

RAPPORT LNR 3944-98

Skumproblemer i
Treforedlingsindustriens
biologiske renseanlegg

Delprosjekt 1A

Litteraturundersøkelse

Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Skumproblemer i Treforedlingsindustriens biologiske rensesanlegg Delprosjekt 1A: Litteraturundersøkelse	Løpenr. (for bestilling) 3944-98	Dato 1998.30.10
	Prosjektnr. Undernr. O-98032 -	Sider Pris 99
Forfatter(e) Erik Norgaard, NIVA Gudmunn Eidså, SINTEF Karin Øyaas, PFI Robert Orr, Norsk Hydro FOU-senter	Fagområde Avløp	Distribusjon B
	Geografisk område -	Trykket NIVA

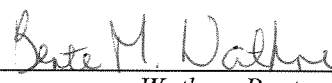
Oppdragsgiver(e) Norsk Hydro ASA, Industrial Chemical	Oppdragsreferanse Bestillingsbrev: 115158/23 av 23. februar 1998
--	---

<p>Sammendrag</p> <p>Rapporten gir kunnskap om kvalitet og sammensetning i prosess- og avløpsvann i treforedlingsindustrien og innspill om hvilke parametere som kan forårsake skum. Videre gir rapporten en kort oversikt over mikrobiologien i rensesanlegg og hvilke mikrober og metabolitter som vil være sentrale i forbindelse med skummings- og slamsvellingsproblematikk. Rapporten gir også en innføring i ulike rensetekniske løsninger og driftskriterienes effekter på slamkvalitet og skumming. Til sist gjennomgås teorier som er nødvendige for å forstå virkningsmekanismene bak skumbygging og destabilisering av skum samt virkningsmekanismene for skumdempingsprodukter og avluftere. Det gis en kort gjennomgang av metoder for å måle skum.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Biologiske rensesanlegg 2. Skumanalyser 3. Skumdempere 4. Driftsforhold 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Biological waste water treatment plant 2. Foam – analysis 3. Antifoam media 4. Operating conditions
--	--


Norgaard, Erik
Prosjektleder

ISBN 82-577-3535-3


Wathne, Bente
Forsknings sjef

Skumproblemer i Treforedlingsindustriens biologiske
renseanlegg

Grunnleggende undersøkelser

Litteraturundersøkelse

Forord

HydroCare og Hydro Oleochemicals representerer henholdsvis et forretningsområde og et autonomt produksjonsselskap innenfor Hydro ASA. Sistnevnte er i ferd med å utvikle neste generasjons skumdempere / avluftere. Sammen med bransjemedlemmene i treforedlingsringen har selskapene fått NFR-finansiering gjennom NORMIL 2000 for å skreddersy og teste ut produktene i treforedlingsindustriens biologiske renseanlegg. Treforedlingsindustrien representerer det største enkeltmarkedet for skumdempingsprodukter.

Problemstillingene som søkes belyst ved gjennomføringen av prosjektet er flerdelt:

1. Det sentrale er utvikling og dokumentasjon av effekter i miljøvennlige og bionedbrytbare alternativer til dagens skumdempere og avluftere
2. Det er viktig å forstå årsaksforholdene bak skumbygging i biologiske renseprosesser
3. Det er viktig å forstå hvilke mekanismer som stabiliserer og destabiliserer "treforedlingsskum"
4. Det søkes å utvikle modellsystemer for å stimulere skumdannelse og teste produkter
5. Det skal etableres et sett med "skumrelevante driftsparametere" for en problemvinklet oppfølging av renseanleggene hos treforedlingsringens medlemmer
6. Det skal etableres relevante skumanalyser som gir muligheter for å beskrive skumkvalitet og mulige årsaker til skumdannelsen

Denne delrapporten gir en litteraturoversikt over utvalgte emner som gir grunnlag for å nærme seg ovenfor stående problemstillinger.

Delprosjektgruppen består av
Erik Norgaard, NIVA-Sørlandsavdelingen, prosjektleder
Gudmunn Eidså, SINTEF
Karin Øyaas, PFI
Robert Orr, Hydro FOU-senter

Prosjektansvarlig er:
Hydro Chemical Division ASA v/Gaute Finstad i HydroCare

I Hovedprosjektet deltar også:
Astrid Broch-Due, Norske Skog Follum
Stig Hemstad, Hydro Oleochemicals
Sissel Ravnsborg, PFI

Oslo, 30. oktober 1998

Norgaard, Erik

Innhold

Sammendrag	7
1. Bakgrunn	15
2. Innledning	16
3. Prosess- og avløpsvannsstrømmer i treforedlingsindustrien	17
3.1 Prosess- og avløpsvann i treforedlingsindustrien	17
3.2 Generelt om forurensning fra treforedlingsindustrien	17
4. Vedens kjemiske komponenter	19
4.1 Cellulose.	19
4.1.1 Anslått skummingspotensial i cellulose	20
4.2 Hemicellulose	21
4.2.1 Anslått skummingspotensial i hemicellulose	22
4.3 Lignin	23
4.3.1 Anslått skummingspotensial i ligniner	24
4.4 Ekstraktivstoffer	24
4.4.1 Anslått skummingspotensial i ekstraktivstoffer	26
5. Prosesser i treforedlingsindustrien	27
5.1 Barkeanlegg	27
5.2 Massefremstilling	27
5.2.1 Mekanisk masse	27
5.3 Kjemisk masse	30
5.3.1 Sulfat- og sulfitt-masse.	31
5.3.2 Halvkjemisk masse.	31
5.3.3 Sammenstilling	31
5.4 Bleking	32
5.5 Papirproduksjon.	33
5.6 Inndampingskonsentrater	35
5.7 Sluttkommentar	36
6. Karakterisering av avløpsvann (i treforedlingsindustrien)	37
6.1 Mål for totalinnhold av partikler og organisk materiale	37
6.1.1 Suspendert stoff	37
6.1.2 Biologisk oksygenforbruk og kjemisk oksygenforbruk	37
6.1.3 Teoretisk oksygenforbruk	38
6.1.4 Totalt organisk karbon	38
6.1.5 Måling på enkeltkomponenter	38
7. Mikrobiologi og skum	40
7.1 Innledning	40
7.2 Ulike typer slamproblemer	41
7.2.1 Slim eller geldannelse	42
7.2.2 Svelling	42

7.2.3 Skumming forårsaket av mikroorganismer	42
7.3 Proteiner og skum	43
7.4 Mikroorganismer i aktivslam-anlegg	43
7.4.1 Nocardia-skum	43
7.5 Selektorer	44
7.6 Mikrobielle metabolitter	44
7.7 Effekt av skumdempere på oksygenoverføringen	45
7.8 Skumdempingsprodukter	46
8. Skummingsproblemer i aktivslam-anlegg Utbredelse - betydning av valgt renseprosess / valgte driftskriterier - mulige tiltak	47
8.1 Aktiv slam-prosessen	47
8.1.1 Det konvensjonelle aktiv slam-systemet	47
8.2 Ulike driftskonfigurasjoner for aktiv slam-anlegg	48
8.3 Driftsparametere i en aktiv slam-prosess	51
8.3.1 MLSS	51
8.3.2 MLVSS	51
8.3.3 Slambelastningen	51
8.3.4 Hydraulisk oppholdstid	52
8.3.5 Slamalder	52
8.3.6 Konklusjon	52
8.4 Modifikasjoner av den konvensjonelle aktiv slam-prosessen	53
8.4.1 Anlegg med utvidet lufting	53
8.4.2 "Oxidation ditch"	53
8.4.3 Anlegg med trinnvis lufting	53
8.4.4 Kontaktstabilisering	53
8.4.5 Lufteanlegg med fullstendig sammenblanding	54
8.4.6 Høybelastningsanlegg (HCR)	54
8.4.7 Lufting med ren oksygen	54
8.5 Slamsvelling og skummingsproblemer i aktiv slam anlegg	55
8.6 Kontroll med skum forårsaket av filamentære mikroorganismer	55
8.6.1 Manipulering med slamalder	55
8.7 Kinetisk og metabolsk kontroll	57
8.8 Kontroll med slamsvelling og skum ved tilrettelegging av vannstrømmene gjennom renseanlegget	58
8.9 Kontroll med skum gjennom etablering av kontaktsoner og selektorer	62
8.9.1 Seleksjon i aerobe kontaktsoner	62
8.9.2 Seleksjon ved denitrifiserende betingelser	62
8.9.3 Seleksjon ved anaerobe forhold	63
8.10 Andre metoder for skumkontroll	63
8.10.1 Reduksjon av lufttilførsel i luftebassenger	63
8.10.2 Endring av pH	64
8.10.3 Tilførsel av anaerobe væskestrømmer	64
8.10.4 Tilsetning av antagonistiske mikroorganismer - (Biologisk kontroll)	64
9. Utbredelse av slamsvelling og skumdannelse i renseanlegg	65
9.1 Litt om slamsvelling	65
9.2 Stempelstrømsanlegg og slamsvelling	65
9.3 Utbredelse av skum i amerikanske renseanlegg	67

9.4 Utbredelse av skum i australienske renseanlegg	67
9.5 Utbredelse av skum i sør-afrikanske renseanlegg	67
9.6 Utbredelse av skum i franske renseanlegg	69
10. Skumming i utråtningsanlegg	70
11. Skum og skumstabilitet	72
12. Fysikalsk kjemi i systemer som skummer	73
12.1 Overflatespenning	73
12.1.1 Laplace-trykk	74
12.2 Overflateaktive stoffer	74
12.2.1 Kontaktvinkel	74
12.2.2 Effekt av faststoff på skum	76
12.2.3 Adsorpsjon	77
12.3 Stabilisering av skum	77
12.3.1 Destabiliseringsmekanismer	78
12.4 Stabiliseringsmekanismer	78
12.4.1 Elastisitet / viskositet i filmen	78
12.4.2 Frastøtende bobler	79
13. Skumproduksjon	80
14. Skumkarakterisering	81
14.1 Skumstabilitet	81
14.2 Boblingsmetode (Bikerman)	81
14.2.1 Skummingsevne	82
14.2.2 Skumstabilitet	82
14.3 Måling på enkle filmer	82
15. Skumdempere	84
15.1 Destabilisering av skum med partikler	84
15.2 Destabilisering av skum med oljedråper	88
15.3 Destabilisering av skum med surfaktanter	89
15.4 Synergetiske effekter	90
16. Skumsystemer	92
16.1 Skumdempere i praksis - Erfaringer med skumstabilitet og skumdemping i biologiske renseanlegg	92
16.2 Problemer i renseanlegget	92
16.3 Modellsystemer	93
16.4 Konklusjon	94
17. Referanseliste	95

Sammendrag

Kapitlene 3 – 6 (v/Karin Øyaas, PFI)

Forbruket av vann i treforedlingsindustrien er stort. Av den grunn brukes det mye ressurser på prosjekter der målet er å lukke vannsystemene.

Treforedlingsindustriens råstoff er trevirke av lauv eller barskog. Treforedling involverer ulike prosesser alt avhengig av hvilke(t) sluttprodukt(er) som skal fremstilles. Enhetsprosessene resulterer i avløpsvann med ulike kvaliteter. Avløpsvannet behandles i høygradige biologiske renseanlegg før det slippes ut i resipienten. I kapitlene gjennomgås hvilke hovedkomponenter som løses ut av råstoffet gjennom ulike treforedlingsprosesser og hvilke kjemiske analyser som kan anvendes for å påvise og kvantifisere disse. Kjemiske stoffgrupper og enkeltforbindelser vurderes ut fra i hvilken grad de kan medvirke til eller stabilisere skum.

Kjemisk kan veden deles inn i 4 hovedkomponenter, nemlig cellulose, hemicellulose, lignin og ekstraktivstoffer. Barved og lauvved inneholder omtrent samme mengde cellulose. Barved inneholder mer lignin enn lauvved, henholdsvis 28% og 20%, mens lauvved inneholder mer hemicellulose enn barved, henholdsvis 33-38% og 27-30%. Lignin i lauvved er lavmolekylær sammenliknet med lignin i barved.

I tabellen beskrives hovedkomponentene i forhold til skumming. Vurderingene av om komponentene vil stimulere skumdannelse eller om de vil stabilisere skum er subjektive. Det presiseres også at renseprosessene vil være med å påvirke kvaliteten i avløpsvannet både med hensyn til fysiske egenskaper og kjemisk sammensetning. Slike kvalitetsendringer vil naturlig nok også være med å påvirke skummingsbildet.

	Cellulose	Hemicellulose	Lignin	Ekstraktivstoff
Årsak til skumming		JA		JA
Stabilisering av skum	JA		JA	JA

I tabellen under nevnes kvalitetsaspekter i hovedkomponentene som antas å spille roller i forbindelse med dannelse og stabilisering av skum.

Hovedkomponent	
Cellulose	Stabilisering gjennom adsorpsjon til gassbobler.
Hemicellulose	Forårsaker skumming indirekte gjennom å bidra til skjevt C:N:P-forhold noe som påvirker sammensetningen av den mikrobielle flora. Uronsyre er vist å stimulere skumdannelse.
Lignin	Ligniner er hydrofobe molekyler og påvirker overflatespenninger i avløpsvannet. Løsligeligningfraksjoner vil kunne binde seg til bobler og derigjennom stabilisere skum.
Ekstraktivstoff	Sammensatt stoffgruppe som bl.a. inkluderer hydrofobe molekyler som fettsyrer (harpiks, jfr.lignin). Noen ekstraktivstoffer er lett omsettbare (C:N:P), mens andre er giftige og vil derigjennom påvirke florasammensetningen i og skumming fra renseprosessen

For enkeltprosesser i treforedlingsindustrien fokuseres følgende:

- Kvaliteten i avløpsvann fra **barkeanlegg** varierer over tid, men er rikt på garvestoff (dikarboksylysyre) som må antas å kunne påvirke skummingsbildet.
- Avløp fra **mekanisk masseproduksjon** inneholder i all hovedsak suktermolekyler fra hemicellulosen og i mindre grad lignin. Uronsyre fra hemicellulose er vist å forårsake skumming. Økning av temperatur og / eller tilførsel av kjemikalier øker konsentrasjonen av organisk stoff i avløpet, og dermed også skummingspotensialet.
- Avløpet fra **sulfat-** og **sulfitmasse** er konsentrert med hensyn på organiske forbindelser. Kokevæsken gjenvinnes til energi og kjemikalier. Såpe som dannes fra harpiks og fettstoffer i sulfatprosessen vil dersom den når renseanlegget forårsake skumming. Avløpsvann fra **halvkjemisk** produksjon er ikke verdt å gjenvinne, og vil derfor bidra i skummingssammenheng, spesielt fordi ligninkonsentrasjonen er høyere enn tilsvarende fra mekanisk massefremstilling.
- Avløpsvann fra **peroksidbleket** masse har et høyt innhold av korte fettsyrer og metanol som påvirker C:N:P-forholdet for bakteriene i renseanlegget. Innholdet av organiske forbindelser er høyere i avløpsvann fra bleket masse sammenliknet med avløpet fra ubleket masse. Tilstedeværelse av lignin samt kompleksdannere som EDTA og DTPA kan være med å påvirke skumbildet i renseanlegg.
- Det anvendes mange ulike og strukturmessig svært forskjellige kjemikalier i selve **papirproduksjonen**. Proteiner, stivelse og latekser vil kunne være med å stabilisere skum (ladde molekyler), mens andre stoffgrupper som harpikslim og kompleksdannere vil kunne virke som gift på aktiv slammet og derigjennom bevirke skumming.

Rapporten gir en gjennomgang av ulike analyser for å karakterisere avløpsvann fra prosesser i treforedlingsindustrien.

Kapittel 7

(v/Gudmund Eidså, SINTEF)

I aktiv slam-prosessen omdannes nedbrytbare organiske forbindelser i avløpsstrømmene gjennom mikrobielle prosesser (assimilasjon og mineralisering) til biomasse, CO₂ og vann.

Mikroorganismene i et renseanlegg kan påvirke skummingsforholdene på ulike måter, både gjennom:

- Sammensetning av mikrobiell flora. Aktiv slam er bygget opp av både **flokkdannende** og **filamentære** organismer.
- Produksjon av **bipolymerer** og **hydrofobe forbindelser**
- **Lysering** (ødeleggelse / oppsprekking) av cellemasse med frigivelse av **proteiner**
- At overflateaktive stoffer i avløpsvannet forandrer overflateladninger på cellene.

Den kjemiske sammensetning av avløpsstrømmene inn på slamanlegget vil i stor grad påvirke balansen mellom de ulike bakterieartene. Det er bl.a. kjent at C:N:P-forholdet i avløpsvannet er viktig med hensyn på hvilke bakterier som vil dominere i slamfasen

Stabilt ”brunt” skum er vist å dannes på overflaten i renseanleggets luftetanker når den økologiske balansen i det aktive slammet skifter slik at det oppstår en dominans av filamentære arter som f.eks *Nocardia* spp, *Rhodococcus* spp. og *Microthrix parvicella*. Skum er imidlertid også observert uten at filamentære arter er påvist. Skumdannende mikroorganismer kan produsere mer eller mindre hydrofobe polymerer som både kan redusere overflatespenningen i avløpsvannet og / eller virke emulgerende. Polymerene kan være proteiner, karbohydrater, fettsyrer eller lipider. Hydrofobisiteten av og tilstedeværelse av polysakkarider i de ekstracellulære polymerene spiller viktige roller for slammets egenskaper.

Når det gjelder proteiners funksjon som skumstabilisatorer pekes det på at løsligheten av proteiner øker med avtagende saltholdighet og dessuten at proteinets potensiale som skumdanner er størst ved det **isoelektriske punkt**. Proteinskumming er med andre ord avhengig av pH i renseprosess og avløpsvann.

Det er også funnet en sammenheng mellom **uronsyre** og skumming.

Videre hevdes at giftige forbindelser kan føre til skumdannelse, både direkte ved å bevirke cellelysis med frigivelse av proteiner og indirekte ved å føre til at bakteriefloraen endres.

Tilstedeværelse av overflateaktive forbindelser vil bidra til å senke overflatespenningen og danne overflatespenningsgradienter som kan bidra til skumdannelse.

Kapittel 8 - 10

(v/Erik Norgaard, NIVA)

Kapitlene gjennomgår skumdannelse i biologisk renseanlegg som baseres på aktiv slamprosesser og utråtning. Noen viktige driftsparametrene og driftsforhold som vil være med å bestemme skummingsbildet i renseanlegget er listet opp nedenfor:

- **Innblandingsforholdene i renseanlegget - totalomrøring eller stempelstrøm**
Skumdannelse og / eller slamsvelling er hyppigere forekommende i avløpsrenseanlegg med totalomrøring, d.v.s. i systemer der det ikke vil dannes en KOF gradient gjennom aktiv slam anlegget. Stempelstrømsystemer eller systemer med en kontaktzone i innløpet legger forholdene til rette for at løst organisk stoff trenger inn i slamflokkene noe som betyr ”mat til alle” bakteriene. Nocardialiknende bakterier får derved ingen fortrinn.
- **Slambelastning / slamalder**
Høy slamalder vil kunne resultere i fremvekst av bakterier som kan gi slamsvelling og skumdannelse. Skumproduserende nocardialiknende bakterier vokser sent og vil i systemer med lav belastning (høy slamalder) ha fortrinn fremfor hurtigvoksende flokkdannere. Det er viktig å ha full kontroll med forhold som kan forstyrre slambelastningen i anlegg med en eller annen variant av stempelstrømningsmønster. Slike forstyrrende forhold kan være:
 1. Endringer i strømningshastigheten i innløpssonen. En lav hastighet er forenlig med etablering av en KOF-gradient over aktiv slam systemet.
 2. Endringer i slamkonsentrasjonen. En lav slamkonsentrasjon er forenlig med etablering av en KOF-gradient over aktiv slam systemet.
 3. Overflatelufting ”medfører totalomblending” og er vist å være mer skumdannende enn lufting ved dispergert lufting.
 4. Endringer i temperaturen i innløpsvannet. Høy temperatur kan forårsake dårlig sammenblanding mellom avløpsstrøm og aktiv slam
 5. Store variasjoner på kvaliteten i avløpsvannet som skal behandles. Her vil et utjevningssystem være det normale tiltak for å dempe virkningen av slike variasjoner.
 6. Mengde returslam (RAS). Returslamstrømmen fortynner konsentrasjonen av organisk stoff i innløpet og påvirker gjennom det muligheten for å danne en KOF-gradient gjennom aktiv slam-anlegget.
- **Oksygennivå og luftesystem**
Plassering av luftere vil kunne innvirke på skummingsbildet.
- **Bruk av anoksiske og anaerobe selektorer.**
Eksposering av aktiv slamet for enten anoksiske miljø eller anaerobt miljø er benyttet som tiltak for å begrense skumdannelse. Stort sett vil nocardialiknende bakterier ikke tåle et anaerobt miljø og derfor tape i konkurransen mot de flokkdannerne som er foretrukket i aktiv slam-anlegg. *Microthrix parvicella* (som primært settes i forbindelse med slamsvelling) tåler imidlertid eksposering for miljøer med minimalt eller totalt fravær av molekylært oksygen.
- **Temperatur**
Dess høyere temperatur dess større er faren for fremvekst av nocardialiknende bakterier som igjen ofte settes i sammenheng med skumdannelse.

Spesielle forhold når det gjelder høybelastede systemer:

HCR-reaktorene på Follum og Treschow Fritzøe er å betrakte som totalomblandede systemer, men med svært høy slambelastning.

Dersom slamkonsentrasjonen i slike reaktor ligger i området $5 - 8 \text{ kg/m}^3$ og BOF_7 i avløpsvannet beregnes til 40% av $\text{KOF}_{\text{total}}$, vil en $Q_{\text{middel}} = 600 \text{ m}^3/\text{time}$ gi en slambelastning på fra 0.8 til 1.4 kg $\text{BOF}_7/\text{kg MLSS} \cdot \text{døgn}$, hvilket er svært høyt. Miljøet bør med andre ord være i favør av flokkdannere i disse anleggene. I hvilken grad oksygenbegrensning kan spille inn som et forstyrrende element i en slik betraktning er imidlertid usikkert.

Erfaringene fra driften av HCR-anlegget på Follum indikerer at skumproblemene oppstår når uttak av overskuddslam reduseres til under et visst nivå. Med andre ord dannes det skum når:

- 1) Slamnivået i ettersedimenteringstanken stiger
- 2) Slambelastningen senkes

Førstnevnte kan forklares ved at en økning i slammets oppholdstid i ettersedimenteringsbassenget fører til høyere grad av cellelysis og frigivelse av proteiner som kan påvirke skumbildet.

Sistnevnte bekrefter i og for seg teorien om at lavere slambelastning fører til endret flora-sammensetning og dermed endret skumbilde i anlegget.

kapittel 11-15

(v/Robert Orr, Hydro FOU-senter)

Kapitlene gir en kort introduksjon til ulike aspekter ved skumbygging og destabilisering av skum.

Skum defineres som luftvolumer separert av væskefilmer.

Det skilles mellom overflateskum og systemer der luftbobler er dispergert i væskesøylen (gasseemulsjoner). Alle skumsystemer er termodynamisk ustabile. Årsaken til at det er mulig å danne skum skyldes etablering av energibarrierer som forhindrer at systemet overføres til lavere energitilstander.

Skum karakteriseres på to måter:

- 1) Evne til å bygge skum = skummingsevne.
- 2) Skummetts stabilitet, d.v.s. hvor fort eller langsomt skumfasen brytes ned.

Overflatespenningen i rene væsker er høyere enn i naturlige systemer, f.eks i avløpsstrømmer som inkluderer fast stoff og overflateaktive forbindelser. Det skal langt mindre energi til for å danne skum når sistnevnte er til stede. Dannelse av små bobler favoriseres.

Både overflateaktive forbindelser og partikler kan være ladet og / eller inneholde hydrofobe og hydrofile deler. Det er disse egenskapene som gjør at de kan stabilisere skum.

Ved væskedrenasje vil overflateaktive forbindelser som bindes til skumboblene forflyttes slik at de reduserer overflatespenningen.

Følgende destabiliseringsmekanismer beskrives i rapporten:

- Drenering av væske mellom boblene
- Ostwald modning
- Filmbrist
- Koalescens (drenasje)

Bobler med identisk ladning eller bobler uten ladning vil frastøte hverandre og gjennom det destabilisere skum.

Skum dannes gjennom overmetning, risting, pisking, bobling eller pumping.

Skumstabilitet kan karakteriseres gjennom hvor fort skummet brytes ned enten ved direkte registrering av endringer i skumhøyden eller ved å måle dreneringsvolumet. Skumstabilitet kan også bestemmes ved å måle direkte på endringer i boblestørrelse, ledningsevne eller trykk.

Rapporten gjennomgår Bikerman metoden som en mye brukt metode for å måle skummingsevne og skumstabilitet.

Skumdempere inkluderer 3 hovedgrupper:

- 1) Skumdempere som baseres på partikler
- 2) Skumdempere som baseres på olje
- 3) Skumdempere som baserer virkningen på overflate aktive forbindelser

Når det gjelder virkningsmekanismer går rapporten i hovedsak inn på først nevnte. Kommersielle produkter er normalt blandinger av 2 eller 3 av disse hovedgruppene

Kapittel 16

(v/Stig Hemstad, Hydro Oleochemicals)

Skumdempere doseres normalt i overskudd.

Erfaringene med behovstyrt skumdempedosering er naturlig nok at forbruket reduseres. Skumnivå brukes som styringsparameter ved dosering. Skumnivået kan måles ved bruk av ekkolodd eller fotoceller / optiske celler.

Skumdempere tilsettes primært for å fjerne overflateskum. Slike skumdempere er oljebasert og danner filmer på overflaten.

En foreslått mekanisme for skumdannelse i treforedlingsindustriens renseanlegg er at proteiner adsorberer upolare substanser som f.eks harpikssyrer. Dette gjør proteinene mer hydrofobe. Når protein-harpiks-kompleksene adsorberes til luftbobler, vil de flyte opp til overflaten og tilkjenne seg som et stabilt skum.

