse; 279
Filterskyllevand; 50; 52; 155
Filtraperl; 179
Filtre; 65
Filtreringsanlæg; 178
Filtreringsanlæg, driftsproblemer; 182

Drift af renseanlæg

Finporøse luftere; 80
Finriste; 67
Fisk; 44
Fiskeopdræt; 214
Flokke; 89
Flokkulering; 175
Flokkuleringsbassin; 161
Flokstyrke; 283
Flowmåling; 23
Flowproportional prøve; 17
Fluid-bed slamtørring; 290
Flydeslam; 84; 85; 86; 110; 125; 162; 172; 174; 204; 227; 231
Flydeslamdannelse; 130
Flydeslamlag i rådnetank; 249
Flygtige syrer; 236; 243
Forafvandere; 224
Forbassiner; 65
Forbrænding af slam; 289; 292
Fordampning; 64; 208
Fordelerrør; 202
Forfældning; 83; 158
Forfældning, driftsproblemer; 172
Forfældningstank; 83
Forgiftning; 126; 252
Forklaringstank; 82
Forklaringstanke, driftsproblemer; 86
Formelsamling; 300
Fortyndet slamvolumen; 34
Fortyndet slamvolumenindeks; 34
Fosfor; 50
Fosfor i slam; 221
Fosforfrigivelse; 138
Fosforrelaterede krav; 296
Fraktionerede døgnprøver; 17
Frederikshavn; 147
Fækal coli; 216
Fækale streptococcer; 52
Fællessystem; 53

G

Gasmotor; 291
Gasproduktion; 244
Gasudvikling; 110; 249
Giardia; 52
Giftstoffer; 93; 242
Gram renseanlæg; 8
Granitskærver; 142
Gravitationsfilter; 179
Gravitationsledning; 60
Grovrister; 67
Gødningsindhold; 295

H

HAc; 305
Hammel renseanlæg; 13
Hepatitisvirus; 215
Hillerød Centralrenseanlæg; 186
HOB; 305

Drift af renseanlæg

Hobro; 147
Hospitaller; 56
Hovedstrømshydrolyse; 101
Hundested; 147
Hurtiganalyser; 24
Husspildevand; 42
Hvirvelseseparator; 73
Hydraulisk overbelastning; 172; 250
Hydraulisk overbelastning.; 87
Hydraulisk overfladebelastning; 83; 111; 163; 200; 228
Hydrauliske forbedringer; 40
Hydrolysat; 97; 140
Hydrolyseanlæg; 101
Hypoklorit; 218
Højtrykscentrifuger; 276
Højvandslukker; 44; 57
Hårdt vand; 80

I

Ideel opblanding; 89
Ilt; 32
Iltindhold; 105
Iltoptagelseshastighed; 37; 106; 258
Iltoptagningshastighed; 34
Iltrespirationshastighed; 34
Iltstyring; 37
Indløbsfaskine; 195
Industriaffald; 235
Industrispildevand; 33; 43
Infiltration; 43
Infiltrationen; 49
Infiltrationsanlæg; 64
Infiltrationsbrønde; 64
Insekter; 272
Interne vandstrømme; 50

J

Jernklorid; 100; 158; 165
Jernsalte; 273
Jernsulfat; 100; 158; 165

K

Kalibrering; 24
kalk; 85; 263
Kalk; 66; 158; 252; 273
Kalkbehov; 170
Kalkdosering; 263; 265
Kalkdoseringsudstyr; 267
Kalksilo; 267
Kalkstabiliseringsanlæg; 263
Kammerfilterpresse; 279
Kanaldannelse; 195
Kantiner; 56
Kapillær sugetid; 283
Kapselblæsere; 76
Kationaktive polymerer; 275
Kemikaliedosering; 164