Modellsystemer gir gode muligheter for å studere årsaker til skumming og hvordan ulike skumdempere virker.

For å lage gode modellsystemer er det viktig å ha god kunnskap om avløpsfasen og aktiv slam fasen og følgende analyser vil bidra med viktig informasjon:

- Saltinnhold (ledningsevne)
- Innhold av kalsium og andre divalente kationer
- pH
- Suspendert stoff
- Organisk stoff – det kan være viktig med en fraksjonering av organisk stoff i proteiner, cellulose, sukkerfraksjon, lignin, harpikssyrer
- Temperatur

1. Bakgrunn

Norsk Hydro ASA er i dag gjennom Industrial Chemical Division og forskningsområdet HydroCare, en hovedaktør for leveranse av kjemikalier til ulike industriprosesser, bl.a. renseanlegg i norsk treforedling. Bl.a. med bakgrunn i sist nevnte er de medlemmer i en teknologiring innen norsk treforedling, som omfatter de fleste store treforedlingsbedrifter i Norge.

Teknologiringen har i den senere tid fokusert på skummings- og avlufterproblemer i forbindelse med drift av biologiske renseanlegg, og ønsker i den forbindelse og komme frem til miljøvennlige løsninger som sikrer stabil og problemfri drift av renseanleggene.

Hydro Oleochemicals, et 100% eiet datterselskap i Norsk Hydro ASA, har startet utvikling av miljøvennlige skumdempere og avluftere basert på bionedbrytbare fornybare råstoffer. Produktene vil bli markedsført mot treforedlingsindustrien gjennom HydroCare.

I dag benyttes mye mineraloljebaserte skumdempere for å redusere skumproblemene. Disse produktene er basert på ikke fornybare ressurser, og er ikke lett biologisk nedbrytbare.

Selv om prosjektet rettes mot treforedlingsindustrien har de aktuelle produktene også potensialer i annen industri med biologiske renseprosesser der det benyttes skumdempere og avluftere som i kommunale renseanlegg og i næringsmiddelindustrien.

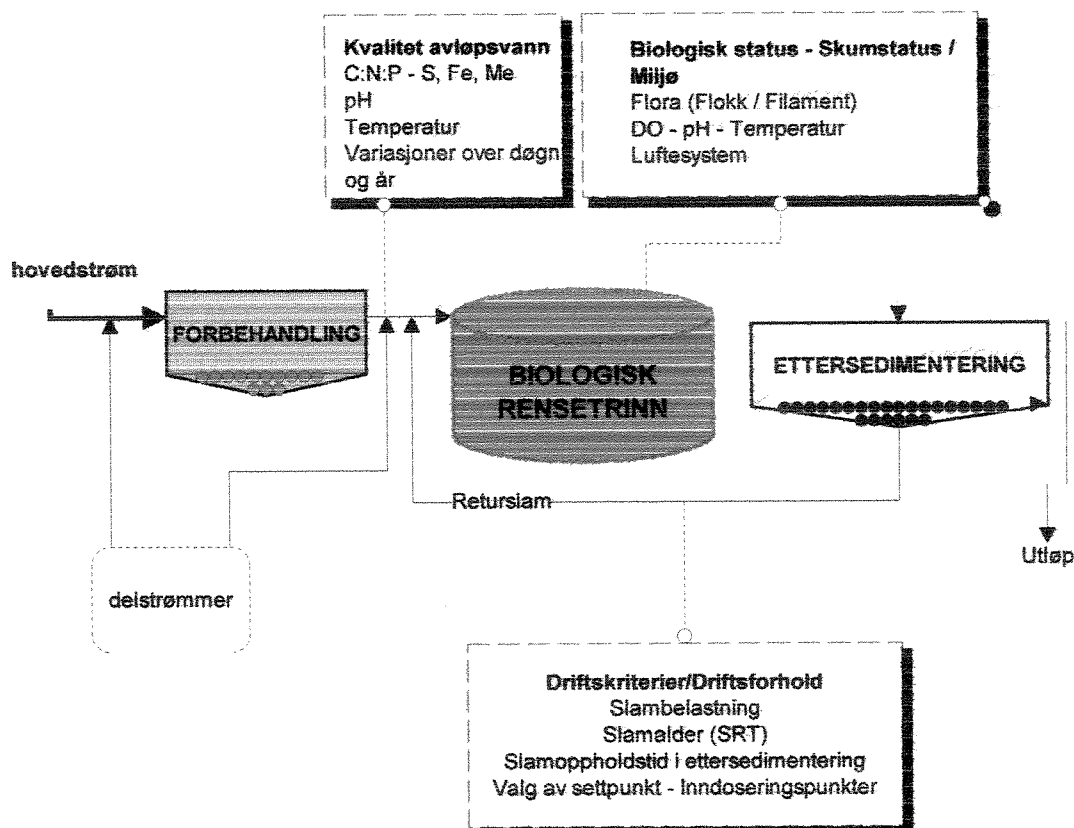
Videre ligger det gode muligheter for eksport i gjennom HydroCare som i Europa også er etablert i Skandinavia, Frankrike, Storbritannia, BeNeLux-landene og Tyskland med salg av kjemikalier for avløpsrensing.

2. Innledning

Skumming i avløpsrenseanlegg er et sammensatt problem. Svært mye av dagens kunnskap om årsaksforhold er hentet fra forskning og erfaringer fra konvensjonelle avløpsrenseanlegg, der skumming og slamsvelling ofte ses under ett. Det finnes langt mindre informasjon om skumming i treforedlingsindustriens renseanlegg.

I figur 1 under fokuseres det på 3 fagfelt som det er nødvendig å ha kunnskaper om for å forstå hvordan eller hvorfor skum oppstår:

1. Kjemi: Generell kunnskap om ulike stoffgrupper / molekylers egenskaper og kvaliteter i ulike vandige miljøer, og spesielt om deres evner til å forårsake skumming og / eller å stabilisere skum.
2. Mikrobiologi: Kunnskap om bakterier og mikrobielle prosesser generelt samt hva som påvirker florasammensetning og nedbrytningsprosesser i aktiv slam-anlegg og utråtningsanlegg.
3. Avløpsteknikk: Kunnskap om drift av renseanlegg og hvordan driften påvirker renseeffekt, slamkvalitet, slamproduksjon og skummingsforhold.



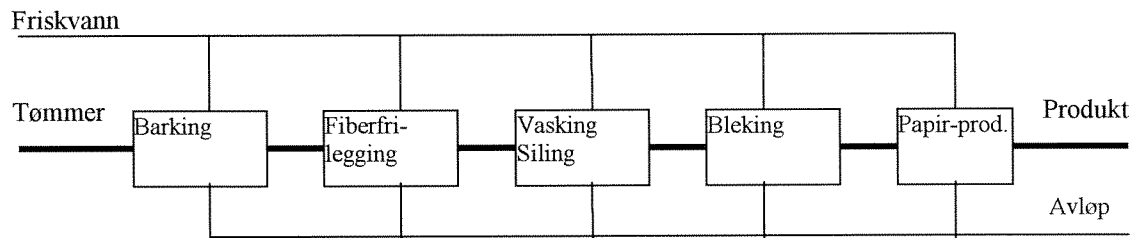
Figur 1. Skjematisk fremstilling av avløpsvann- og slamstrømmer i et konvensjonelt biologisk renseanlegg.

3. Prosess- og avløpsvannsstrømmer i treforedlingsindustrien

3.1 Prosess- og avløpsvann i treforedlingsindustrien

Alle prosesser som omformer ved til treforedlingsprodukter har det til felles at de involverer bruk av store vannmengder, både under *fiberfrileggingen* og i den fabrikkinterne transporten av fiber.

I figur 2 under vises de vannforbrukende prosesser i papirfremstillingen.



Figur 2. Vannforbrukende papirfremstillingsprosesser i treforedlingsindustrien.

3.2 Generelt om forurensning fra treforedlingsindustrien

Forurensningen til vann fra treforedlingsindustrien vil kunne inkluderes i en av følgende hovedfraksjoner:

- Løste partikler (fibre, fiberfragmenter og fyllstoff)
- Løste uorganiske forbindelser.
- Løste organiske forbindelser som:
 - lignin
 - karbohydrater
 - fettsyrer
 - ekstraktivstoffer

Disse forbindelsene kan stamme fra selve virket, fra tilsatskjemikalier eller være produkter og mellomprodukter i kjemiske og / eller biokjemiske prosesser under fremstillingen.

Forhold som påvirker mengden løst materiale i prosess- og avløpsstrømmer er:

- Effektiviteten av massevasken
- Graden av prosesslukking
- Vedtype
- Masseframstillingsmetode
- Kvalitetskrav til papiret (bruk av tilsetningsstoff)

4. Vedens kjemiske komponenter

Trevirke består i alt vesentlig av organiske forbindelser, hovedsakelig cellulose, hemicellulose, lignin og ekstraktivstoffer/harpiks. Under fremstillingsprosessen vil en del av disse stoffene frigjøres eller nedbrytes.

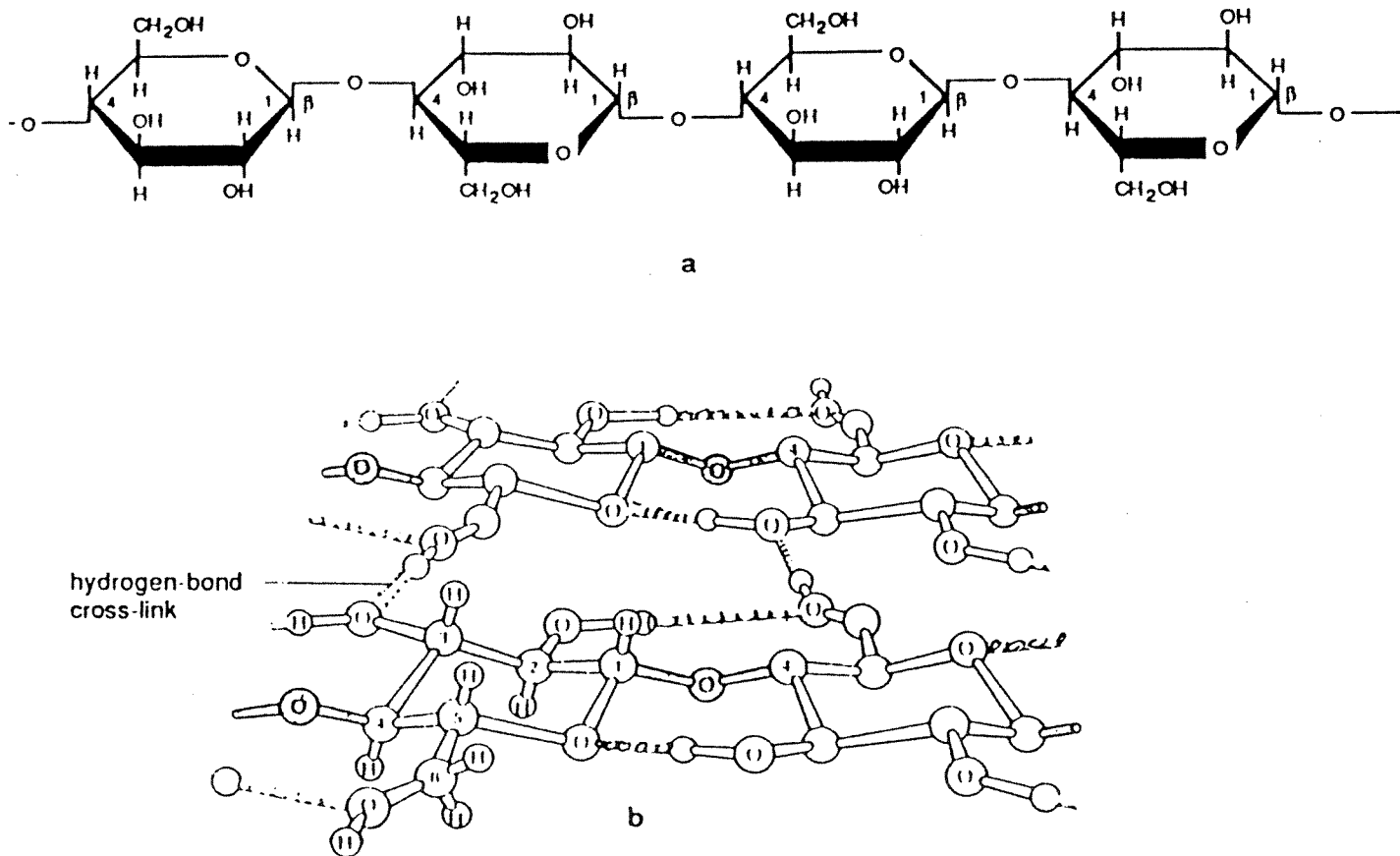
Tabell 1 gir en oversikt over de kjemiske hovedbestanddelene i barved og løvved. En nærmere beskrivelse av disse bestanddelene er gitt i det følgende, sammen med en vurdering av forbindelsenes skummingspotensial.

Tabell 1. Kjemiske hovedbestanddeler i barved og løvved.

Vedtype	Innhold [%] av ulike stoffgrupper			
	Cellulose	Hemicellulose	Lignin	Ekstraktivstoff
Barved	42	27 - 30	28	3 (Gran: 1 - 2, Furu: 2 -5)
Løvved	41 - 44	33 - 38	20	2-3

4.1 Cellulose.

Cellulose er hovedbestanddelen i både barved og løvved med 40 - 44% (av TS). Cellulose er en lineær polymer som består av glukosemonomere; 3 000 – 10 000 glukoseenheter i kjeden (figur 3).



Figur 3. Byggesteiner og kjemisk binding cellulose

Det mest karakteristiske trekk ved cellulose er dens mangel på reaktivitet. Cellulose er uløselig i vann og i de aller fleste andre løsningsmidler. I fibre foreligger cellulose i krystallinsk form.

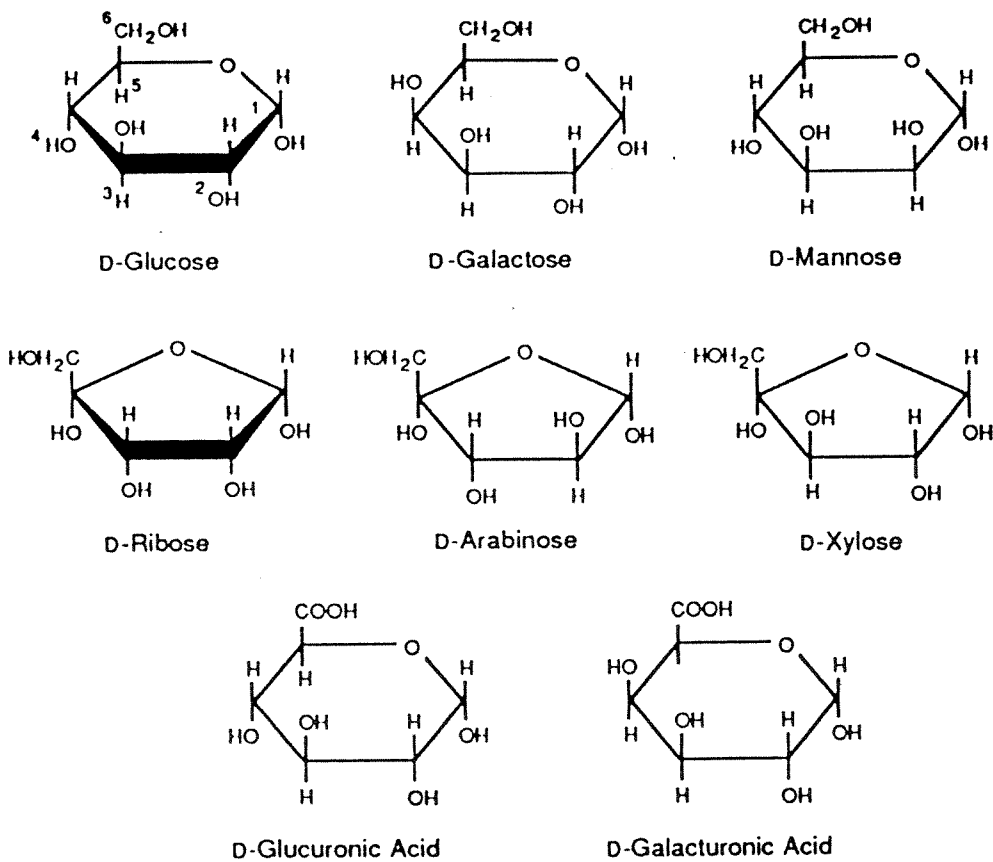
4.1.1 Anslått skummingspotensial i cellulose

Siden cellulose er krystallinsk, vil den hovedsakelig foreligge som fiber og fiberfragmenter i avløpet. Den antas derfor å ha lite innvirkning på skumdannelse, men kan muligens virke som en skumstabiliserende faktor.

4.2 Hemicellulose

Hemicellulosen er bygget opp av ulike sukkermonomere; mannose, glukose og galaktose (heksoser) samt xylose og arabinose (pentoser). I tillegg finnes de to uronsyrene galakturonsyre og glukuronsyre.

Molekylene er heteroglukaner (eks. glukomannan, galaktoglukomannan, glukuronoxylan), mange er metylert eller acetylert, og noen er forgrenede (figur 4).



Figur 4. Eksempler på hemicellulosemolekyler

Polymerisasjonsgraden varierer og det vanlige er at en hemicelluloseenhet (polymer) inneholder fra 70 til 250 molekyler.

Hemicellulosen er amorf (ikke-krystallinsk) og er vannløselig hvis den isoleres fra fiberen. Hemicellulose reagerer lett med syre og alkali og vil reagere raskere med kokevæske og

blekekjemikalier enn cellulose. Dette fører også til en viss nedbryting av hemicellulose i disse prosessene.

Som vist i tabell 1 er innholdet av hemicellulose generelt høyere i løvtrær enn i bartrær. Også sammensetningen varierer fra vedslag til vedslag. Glukomannan er den viktigste hemicellulosekomponenten i barved, mens xylaner dominerer i løvved (tabell 2).

Xylaner utgjør rundt 90% av bjørkens hemicellulose og ca 1/3 av total mengde hemicellulose i gran. Xylan er bygget opp av rette kjeder av xylose. I gran er xylankjeden forsynt med arabinose-furanose-sidekjeder og methyl-glucuronsyre sidegrupper. Polymerisasjonsgraden er ca 130. I bjørk finnes ingen arabinose-sidekjeder.

Galaktaner er en betegnelse på hemicellulose typer av heterogen karakter og representerer bare fra 2-10% av tilstedeværende hemicellulose. De hører imidlertid med til den lettest løselige delen av hemicellulosefraksjonen.

Tabell 2. Hemicellulose-innholdet i ulike vedtyper

Vedtype	Innhold [%] av ulike hemicelluloseforbindelser			Total
	Glukomannan	Glukurono- (arabino)-xylan	Galaktan, etc.	
Gran	19	10	3	32
Furu	17	11	3	31
Bjork	3	35	1	39
Poppel	7	23	0	30

4.2.1 Anslått skummingspotensial i hemicellulose

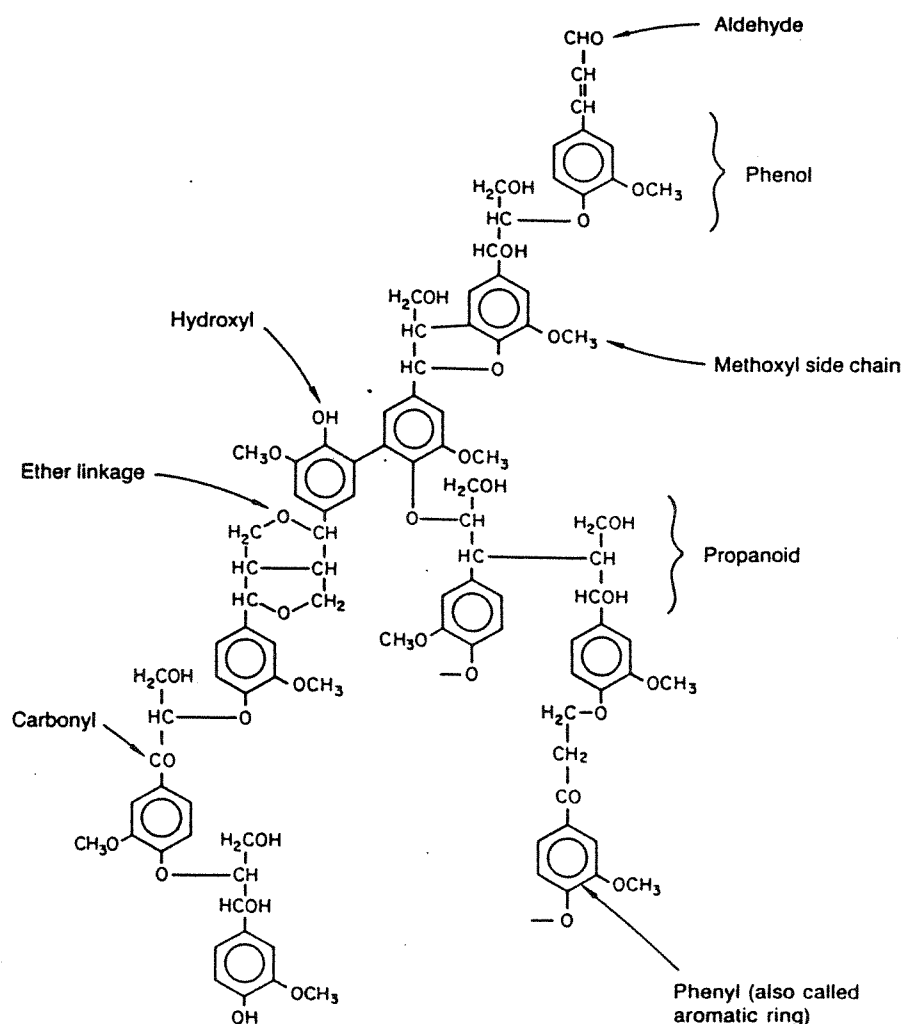
Hemicellulosen vil løses ut og brytes ned i produksjonsprosessen til lavmolekylære sukkerarter og uronsyrer. Sukkerartene vil kunne fungere som lett tilgjengelige karbonforbindelser for mikroorganismene i renseanlegget.

Mengden vil være med og bestemme C:N:P-forholdet i avløpet, som igjen styrer slam-økologien. Ved begrenset tilgang på N og / eller P kan rik tilgang på C bidra til å gi dominans av filamentære mikroorganismer eller til øket polymerproduksjon (ekstracellulære eller intracellulære karbohydrater eller poly-laktanoater) i ellers flokkdannende mikrober, og derved fremme slamsvelling og skumdannelse. Hydrofobe polymere vil kunne fremme skumming direkte, mens karbohydrater avsatt i ekstracellulære kapper, kan være med å gi slammet et slimaktig preg og forårsake slamflukt. Utskilte karbohydrater vil normalt være lett omsettelige, og vil som sådan ikke forventes å bidra direkte til skumming i anlegget.

Det kan være en sammenheng mellom uronsyrer og skumming. Spesielt løvved har et høyt innhold av hemicelluloser generelt og av glukurono-xylan spesielt.

4.3 Lignin

Lignin er en amorf, hydrofob polymer av mer eller mindre oksiderte methoksyholdige fenylpropan-enheter bundet sammen med eterbindinger og C-C-bindinger i en komplisert, tredimensjonal struktur (figur 5).



Figur 5. Et skjematisk ligninmolekyl viser dominerende enheter.

Lignininnholdet er høyere i barved enn i løvved. Lignin fra løvved er også litt forskjellig fra barved-lignin; 80% av den lignin som finnes i løvved er relativt lav-molekylært, mens dette forholdet er praktisk talt omvendt for barved. Lignin reagerer ulikt i ulike sammenhenger.

Ved kjemisk massefremstilling gjøres ligninet hydrofilt (vannløslig) og brytes ned ved hjelp av kjemikalier.

4.3.1 Anslått skummingspotensial i ligniner

Kanskje spesielt på grunn av sin hydrofobe karakter kan naturlig lignin tenkes å bidra til skumdannelse, bl.a. ved å endre overflatespenningen i ulike vannkvaliteter.

4.4 Ekstraktivstoffer

Ekstraktivstoffer utgjør 1 - 5% av de kjemiske bestanddelene i ved. Ekstraktivstoffene kan enkelt defineres som de komponenter i trevirket som er ekstraherbare med organiske løsemidler. Løsligheten er avhengig av løsemiddel (f.eks. aceton, benzen, etanol, DKM, MTBE eller blandinger av disse).

Ekstraktivene finnes i alle deler av veden, men mest i harpikskanaler og parenkymceller. Mengden varierer med vedslag, voksested og sesong; 1 - 2% i gran, 2 - 5% i furu og 2 - 4% i bjørk.

Ofte benevnes ekstraktivstoffene harpiks (resin). Harpiks er imidlertid ikke en streng kjemisk betegnelse, men snarere en fysisk tilstand. En oversikt over de viktigste gruppene av ekstraktivstoffer er gitt i tabell 3.

Ekstraktivstoffene løses i stor grad ut i foredlingsprosessene. Tabell 4 viser sammensetning av ekstraktivstoffer i avløpsvann fra TMP-produksjon med osp og gran som råstoff. Det fremgår at bruk av osp som råstoff gir et mye høyere innhold av ekstraktivstoffer enn gran. Spesielt er innholdet av C₁₆ og C₁₈ fettsyrer mye høyere i osp enn i gran.

Tabell 3. Ekstraktivstoffer og deres forekomst.

Komponent	Oppbygging	Forekomst
Terpener	Bygget opp av isoprenenheter	<ul style="list-style-type: none"> Seskviterpener (3 isoprenenheter); finnes i noen typer løvved Diterpener (4 enheter); harpikssyrer – finnes nesten utelukkende i barved. Dehydroabietinsyre (DHAA) er et ekstraktivstoff som forekommer i vedbarken og en av de vanligste harpikssyrene i skogindustriens avløpsvann. DHAA er en harpikssyre av abietintype som lett oksideres, omleires til isomer og polymeriseres (Wessman, 1996). Triterpener (6 enheter); herunder mange typer steroler. β-sitosterol er den vanligste i mange treslag, spesielt bartrær (Wessman, 1996). Triterpenoiden betulinol er vanlig forekommende i løvtre, spesielt i bjørkens neversjikt. Polyterpener (>6 enheter); guttaperka (trans-1,4-polyisopren) og kautsjuk (cis-1,4-polyisopren)
Lignaner	Bygd opp av 2 C ₉ -enheter.	Lignaner forekommer i alle plantedeler. Lignanene er fenoliske ekstraktivstoff som utgjør den største enhetlige gruppen av fenoler. Lignanene er semipolare. α -conidendrin er en av de vanligst forekommende lignanene i skogindustriens avløpsvann.
Fenoler		Omfatter lav-molekylære fenoler som p-OH benzosyre, vaniljesyre, syringsyre, ferulsyre, vanillin og syringaldehyd. Noen av disse er antagelig nedbrytings- eller biprodukter fra ligninsyntesen.
Tanniner og Flavanoider	Hydrolyserbare tanniner er estere av gallesyre og monosakkarider.	Tanniner finnes i bark og kjerneved. Flavanoidene er uhydrolyserbare eller kondenserte tanniner, derivert fra flavon.
Fett, voks, fettsyrer		Fettsyrer og triglycider av C ₁₆ , ₁₈ , ₂₀ , ₂₂ , ₂₄ . Mest C ₁₆ og C ₁₈ ; stearinsyre (C _{18:0}), oljesyre (C _{18:1}), linolsyre (C _{18:2}), linolensyre (C _{18:3}), palmitinsyre (C _{16:0}).
Høyere hydrokarboner		Både mettede og umettede hydrokarboner er å finne i veden. De umettede utgjør imidlertid den absolutt største gruppen, hele 88% av total mengde (Jørgensen, 1993)

Tabell 4. Ekstraktivstoffer i avløpsvannet fra TMP-produksjon med osp og gran som råstoff (Magnus, 1998).

Forbindelser	Innhold [mg/l]	
	Osp	Gran
Para-hydroxy-benzosyre	39	-
Ferulsyre	7	
Frie fettsyrer, C ₁₆ og C ₁₈	107	19
Bundne fettsyrer, C ₁₆ og C ₁₈	411	104
Harpikssyrer	-	55
β-sitosterol	14	14
Sum fettsyrer, harpikssyrer og steroler	532	192

4.4.1 Anslått skummingspotensial i ekstraktivstoffer

Ekstraktivstoffene omfatter en lang rekke fettløslige forbindelser som kan tenkes å påvirke skumdannelsen i det biologiske renseanlegget.

Flere av ekstraktivstoffene (harpikssyrer og lignaner) er i tillegg vist å ha toksisk karakter. Siden toksiske forbindelser hevdes å kunne føre til skumdannelse, kan en høy forekomst av toksiske ekstraktivstoffer i avløpet bidra til skumming.

Skumdannelse er også spesifikt blitt knyttet til olje og fett i vannet, og høyt innhold av fettsyrer i avløpsvannet kan i så måte også bidra til skumdannelse.

5. Prosesser i treforedlingsindustrien

I det følgende vil det bli foretatt en gjennomgang av hvordan de ulike prosesstrinnene ved papirframstillingen kan påvirke sammensetningen av avløpsvannet for disse prosessene.

5.1 Barkeanlegg

Tømmer barkes i dag nesten utelukkende på fabrikkene. Maskinell barking vil medføre utløsning av organisk materiale. Ved våtbarking i tromler oppstår et avløp som består av mindre barkpartikler, flisbiter og små partikler av mer kolloidal karakter sammen med store mengder med løste organiske forbindelser.

I laboratorieforsøk med vannekstrakt av bark er det funnet en karbohydratandel på 20 - 30%, mens tanniner er funnet å være hovedkomponenten i barkekstrakter med 50 - 70% (Damhaug, 1976).

Tørrbarking uten oppbløting i vann gir mindre løst organisk materiale og næringsalter (nitrogen og fosfor) i utslipp. Tendensen i industrien er helt klar; man går over til tørrbarking i større og større grad.

Når det gjelder kvaliteten i renseriutslipp, varierer denne mellom ulike renserisystemer og også innen samme renseri over tid. Dette skyldes variasjoner i vannforbruket, mekanisk påvirkning i barketrommelen, variasjoner i virkekkvalitetene og lagringsforhold. Målinger i våte renserisystemer har vist at selv i ett og samme renseri kan utslippet variere med flere 100% fra tidspunkt til tidspunkt (Damhaug, 1976).

5.2 Massefremstilling

Avløpsvannets sammensetning vil ha forskjellig karakter for de ulike masseframstillingsprosessene.

5.2.1 Mekanisk masse

Ved fremstilling av mekaniske masser brukes vanligvis ikke kjemikalier, og vannutslippet inneholder generelt fibre, eller rettere finstoff dannet i defibreringsprosessen. Det løses ut lite organisk materiale (2 - 3% av TS) i disse prosessene. De utløste forbindelsene er vesentlig lavmolekylære karbohydrater som stammer fra hemicellulosen. I mekaniske masser bevares imidlertid nesten alt lignin som finnes i veden.

I følge arbeider fra 70-tallet med hovedvekt på barved-basert masse, er sammensetningen i avløpsvann fra fremstilling av ubleket slipmasse og TMP likeartet. Den utløste delen av veden foreligger i avløpsvannet både i løst og kolloidal form, og selv en del fiber kan forekomme. Av tørrstoffet i avløpsvannet vil typisk mellom 30 og 40% bestå av karbohydrater fra vedens hemicellulose (arabinose, glukose, mannose, galaktose og xylose), ca 20% ligninliknende forbindelser, 10% ekstraktivstoff, 5% uronsyrer og mellom 5 og 25% uorganiske forbindelser (Jansson, 1976 og 78). Som det framgår av tabell 5, vil mengde utløst materiale øke når prosesstemperaturen øker eller når små mengder kjemikalier tilsettes i massefremstillingsprosessen.

Tabell 5. Utslipp ved produksjon av ulike mekaniske masser.

Massetype	Utslipp¹
Slipmasse	20-30 kg KOF/t masse
TMP	30-40 kg KOF/t masse
CTMP	50-80 kg KOF/t masse

¹ Bleking med H₂O₂ – NaOH kan gi tillegg på 20-70 kg KOF/t masse

I et av de få publiserte arbeidene der enkeltkomponentene i prosessvann fra nordisk TMP-produksjon har blitt undersøkt (Alvarado *et al.*, 1989), ble den høymolekylære fraksjonen (molvekt > 1 000) funnet å bestå av hemicellulose (tabell 6). Hverken cellulose eller lignin ble utløst. Ekstraktivstoffer og karbohydrater utgjorde den lavmolekylære fraksjonen. Prosessvannet ble hentet fra wire-partiet i fem ulike papirfabrikker.

Tabell 6 Enkeltkomponenter i prosessvann fra nordisk TMP-produksjon (Alvarado et al., 1989).

Komponent	Konsentrasjon [mg/l]¹
Terpener	2
Aromatiske alkoholer	3
Fettalkoholer	2
Steroler	5
Karbohydrater (inkl. hemicellulose)	980
Mettede fettsyrer	1
Umettede fettsyrer	14
Harpikssyrer	62
Oksiderte harpikssyrer	10
Hydrofile syrer	80
Ukjente hydrofile substanser	30
Triglycerider	42
Sterylestere	25
Stilbener	3
Lignaner	126
Totalt	1385

¹ På grunn av stor spredning blant analyseresultatene, må verdiene sees på som halvkvantitative.

I en finsk rapport (Ekman og Holmbom, 1989) ble de lipofile komponentene i prosessvann fra 3 finske TMP-fabriker analysert (tabell 7). Det ble benyttet prøver fra sileriene. Analysen viser at forestrede fettsyrer var den dominerende lipofile komponenten. I tillegg til de lipofile forbindelsene ble totalkonsentrasjonen av lignaner bestemt.

Tabell 7. Lipofile forbindelser og lignaner i prosessvann fra 3 finske TMP-fabrikker (Ekman og Holmbom, 1989).

Komponent	Konsentrasjon [mg/l]
Frie fettsyrer	1.0
Forestrede fettsyrer	16.4
Frie steroler	0.5
Forestrede steroler	5.5
Harpikssyrer	6.1
Lignaner	85

Lignaner frigjøres fra vedstrukturen tidlig i TMP-prosessen. Hydroxymatairesinol og α -conidendric acid er de vanligste lignanene i ved og avløp (Jørgensen *et al.* 1995). Tabell 8 viser lignankonsentrasjoner i ubehandlede avløp fra 3-TMP-fabrikker (gran). Biologisk behandling fjerner lignanene fullstendig fra avløpet.

Tabell 8. Lignankonsentrasjoner i ubehandlede avløp fra 3-TMP-fabrikker (gran) (Jørgensen, 1995).

Type lignan	Konsentrasjon [mg/l]
α -conidendric acid	20-50
Allohydroxymatairesinol	10-25
Hydroxymatairesinol	6-26
Total	80-160

5.3 Kjemisk masse

Kjemisk masse fremstilles ved å løse ut bindemidlet (lignin) mellom fibre ved sur eller alkalisk kjemikaliebehandling. I de kjemiske massefremstillingsprosessene fjernes nesten alt lignin. Det viktigste av massen er hele fibre.

5.3.1 Sulfat- og sulfitt-masse.

Kokeprosessene fører normalt til at ca 50% av tørrstoffet i veden løses ut. Utslippet inneholder organiske forbindelser og restkjemikalier. Siden all den utløste vedsubstansen er å finne i den brukte kokevæsken, representerer denne en energikilde ved forbrenning. I tillegg er det av økonomiske årsaker interesse å gjenvinne kjemikaliene fra kokeprosessen. Det utvaskede materialet vil derfor normalt inndampes og brennes.

Ved kjemisk massefremstilling vil det også være en del fibermateriale i avløpsvannet. Dette vil imidlertid bestå av større partikler som sedimenterer effektivt. Utvasking og resirkulering av brukt kokevæske er aldri 100% effektiv. Derfor vil avløpsvannet alltid inneholde organiske forbindelser og uorganiske salter. I sulfatprosessen omdannes harpiks og fettstoffer til såpe med overflateaktive egenskaper. Dette forklarer skumdannelsen som oppstår i eller nær disse fabrikkens utslipp av avløpsvann.

5.3.2 Halvkjemisk masse.

Produksjonen av halvkjemisk masse gir vanligvis utbytter på 75-85%. Det benyttes en viss kjemikalieinnsats for delvis mykgjøring av veden før den mekaniske defibreringen, noe som gir noe utløsning av hemicellulose og lignin. Utløst mengde organisk materiale (15-25%) er vesentlig høyere enn ved produksjon av mekaniske masser. Det organiske materialet gir lite energi ved inndamping og brenning, og når kjemikalieinnsatsen liten er det liten gevinst i gjenvinning. Halvkjemisk masseproduksjon resulterer derfor i både fiberutslipp og relativt høye utslipp av løste organiske forbindelser.

5.3.3 Sammenstilling

En sammenstilling av utbytter og løste mengder organisk materiale ved ulike masseframstillingsprosesser er gitt i tabell 9. Som det fremgår av tabellen vil mengde utløst organisk materiale øke med økende kjemisk behandling av massen.

Som diskutert over vil imidlertid de kjemiske prosessene normalt inkludere brenning og kjemikaliegjenvinning, slik at de reelle utslippene fra disse enhetene ikke blir så store som angitte mengder utløst organisk materiale skulle tilsi.

Tabell 9. Utbytter og tap av løst organisk stoff ved ulike massefremstillingsprosesser.

Massetype	Utbytte [%]	Utløst organisk materiale [kg pr. tonn masse]
Slipmasse, gran	98	20
TMP, gran	97	31
CTMP, barved	95	53
CTMP, blekt	90	111
Halvkjemisk	85	176
Halvkjemisk	75	333
Sulfat, løvved	53	887
Sulfat, barved	47	1 128
Sulfitt, barved	50	1 000

Det er grunn til å tro at produksjonen av mekaniske masser vil øke kraftig, med stadig mer omfattende bruk av kjemikalier før raffineringen, mellom raffineringstrinnene og for behandling av silrejekt. Det er ikke utviklet effektive metoder for å ta hånd om utslipp med begrenset innhold av organisk materiale og kjemikalier. Den viktigste utløsningen av organisk materiale skjer i første raffineringstrinn.

5.4 Bleking

Ved bleking av mekaniske masser brukes alltid kjemikalier som ikke løser ut lignin, det viktigste er hydrogenperoksyd (H_2O_2), men det brukes også ditionitt (oftest som $Na_2S_2O_4$). Bruk av peroksid inkluderer normalt lut ($NaOH$) i tillegg. Ingen av blekemetodene resulterer i vesentlig lite utløsning av organiske forbindelser (1 - 3%).

Avløpsvann fra peroksidbleket slipmasse kjennetegnes først og fremst gjennom forekomst av lavmolekylære organiske syrer som eddiksyre og maursyre, samt metanol. Disse tre forbindelsene utgjør omkring 40 - 50% av det organiske tørrstoffet. Andelen av karbohydrater er dessuten lavere og andelen lignin høyere enn i avløpsvann fra ubleket masse. Tilsats av blekekjemikalier fører til at askeinholdet i tørrsubstansen blir høyt, ca 30%. (Jansson, 1978)

En svensk oversikt (Miljøinfo/utsläpp til vatten. 5.1.May 1988) viser utløsning av suspendert stoff (SS), BOF_7 og KOF ved fremstilling av bleket og ubleket masse i svenske TMP-fabrikker (tabell 10). Disse tallene viser at innholdet av organiske forbindelser i avløpsvannet er høyere ved fremstilling av bleket TMP enn ved ubleket TMP.

Tabell 10. Utløsning av suspendert stoff (SS), BOF₇ og KOF ved fremstilling av bleket og ubleket masse i svenske TMP-fabrikker

Masse	SS (kg/tonn)	BOF ₇ (kg/tonn)	KOF (kg/tonn)
Ubleket TMP	20-25	15-25	40-60
Bleket TMP	20-25	30-40	50-120

Ved bleking av kjemiske masser er allerede lignininnholdet meget lavt (1-5% av massen), og blekingen går ut på å løse ut dette slik at lysheten øker. Tidligere var det vanlig å benytte klorholdige kjemikalier og noen av disse, såsom hypokloritt (NaOCl) og klordioksid (ClO₂), er fortsatt i bruk. I tillegg brukes lut. For å unngå dannelse av tungt nedbrytbare organiske klorforbindelser, benyttes nå i økende grad O₂, ozon (O₃) og H₂O₂. Fra blekeriene kommer en del løste organiske forbindelser (ligninfragmenter og karbohydrater).

Harpiksinholdet reduseres ved bleking, f.eks. med peroksyd.

Chelatorer (kompleksdannere) som EDTA (etylen-diamin-tri eddiksyre) og DTPA (di-etylen-triamin-penta-eddiksyre) tilsettes når bleking skjer ved tilsetning av H₂O₂, dette for å fjerne tungmetaller som ellers kan forstyrre oksydasjonsprosessen.

5.5 Papirproduksjon.

Generelt kan sies at avløpsvann fra papirfabrikker inneholder fiber og uorganisk fyllstoff, mens innholdet av løst organisk materiale er lite sammenlignet med avløpsvann fra massefabrikker. Avløpsvannet inneholder imidlertid ofte slimdannende mikroorganismer (Starck, 1976). Bruk av tilsetningsstoffer i papirfremstillingen kan imidlertid bidra til å øke innholdet av organisk materiale i avløpet.

I papirfremstillingen skilles vanligvis mellom prosesskjemikalier og produktkjemikalier.

Prosesskjemikalier skal bidra til å lette selve produksjonsprosessen (tabell 11), mens produktkjemikaliene gir ønskede egenskaper til det produserte papiret (tabell 12).

Flere av prosess- og produktkjemikaliene kan tenkes å ha effekter i forbindelse med skumdannelse og skumstabilitet. Dette gjelder spesielt de mange ulike typene *polymere* forbindelser, såsom forskjellige stivelser, proteiner og latekser, etc. Tilsatte skumdempere vil ha overflateaktive egenskaper, og harpikslim kan ha giftvirkninger i aktiv slam-anlegg karakter. Chelatoren DTPA er toksisk for alger og bakterier selv ved lave konsentrasjoner (Lee *et al.*, 1996), og kan derfor indirekte tenkes å bidra til slamsvelling eller skumdannelse ved å påvirke sammensetningen av floraen i renseanlegget.

Tabell 11. De vanligste prosesskemikalier, og deres oppgave i papirframstillingsprosessene.

Benevnelse	Eksempler	Funksjon
Aluminiumsulfat, $Al_2(SO_4)_3$		Utfelling av løste og kolloidale tilsetningsstoffer
Syrer, alkali		pH-regulering
Avfargingsstoff		Bidra til fargefjerning ved avfarging av trykkipapir
Retensjonsmidler, flokkuleringsmidler	Kationisk stivelse, polyakrylamid, polyetylenoksyd, fenylformaldehyd	Bedre tilbakeholdelse av fibre og fyllstoff; skape flokkulering i fibergjenvinningen
Dreneringsmidler		Bedre vannfjerning ved drenering
”Slimmidler” / biocider	Enzymer, parafinvoks	Motvirke dannelse av slim fra bakterier og sopp i vannsystemet; motvirke mikrobiologisk nedbryting av hjelpestoff
Harpiks- og stickiesmidler		Begrense avsetningen av harpiks, stickies og annet klebrig materiale på maskindeler
Skumdempere		Kontrollere slimforekomst, motvirke luft i massen
Chelatorer	EDTA, DTPA	Brukes ved peroksydbleking for å binde opp tungmetaller. Kan også tilsettes i papiret for å hindre harskningsreaksjoner.
Feltvaskemidler		Rense og kondisjonere pressfilterne
Korrosjonsinhibitorer		Forhindre / redusere korrosjon på maskinutstyr
Vaskemidler		Rengjøre papirmaskinen; wire etc.

Tabell 12. De viktigste produktkjemikalier, og deres tilsiktede effekt på papirprodukter.

Benevnelse	Eksempler	Funksjon i papiret
Fyllstoff / betrykningskjemikalier	Kaolin, spesialpigment, talkum, kalkstein, PCC, TiO ₂ , syntetiske organiske fyllstoff	Senke kostnadene; forbedre optiske- og trykkbarhetsegenskaper; gi glattere og jevnere ark
Dispergeringsmidler	Fortrinnsvis fosfater og polyakrylater	Tilsettes direkte eller sammen med fyllstoff/pigment.
Hydrofoberingsmidler	Harpikslim (harpikssyrer), alkyl keten dimer (AKD)	Redusere og forsinke vannoppsuging i papiret. Kan være stabilisert ved tilsats av proteiner
Våtstyrkemidler	PAE (polyamin epiklorhydrin) – sterkt kationisk	Øke styrken i fuktet papir
Tørrstyrkestoff	CMC, oksidert stivelse, lateks, kolloidalt anionisk materiale	Heve bindingsstyrken (slitestykke etc.)
Overflatelim	Stivelse, methylcellulose, CMC, polyvinylalkohol, latekser, organiske bindemidler	Heve overflatestyrken; glattheten, trykkbarhet, redusere fargeinntrengingen
Fargestoff og fargede pigmenter		Gi papiret den ønskelige fargenyanse
Optiske hvitemidler		Heve den tilsynelatende lyshet
Flammeretardenter		Redusere branntilbøyeligheten

5.6 Inndampingskonsentrater

Inndampingskonsentrater får man ved oppkonsentrering av oppsamlet brukt kokevæske etter vask av massen. I kondensatet etter alkalisk koking vil det i det alt vesentlige være metanol (avspaltet fra lignin hovedsakelig) foruten en god del illeluktende sulfidforbindelser i. Stripping med damp og brenning tar hånd om det meste av dette avfallsproduktet. I de sure prosessene vil eddiksyre dominere i kondensatet i tillegg til metanol.

I biologiske anlegg vil både eddiksyre og metanol omdannes effektivt.

5.7 Sluttkommentar

I dag jobber fabrikkene for å oppnå en økende grad av lukking av vannsystemene. Ved systemlukking vil konsentrasjonene av løste og kolloidale forbindelser i prosessvannet øke, mens utslippet minker.

Når resirkuleringsgraden for prosessvannet øker, medfører dette at temperaturen i prosessvannet stiger og pH synker. Dette kan gi økt nedbryting av utløste karbohydrater i prosessvannet, samtidig som fenoliske komponenter kan kondensere til høyere molvekt.

6. Karakterisering av avløpsvann (i treforedlingsindustrien)

6.1 Mål for totalinnhold av partikler og organisk materiale

I det følgende er gitt en oversikt over målemetoder som benyttes for å bestemme totalinnhold av partikler og organisk materiale i avløpsvann.

6.1.1 Suspendert stoff

Suspendert stoff (SS) er et mål for innhold av partikler ($> ca 1 \mu m$) som er fordelt i vannet. Bestemmes ved filtrering og veiing av tørket filterkaken (Norsk Standard, NS 4733).

6.1.2 Biologisk oksygenforbruk og kjemisk oksygenforbruk

Biologisk oksygenforbruk (BOF_7) er et mål for innhold av nedbrytbart organisk stoff i avløpet. En vannprøve mettes med oksygen og tilsettes en bakterieflora som normalt er hentet fra et kommunalt renseanlegg. Etter syv dager ved $20^\circ C$ bestemmes hvor meget oksygen som er igjen i prøven. Forbruket av oksygen angis enten som mg O_2 pr. liter vann eller som kg O_2 pr. tonn produsert masse eller papir.

Kjemisk oksygenforbruk (KOF), angir oksygenforbruk ved en fullstendig oksidasjon. Alle de organiske forbindelsene i prøven oksideres med dikromat i svovelsyre. (Norsk Standard, NS 4748 / Dr.Lange Test). Mengden av utløst substans uttrykkes vanligvis som den mengde oksygen som er nødvendig for en tilnærmet total kjemisk nedbryting.

Det er naturlig nok en sammenheng mellom målt kg KOF/kg organisk substans og mengden oksygen naturlig til stede i det organiske materialet. Noen standardverdier er vist nedenfor:

- Karbohydrater: ca. 1,1 kg KOF/kg
- Lignin: ca 1,9 kg KOF/kg
- Fett og ekstraktivstoffer: ca. 2,9 kg KOF/kg

En passende middelvei for blandet lignin og karbohydrat kan være 1,5 kg KOF/kg.

6.1.3 Teoretisk oksygenforbruk

Teoretisk oksygenforbruk (TOF), angir mengden oksygen som forbrukes dersom alt oksiderbart materiale i en vannprøve oksideres, f.eks. ved forbrenning i luft eller ved hjelp av kraftige oksydasjonsmidler. For avløpsvann fra treforedlingsindustrien vil KOF-verdiene ligge meget nær dette teoretiske oksygenforbruket.

6.1.4 Totalt organisk karbon

Totalt organisk karbon (TOC), viser hvor meget karbondioksid som dannes ved fullstendig oksidasjon av vannprøven til CO₂ og vann.

6.1.5 Måling på enkeltkomponenter

Tabell 13 gir en oversikt over analysemetoder som kan benyttes for å bestemme innhold av ulike komponenter i avløpsvann fra treforedlingsindustrien.

Tabell 13. Analysemetoder for bestemmelse av enkeltforbindelser eller spesielle stoffgrupper.

Analyseparameter	Metode
Eddiksyre	Ionekromatografi / GC
Maursyre	Ionekromatografi / GC
Ekstraktivstoffer	MTBE-ekstraksjon
Ekstraktivstoffer + ligninlignende stoffer	MTBE-ekstraksjon + UV / VIS
Lignin	Klason: T222, Tappi Test Methods Løselig: UM250, Tappi Useful Methods
Fett- og harpikssyrer – enkeltkomponenter	GC / GC-MS
Frie fettsyrer	GC / GC-MS
Totale fettsyrer (frie + esterbundet)	Hydrolyse + GC / GC-MS
Harpikssyrer – totalnivå	SCAN-T 14:78
Steroler	GC
Lignaner	GC / GC-MS(kvalit.) / GC-FID (kvant.) (Forbehandling, silylering)
Karbohydrater	Orcinol-metode / Ionekromatografi / HPLC
Proteiner	Kjeldahl (total N)
Fenoler	Pentafluorobenzoyl derivater, GC-MS (Dahlman <i>et al.</i> , 1995)
Chelatorer (EDTA, DTPA)	Derivatisering med bor-trifluorid, GC (Dahlman <i>et al.</i> , 1995)
Tørrstoff	NS 4764

7. Mikrobiologi og skum

7.1 Innledning

I aktiv slam-prosessen omdannes nedbrytbart organiske materiale i avløpsstrømmene gjennom mikrobielle prosesser (assimilasjon og mineralisering) til biomasse, CO₂ og vann.

Mikroorganismene i et rensanlegg kan påvirke skummingsforholdene på ulike måter, både gjennom:

- sammensetning av mikrobiell flora.
- produksjon av hydrofobe forbindelser (surfaktanter/polymerer).
- lysing (ødeleggelse / oppsprekking) av celledeterte masse med frigivelse av proteiner.
- at overflateaktive stoffer i avløpsvannet forandrer overflateladninger på cellene.

Aktiv slam-bakterier utgjøres både av flokk-dannende og filamentære mikroorganismer.