Drift af renseanlæg

Kemikalietank; 117; 163
Kemisk fældet primærslam; 222
Kemisk fældning; 100
Kemisk iltforbrug; 27
Kemisk konditionering; 282
Kemisk slamproduktion; 167
Keramiske diffusorer; 78
Kjeldahl kvælstof; 28
Klaringstank; 83
Klimaændringer; 42
Klordioxid; 218
Kloring; 218
Klude; 78; 86
Kobber; 33; 222
Komminutorer; 68
Kompressorer; 76
Konduktivitet; 31
Konservering af vandprøver; 21
Konserveringsmidler; 21
Kontaktfiltreringsanlæg; 183
Kontaktfiltreringsanlæg, driftsproblemer; 184
Kontaktstabilisering; 90
Kontakttid; 218
Kontinuert måling af nitrat; 39
Kontraklapper; 57
Kontraventil; 63
Korresponderende prøver; 18
Korrosion; 117; 163
Kortslutning; 86
Kryofil; 237
Kulhydrat; 49
Kviksølv; 33; 222
Kvælstof; 50
Kvælstof i slam; 221
Kvælstof volumenbelastning; 152
Kvælstofilter; 29
Kældre; 53; 60

L

Lagdeling i rådnetank; 254
Lamelseparatorer; 224
Landbrugsjord; 223
Langsgennemstrømmet proces; 89
LAR; 64
LAS; 33; 44; 222; 269; 296
Lattergas; 29
Lavteknologiske rensningsanlæg; 188
Ledningsevne; 31; 211
Let slam; 120; 126
Listeria; 52; 214
Lokal afledning; 64
Lokal nedsivning; 64
Luftede sandfang; 74
Luftfordeling; 258
Luftning; 75
Luftningsanlæg; 75
Luftningstank; 104
Luftningstanke; 88
Lugt; 46; 47; 69; 70; 71; 81; 86; 101; 104; 195; 239

Lugtgener; 59; 63
Lynetten; 73
Læhegn; 105

M

Magnesiumammoniumfosfat; 249
Mammutpumpe; 74
MAP; 249
Marselisborg renseanlæg; 14
Maskuline syredannere; 236
Me; 305
Me/P; 305
Mekanisk rensning; 67
Melasse; 94
Membran; 188
Membranbioreaktor; 92
Mesofil; 237
Metandannende bakterier; 236
Metanol; 94
Metantrin; 235; 236
MF; 305
Microstrainere; 185
Microstrainere, driftsproblemer; 187
Microtrix; 121
mikroorganismer; 214
Mikroorganismer; 52
Mikrosi; 70
Miljøfremmede organiske stoffer; 260
Miljøfremmede stoffer; 33; 269
Miljøfremmede stoffer i slam; 222
Miljørisiko; 64
MLSS; 305
MLVSS; 305
Modificeret BI5; 26
Molforhold; 103; 118; 164; 169; 183
Mærkning af prøver; 21
Måleoverfald; 23
Målerender; 23

N

Natronlud; 85
Naturlig tørring; 281
Neddykkede pumper; 60
Nedsivningsanlæg; 203
NH₄/TN; 45
NH₄⁺; 305
Nikkel; 33; 222
Nitrat-kvælstof; 29
Nitrifikation; 92
Nitrifikationshastighed; 107
Nitrifikationshæmning; 35
Nitrifikationsproces; 85
Nitrit; 93; 132
Nitrit-kvælstof; 29
Niveaumåling; 23
Niveauvipper; 61
NO₃⁻; 305
Nocardiaskum; 124

Nonylphenol; 33; 222; 296
Nonylphenoler; 44
Nonylphenoethoxylater; 33
NPE; 269; 296
NPO-rensning; 52
NUR; 107; 305
Nyborg; 147

O

Olie; 72; 82
Oliefilm; 46
Olieudskiller; 65
Ompumpning; 238
Omrøring; 238
Ophvirvling; 87; 172
Opl.-P; 305
Opløst fosfor; 175
Opløst P; 169
Opløst stof; 31
Opløst stofs gløderest; 31
Organisk belastning; 243
Organisk bundet kvælstof; 50
Organisk kulstof; 27
Organisk overfladebelastning; 193; 200
Organisk volumenbelastning; 151
Organiske konditioneringsmidler; 274
Organiske miljøfremmede stoffer; 296
Organiske polymerer; 273
Orthofosfatfosfor; 28
OSP; 305
OUR; 37; 106; 258; 305
Overfladeafstrømning; 195
Overfladelufter; 81
Overfladeluftere; 75
Overløbsbygværk; 54; 63
Overløbsbygværker; 53
Overskudsslam; 22; 114
Oxygen Uptake Rate; 37
Ozonering; 217; 218