Den kjemiske sammensetningen av avløpsstrømmene inn i slamanlegget vil i stor grad påvirke balansen mellom de ulike artene. Stabilt ”brunt” skum er vist å dannes i overflaten av rensanleggenes luftebasseng når den økologiske balansen i det aktive slammet skifter slik at det oppstår en dominans av filamentære arter (så som *Nocardia* spp., *Rhodococcus* spp. og *Microthrix parvicella*).

Skum er imidlertid også observert uten at filamentære arter er påvist. Skumdannende mikroorganismer kan produsere hydrofobe polymerer som både kan redusere overflatespenningen i væskekvaliteter og virke emulgerende. Polymerene kan være proteiner, karbohydrater og lipider. Hydrofobisitet og tilstedeværelse av polysakkarider i de ekstracellulære polymerene synes å spille en viktig rolle for slammets egenskaper.

Det er også funnet en sammenheng mellom uronsyre og skumming. Videre hevdes at toksiske forbindelser kan føre til skumdannelse. Skum kan også skyldes proteiner fra død biomasse i rensanlegget. Skumdannelse er videre blitt knyttet til tilstedeværelse av olje og fett i vannet og til anioniske tensider.

Endringer i slam-økologien synes å være relatert til minst to substratfaktorer; 1) tilstedeværelse av lipider og 2) et kritisk, men foreløpig utilfredsstillende definert C:N:P-forhold. I forbindelse med slamsvelling vet man at mangel på næringssalter og sporstoffer kan medføre dominans av filamentære mikroorganismer. Det bemerkes også at polymerproduksjon gjerne fremmes ved næringsbegrensning, spesielt nitrogen og fosfor.

Tilstedeværelse av overflateaktive forbindelser vil bidra til å senke overflatespenningen og danne overflatespenningsgradienter som kan bidra til skumdannelse. Videre kan skum stabiliseres av ulike kjemikalier som f.eks. surfaktanter, av partikler eller ved dannelse av strukturerte filmer.

7.2 Ulike typer slamproblemer

Tabell 14 gir en oversikt over årsaks- og virkningsforhold ved ulike problemstillinger som knyttes til slamkvaliteten i aktiv slam-anlegg.

Tabell 14. Årsaker og virkninger ved separasjonsproblemer i aktiv slam anlegg.

Problemstilling	Årsak	Virkning
Spredt vekst	Mikroorganismene danner ikke flokker, men er spredt	Blakket avløp Fravær av sedimentasjon
Slim eller geldannelse	Mikroorganismene foreligger i store mengder ekstracellulært slim (slim utenpå bakteriecellene)	Redusert sedimentering. Slamflukt. Viskøst skum
Nålflokker (engelsk pin floc)	Små og tette men svake flokker med varierende sedimenterbarhet	Lav slam volum indeks (SVI) Blakket avløp
Slamsvelling	Filamentøse mikroorganismer vokser ut av flokkene og påvirker sedimenteringen	Høy SVI Klar supernatant
Flyteslam	Denitrifikasjon i ettersedimenteringsbassenget produserer N ₂ som løses dårlig i vannfasen. Gassen hefter til flokkene å flotteser disse til overflaten	Det dannes et skum av aktivslam i ettersedimenteringsbassengene
Skum	Forårsaket av ikke nedbrytbare overflateaktive forbindelser og / eller tilstedeværelse av <i>Nocardia</i> sp. og noen ganger <i>Microthrix parvicella</i> eller type1863	Skummet transporterer store deler av aktivslammet til overflaten. Skum som akkumulerer kan danne lukt. Suspendert stoff kan flyte over i utløpet og derfra ut i selve renseanleggsområdet

7.2.1 Slim eller geldannelse

Slim og geldannelse er også kalt viskøs svelling (Hale and Garver, 1983) og av Eikelboom og van Buijsen (1981) som "zooglea-svelling" (*Zooglea* spp. er den idealiserte aktiv slam-bakterien). Denne svellingsformen er forårsaket av at det dannes for mye av det ekstracellulære materialet som normalt bidrar til flokkuleringen. I store mengder blir denne ekstracellulære massen vannavstøtende, noe som igjen fører til dårlig(e) flokkdannelse og sedimenterings-egenskaper. "Vanlig" aktivt slam inneholder 15 - 20 % karbohydrater, mens i slam med viskøs svelling kan karbohydratandelen komme opp i 25 - 60 % (av tørrstoffet i biomassen). Dette ekstracellulære materialet kan påvises ved farging med Indian ink eller Nigrosin og undersøkelse i mikroskop.

7.2.2 Svelling

Ved slamsvelling er det for mye makrostruktur i slammet og spesielt fremtredende er det høye innholdet av filamentære mikroorganismer. De vokser ut av og danner broer mellom flokkene som ofte får en løs konsistens. Det anmerkes at ulike mikroorganismer kan gi ulike flokkkvaliteter.

7.2.3 Skumming forårsaket av mikroorganismer

Skumproblemer i aktiv slam anlegg har ofte blitt knyttet til *Nocardia* spp. og *Microthrix parvicella*. Begge organismene har hydrofobe overflater med dårlig fuktbarhet. Når de foreligger i tilstrekkelige mengder bindes de til luftbobler og flyter opp. Det dannes et tykt sjokoladebrunt og stabilt skum.

Et lignende skum kan produseres ved denitrifikasjon i ettersedimenteringsbassenget. Her blir nitrat brukt som terminal elektronakseptor (oksygenkilde) for fakultative aktivslam bakterier i slammet på bunnen der konsentrasjonen av oppløst molekylært oksygen (DO) er lavt. Nitrat blir omdannet til lite løselig nitrogen-gass. De små nitrogenboblene som dannes holdes inne i flokkene som løftes til overflaten som flyteslam. Flyteskum kan være mer alvorlig hvis det denitrifiserende slammet domineres av filamentære mikroorganismer.

Skum dannet i forbindelse med oppvekst av *Nocardia* spp. og *Microthrix parvicella* er karakterisert ved

1. store, sterke bobler i luftebassenget.
2. høyere konsentrasjon av organismene i skummet enn i væskefasen.

Denitrifikasjonsskum er karakterisert ved

1. små nitrogen bobler i klaringsbasseng.
2. ingen store konsentrasjonsforskjeller mellom filamentære mikroorganismer i skummet og i væskefasen.

7.3 Proteiner og skum

Over halvparten av mikroorganismene består av proteiner. En del proteiner skilles ut aktivt eller passivt ved at cellene går i oppløsning (lysis). Skumming er sterkt påvirket av at proteiner adsorberer til gass:vann - interfasen. Siden proteiner adsorberer til interfasen ved lave konsentrasjoner, vil små mengder proteiner påvirke skummingen.

Saltkonsentrasjonen påvirker løseligheten av proteiner. Løseligheten av proteiner øker ved lavt saltinnhold noe som fører til øket skumstabilitet.

Proteiner har lavest løselighet og størst skummingskapasitet ved det isoelektriske punktet. Skummingsegenskapene til proteiner er derfor pH avhengig (Uraize and Narsimhan, 1990).

7.4 Mikroorganismer i aktivslam-anlegg

I forbindelse med skumningsproblematikk i aktiv slam-anlegg er det forholdet mellom type(r) mikroorganismer og skum som oftest fokuseres. Både svelling og skumdannelse er blitt knyttet til filamentære bakterier. Tidligere ble det hevdet at en enkelt art, *Nocardia amarae*, nærmest var eneansvarlig for skumming, men senere studier har vist at flere mikroorganismer er involvert. I Storbritannia er det rapportert at de mest vanlige skumrelaterte artene er *Microthrix parvicella* og *Nostocoida limicola*. *N. limicola* er en typisk langsomtvoksende filamentær bakterie. Mange hevder at *N. limicola* ikke er knyttet til skum, mens andre har isolert skum hvor *N. limicola* har vært den dominerende art og ingen av de andre kjente skumdannerne var til stede. Dette skummet var imidlertid ikke så stabilt som nocardia-skum. Det synes å være en kjerne av arter knyttet til skumming, men med ulik rangering i ulike land. Kjente arter er *M. parvicella* og *N. limicola*, Type 0041, Type 0675, Type 0092 og Type 080. Som det fremgår har mange av dem foreløpig bare et Type-nr. knyttet til seg.

Det er i den senere tid foretatt en omklassifisering av f. eks. *Nocardia amarae* til slekten *Gordona* som *Gordona amare*. *Nocardia pinensis* trenger også omklassifisering. Det er derfor klart at andre aktinomyceiter enn *Nocardia* spp. er involvert. Mikroorganismer som *Nocardia rhodochrous* eller nocardia-lignende aktinomyceiter inneholder slekter som *Gordona*, *Rhodococcus* og *Tsukamurella*.

7.4.1 Nocardia-skum

To betingelser må være fylt for å få dannet nocardia-skum, den ene betingelsen utgjøres av de faktorer som gir vekst av *Nocardia* spp. og den andre betingelsen utgjøres av de faktorer som gir skumming. Selv om de er beslektet kan den første betingelsen betegnes som mikrobiologisk, mens den andre er mer fysisk / kjemisk.

Nocardia spp. har hydrofobe cellevegger p.g.a. at det er avsatt langkjedete mycolinsyrer på overflaten. Vokser de i stort antall vil de gjøre flokkene hydrofobe nok til at disse kan bindes til luftboblene i luftebassengene og dermed bli med til overflaten. Ved overflaten vil skummet

dreneres og bli mer konsentrert med hensyn på SS og innhold av *Nocardia* spp. enn i væskefasen. SS konsentrasjoner i nocardia-skum på opptil 4-6 % har vært påvist i aktiv slam anlegg (Pitt and Jenkins, 1990).

Tilstedeværelse av surfaktanter vil kunne øke mengden av og stabiliteten i skum. Akutt produksjon av skum (i løpet av få timer) kan ofte forklares ved plutselig tilførsel av surfaktanter i anlegget.

Nocardia spp. kan vokse på en rekke ulike substrater som f.eks fettsyrer, polysakkarider, proteiner, aromatiske forbindelser eller saprofyttisk på dødt cellemateriale. Celleutbytter ved vekst av *Nocardia* er dokumentert å være proporsjonalt med substratkonsentrasjonen over et område fra bare noen få mg/l til 15 000 mg/l (Segerer, 1984).

7.5 Selektorer

For å unngå problemer med slamsvelling kan såkalte selektorer brukes (nærmere omtalt i kapittel 8). Slike installasjoner er også foreslått for å unngå skumproblemer, men det er begrenset med data fra slike anlegg. En fransk undersøkelse viste at selektorer bare var et moderat tiltak for å kontrollere skumdannelse. En foreløpig vurdering i England (1996) viste at utforming av selektoren er viktig på grunn av det miljøet de to artene *M. parvicella* og *Nocardia* spp. vokser under. Den første vokser godt under anoksiske og endatil anaerobe forhold, mens den siste krever aerobt miljø. Både *slamalder* og *fordelingen av luftboblene* er vist å ha betydning for utvikling av ulike mikroorganismer og derved også for skumdannelse.

7.6 Mikrobielle metabolitter

Mikroorganismer produserer en rekke sekundærprodukter (metabolitter) som påvirker skummingsforhold. *Nocardia amarae* produserer cellebundne biosurfaktanter, mens *Rhodococcus rubra*, som er kjent for å lage skum, lager et ekstraherbart overflateaktivt materiale hvis sammensetning ligner ekstra-cellulære polymerer som er ekstrahert fra skummende aktivt slam.

Det er tidligere funnet en sammenheng mellom uronsyre og skumming. Anlegg med skummingsproblem hadde høyere innhold av uronsyre enn de uten. Hydrofobisitet og polysakkaridene i de ekstracellulære polymerene synes å spille en rolle for slammets egenskaper. Det er vist at temperatur og årstider kan påvirke sammensetning av polymermaterialet og så influere på skumdannelse.

Det er også mistanke om at toksiske forbindelser kan føre til skumdannelse.

Analyse av skumfasen kan gi en pekepinn på hvilke overflateaktive stoffer som er tilstede. En undersøkelse for å finne ut av hvor lett det bygges skum i innløpsvann og utløpsvann i renseanlegget, vil kunne avgjøre om de(n) overflateaktive komponenten(e) dannes i renseanlegget eller ikke. Det er framsatt teorier om at skummet skyldes proteiner fra nedbrutt biomasse (aktiv slammet) i renseanlegget. I laboratorieforsøk kan en del av mikrobefloraen

separeres ut og denne delen hydrolyseres slik at cellenes proteininnhold denatureres. Denne "denaturerte mikrobefloraen" settes tilbake til reaktoren, og effekten på skummingen måles. Man kan derved kvantifisere hvor stor del av mikrobefloraen som må autolyseres før man får skumningsproblemer. Er skummingen knyttet opp til proteiner i bulkløsningen, kan proteinkonsentrasjonen måles og næringsstoffer tilsettes slik at autolyse hindres og proteinkonsentrasjonen holdes under en kritisk grense. Er skummingen knyttet opp til andre kvantifiserbare stoffer som skyldes autolyse kan samme resonnement benyttes.

Renseanleggene innen treforedlingsindustrien har mye høyere belastning enn vanlige aktiv slam-anlegg. Karakteristiske trekk ved mikrobefloraen synes også å være forskjellig i de ulike anleggene. Mikrobefloraen kan karakteriseres i skummet og i renseanlegg med og uten skumproblemer.

7.7 Effekt av skumdempere på oksygenoverføringen

De fleste skumdempingsprodukter har en effekt på overføringshastigheten av oksygen fra luft til vannfasen (Ghildyal et. al., 1988). Denne effekten vil kunne senke eller øke overføringshastigheten. Valg av skumdemper er derfor viktig. Tabell 15 beskriver kort mulige måter som skumdempere kan tenkes å påvirke oksygenoverføringen på.

Tabell 15. Skumdempere og oksygenoverføring.

Egenskaper ved skumdempere	
Typer som gir øket oksygenoverføring	Typer som gir senket oksygenoverføring
Erstatning av <i>barriere</i> med gjennomtrengelig silikon monolag	Etablering av barriere for gass diffusjon over interfasen
Stimulere fjerning av oksygenfattig luft i skummet / fjerning av brukt luft i skummet	redusere effektiv kontaktflate mellom mikroorganismene og lufta
Øke diffusjonen av gasser i vannet	Senke kontakttiden mellom gassbobler (luft) og vannet
Øke grenseflatearealet	Stimulere dannelse av store bobler med redusert overflate / volum forhold (A/V)
	Øke motstanden i gass:vann-grenseflaten, på grunn av overflateaktive skumdempere

Det finnes eksempler på at skumdempere har senket oksygenoverføringshastigheten ved fermenteringsprosesser med 12-50 %. På motsatt side er det vist at skumdempingsprodukter

(f.eks. silikonforbindelser og soyaoljer) også har øket oksygenoverføringshastigheten (Rols og Goma, 1991).

7.8 Skumdempingsprodukter

Skumdempingsprodukter vil kunne ha både en positiv og negativ innvirkning på den mikrobielle vekst (Wardar-Sukan 1992). Den umiddelbare innvirkningen av skumdempingsprodukter på mikrobefloraen kan studeres ved bruk av oksygenceller, hvor reduksjon i konsentrasjon av løst oksygen kan måles i løpet av kort tid. Slike studier vil indikere toksisiteten til skumdempingsmidlet målt i den eksisterende mikrobefloraen.

Når man tilsetter skumdempingsprodukter til reaktorer med biomasseresirkulering, vil det kunne etableres en flora som er i stand til å degradere skumdempingsmidlet. Hvor raskt en slik flora etablerer seg, er viktig for å avgjøre hvor ofte man må belage seg på å skifte mellom ulike skumdempingsprodukter.

8. Skummingsproblemer i aktivslam-anlegg

Utbredelse - betydning av valgt renseprosess / valgte driftskriterier - mulige tiltak

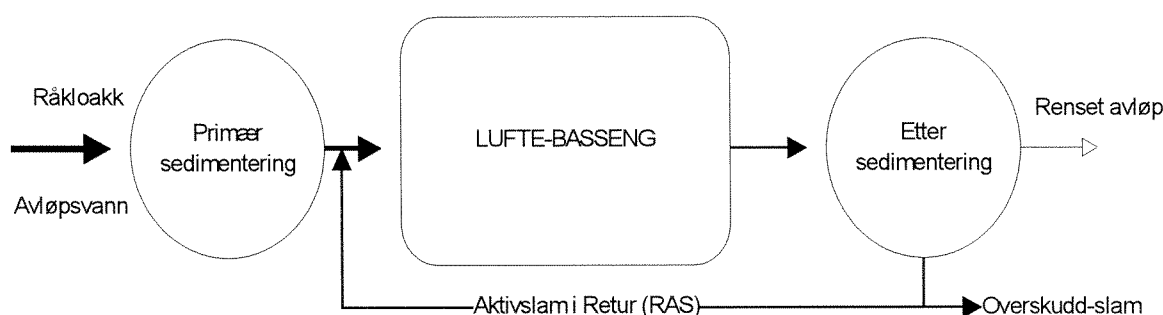
8.1 Aktiv slam-prosessen

Bakterier og sopp vil ved tilgang på molekylært oksygen (O_2) omsette organiske forbindelser til CO_2 , vann og celledmasse. Dersom forholdene legges til rette for det kan denne nedbrytningen foregå i avgrensede basseng, og celledmassen som etter hvert vil vokse i klumper eller fnokker kan holdes igjen i systemet f.eks ved sedimentasjon i egne sedimentasjonsbasseng.

Systemene kan tilrettelegges for kontinuerlig behandling av avløpsstrømmer som f.eks kloakk og prosessvann fra industri. Når luft tilføres kontrollert til systemet enten via diffusorer / membraner (gjennombløsing) eller mekanisk (overflateluftere) har vi et aktiv slam-system.

8.1.1 Det konvensjonelle aktiv slam-systemet

I det konvensjonelle aktiv slam-systemet ledes avløpsstrømmen inn i et luftebasseng etter at tyngre partikler er fjernet i et forbehandlingstrinn. Forbehandlingstrinnet kan inkludere en rist eller sil, et sandfang som kan være luftet og normalt også et primært sedimentasjonsbasseng. For å holde en viss mengde med bakterier tilbake i anlegget resirkuleres slam gjerne i etterkant av et sedimenteringstrinn.



Figur 6. Konvensjonelt aktiv slam-system

Aktiv slam-anlegget som er skissert i figur 6 inkluderer følgende enheter (prosesser).

1. **Luftebassenget**

Det er i luftebassenget at den aerobe omdanningen av organiske forbindelser finner sted. Avløpsvannet som bl.a. inneholder organiske forbindelser og næringssalter blandes sammen med aktiv slammet som pumpes i retur fra ettersedimenteringsbassenget. I konvensjonelle anlegg vil innholdet av suspendert stoff (aktiv slam) i luftetanken ligge på 1,5 - 3 g/l. Aktiv slammet tilføres luft enten fra diffusorer / membraner i bunnen av bassenget eller ved mekanisk innpisking fra overflaterørere.

Et viktig element i aktivslam prosessen er den store biomasseandelen som pumpes i retur fra ettersedimenterings-bassenget. Denne slamreturen (RAS) gir muligheter for å oppnå mye høyere oppholdstid på slammet enn på avløpsvannet; - Sludge Residence Time (SRT) >> Hydraulic Residence Time (HRT).

I aktiv slam anlegget vil altså store mengder med mikroorganismer på relativt kort tid omdanne organiske forbindelser i avløpsvann som oppholder seg typisk 4 - 8 timer i luftetanken.

2. **Sedimenteringsbassenget**

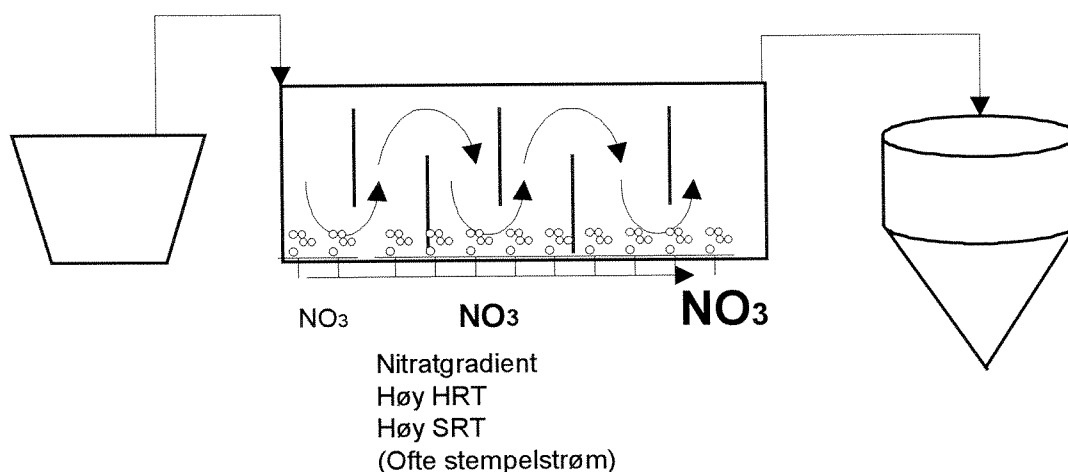
I sedimenteringstanken synker eller sedimenterer bakterieflokkene (cellemassen) som dannes i luftetanken(e). En del av dette sedimenterte slammet returneres til luftetanken (som RAS), mens resten eller overskuddslammet fjernes fra renseprosessen. Hvor stor denne "resten" eller slamutbyttet skal være avhenger av hvilket forhold som ønskes mellom organisk stoff (F = food) og mikroorganismene (M) i luftetanken, det såkalte F/M-forholdet.

8.2 Ulike driftskonfigurasjoner for aktiv slam -anlegg

Ved høyverdig rensing vil aktiv slam-anleggene konfigureres spesielt for å legge forholdene til rette for biologiske prosesser som fjerner nitrogen og fosfor. Slike prosesser er nitrifikasjon, denitrifikasjon og biologisk forsterket fosforopptak.

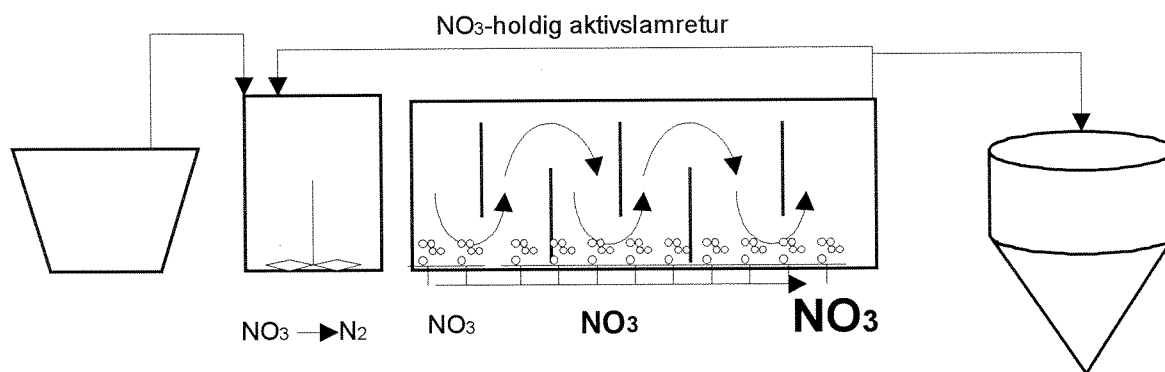
I prinsippet gjelder følgende:

Nitrifikasjon oppnås gjennom en forlengelse av hydraulisk oppholdstid i luftebasseng. I slike systemer er det også vanlig å etablere tiltak som skaper stempelstrømning gjennom anlegget (figur 7).

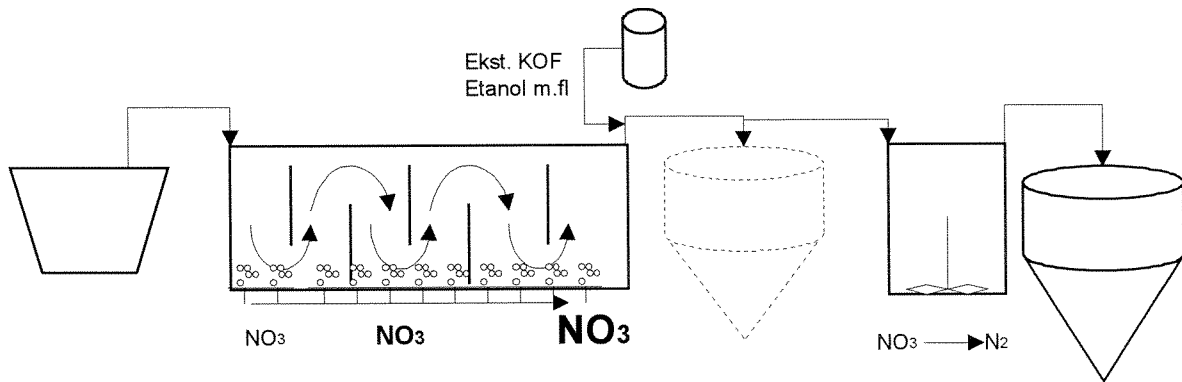


Figur 7. Flytskjema i aktiv slam-anlegg med nitrifikasjon (stempelstrøm).

Ved *denitrifikasjon* legges forholdene til rette for at nitrat som dannes ved nitrifikasjon kan fungere som elektronakseptor (oksygenkilde) ved (for) nedbrytning/omdanning av organisk stoff. Nitrat reduseres derigjennom til molekylært nitrogen som unnslipper til atmosfæren. Karbonkilden for de denitrifiserende bakteriene kan enten foreligge i store nok mengder i det inngående avløpsvannet på rensenanlegget (*fordenitrifikasjon-figur 8*), eller tilsettes fra ekstern kilde (*etterdenitrifikasjon-figur 9*).

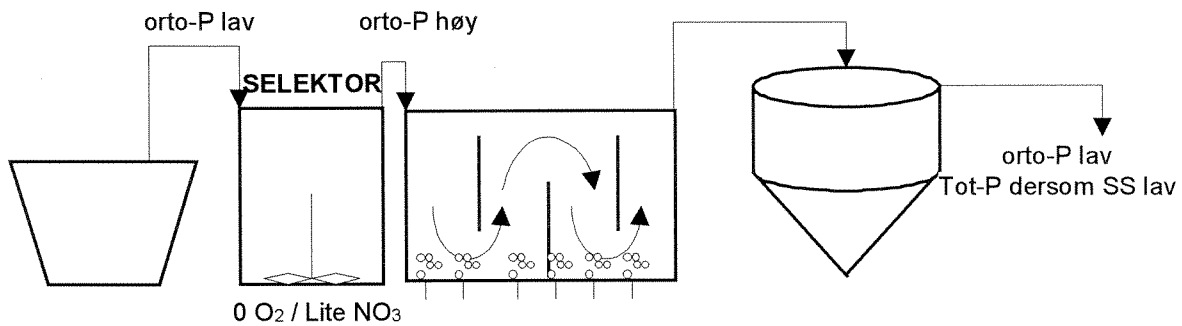


Figur 8. Flytskjema i fordenitrifiseringsanlegg



Figur 9. Flytskjema i etterdenitrifiseringsanlegg.

Det finnes flere anleggskonfigurasjoner som gir muligheter for oppvekst av aktiv slam med forsterket biologisk fosforopptak (Nordeidet *et al.*, 1993). Den sentrale modulen i slike anlegg er imidlertid etablering av en anaerob sone (selektor) hvor returslammet bygger opp et internt "næringslager" av alkanoter, hovedsakelig poly- β -hydroksybutyrat (fra fettsyrer) gjennom utskilling av ortofosfat fra polyfosfater som siden gjendannes i biomassen i luftebassenget. Slam med høye fosforkonsentrasjoner hentes ut som overskuddslam. Biologisk fosforfjerning vil kunne samordnes med høyverdig nitrogenfjerning. En viktig kvalitetsfaktor i slike sammenhenger er å unngå for høye nitratkonsentrasjoner i det anaerobe trinnet. Figur 10 viser det enkleste EBRP-anlegget, en såkalt AO-prosess. For mer informasjon om anleggskonfigurasjoner vises til Nordeidet *et al.* (1993).



Figur 10. Flytskjema i et såkalt AO-anlegg som tilrettelegger for biologisk fosfor fjerning.

8.3 Driftsparametere i en aktiv slam-prosess

Vanlige driftsparametere for en aktiv slam-prosess gjennomgås kort nedenfor:

8.3.1 MLSS

Suspendert stoff i en totalomblandet aktiv slam-prøve = MLSS (Mixed-Liquor Suspended Solids). Ved prøveuttak fra luftetanken vil det enten være snakk om prøve fra en ideell blanding (Mixed Liquor) eller prøve fra et system med konsentrasjonsgradienter som vi vil finne dem i anlegg med stempelstrømninger f.eks.

MLSS definerer den totale mengde med uorganiske (mineralske) og organiske partikler (inklusive mikroorganismer) i en totalomblandet aktiv slam-prøve.

MLSS bestemmes ved å filtrere et bestemt prøvevolum, tørke filteret ved 105°C over en valgt tid, og så bestemme vekten av faststoffet på filteret.

8.3.2 MLVSS

Flyktig materiale i en totalomblandet aktiv slam-prøve = MLVSS (Mixed Liquor Volatile Suspended Solids) utgjøres av den organiske fraksjonen av MLSS, og inkluderer bl.a. levende og døde mikroorganismer og cellerester (Nelson og Lawrence, 1980).

MLVSS bestemmes ved å foraske tørkede filterprøvene (jfr. MLSS) ved 600 - 650°C. Normalt vil MLVSS utgjøre 65 - 75% av MLSS.

8.3.3 Slambelastningen

Slambelastning (= F/M) i et aktiv slam-anlegg henspiller den organiske belastningen i et aktiv slam system og benevnes med kg BOF₇/kg MLSS * døgn (Curdes og Hawkes, 1983; Nathanson, 1986).- Slambelastningen uttrykkes gjennom likningen: $F/M = Q * BOF_7 / MLSS * V$, hvor Q er gjennomstrømning av avløpsvann i aktiv slam-anlegget (f.eks m³/døgn) og V er volumet i luftebassenget. F/M innstilles / styres gjennom å kontrollere uttaket av overskuddslam, det såkalt slamutbyttet. Dess mer slam som tas ut av aktiv slam-prosessen dess større belastning oppnås i prosessen. I konvensjonelle luftetanker vil normalbelastninger ligge i området 0.15 - 0.5 kg BOF₇ / kg MLSS * døgn, men den kan være atskillig høyere som tilfellet er i HCR anlegg.

Lav F/M betyr at mikroorganismene ”sulter”, noe som normalt vil gi en høy rensegrad.

8.3.4 Hydraulisk oppholdstid

Den hydrauliske oppholdstiden (HRT =Hydraulic Retention Time) vil si den gjennomsnittlige oppholdstiden som tilført avløpsvann bruker gjennom luftetanken.

HRT er omvendt proporsjonal med fortynningen (Sterritt og Lester, 1988):

$$HRT = 1/D = V/Q,$$

hvor D er fortynningen.

8.3.5 Slamalder

Slamalderen (SRT = Sludge Retention Time) beskriver gjennomsnittlig oppholdstid for aktiv slammet (mikroorganismene) i luftetanken. Mens HRT ofte ligger i området timer, vil gjennomsnittlig oppholdstid for aktiv slammet være flere døgn.

Slamalder kan uttrykkes ved likningen:

$$\text{Slamalder} = \text{MLSS} * V / (\text{SSe} * \text{Qe} * \text{SSw} * \text{Qw})$$

SSe er innholdet av suspendert stoff i utløpet, Qe er vannmengde i utløpet, SSw er suspendert stoff i overskuddsslammet og Qw er overskuddslammengde (m³/døgn).

Slamalderen vil normalt ligge innenfor området 5 til 15 døgn i et konvensjonelt aktiv slam-anlegg. Den varierer med tiden på året og vil normalt velges høyere på vinteren enn på sommeren.

8.3.6 Konklusjon

De viktigste variablene å ha kontroll over ved drift av et konvensjonelt aktivslam anlegg er:

- Slambelastning og slamalder (uttak av overskuddsslam).
- Oksygentilførsel.
- Kontroll med og drift av ettersedimenteringstanken (uttak av overskuddsslam / slamreturmengder).

8.4 Modifikasjoner av den konvensjonelle aktiv slam-prosessen

Etter hvert er det utviklet modifikasjoner av aktiv slam-prosessen. Nedenfor presenteres noen slike.

8.4.1 Anlegg med utvidet lufting

Disse anleggene skiller seg ut ved følgende prosessforhold:

- Lufteperioden er mye lenger sammenliknet med for konvensjonelle anlegg (30 - 40 timer). Slamalderen er også adskillig høyere og kan utvides til langt mer enn 15 døgn.
- Avløpsvannet som skal behandles er ikke forbehandlet gjennom forsedimentering.
- Anleggene drives med en svært lav belastning ($F/M < 0.1$ g BOF₇/g MLSS).
- Den aerobe prosessen krever langt mindre lufting enn tilsvarende i konvensjonelle anlegg.

8.4.2 "Oxidation ditch"

Anleggene er meget vanlige i det sørlige Europa, og består av såkalte ringkanaler med en eller flere rotorer for innpisking av luft (overflateluftere). Avløpsvannet vil normalt ikke forbehandles med annet enn siling og de hydrauliske oppholdstidene ligger i området 24 timer (± 5 timer)

8.4.3 Anlegg med trinnvis lufting

Avløpsvannet tilføres luftetanken gjennom flere utløp. Ved dette forbedres fordelingen av avløpsvannet noe som effektiviserer oksygenbruken. Et viktig resultat er derfor at behandlingsskapasiteten forbedres vesentlig i forhold til et konvensjonelt anlegg (med punkttilførsel).

8.4.4 Kontaktstabilisering

Avløpsvannet blandes med slam i en mindre kontakttank i en kort tidsperiode (20 - 40 minutter). Blandingen ledes til et sedimentasjonsbasseng og slammet føres videre til stabiliseringstanken der hydraulisk oppholdstid typisk er 4 - 8 timer.

8.4.5 Lufteanlegg med fullstendig sammenblanding

Et system med fullstendig sammenblanding gir mulighet for en mer homogen lufting av avløpsvannet. Slikke systemer tåler normalt mer stress f.eks i tilknytning til tilførsel av giftige komponenter.

8.4.6 Høybelastningsanlegg (HCR)

Slike systemer benyttes for å behandle avløpsvann med høye KOF-konsentrasjoner og drives da også med langt høyere belastninger enn hva tilfellet er med konvensjonelle anlegg. Dette resulterer i svært korte hydrauliske oppholdstider (ned mot 1 time). Anleggene drives også med mye større mengder slam (MLSS opp mot og over 10 g/l).

8.4.7 Lufting med ren oksygen

Lufting med ren oksygen benyttes ut fra prinsippet om at overføringsgraden for oksygen er høyere for ren molekylær oksygen enn for molekylær oksygen som del av vanlig luft. Dette resulterer i en bedre tilgjengelighet for oksygen som igjen fører til bedre rensresultater og til mindre slamproduksjon.

8.5 Slamsvelling og skummingsproblemer i aktiv slam anlegg

Helt i fra den spede starten for gjennomstrømningsanleggene (aktivslam-anlegg med gjennomstrømning av avløpsvann) har slamsvelling og skumdannelse vært to av de vanligste årsakene til driftsproblemer og nedsatte renseseffekter.

Skumming er et godt dokumentert problem innenfor aktiv slam-basert rensing av avløpsvann (Pitt og Jenkins, 1990, Blackbeard *et al.*, 1986, Blackall *et al.*, 1988 og 1991, Seviour *et al.*, 1990 og Pujol *et al.*, 1991). Jenkins *et al.* (1984) oppgir med følgende årsaker til skumming i aktiv slam-anlegg:

1. Overflateaktive forbindelser (av biologisk opprinnelse) som ikke er brutt tilstrekkelig ned.
2. Stabile detergenter som danner hvitt skum.
3. Denitrifikasjon (i ettersedimenteringstanker).
4. Oppvekst og dominans av *Nocardia sp.* og andre nocardialiknende bakterier.

Bitton (1994) lister opp følgende problemer som kan forårsakes av skum:

1. Skum vil kunne flyte over bassengkanter og over på gangveier. Fordi skum er glatt, vil kunne medføre farlige arbeidssituasjoner.
2. Skum vil føre med seg organisk stoff i utløpet og dermed øke belastningen av resipienten. Bedriften som driver rensenanlegget vil ikke overholde utslippstillatelsen.
3. Skum forårsaker alvorlige problemer for driften av utråtningsanlegg.
4. Skum kan medføre luktproblemer.
5. Skum kan bringe med seg patogene bakterier og forårsake smitte av driftsoperatører og andre som befinner seg i anleggsområdet. *Nocardia asteroides* nevnes spesielt som en opportunistisk sykdomsfremkallende bakterie.

8.6 Kontroll med skum forårsaket av filamentære mikroorganismer

8.6.1 Manipulering med slamalder

Manipulering med slamalder (SRT_x) er et tiltak som ofte anvendes for å bekjempe skum forårsaket av *Nocardia* spp. og andre aktinomyceter. Disse bakteriene blir alle ansett å være langsomt voksende i alle fall sammenliknet med vanlige flokkdannende bakterier. Dersom manipulering med slamalder skal være en del av tiltakspakken ved et rensenanlegg er det naturligvis viktig for driftsoperatøren å kunne bestemme ved hvilken slamalder skumproblemet opphører, og videre om rensenanlegget kan overholde utslippstillatelsen ved den aktuelle slamalderen(e).

Ved reduksjon av SRT vaskes langsomt voksende "skummdannende bakterier" ut av aktiv slam-kulturen. Denne utvaskingsprosedyren var benyttet med stor av suksess for første gang under det såkalte Milwaukee-mysteriet, da forholdene i rensenanlegget (med hensyn på skum) ble vesentlig forbedret ved å øke slamutbytte (mengde overskuddslam). Siden Milwaukee-erfaringene ble gjort er manipulering med slamalder (som "anti-

skumtiltak") benyttet i mange tilfeller. Pipes (1978) konkluderte med at risikoen for å etablere nocardialiknende bakterier er stor ved $SRT > 9$ døgn, og videre at muligheten for å etablere skum er tilstede ved temperaturer $> 18^{\circ}\text{C}$. Sezgin og Karr (1986) forklarte skumproblemer ved Clayton-anlegget i Atlanta (Georgia) med etablering av aktinomycester som funksjon av økning av SRT fra 4 til 12 døgn. For å kvitte seg med dette skumproblemet måtte imidlertid slamalderen reduseres til under 3 døgn (i en periode) for å få til en effektiv utvasking.

Når manipulering av slamalder blir benyttet, må det kunne garanteres at alle "uønskede" aktiv slam bakterier virkelig vaskes ut. Det kan faktisk vise seg nødvendig å vaske ut hele aktiv slam-kulturen.

Er det først dannet skum i et anlegg, og da spesielt i anlegg som er utstyrt med en eller annen form for skumfelle, så vil det kunne spores en spesiell fordeling av biomasse mellom aktiv slam-fasen (totalomblandet) og skumfasen. I disse tilfellene kan oppholdstiden for skummet være mange ganger lengre enn for slammet som jo kontrolleres gjennom uttaksvolumet på overskuddslam.

Gujer og Kappeler (1992) har utviklet funksjonen under som korrigerer oppholdstiden for skumbiomassen i forhold til en flotasjonskonstant k_f :

$$\theta_{x,\text{skum}} = 1 / D_x - k_f$$

Her er $D_x = 1/SRT_x$ (ved likevekt) daglig uttak av overskuddslam. Verdien av k_f nærmer seg D_x i anlegg med mye skumproduksjon, mens i anlegg med fri vannfase vil k_f være tilnærmet lik 0, eller til og med mindre enn 0 (negativ verdi).

Flyteslam (med filamentære mikroorganismer) vil f.eks vaskes ut av et system med høyere hastighet enn hva som er tilfellet med ordinært aktivslam.

Siden manipulering av slamalder er basert på kinetiske prinsippet så vil temperaturen spille en viktig rolle, og det er en klar sammenheng mellom slamalder og temperatur. Som en tommelfingerregel gjelder at dess høyere temperatur jo mer må slamalderen reduseres for å unngå nocardialiknende bakterier. Pitt og Jenkins (1990) observerte en signifikant økning av nocardialiknende bakterier som funksjon av økning i slamalder fra 2-4 dager opp til 10 døgn ved temperaturer mellom 18 og 25°C , men kunne ikke registrere økning ved 13°C . Effekten av temperatur er også rapportert av Cha *et al.* (1992) som fant ut at grensen for utvasking (SRT-grensen) falt sammen med Arrhenius-funksjonen. For eksempel var nødvendig SRT for å fjerne nocardialiknede aktinomycester 2.2 døgn ved 16°C , mens tilsvarende ved 24°C var 1.5 døgn.

Det sier seg selv at siden nødvendig SRT for utvasking av skumgivende bakterier er svært lav vil det også føre til negative effekter på renseeffekter og metabolske prosesser i slammet. Mori *et al* (1992) viste at i Yokosuka rensenanlegg var nødvendig SRT for å fjerne nocardialiknende bakterier 2 døgn. Problemet var at slammengden i anlegget lå helt nede på 1 g MLVSS/l med det resultat at renseeffekten i perioder var meget lav grunnet for høy slambelastning

Det bør også bringes inn som et moment at lave SRT ikke er forenlig med nitrifikasjon og / eller utvidet biologisk fosforfjerning og nitrogenfjerning. Sammensetningen av aktiv slammet i anlegg med lave SRT er dominert av hurtigvoksende organotrofe mikroorganismer som utkonkurrerer de nitrifiserende bakteriene.

I tillegg er det alltid fare for dispergert vekst ved lave slamaldere (rensaneanlegget blir en form for kjemostat).

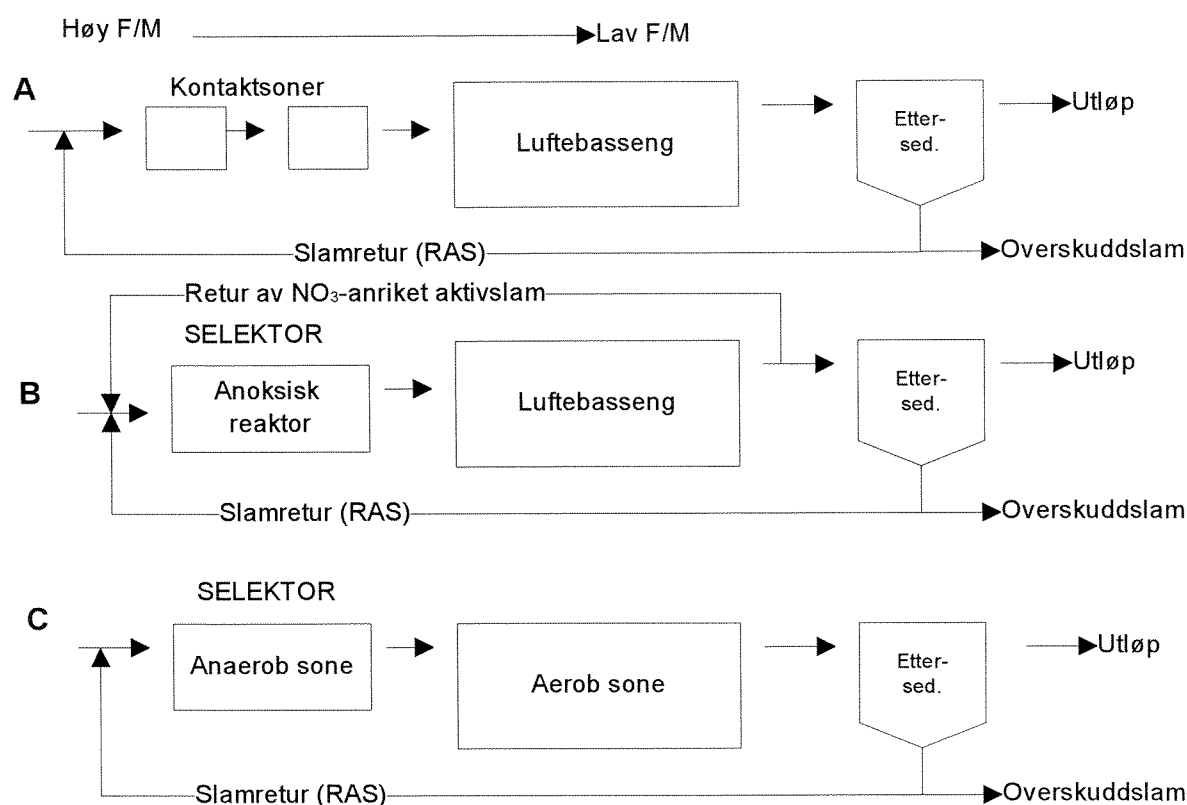
8.7 Kinetisk og metabolsk kontroll

Skumdannende filamentære mikroorganismer avviker adskillig fra vanlige flokkdannere med hensynet til miljøkrav, kinetiske parametere og metabolske egenskaper.

De vanligste skumdannerene, de nocardialiknende actinomycetene synes å være mer mottagelige for kinetisk og / eller metabolsk seleksjon enn for eksempel *Microthrix parvicella*. Skum som skyldes fremvekst av sist nevnte, må normalt fjernes ved henhold av kjemisk behandling eller simpelthen gjennom mekaniske metoder.

For nocardialiknende bakterier (skumdannende bakterier) synes etablering av ulike kontaktsoner eller selektorer å kunne begrense deres oppvekst.

Flytskjemaer for anleggskonfigurasjoner som inkluderer kontaktsoner eller selektorer er vist i figur 11.



Figur 11. Plassering av selektorer i ulike aktiv slam systemer

8.8 Kontroll med slamsvelling og skum ved tilrettelegging av vannstrømmene gjennom renseanlegget

I seksti og syttiårene ble forskere klar over den meget sentrale betydningen som tilførselsstrategier og dermed også slambelastningen hadde spesielt for etablering av slamsvelling grunnet fremvekst av filamentære bakterier (Rensink, 1974, Chudoba *et al.*, 1973, Chudoba *et al.*, 1973b, Chudoba *et al.*, 1974, Rensink *et al.* 1982).

Det kan skilles mellom to hovedstrategier når avløpsvann tilføres renseanlegget:

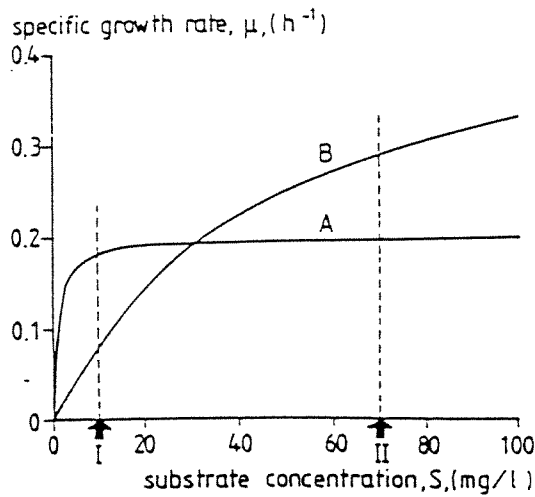
1. Det totalomblandede systemet.
2. Stempelstrømsystemet.

Fremvekst av filamentære bakterier og dermed av slam med dårlig slamvolumindex (SVI) rapporteres med få unntak fra anlegg med totalomblending. Forskjellen mellom de to systemene er i det alt vesentlige knyttet til slambelastningen i innløpet på renseanlegget. I det totalomblandede anlegget er slambelastningen lav med ekstensiv lufting. Mye av substratet adsorberes i overflaten av flokkene noe som resulterer i lav diffusjon av "mat inn i det indre av bakterieklumpene". Filtrert KOF som måles i aktiv slammet (luftebassenget) tilsvare mer eller mindre filtrert KOF i avløpet. Det er situasjonen med generelt lave slambelastninger som stimulerer fremveksten av filamentære bakterier.

Stempelstrømsystemer, hvor returslammet blandes med avløpsvannet i innløpet av luftebassenget, fører til lokale soner med høy slambelastning. Substratet diffunderer inn i flokkene og fører dermed til høyere matkonsentrasjoner for bakteriene i hele flokken. Under slike forhold vil fremveksten av ideelle flokkdannere stimuleres.

Det kan derfor hevdes at tilførselstrategien for avløpsvannet til et renseanlegg er med å bestemme i hvilken grad det tilrettelegges for fremveksten av filamentære bakterier og dermed også slamsvelling og skumming.

Figur 12 under viser vekstkinetikken hos flokkdannere (B) og filamentære bakterier (A).



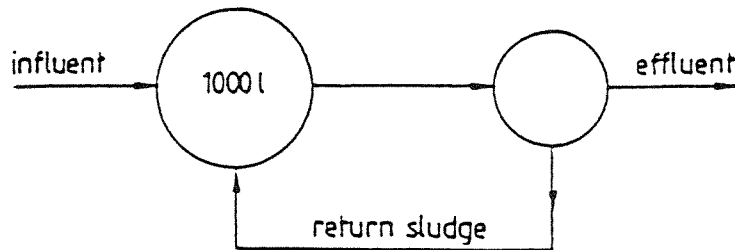
Figur 12. Grafisk fremstilling av sammenhengene mellom veksthastighet (μ) og substratkonsentrasjon (S) for to modellorganismer.

A med $K_s = 1 \text{ mg/l}$ og maksimal veksthastighet (μ_M) = 0.2 h^{-1} .
 B med $K_s = 50 \text{ mg/l}$ og maksimal veksthastighet (μ_M) = 0.5 h^{-1} .

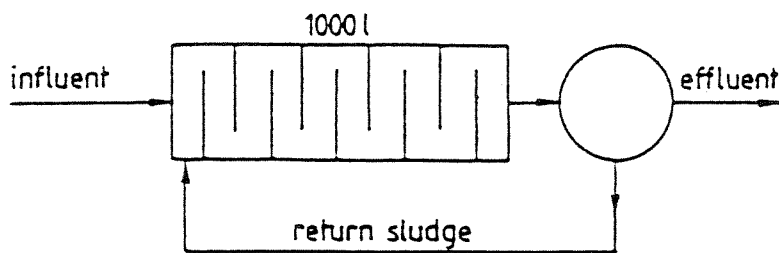
Rensink og Donker (1993) beskriver et pilotforsøk som dokumenterer effekten slambelastningen har på slamsvelling og skumming.

Pilotanleggene er beskrevet i figur 13, mens sammensetningen i avløpsvannet er gjengitt i tabell 16.

Completely mixed system.



Plug-flow system.