P

PAH; 33; 44; 222; 269; 296
Parasitter; 214
Patogene organismer; 214
PB; 305
PE; 305
Perkolat; 45
Permeable belægninger; 64
Personbidrag; 43
Personekvivalent; 43
pH; 47; 85
pH i flokkuleringsbassiner; 36
PHB; 98
Phragmatis Australis; 269
Phthalat; 33
Phthalater, DEHP; 44
Phthalater, DOP; 44
pH-værdi; 32

Drift af renseanlæg

Pileanlæg; 206
Pileanlæg med nedsivning; 208
Pileanlæg uden afløb; 207
Piskeorm; 215
Plantedirektoratets prøvetagningsforskrift; 22
Plantevækst; 193
Plastbærematerialer; 143
Polyaluminiumklorid; 165
Polycykliske aromatiske hydrokarboner; 33
Polyelektrolyt; 277
ppm; 305
Primadonnaer; 93
Primærslam; 222
Protein; 49
Prøveflasker; 20
Prøvetagerslange; 20
Prøvetagerstuds; 20
Prøvetagning; 16
Prøvetagning på slamstrømme; 22
Prøvetagnings- og målefrekvenser; 19
Prøvetagningsmetoder; 20
Prøvetagningsprincipper; 16
Prøvetagningssted; 18
Pumper; 60
Pumpestationer; 60

Q

Q; 305

R

Randers renseanlæg; 291
RB; 305
Recirkulationsforhold; 113
Recirkulationsmetoden; 11
Recirkulationsproces; 96
Redoxpotentiale; 38
regnvand; 65
Regnvand; 43; 64
Rejekt; 285
Rejektvand; 50; 52; 85
Renholdelse af bassiner; 58
Renseanlæg Damhusåen; 95
Repræsentativ prøve; 16
Restauranter; 56
Restindhold af kemikalier; 117
Restkemikalie; 171
Returslam; 22; 113
Returstrømme; 18
Ringkanal; 9
Ringkanaler; 90
Ringtankanlæg; 10
Risikoscreening; 65
Rislefiltre; 142
Riste; 67
Riste, driftsproblemer; 69
Ristegodshakker; 67
Ristestof; 67
Rodskæring; 57

Drift af renseanlæg

Rodzoneanlæg; 188
Rodzoneareal; 193
Rotavirus; 52
Roterende skivefiltre; 156
Rottebekæmpelse; 57
Rotter; 57
Rottespærrer; 57
Røggasrensning; 293
Rørrensegris; 57
Rådne æg; 246
Rådnetank; 234
Rådnetanke; 237
Råslam; 240
Råslammets tørstofindhold; 240
Råspildevand; 42; 95

S

SA; 305
Salmonella; 52
Saltkoncentration; 211
Samletanke; 57
Sand; 86; 179
Sandfang; 65; 73
Sandfiltre; 178
Sandvasker; 73
SB; 305
SBR-anlæg; 97
Sedimenter; 249
Selvdød gris; 235
Selvrensningsevne; 53
Separatsystem; 54
Septiktanke; 288
Septiktankslam; 45; 46; 232; 239
Sequencing Batch Reactor; 97
Sharon processen; 94
Sibåndspresse; 277
Sibåndspresser; 224
Sidestømshydrolyse; 101
Sier; 70
Sier, driftsproblemer; 71
Sigtdybde; 34; 110; 162
Simultan denitrifikation; 11
Simultan nitrifikation og denitrifikation; 97
Simultanfældning; 100
Sistof; 70
Sivegrøft; 203
Skaldyr; 214
Skivefiltre; 185
Skovbund; 246
Skum; 104; 119; 133; 258
Skumning; 249
Skyllecyklus; 182
Skyllevand; 185
Slam(kage)mand; 286
Slamaflejringer; 105; 172; 260
Slamaf tapping; 86
Slamafvanding; 52
Slamalder; 109
Slambed; 269