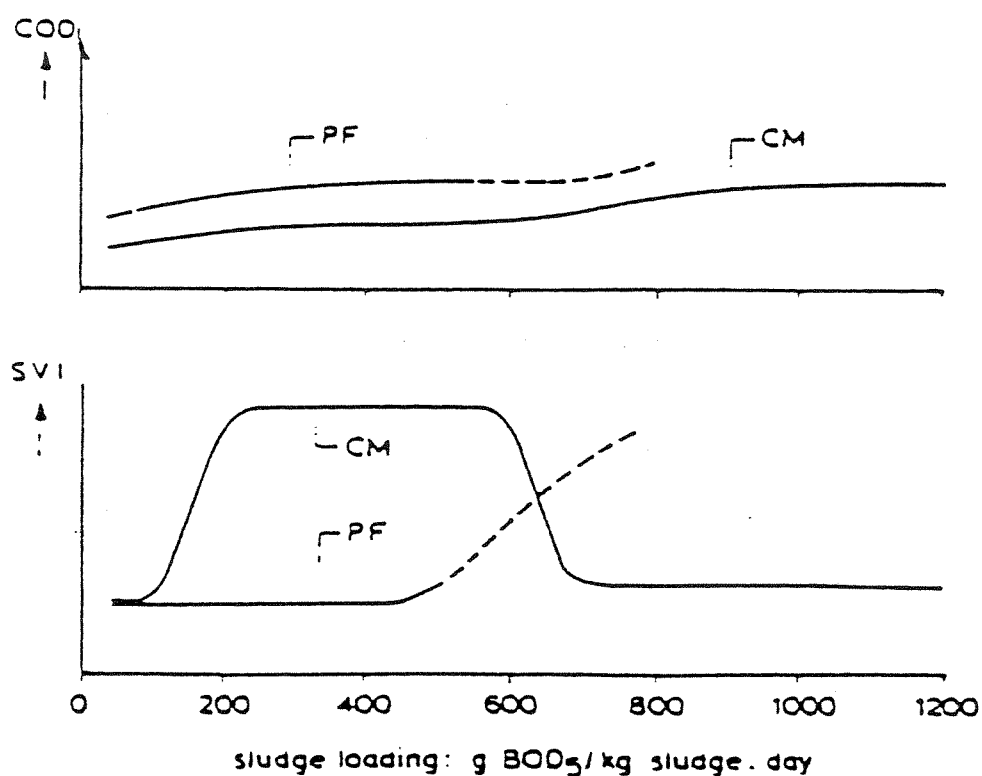


Figur 13. Flytskjema i pilotskalaanlegg med totalomblending og stempelstrøm (Rensink og Donker, 1993).

Tabell 16. Sammensetning i avløpsvannet som ble tilført pilotskalaanlegg (Rensink og Donker, 1993)

Variabel	Benevning	Konsentrasjon
KOF	mg/l	500
BOF ₅	mg/l	300
Kjeldahl-N	mg/l	70
Tot-P	mg/l	18
Alkalinitet	mg/l	7
Ca	mg/l	50
Mg	mg/l	2,5
Vannets hardhet	mg/l (som CaCO ₃)	125

Slamkonsentrasjonen ble gjennom forsøksperioden og i begge konfigurasjoner holdt på 0.2% (2 g MLSS/l). Overskuddslam ble fjernet kontinuerlig. Figur 14 under beskriver resultatene (erfaringene) fra forsøkene. Oksygen var ikke begrensende.



Figur 14. Sammenhenger mellom slambelastning og slamvolumindeksen (SVI)

I noen forsøksperioder vokste det frem *Microthrix parvicella* eller *Haliscomenobacter hydrossis*. Forklaringen på generelt lav SVI ligger simpelthen i at substratmengden er begrensende for biomasseproduksjon uansett konfigurasjon. I slike systemer vil imidlertid oksygenbegrensning ($DO < 1 \text{ mg/l}$) kunne føre til slamsvelling grunnet fremvekst av spesielt *Microthrix parvicella*.

Ved slambelastninger i området $0.1 - 0.6 \text{ kg BOF}_5/\text{kg MLSS} \cdot \text{døgn}$ oppsto slamsvelling i det totalomblandede systemet, mens stempelstrømsystemet beholdt den lave slamvolumindeksen. Den dominerende filamentære bakterien var for øvrig *Sphaerotilus natans*.

Ved belastninger mellom 0.6 og $0.7 \text{ kg BOF}_5/\text{kg MLSS}$ avtok slamsvellingen p.g.a. at flokkdannende bakterier igjen dominerte slammet.

I stempelstrømsystemet oppsto en massiv fremvekst av både zoogleabakterier og *Sphaerotilus natans* når belastningen var høyere enn $0.5 \text{ kg BOF}_5/\text{kg MLSS} \cdot \text{døgn}$ med konsekvens at SVI steg noe. Dette er for øvrig i overensstemmelse med tidligere forsøk (Rensink og Donker, 1982).

Ved høyere belastninger enn $0.7 \text{ kg BOF}_5 / \text{kg MLSS} \cdot \text{døgn}$ endret slamkvaliteten seg igjen ved at flokkene ble mindre. Resultatet var økning i turbiditeten i utløpet (nåle flokker). Forklaringen på at flokkdannende bakterier overtar ved høyere slambelastninger skyldes simpelt hen at overskuddslammet fjernes raskere enn veksthastigheten for de filamentære bakteriene som tynnes ut / vaskes ut av systemet

Forholdet mellom filtrert KOF i det totalomblandede systemet og i innløpet av stempelstrømsystemet viser en markert forskjell uansett slambelastning. Forskjellen lå relativt stabilt på om lag 40 mg KOF/l . I utløpet av stempelstrømsystemet var KOF-verdiene for de to systemene sammenfallende.

Rensink og Donker (1993) viser på en klar måte at tilførselsstrategier er med å bestemme floraens sammensetning i renseanlegget. For å oppnå lokal høy belastning av slammet i innløpet er det viktig å forhindre rask innblanding av slammet i hele bassengvolumet.

HCR-reaktorene på Follum og Treschow er å betrakte som totalomblandede systemer, men med svært høy slambelastning. Dersom MLSS i reaktorene på Follum settes til 10 kg/m^3 og BOF_5 beregnes til 40% av KOF vil $Q_{\text{middel}} = 600 \text{ m}^3/\text{time}$ gi en slambelastning på (+/-) $1 \text{ kg BOF}_5/\text{kg MLSS} \cdot \text{døgn}$, hvilket ligger i det aller øverste området i figur 10. Med andre ord er teorien i favør av oppvekst av flokkdannere i disse anleggene.

I hvilken grad oksygenbegrensning kan spille inn som et forstyrrende element i denne betraktningen er et usikkerhetsmoment.

8.9 Kontroll med skum gjennom etablering av kontaktsoner og selektorer

8.9.1 Seleksjon i aerobe kontaktsoner

Blackall *et al.* (1991) studerte veksten i nokardialiknende bakterier som var isolert ved dyrkningsforsøk med skumdannende aktiv slam både i kjemostatforsøk (balansert vekst) og i batchforsøk (ubalansert vekst). Ved tilførsel av lett tilgjengelig karbon (som eddiksyre) i kjemostatkulturene konkurrerte de nokardialiknende bakteriene svært dårlig både med konvensjonelle flokkdannere og med filamentære bakterier.

Ved ubalansert vekst, som er den typiske situasjonen i aktiv slam-anlegg med kontaktsoner var opptaket av eddiksyre vesentlig med effektivt i ett spesielt nocardia-isolat sammenliknet med *Zoogloea ramigera* (som er brukt som representant for typiske flokkdannere i aktiv slam-anlegg). Med bakgrunn i disse resultatene var konklusjonen at aerobe kontaktsoner kun er effektive ved moderate SRT (og altså ikke ved høye SRT, > døgn).

Denne konklusjonen er for øvrig bekreftet i forsøk gjennomført av Cha *et al.* (1992). I laboratorieskalaforsøk med forbehandlet avløpsvann fra rensesanlegget i Sacramento, ble veksten av nokardialiknende bakterier holdt tilbake ved SRT på 5 døgn dersom avløpsvannet først ble ledet gjennom en kontaktsoner luftet med rent oksygen. De nokardialiknende bakteriene reetablerte seg når slamalderen økte til 10 døgn.

8.9.2 Seleksjon ved denitrifiserende betingelser

Anoksiske soner eller soner med lave oksygenkonsentrasjoner er rapportert å hemme veksten av nokardialiknende bakterier (Sezgin og Karr, 1986). Skumdannelse med årsak i nokardialiknende bakterier er vist å kunne kontrolleres ved å stanse lufttilførselen i luftebassengene i korte perioder Gasser (1987). Forklaringen på dette er antagelig at nitratreduksjonen hos nokardialiknende bakterier er langt mindre effektiv enn hos organotrofe flokkdannende bakterier. Tabell 17 viser f.eks at nitrat-reduksjonen hos *Zoogloea ramigera* opp til 1 000 ganger mer effektiv enn hos isolater av *Nocardia amarae* (Blackall, 1991).

Tabell 17. Spesifikk NO₃-reduksjon (Blackall, 1991)

Mikroorganisme	r _x mg/g * time
Isolater av <i>Nocardia amarae</i>	0.01 - 0.02
Type 021N	0.05
<i>Zoogloea ramigera</i>	19.8

I laboratorieskalaforsøk viste Cha *et al.* (1992) at introduksjon av én anoksisk kontaktzone som et første basseng hindret etablering av nokardialiknende bakterier.

I renseanlegg med nitrifikasjon kan anoksiske kontaktsoner synes å være en mulig løsning på skumproblemer. Albertson og Hendricks (1992) har dokumentert dette i stor skala. Etter etablering av en anoksisk kontaktzone i første basseng oppsto skumdannelse bare sporadisk, og dette skummet lot seg kontrollere gjennom tilsetning av konsentrert ”klor spray” direkte på skumoverflaten. Slambelastningen i den anoksiske kontaktsonen var for øvrig hele 8 kg BOF₅ / kg MLVSS * døgn.

Kappeler *et al.* (1993) fant at aerobe kontaktsoner ikke var tilstrekkelig for å kontrollere skumming forårsaket av nokardialiknende bakterier og *Microthrix parvicella*. Derimot virket anoksiske kontaktsoner 100% effektivt mot skumming fra nokardialiknende bakterier, mens *Microthrix parvicella* kun ble noe hemmet. En tilsvarende effekt ble oppnådd ved å øke slamoppholdstiden i ettersedimenteringsbassenget for å oppnå anoksiske forhold i slammet.

8.9.3 Seleksjon ved anaerobe forhold

I tillegg til nokardialiknende bakterier og *M. parvicella*, er *Nostocoida limicola* også regnet som en skumdannende bakterie i aktiv slam-anlegg med en anaerob kontaktzone. Det hersker en del usikkerhet med hensyn til hvilke typer metabolsk seleksjon som er virksomme i anlegg som inkluderer såkalte anaerobe selektorer og det er fortsatt uklart om skumdannere påvirkes positivt eller negativt. Pitt og Jenkins (1990) har rapportert om forsøk både i laboratorieskala og i fullskala der selektorer er anvendt for å kontrollere nokardialiknende bakterier. De beste resultatene med hensyn på å unngå skum ble oppnådd når slambelastningen i selektoren lå på 2.1 - 2.2 kg BOF₅ / kg MLVSS. De filamentære organismene forsvant imidlertid ikke, og de nokardialiknende bakteriene fortsatte med å være de dominerende i aktivslammet.

Mori *et al.* (1992) dokumentere positive effekter av anaerobe betingelser i deler av Okinawa renseanlegg. Under en test som pågikk i 18 måneder ble skumdekningen (%av overflaten i luftebassenget) redusert fra 54-58% i det konvensjonelle anlegget til 11-15% når avløpsvannet og aktiv slam passerte gjennom et basseng med anaerobe nisjer.

8.10 Andre metoder for skumkontroll

Nedenfor gjennomgås kort andre tiltak for å forhindre at skum oppstår eller for å eliminere skum.

8.10.1 Reduksjon av lufttilførsel i luftebassenger

Skumdannelse kan unngås eller reduseres ved å senke konsentrasjonen av løst oksygen i luftebassengene (DO-nivå << 1 mg/l), da de fleste filamentære organismene er strengt aerobe (Sezgin og Karr, 1986)

8.10.2 Endring av pH

Reduksjon av pH kan være et effektivt tiltak for å motvirke skumdannelse (Sezgin og Karr, 1986). Slike tiltak må selvfølgelig ikke komme i konflikt med ønsket renseseffekt.

8.10.3 Tilførsel av anaerobe væskestrømmer

Det er vist at klarfasen fra utråtningsprosesser fungerer som gift i forhold til oppvekst av *Nocardia* sp. (Lemmer og Koppenstedt, 1984). Blackall *et al.* (1991) har storskala erfaring med at slike væskestrømmer ikke er like effektive som interne tiltak mot skum forårsaket av andre aktinomyceter.

8.10.4 Tilsetning av antagonistiske mikroorganismer - (Biologisk kontroll)

Anvendelse av antagonistiske mikrober (bakterier) eller protozoer som eventuelt beiter på skumdannere ble av Soddell og Seviour (1990) trukket frem som et alternativt tiltak mot skumming.

9. Utbredelse av slamsvelling og skumdannelse i rensesanlegg

9.1 Litt om slamsvelling

Fremvekst av nocardialiknende bakterier brukes som forklaring til skumming i konvensjonelle avløpsrensanlegg. Med nocardialiknende bakterier menes coryneforme og filamentære bakterier som også vil være med å bestemme slammets sedimenterings-egenskaper ved å øke slamvolumindeksen. Dette beskriver en sammenheng mellom slamsvelling og skumming som det tas hensyn til i gjennomgangen av erfaringer fra storskala drift.

9.2 Stempelstrømsanlegg og slamsvelling

Stempelstrømsanlegg dominerer som løsning i store deler av Europa, eller gjerne i de områder av verden hvor det er krav til høygradig rensing (nitrogen og fosfor).

Normalt er slamsvelling i slike anlegg ikke ansett å være noe stort problem. Det synes også å være mindre skumming fra denne type konfigurasjoner.

Når denne type problem allikevel oppstår (ofte slamsvelling og skumming samtidig) forklares dette med at den viktige slambelastningsgradienten blir ødelagt eller forstyrret. En enkel måte å dokumentere denne forstyrrelsen på er ved analyser av filtrert KOF over lengderetningen av luftebassengene.

Dersom det ikke kan påvises en klar KOF-gradient vil det heller ikke foreligge en lokal høy slambelastning i innløpet til avløpsrensanlegget.

Noen typiske årsaker til forstyrrelser i slambelastningsbildet er:

1. Endringer i strømningshastigheten i innløpssonen

Det er viktig at innløpsvannet blandes godt med slammet lokalt i innløpet. Dette oppnås best ved lav strømningshastighet i innløpsvannet. Dersom strømningshastigheten er høy vil naturlig nok større deler av luftetanken inngå som en blandingszone, med det som resultat at slambelastningen jevnes ut over anlegget.

2. Endringer i slamkonsentrasjonen

Substratgradienten over luftebassenget (KOF_{filtrert}) kan forbedres ved å senke slamkonsentrasjonen i anlegget.

3. Endringer i luftesystemet

Det er en generell erfaring med at overflateluftere (mekanisk lufting) fører til høyere grad av slamsvelling enn lufting gjennom tilførsel av dispergerte luftbobler. Fine bobler gir en vertikal lagdeling i gjennomstrømningsbildet, mens overflateluftere fører til et mer turbulent luftingsbilde.

4. Endringer i temperaturen i innløpsvannet

Høy temperatur i avløpsvannet kan forårsake dårlig sammenblanding med returslammet. Årsaken er tetthetsforskjeller i væskestrømmene.

5. Store variasjoner i kvaliteten (konsentrasjon og mengder) på avløpsvannet

Uregelmessige vannmengder og/eller konsentrasjoner/sammensetning i avløpsvannet kan indusere både slamsvelling og skumming. En vanlig løsning på problemet er etablering av utjevningssjø eller rørtjevning på selve anleggsområdet.

6. Mengde returslam (RAS)

Reduksjon i RAS-volumet er et sentralt tiltak for å kontrollere slamsvelling. I innløpet til et luftebasseng vil sammenblandingen mellom avløpsvann og RAS føre til en brå nedgang i substratkonsentrasjon. Denne konsentrasjonen er gitt av likningen:

$$C_i = C_f + r C_e / 1 + r$$

hvor C_f = konsentrasjonen av KOF i avløpsvannet

hvor C_e = konsentrasjonen av KOF i utløpet

hvor r = resirkuleringsforholdet

Dersom C_f er stabil og det antas også det samme gjelder C_e fremkommer det at etter som r øker vil C_i avta og vi kan nærme oss en situasjon der $C_i \approx C_e$. I denne situasjonen har vi ikke lenger en KOF-gradient over luftebassenget og derfor heller ingen ekte stempelstrøm.

En reduksjon i returslammengde vil, som det fremgår av likningen over, bidra til å etablere belastningsforhold som stimulerer fremvekst av ideelle flokkdannere.

9.3 Utbredelse av skum i amerikanske rensenanlegg

Pitt og Jenkins (1990) beskriver skumming forårsaket av *Nocardia* spp. som den vanligste årsaken til skum i amerikanske aktiv slam-anlegg.

Forfatterne oppgir at 66% av de undersøkte anleggene hadde opplevd nocardia-skumming en eller flere ganger under drift.

Det beste tiltaket mot denne typen skum blir oppgitt å være reduksjon av slamalder til mindre enn 6 døgn.

9.4 Utbredelse av skum i australienske rensenanlegg

Blackall *et al.* (1988 og 1991) beskriver skumming som et svært vanlig problem i Queensland i Australia. Av 50 rensenanlegg (hvorav 46 ble undersøkt med prøvetakinger) viste det seg at 46 anlegg hadde hatt skumproblemer (92%).

Skumtypen blir beskrevet som nocardiaspum med dominans av *Nocardia amarae* og *Nocardia pinensis*.

30 av anleggene hadde også problemer med slamsvelling, men forfatterne finner i disse arbeidene ingen korrelasjon mellom skumming og slamsvelling.

Det ble heller ikke funnet fellesnevnerer mellom anlegg som skummet.

Slike fellesnevnerer er oppgitt å kunne være:

- Driftsforhold
- Design
- Kvalitet i avløpsvannet
- Værforhold

Det eneste likhetstrekket mellom anleggene var at skummet inneholdt store mengder med filamentære mikroorganismer.

9.5 Utbredelse av skum i sør-afrikanske rensenanlegg

En oversikt presentert av Blackbeard *et al.* (1988) viser at såvel skumming som slamsvelling er et problem i Sør-Afrika. I en undersøkelse som omfattet nærmere 2000 anlegg fremkom at 44% av anleggene hadde hatt ett eller flere problemer med enten skumming eller slamsvelling, mens 56% ikke rapporterte om problemer.

Prøver av skum og slam med høy SVI ble analysert for filamentære mikroorganismer, og totalomrørte prøver ble delt inn i grupper i henhold til slamsvelling eller ikke samt en gruppe med skumproblemer.

Identifikasjonen av filamentære mikroorganismer i anlegg med skumproblemer ga følgende resultater:

Filamentære mikroorganismer til stede (antall prøver i parentes):

- 1) Type 0092 (73%)
- 2) Type 0041 (73%)
- 3) *M. parvicella* (59%)
- 4) Type 0675 (5%)
- 5) Type 0914 (46%)
- 6) Type 1851 (43%)
- 7) *Nocardia* spp. (41%)
- 8) Type 0803 (27%)

Dominerende arter:

- 1) Type 0092 (46%)
- 2) *M. parvicella* (46%)
- 3) *Nocardia* spp (30%)

Disse resultatene er litt spesielle fordi *M. parvicella* synes å være en mer dominerende bakterier enn *Nocardia* spp. i renseanlegg med skumproblemer. En forklaring kan være at mange av anleggene i Sør-Afrika er smale og lange ringkanaler hvor det etableres stempelstrømmer med svært bratte KOF-gradienter gjennom anlegget. Slamalderene er også høye. I innløpet på anleggene er det nærmest anaerobe forhold noe som gir en slags naturlig selektorvirkning. "Slamsvellingsbakterien" *M. parvicella* har vist seg å tolerere selektorer langt bedre enn "skumbakterien" *Nocardia* spp.

Hverken i USA eller i Europa har Type 0092 blitt tilknyttet skum i særlig grad.

Når det gjelder anlegg som kun rapporterer om slamsvelling dominerer *Nocardia* spp. i 15% av anleggene som den påvises, mens *M. parvicelle* er dominerende i dobbelt så mange anlegg (30%).

Flesteparten av de dominerende bakteriene i slamsvellingsanleggene foretrekker lav slambelastning bortsett fra Type 0041 og Type 0675.

Disse opptrer også i skummings-anleggene, men er ikke spesielt dominerende (< 12%). Typisk for disse er at de selekteres under nitrogen og / eller fosfor-begrensede forhold.

9.6 Utbredelse av skum i franske renseanlegg

Pujol hevder at biologisk skum utgjør et alvorlig problem i forbindelse med drift og vedlikehold i aktivslam-anlegg.

Forfatterne mener at skummet har sin årsak kun i oppvekst av spesielle filamentære skumgivende bakterier. Disse kjennetegnes ved en metabolisme som bl.a. resulterer i intracellulære eller ekstracellulære mellomprodukter av hydrofob karakter. Når bakteriene eller ekstraksjonsproduktene reagerer med luftbobler vil tettheten / fordelingen av bakterier i anlegget påvirkes gjennom flotasjon (transport) til overflaten.

Årsaken til oppvekst av filamenter er komplisert, men viktige forhold rapporteres å være:

- Forhold knyttet til avløpsvannets innhold av næringssalter og forhold mellom slike og karbon
- Tilførsel av hydrofobe forbindelser med avløpsvannet
- Visse mekaniske forhold i renseanlegget, så som lufting og omrøring

I Frankrike rapporteres at av 6 000 anlegg er driften av mer enn 20% negativt påvirket av skumdannelse, enten periodiske eller kronisk. Aktiv slam-anlegg som drives med utvidet lufting er spesielt utsatt for skumming.

Videre synes det i Frankrike å være en samvariasjon mellom slamsvelling og skumming i anleggene (i motsetning til i australienske anlegg).

Mikroskopiering av skumprøvene i 58 utvalgte anlegg avdekket at *Microthrix parvicella* forekommer hyppigst (55% av anleggene), etterfulgt av Type 0675 (26%) og nokardialiknende bakterier (14%).

I tillegg til disse actinomycetene, hadde andre bakterier som ble påvist i skumprøvene egenskaper som:

- Spesiell evne til å hefte seg til objektglasset (dette fremkommer ved at prøver av en renkultur lett etableres i ett og samme plan)
- At de inneholder Neisser positive partikler
- At de har tynne trichomer (< 1 µm)
- At de har lite stringent form og ofte nesten usynlige sepra (utstikkere)

Et forprosjekt konkluderte med at driftsoperatørene har vanskelig for å finne effektive tiltak mot biologisk skumdannelse. Effektiv behandling ble bare oppnådd i 30% av tilfellene.

Lovende resultater er rapportert ved bruk av metoder som a) etablering av kontaktsoner og b) klorering

10. Skumming i utråtninganlegg

Ved utråtning skjer omdanningen (renseprosessen) av organisk stoff uten molekylert oksygen tilstede og under dannelse av metan (som den viktigste bestanddelen av såkalt biogass).

Skumming fra denne type prosesser er ikke noe ukjent fenomen. Årsakene til anaerob skumdannelse er mange, men vil oftere inkludere rene kjemiske forhold.

Ved utråtning brytes det organiske materialet ned via en rekke ulike mellomprodukter. Nedbrytningen deles inn i trinn som gjennomføres av ulike typer bakterier. I det siste trinnet dannes metangass fra frie fettsyrer, først og fremst eddiksyre eller fra hydrogen og karbondioksid. I blant rekker ikke de metandannende bakteriene å bryte ned fettsyrene som dannes noe som fører til akkumulering av slike med det som resultat at pH synker. Utråtningen kommer i ubalanse noe som svært ofte tilkjennegis ved skumming.

Det er også andre årsaker til dette fenomenet og valg av riktig tiltak er for en stor del avhengig av kunnskap om årsaken(e).

Det finnes to skumtyper som dannes under utråtning. Den ene typen er stabilt og kan lett reproduseres ved opprysting av slamfasen (f.eks i Bikermann). Denne typen inntreffer når prosessen er i ubalanse (jfr avsnittet ovenfor) eller om det er dannet eller tilført overflateaktive forbindelser til slamfasen.

Den andre skumtypen består egentlig av flyteslam er bundet opp i metangassen som dannes under utråtningen. Flyteslammet kan inneholde fett eller andre "forurensninger" som flyter på overflaten, men det kan også forårsakes av filamentære bakterier som i visse renseanlegg tilføres via eventuelle uttak av overskuddslam i et aktiv slam-system. Slike filamentære bakterier kan f.eks vær *Microthrix parvicella* eller *Nocardia* spp. Disse filamentene har ofte en hydrofob cellevegg som gjør at de fester seg svært effektivt til gassboblene som dannes under utråtningen (Wanner 1994). Gassen fester seg til slammet og det dannes et overflateskum.

I tabell 18 gjennomgås hvordan disse ulike skumtypene kan skilles fra hverandre samt forslag til tiltak for å håndtere problemet (van Niekerk *et al.*, 1987 og Ross og Ellis, 1992)

Tabell 18. Årsak for og tiltak mot ulike skumtyper i utråtningsanlegg (Hagland et al., 1997)

Skumtype	Årsak	Kjennetegn	Tiltak
Stabilt skum	Ustabil utråtning	pH synker akkumulering av syrer	Etablere en jevnere slamtilførsel
		Lav gassproduksjon	Bedre omblendingen
		BA/TA-forholdet ¹ endres	Høyne pH med buffer
	Overflateaktive forbindelser	Utråtnings- hastigheten avtar	Skumdempere
Ustabilt skum (= flyteslam)	Fett, hår annet smuss	Stabil utråtning	Overrisling
		Skum har spesielt utseende (smuss)	Toppomrørere
	Filamentære bakterier	Filamentære bakterier til stede i skummet	Overrisling
		Høyt GT ² -innhold i slammet	Toppomrørere
			Forandre driften i aktivslam anlegget

¹ Forholdet mellom Bikarbonat-alkalitet og Total-alkalitet

² GT = glødetap

11. Skum og skumstabilitet

I kapitlene 11 - 14 gis en kort introduksjon til ulike aspekter ved skumbygging og destabilisering av skum. Målet er å etablere et faglig grunnlag for å beskrive skumming i naturlige systemer. Kapitlene er skrevet dels med bakgrunn i egne erfaringer og dels med bakgrunn i informasjon fra litteraturen.

Skum kan defineres som ulike luftvolum som er separert med væskefilmer. Når en stor gassboble i vann deles opp i mindre bobler kan det dannes stabilt skum, dersom betingelsene for skumdannelse ellers er til stede.

Stokes lov sier at utløpshastighet til en boble er proporsjonal med boblens diameter opphøyd i andre. Derfor er skum av mindre bobler mer stabilt.

I industrien er det vanlig å skille mellom overflateskum og systemer der luftbobler er dispergert i væskesøylen. Det siste tilfellet omtales ikke så ofte i litteraturen. Når gassbobler er dispergert i vann kaller Bikerman (1973) det for en gassemulsjon. Alle skumtyper, både overflateskum og gassemulsjoner er termodynamisk ustabile, dvs at de heller vil danne to separate faser, fri gass og væske. At det i det hele tatt er mulig å danne stabilt skum skyldes at det etableres en energibarriere som forhindrer at systemet overføres til en lavere energitilstand.

Det finnes to måter å karakterisere skum på:

1. Ved å registrere evnen til å danne / bygge skum (skummingsevne)
2. Ved å måle skummets stabilitet

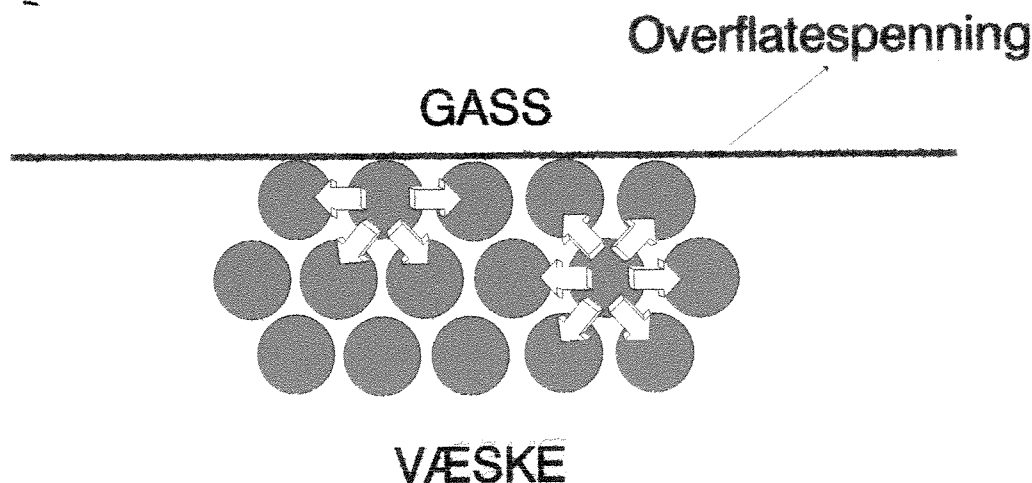
Det er ikke nødvendigvis en sammenheng mellom disse egenskapene. I noen systemer bygges skummet veldig fort og i store mengder, mens det kollapserer raskt. Andre systemer lager lite, men svært stabilt skum.

12. Fysikalsk kjemi i systemer som skummer

For å forstå hvordan og hvorfor skum dannes og hvordan det destabiliseres / brytes, er det nødvendig å ha kunnskap om den fysikalske kjemien og spesielt de kreftene som virker på grenseflaten mellom væske og gass.

12.1 Overflatespenning

På molekylnivå vil det på overflaten av en væske se omtrent ut som vist i figur 15.



Figur 15. Overflatespenning mellom gass og væske.

Molekylene på overflaten (fremstilt som brune kuler) har færre “naboer” som virker stabiliserende. Det er altså fordelaktig for molekylene å oppholde seg i vannsøylen og ikke på overflaten. Det oppstår en netto kraft som virker nedover i væsken, noe som skaper en spenning (overflatespenning).

Med hensyn til luftbobler som er dispergert i væskesøylen er det to motsatte prosesser som er virksomme:

1. Bobledannelse
2. Boblebrytning.

På grunn av overflatespenningen er det energetisk ugunstig å danne bobler eller skum (større overflate) med rene væsker. Det er heller ikke noe som hindrer at små bobler i en ren væske lager større bobler når de kolliderer. I rene systemer vil det derfor aldri oppnås stabilt skum. Dannelse av skum krever med andre ord nærvær av et overflateaktivt stoff.

12.1.1 Laplace-trykk

I en boble vil virkningen av overflatespenningen være å gjøre arealet til boblen mindre. Dette fører til dannelse av en trykkforskjell over boblens overflate, det såkalte Laplace trykket ΔP som er gitt av:

$$\Delta P = 2\gamma/r \quad (1)$$

hvor γ er overflatespenningen og r er boblens radius. Fra dette følger at jo mindre boblen er, desto større er trykkforskjellen over boblens overflate.

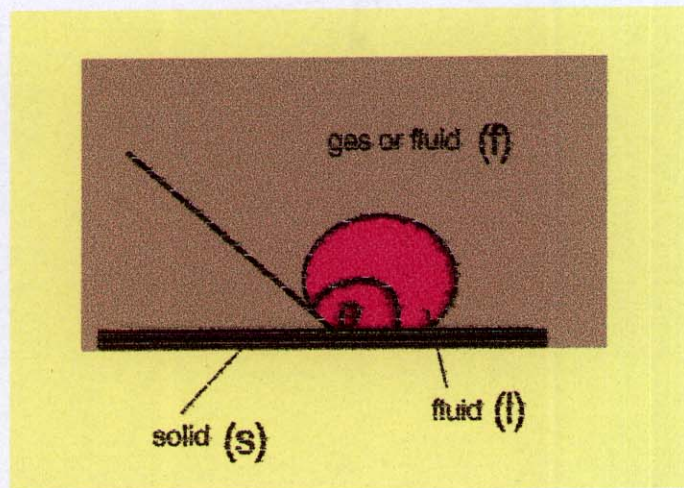
12.2 Overflateaktive stoffer

Naturlige systemer, slik som dem vi finner i et renseanlegg, kjennetegnes ved at vannet ikke foreligger i en ren tilstand. Systemet består av faststoff (suspenderte partikler og kolloider) og løste overflateaktive komponenter. Forskjellene mellom disse to klassene med urenheter diskuteres i de neste to underkapitlene.

Dersom en overflateaktiv forbindelse tilsettes et naturlig system er det mulig å få dannet overflatespenningsgradienter. De vanligste overflateaktive stoffene kalles surfaktanter. Surfaktantmolekyler er bygget opp av en del som er vannløselig (hydrofil) og en del som er oljeløselig (hydrofob).

12.2.1 Kontaktvinkel

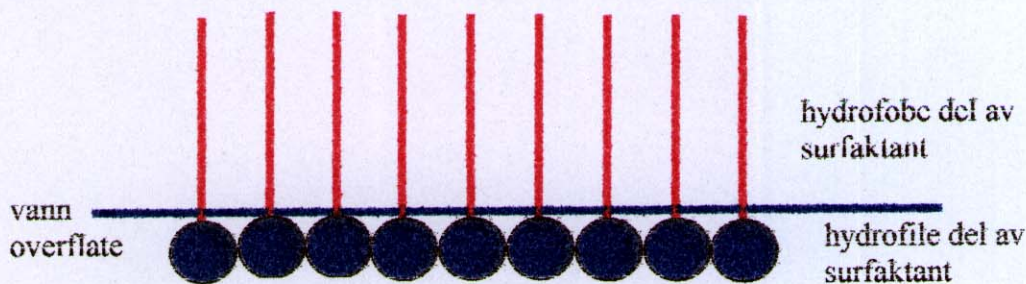
Den vanligste måten å uttrykke hydrofobisitet (eller omvent - hydrofilisitet) på er ved bruk av kontaktvinkelen (figur 16). Avsettes en dråpe vann på en fast overflate, vil det i de aller fleste tilfeller dannes en vinkel (θ) mellom faststoff, vann og atmosfære. Det er denne vinkelen (θ) som kalles kontaktvinkelen.



Figur 16. Kontaktvinkel for en dråpe.

Hvis kontaktvinkelen (θ) er $> 90^\circ$ beskrives en hydrofob væskeoverflate, og i tilfeller hvor $\theta < 90^\circ$ er overflaten hydrofil. Ved tilsetning av overflateaktive stoffer (ofte i moderate konsentrasjoner) reduseres overflatespenningen dramatisk fra 73 mN/m i rent vann til 20 mN/m .

Ved høye surfaktant-konsentrasjoner vil overflaten se ut som vist i figur 17.



Figur 17. Surfaktanter adsorbent på en væskeoverflate.

Energibehovet for å danne en film med definert tykkelse fra en dråpe kan beregnes. Fra en dråpe med volum = 10 mm^3 vil en film med tykkelse på $10 \mu\text{m}$ ha et overflateareal på 1 m^2 . For rent vann vil overflateenergien for å danne filmen være ca. $0.73 \cdot 1 \text{ J}$, mens tilsvarende for en surfaktantløsning vil være ca. $0.20 \cdot 1 \text{ J}$. Det skal med andre ord langt mindre energi til for å danne skum når overflateaktive komponenter er tilstede.

På grunn av lavere energibehov er det også mer sannsynlig at dannelse av små gassbobler dominerer. Dette forklarer hvorfor avluftningsproblemer er større med surfaktanter til stede. Små dråper bruker lengre tid for å komme til overflaten enn store dråper (jfr. Stokes lov).

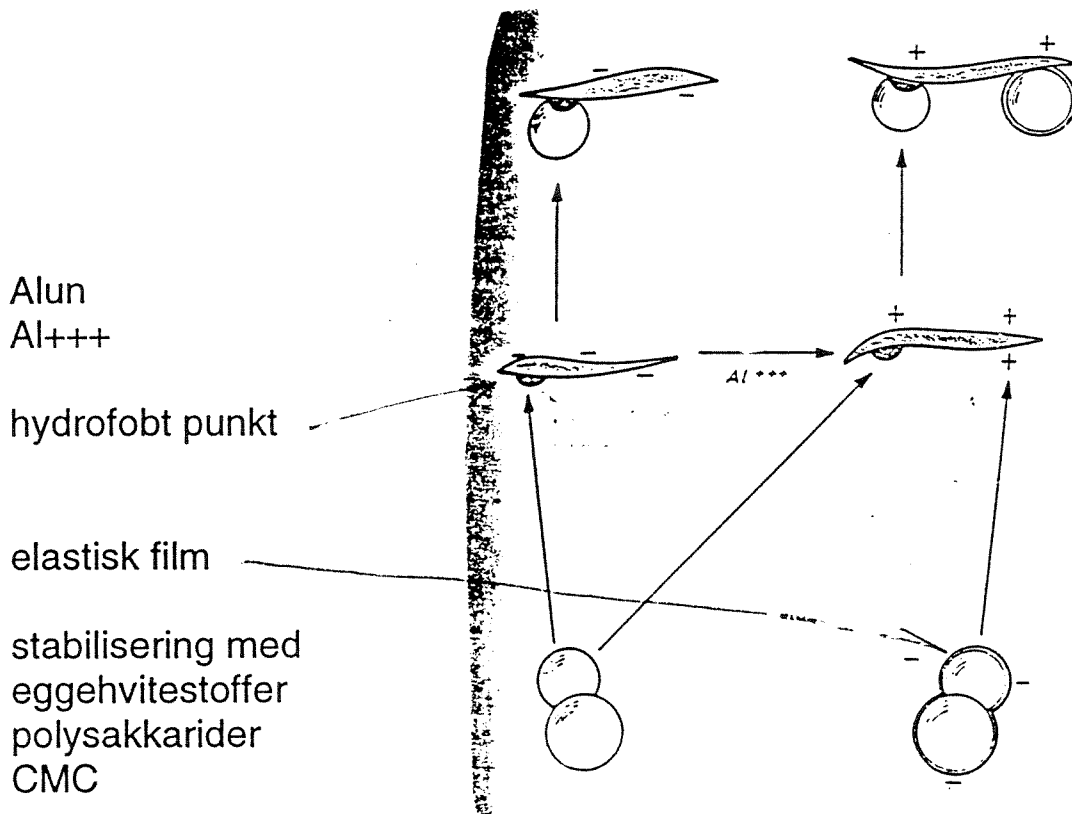
En stor del av de organiske forbindelsene som finnes i naturlige skumsystemer, f.eks i avløpsvann eller i renseanlegg, er overflateaktive. Typiske eksempler fra treforedlingsindustrien er ligniner og ulike suktermolekyler.

12.2.2 Effekt av faststoff på skum

Faststoff (partikler) kan på samme måten som surfaktanter inneholde hydrofobe og hydrofile deler. Surfaktanter og partikler vil også kunne ha ulik ladning. Alt etter størrelser kan partikkeler enten sette seg på bobleoverflaten eller bobler kan sette seg på partikkeloverflaten. Dette kan skje ved to mekanismer.

Luftbobler er som regel negativt ladet og vil derfor sette seg på positivt ladete deler av partikkelen. Hvis boblen er hydrofob vil den trekke til seg den hydrofobe delen av partikkelen. Partikkelen transporteres derigjennom fortære til overflaten hvor den kan danne belegg/smuss som det senere er vanskelig for boblene å trenge gjennom.

Figur 18 viser hvordan protein og sukkerstoffer stabiliseres gjennom nevnte mekanismer. Ved tilsetning av Alun (Al^{3+}) kan partikkelen bli positivt ladet.



Figur 18. Partikkelstabilisering av skum

12.2.3 Adsorpsjon

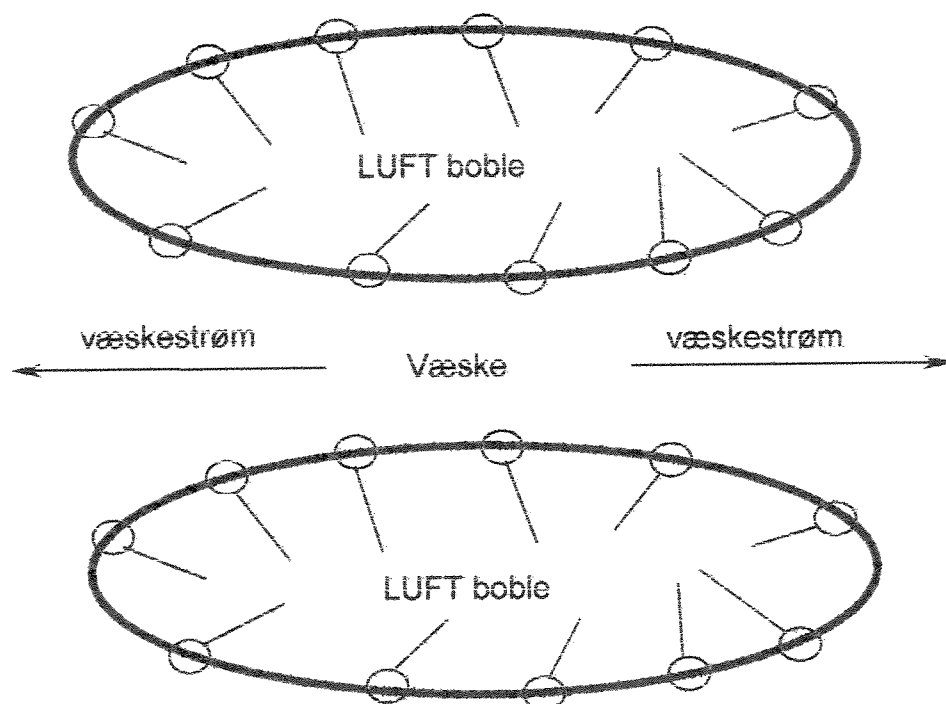
Dersom hverken surfaktanter eller partikler (S/P) adsorberes på bobleoverflaten koaliserer boblene ved kollisjon. Det er en klar sammenheng mellom hvor fort S/P adsorberer og skummingsevnen til et system. Det er bl.a. slike egenskaper som gjør det mulig å forklare hvorfor noen systemer har dårlig skummingsevne men god stabilitet.

Den enkleste måten å studere adsorpsjonskinetikk på er å måle dynamisk overflatespenning.

12.3 Stabilisering av skum

Til tross for lavere at overflateenergien i en væske er lavere med surfaktanter og / eller partikler til stede vil ikke skummet nødvendigvis være stabilt av den grunn. Det må derfor være noe annet som stabiliserer skummet i naturlige skumsystemer.

I figur 19 er surfaktanter adsorbent på boblenes overflate. Skissen illustrerer situasjonen både for overflateskum og luftbobler dispergert i vann. Det er selvfølgelig noen forskjeller, men i prinsippet kan begge tilfellene beskrives på samme måte.



Figur 19. To luftbobler nærmere seg

12.3.1 Destabiliseringsmekanismer

Det er ulike mekanismer som gjør at to luftbobler kolliderer og blir til en stor boble.

1. Drenering

Væskelaget mellom boblene strømmer vekk fra boblene slik at de kommer nærmere hverandre (se figur 19). I overflateskum kan drenering skyldes ren gravitasjon. Drenering er ofte det første trinnet i alle prosessene som er nevnt under.

2. Skjev fordeling / Ostwald modning¹

Små bobler er mindre stabile enn store bobler, se 12.2.1. (La Place trykk). Gass kan diffundere gjennom væskefasen fra de små boblene til de store. Som tidligere nevnt er dette en måte å bryte skum på. I hvilken grad dette skjer er avhengig av løsligheten til gass i væskefasen, dvs det skjer fortere i CO₂ enn nitrogen (med lav vannløslighet).

3. Filmbrist

Filmen mellom de to boblene brister.

4. Koalescens

To bobler kolliderer og blir en. Væskefilmen mellom to bobler dreneres vekk og filmen brister.

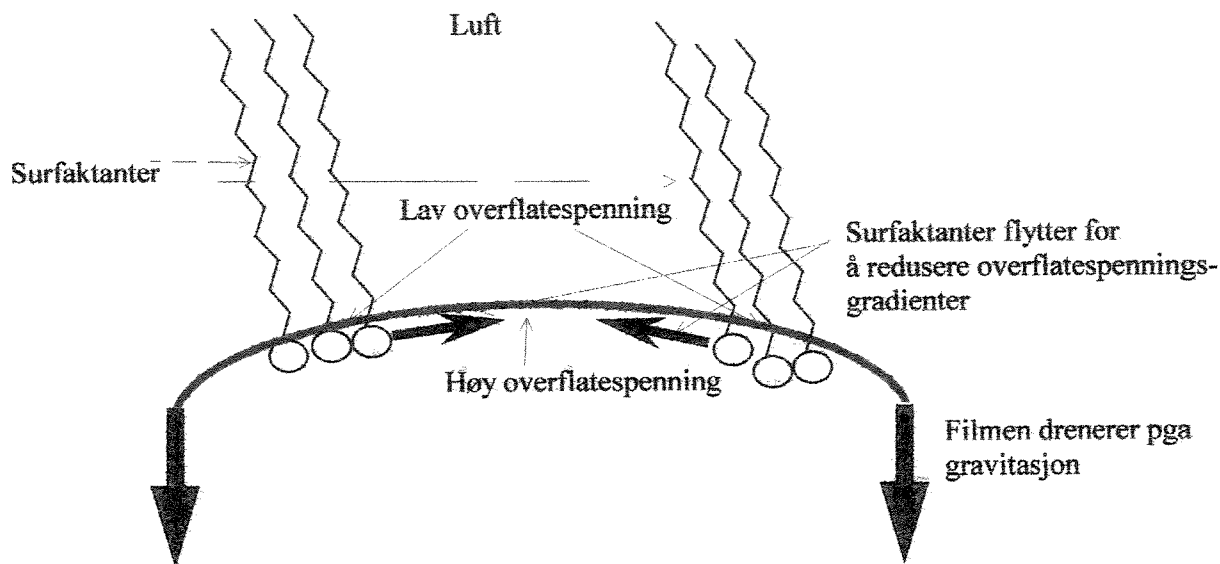
12.4 Stabiliseringsmekanismer

Det er flere mekanismer som forhindrer destabilisering av skum.

12.4.1 Elastisitet / viskositet i filmen

I strømmende væsker vil boblene nærme seg hverandre. Dersom væskestrømmen også inneholde overflateaktive forbindelser vil det etableres høyere overflatespenning sentralt i væskestrømmen enn ute i kantene. Figur 20 viser hvordan slike overflatespennings-gradienter dannes og hvordan de motvirkes. Surfaktantene forflytter seg i rød pilretning for å redusere overflatespenningsgradienten.

¹ Ostwald modning vil antagelig bare være av betydning i skum med meget små boblestørrelser



Figur 20. Stabilisering av film

Mekanismene som er virksomme når væskedrenasje forhindres av surfaktanter kalles for Gibbs-Margoni effekten. Det er også funnet at høy elastisitet også kan begrense Ostwald modning. Et systems potensiale for dannelse av overflatespenningsgradienter kan måles med ulike metoder.

I viskøse systemer vil det ta lengre tid for væsken å dreneres. Polymere forbindelser adsorbent ved overflaten eller polymer løst opp i væske vil forhindre at væsken drenerer forbi. For at boblene skal koalescere må filmen "bøye seg" slik at kontaktarealet blir større. Stive filmer vil forhindre dette.

Proteiner er eksempler på forbindelser som lager en slik strukturhud på overflaten. For at slike proteinbelagte filmer skal kunne kollapse må strukturen brytes, noe som tar tid.

12.4.2 Frastøtende bobler

Dersom det er surfaktanter eller partikler med samme ladning på overflaten av bobler vil disse naturlig nok frastøte hverandre. Denne frastøtingseffekten avtar med stigende saltinnhold i væsken og fenomenet kalles elektrostatisk stabilisering.

Det er også mulig å oppnå samme frastøtingseffekt dersom det er partikler uten spesiell ladning på overflaten. Partiklene forhindrer at bobleoverflater får direkte kontakt. Dette fenomenet kalles sterisk stabilisering.

13. Skumproduksjon

Det finnes flere metoder å lage skum på.

1. **Overmetning**

Væske som er mettet med gass (f eks brus) vil når trykket utlignes bli overmettet med gass. Bobler akkumuleres som skum på væskeoverflaten

2. **Risting**

I denne metoden rystes væske og luft i et tett kammer.

3. **Pisking**

Når en væske blir pisket vil luft blandes inn i væsken. Skjærkrefter inn i væsken bryter opp boblene til mindre bobler. Dette er en vanlig metode å lage skum på i næringsmiddelindustrien. I noen renseanlegg med overflateluftere "praktiseres" denne metoden i stor skala.

4. **Bobling**

Ved å boble gass gjennom et sinter vil boblene kunne bli så små at det dannes skum. Slike luftingsstrategier er vanlig forekommende i avløpsrenseanlegg.

5. **Pumping**

Ved å pumpe væske på en væskeoverflate blir luft sugd inn i væskesøylen og det dannes bobler.

Ved bruk av de ovennevnte metodene kan man studere bulkskum. Metoden som benyttes bør ligne så mye som mulig på prosessen som skal etterlignes. Skumming ved hjelp av pisking er vanskelig å beskrive ved hjelp av matematiske funksjoner. En fordel med pisking er imidlertid at energibehovet for skumproduksjon lett kan bestemmes, noe som er av interesse når målet er skumproduksjon.

Boblingsmetoden viser seg å gi mer informasjon enn de andre metodene.

Tegninger av de ulike metodene som er tilgjengelig ved F-senteret i Porsgrunn er for øvrig vist i vedlegg 1.

14. Skumkarakterisering

14.1 Skumstabilitet

Den initielle likevektshøyden (skummenisken) i et lukket system er et mål på skummings-
evnen.

Etter at likevektshøyden for en skumkvalitet er nådd kan slamkollaps som mål for stabilitet,
beskrives / måles ved en av følgende metoder:

1. Reduksjon av skumhøyden som funksjon av tid.
2. Registrering av væske som drenerer ut av skummet. Væskemengden kan veies eller bestemmes visuelt.
3. Endring i boblestørrelse som funksjon av tid. Dette er den beste metoden, men eksperimentet er enten for tidkrevende (skum blir frosset ved flytende nitrogen før boblestørrelsen bestemmes) eller det knyttes usikkerhet til målemetoden (f.eks ved at a) boblestørrelse bestemmes visuelt fra utsiden av kolonnen der veggeffektene virker forstyrrende eller b) bruk av optiske prober påvirker boblestørrelsen)
4. Registreringer av ledningsevnen i skum. Det er imidlertid knyttet usikkerhet til tolkningen av data, bl.a. fordi boblestørrelses-fordelingen ikke er godt nok kjent.
5. Trykkendringen som er nevnt i 12.3.1. Når skum er dannet finnes det bobler som har høyere trykk enn væsken. Ettersom boblene brister skal trykket i det "løste systemet" øke. Dette kan utnyttes for å studere boblebristehastighet. Svakheter ved slike målinger er behovet for streng temperaturkontroll. For å tilpasse data til teorien må det antas en monodispers boblestørrelsesfordeling

Måling av boblestørrelse gir generelt sett den nyttigste informasjonen.

Alle metodene er dynamiske, d.v.s at de baseres på endringer som funksjon av tid. I kapitlet under tolkes data fra en spesiell boblingsmetode. Prinsippene er det samme for de andre metodene.

14.2 Boblingsmetode (Bikerman)

Denne metoden er vanligvis kalt "Bikerman", se vedlegg 1.

Det fins flere måter å utføre den på.

14.2.1 Skummingsevne

Bikerman-metoden gir muligheter for å beregne forholdet mellom skumhøyde og gassgjennomstrømningshastighet. I tillegg anvendes denne metoden til å registrere initial skumhøyde. Dersom dette systemet oppfører seg ideelt kan skummingsevne bestemmes uavhengig av gjennomstrømningshastighet. Ved å bestemme initial skumhøyde ved ulike gassgjennomstrømningshastigheter fremkommer en skummingsgradient. Dette gir den såkalte tilbakeholdelsestiden for systemet.

En kritikk av metoden er antagelsen om at skum er uavhengig av formen til kolonnen, noe som ikke er alltid tilfellet. Det er tvert om vist at Bikerman-metoden, pga. av kolonneutforming, har gitt villedende verdier. For å unngå eller redusere dette problemet anbefales bruk av en *konisk* Bikerman (se vedlegg 1). Skummingsevnen er bestemt på den samme måten, ved lav gass hastighet.