Drift af renseanlæg

Slambede; 268
Slambekendtgørelsen; 295
Slambelastning; 109
Slamflugt; 48
Slamforbrænding; 294
Slamhydrolyse; 101
Slamkage; 285; 286
Slamkoncentration; 107; 113
Slamkoncentrering; 224
Slamkonditionering; 273
Slamlaguner; 268
Slammets sammensætning; 221
Slammineraliseringsanlæg; 268; 270
Slamminimering; 40
Slammængder; 220
Slamoverfladebelastning; 112
Slamposer; 277
Slamproduktion; 108
Slamrecirkulering; 242
Slamsilo; 262
Slamskraber; 87
Slamspejlsniveau; 85; 110; 227
Slamstabilisering; 234
Slamstabilisering med kalk; 262
Slamtransportør; 287
Slamtyknere; 225
Slamtæppe; 85
Slamtørring; 289
Slamudpumpning; 86
Slamudrådningsgrad; 247
Slamvand; 47; 50; 51; 155; 230; 238; 247; 259; 262; 285
Slamvandskvalitet; 253
Slamvandsrør; 247; 254
Slamvolumen; 33; 107; 241
Slamvolumenbelastning; 111
Slamvolumenindeks; 34
Slimet slam; 119
Slutdisponering af slam; 294
Smitsom leverbetændelse; 214
SOB; 305
SP; 305
Specifik gasproduktion; 245
Specifik ledningsevne; 31
Specifik overflade; 143
Specifik slamproduktion; 115
Specifikt filterareal; 201
Specifikt rodzoneareal; 194
Spildevandsmængder; 23
Spulevandsforbrug; 284
Spuling; 57
SS; 30; 305
SSG; 31; 305
Stabiliseret slam; 258
Stabiliseringstid; 256
Stabilitet af slam; 268
STAR-konceptet; 36
Stavnsholt renseanlæg; 291
Stenløse rensningsanlæg; 99
Stikprøve; 16

Drift af renseanlæg

Stoffer i spildevand; 44
Stofindhold i perkolat; 46
Stofmængder; 50
Strømpeforing; 58
Styring af bassiner; 60
Styring af pumpestationer; 61
Stødbelastning; 87; 172
Stødpumpning; 125
Støj; 81
Støvfilter; 290
Støvproblemer; 267
Sumpplanter; 189
Suspendede stoffer; 49
Suspendede stoffer i afløb; 115
Suspendedet stof; 30
Suspendedet stofs glødetab; 31
Svendborg centralrenseanlæg; 10
SVI; 34; 305
Svovlbrinte; 75; 246
Sygdomsfremkaldende organismer; 214
Symboliste; 305
Syretrin; 235; 236
Søholt renseanlæg; 217

T

Tagrør; 65; 269
Temperatur; 37; 47; 105
Termisk luftrensning; 291
Termofil; 237
Thauera; 119
Tidsproportional prøve; 16
Tilstopning; 79; 80; 193; 204; 205
Tilstopningsproblemer; 199
TN; 305
TOC; 27
Toiletskyl; 64
Total opblanding; 89
Totalfosfor; 27
Total-kvælstof; 28
TP; 305
Tranbjerg renseanlæg; 11
Trikloraminer; 218
Trinvis belastning; 90
Trix-tank; 203
Trix-tanke; 196
Tromleafvandere; 224
Tromlerist; 59
Tromlesi; 72
Trykledninger; 57; 239
Trykstyring; 61
Træflis; 66
Trådformet slam; 121
TS; 305
TSG; 30; 305
TSG/SS; 45
Tungmetalgrænser; 296
Tungmetaller; 222; 242; 252; 295
Tungmetaller i slam; 33
Turbiditet; 31

TV-inspektion; 57
Tømningsbrønd; 208
Tørstof; 30
Tørstofoverfladebelastning; 228
Tørstofs glødetab; 30
Tørtopstillede pumper; 60

U

Udrådnets slam; 240; 246
Udrådning; 234
Udskillelsesgrad; 229; 284
Udskilningsgrad, konc. tank; 303
Udvaskning; 93
Uensartet lufttilførsel; 80
Ugeprøver; 18
Ultralydmålere; 23
Ultralydstyring; 61
Upflow filtrering; 146
UV-bestråling; 217; 219

V

V; 305
Vacuumfilterpresse; 279
Vandfordeling; 193; 200
Varmegenvinding; 290
Vedligehold af ledningsnettet; 57
Vekseldrift-princippet; 12
Venturimetre; 23
VFA; 32; 305
Vinter; 105
Vira; 214
VS; 305
VSS; 31

X

X; 305

Z

Zink; 33; 222
Zoogloea; 119

Å

Åndedrætsværn; 78