Det er også vist at det etableres et så kalt knekkpunkt ved høyere gasshastigheter. Denne spesifikke verdien viser overgangen fra laminær flow til turbulens.

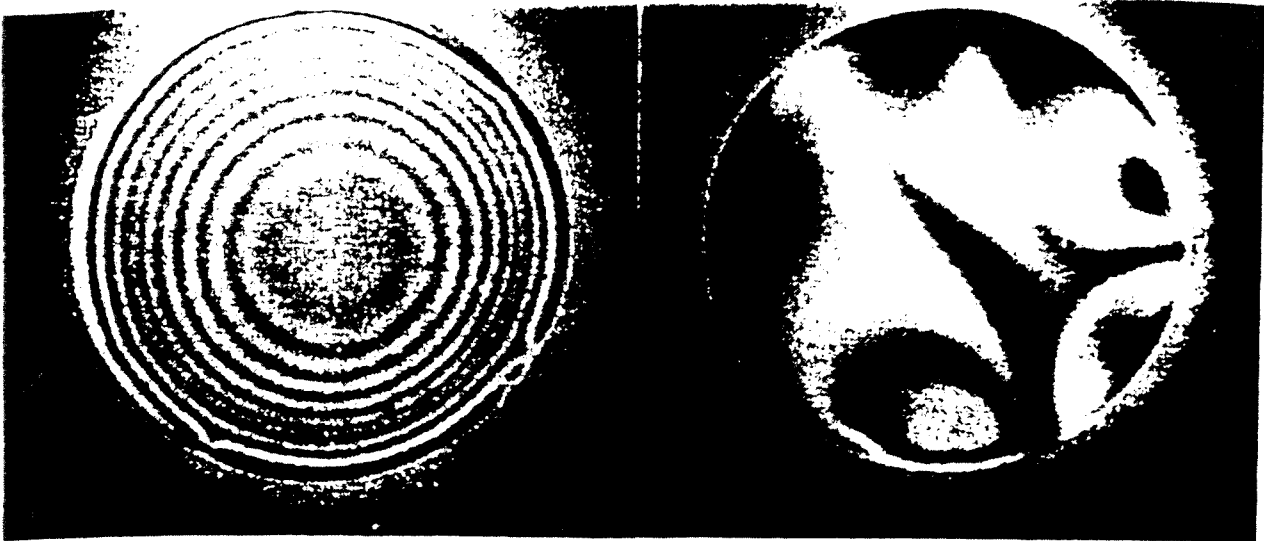
Knekkpunktverdien kan benyttes til å bestemme boblestørrelser.

14.2.2 Skumstabilitet

En vanlig måte å måle skumstabilitet på er å følge reduksjon i skumhøyden (eller drenert væskevolum) over tid. Ut i fra dette kan f.eks skumets halveringstid (d.v.s. tiden det tar for å halvere skumhøyden). På akkurat samme måte kan registreringer av endringer av ledningsevne og trykkøkning benyttes som metoder. Flere har forsøkt å tilpasse skumkollaps til funksjoner for å beskrive mekanismer eller kvantifiserer destabilisering. Det er imidlertid heftet stor usikkerhet til slike funksjoner.

14.3 Måling på enkle filmer

Det finnes flere metoder for å studere skum som alle har sitt utgangspunkt i studier av enkle filmer. Ved å drenere enkle filmer (interferensmetoder) kan endringer i tykkelse følges. Det er også mulig å registrere den nødvendige kraften som behøves for å fjerne væske. Figur 21 under viser en proteinfilm og en monomer surfaktantfilm etter at begge er delvis drenert. En tydelig forskjell fremkommer mellom de to filmtypene. Dette er en metode som benyttes for å tilnærme seg ulike skumstabiliseringsmekanismer.



(a)

(b)

Figur 21. Filmer stabilisert med henholdsvis surfaktanter og proteiner. a) viser en protein-stabilisert film som er tykkest i sentrum. Filmen drenerer sakte og på en vel organisert måte, b) viser at drenering fra en surfaktant-stabilisert film skjer raskt og "kaotisk"

Det finnes imidlertid enklere metoder, og aller enklest er det å følge hvor lang tid det tar for en enkel film å drenere.

Stort sett er det stabile filmer som studeres ved bruk av disse metoden. I de fleste systemene som skal studeres i dette prosjektet vil imidlertid skummet ikke være stabilt nok til å forsvare anvendelsen av disse testene.

15. Skumdempere

Skumdempere kan fungere på mange ulike måter og kan klassifiseres i 3 hoved typer:

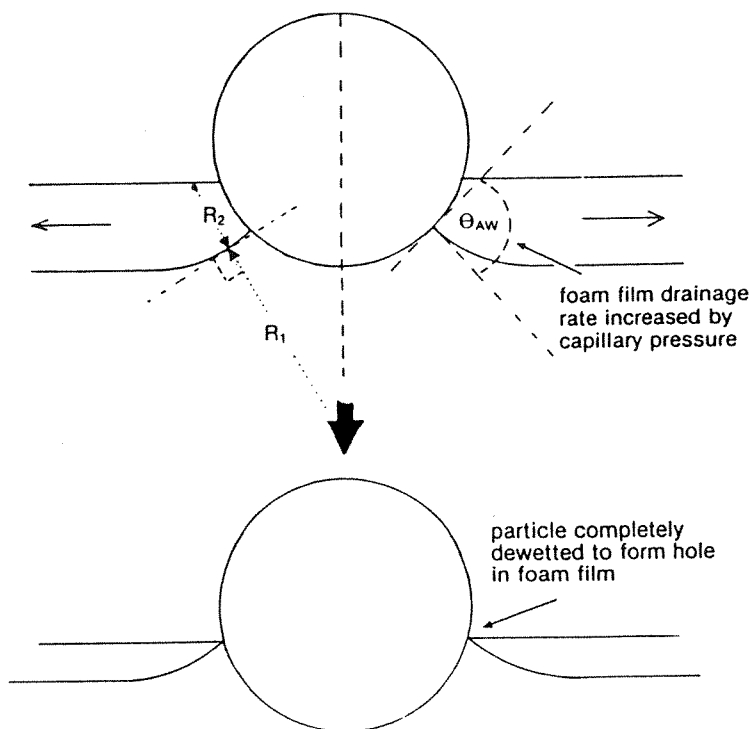
1. Skumdempere som baseres på partikler
2. Skumdempere som baseres på oljer
3. Skumdempere som baseres på surfaktanter

I de fleste tilfeller er skumdempere en blanding av alle 3. Det er imidlertid viktig at virkningsmekanismene er forstått for hovedgruppene, hver for seg.

Garret gir et oversikt over sammensetningen i mange kommersielle skumdempere,

15.1 Destabilisering av skum med partikler

De enkleste eksemplene på virkningen av skumdempere vises for systemer som baseres på hydrofobe partikler. Dersom en partikkel sitter i en film, vil filmtykkelsen avta nær partikkeloverflaten ettersom filmen drenerer. Siden partikkelen er hydrofob ($\theta > 90^\circ$) vil vannet trekke seg tilbake fra den faste partikkelens overflate. Dette kan forårsake at filmen brytes, se figur 22. Det er etablert en såkalt brumekanisme.



Figur 22. Bru mekanisme (Garrett, 1993).

Det fins to kontaktvinkler.

Én, er den såkalte "advancing" kontaktvinkel som er vinkelen en væske danner når den er satt på en tørr overflate.

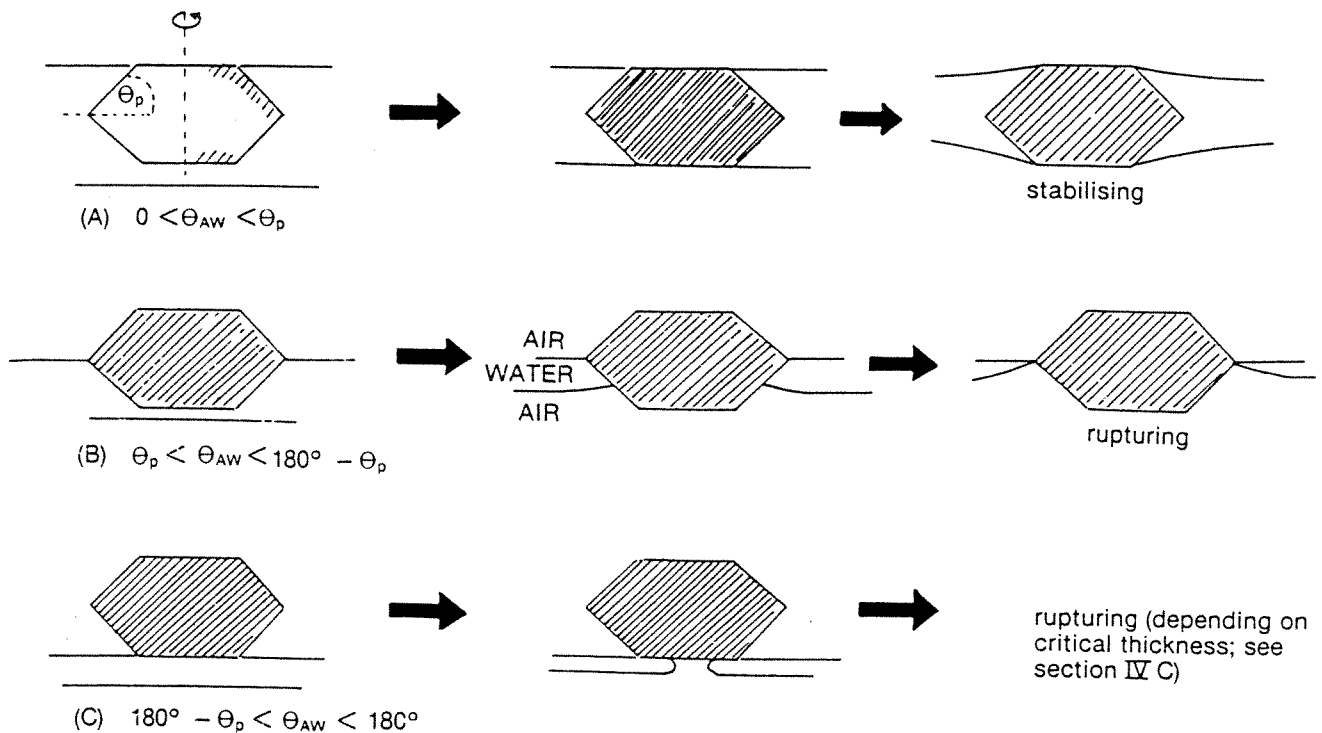
Skumdemperpartikkelen er imidlertid normalt fuktet av vann. Det som da vil være av sentral betydning er hvor raskt og i hvilken grad væsken trekker seg tilbake fra partikkelens overflate. Den relevante kontaktvinkelen er således den såkalte "retreating" kontaktvinkel (RKV).

Denne måles på en væskedråpe etter at den er avsatt og "suget ut" på en fast overflate. Utsugingen (eller spredningen) gjøres praktisk ved bruk av en nål helt til dråpen slipper og begynner å trekke seg tilbake.

RKV kan vurderes ut fra måling av skumhøyden med og uten hydrofobe partikler i systemet og mer direkte gjennom undersøkelser i mikroskopi. Resultatene fra de to fremgangsmåtene vil ikke alltid være helt i overensstemmelse. Det er bl.a. funnet at partikler med $RKV < 90^\circ$ kunne destabilisere skum.

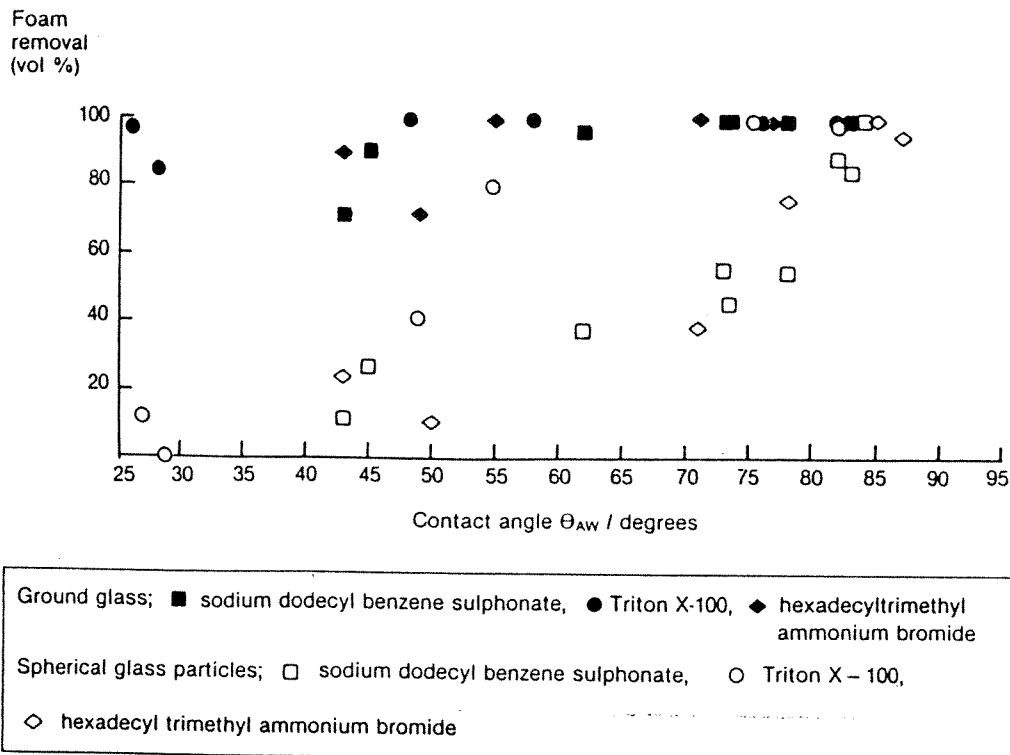
For partikler som har runde overflater må $RKV > 90^\circ$.

Dersom en partikkel f.eks er heksagonal, vil den kunne nå overflaten i ulike retninger (figur 23). Partiklene som er vist i figuren sitter i filmer og beskriver at det er mulig å bryte filmer med faststoff som har $RKV < 90^\circ$.



Figur 23. Partikkel med kanter som når overflaten (Garrett, 1993).

En annen måte å oppnå mikroskopiske kanter er gjennom bruk av ru partikler. Effekten kommer da fram enda tydeligere (figur 24). I figuren representerer fulle ikoner partikler av matt glass (ru overflate). Åpne ikoner symboliserer glatte glasskuler.



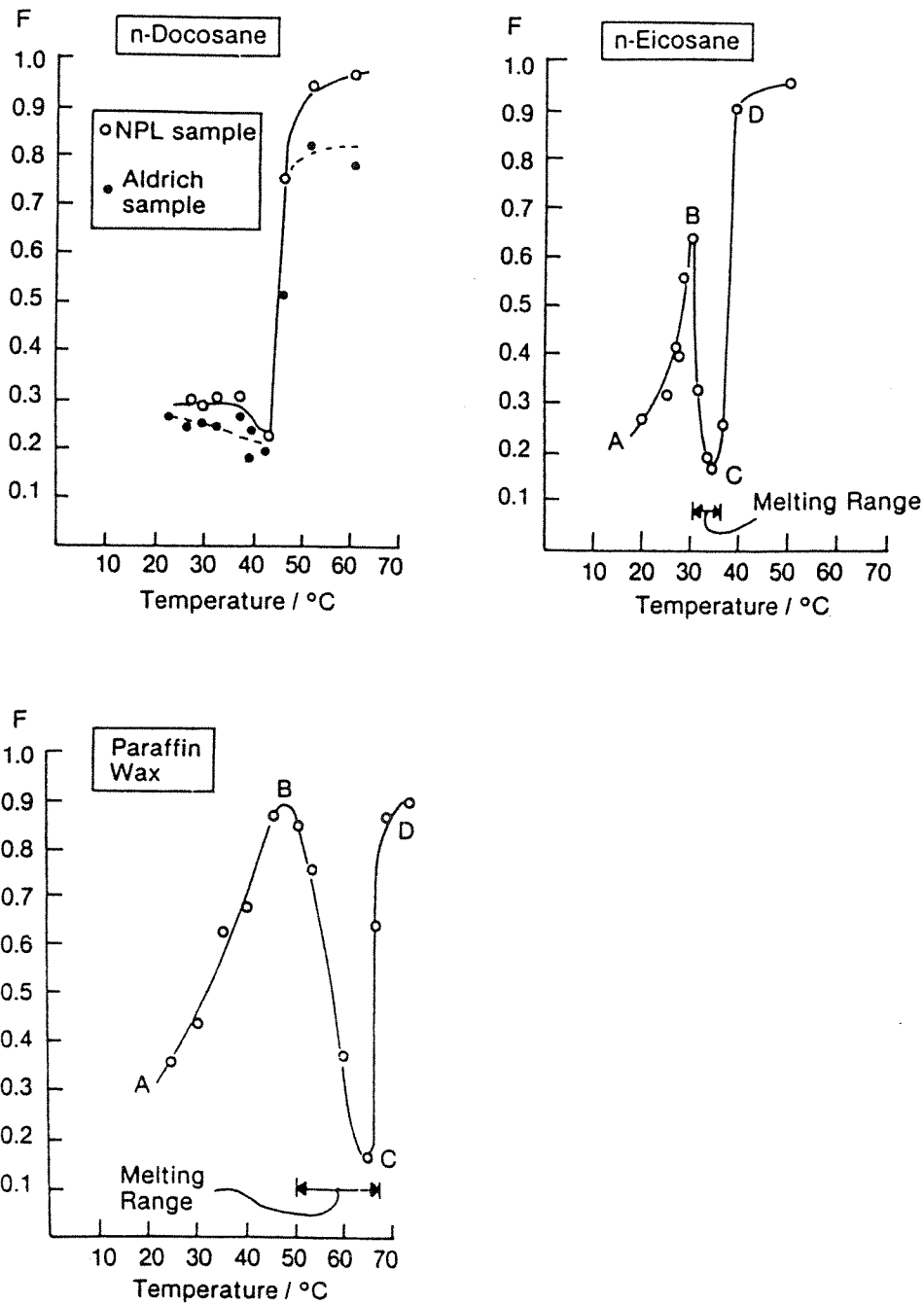
Figur 24. Effekt av ruhet på skumbrytningsevne til partikler. For ellers identiske partikler vil de mer ru overflate destabilisere skum best (Garrett, 1993).

For å oppnå den beste effekten bør partikkelstørrelsen være av samme størrelse som tykkelsen av filmen. Vanligvis betyr dette at væske må dreneres til filmen har "riktig tykkelse".

Partiklene børha mange kanter og kinetisk er det gunstig med glatte overflater slik at vann kan trekke seg raskt tilbake.

Det er utført forsøk med partikler som smelter ved lave temperaturer. Det som er oppdaget for noen systemer er at skumdempere fungerer best når partiklene er delvis smeltet, dvs at både olje og partikler er til stede (figur 25).

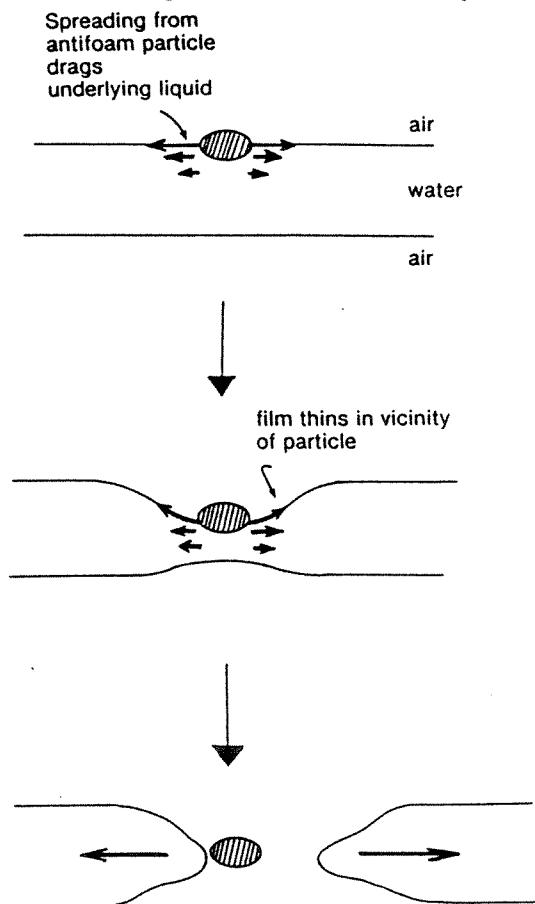
Partiklene kan være silika som er gjort hydrofobe og ulike vokstyper. Det er mulig å redusere kravene til fukteevne til partiklene ved å endre formen til partiklene.



Figur 25. Effekt av temperatur på skumbrytningsevne til hydrokarbonpartikler. F = skumdannelse (Garrett, 1993).

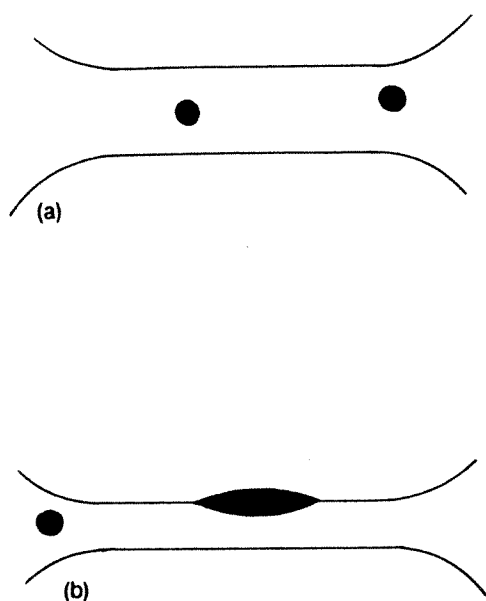
15.2 Destabilisering av skum med oljedråper

Det har lenge vært trodd at en oljedråpe fungerte som skumdemper ved å spre seg ut på overflaten slik at hastigheten i væsken som flyter ut av filmen økes (figur 26).



Figur 26. Virkemåte 1 - oljedråper som skumdempere. Oljen sprer seg ut og tar med seg væske (Garrett, 1993).

Det er imidlertid dokumentert at noen oljer kan fungere til tross for at de ikke spres. I slike systemer må oljen kunne penetrere overflaten av filmen. Dette skaper usymmetri i filmen som igjen bevirker destabilisering (figur 27).



Figur 27. Virkemåte 2 - oljedråper som skumdempere (Garrett, 1993).

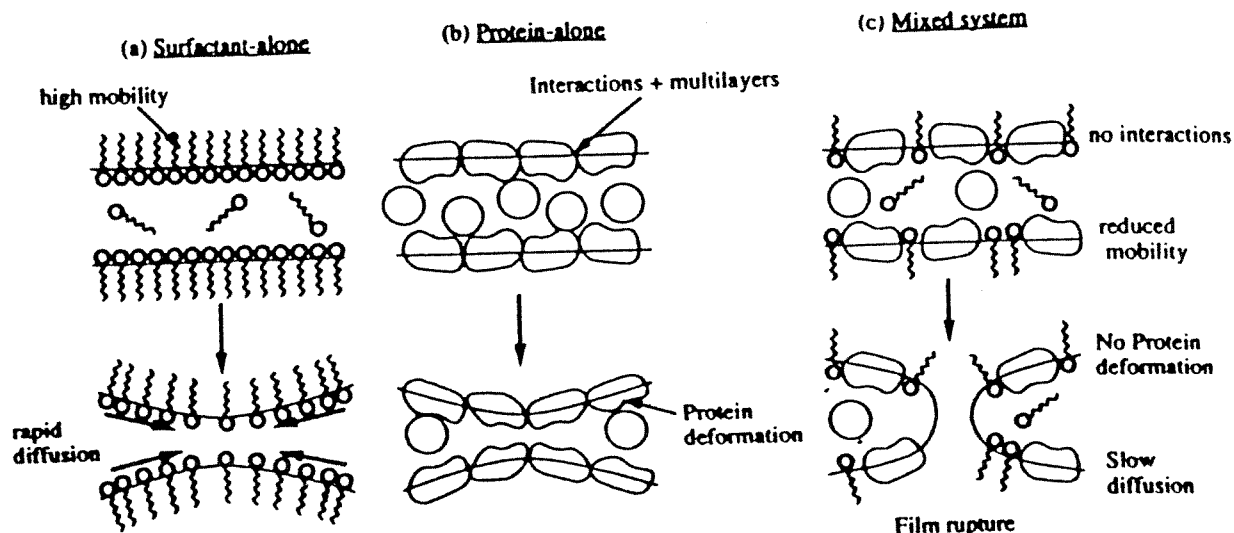
Teorien bak oljesystemer er komplisert og rapporten vil ikke gå inn på detaljerte beskrivelser.

15.3 Destabilisering av skum med surfaktanter

Som tidligere beskrevet vil surfaktanter adsorbere til overflater. Vanligvis stabiliserer de skum, men ved lave konsentrasjoner kan de også destabilisere skum, ved å ødelegge strukturen som dannes av surfaktanter tilstede i systemet. De kan "dominere" overflater slik at andre surfaktanter ikke kommer til. Noen klassiske eksempler på dette er blokk kopolymere som har to hydrofobe terminale deler (eller hydrofile) og en hydrofil (eller hydrofob) del i midten. Slike blokk kopolymere har dårlige filmdannelsesegenskaper. På den måten kan de destabilisere skum. Andre typer kjemikalier som benyttes er surfaktanter i veldig lave konsentrasjoner som adsorberer raskt. Disse forhindrer at surfaktanter som stabiliserer skum rekker å bygge opp en film.

Et eksempel for proteiner er vist under i figur 28.

En annen rolle som surfaktanter kan ha er å adsorbere på overflaten av faste partikler som stabiliserer skum. Dette kan for eksempel gi endringer i hydrofobisitet, slik at partiklene mister evnen til å stabilisere skum.



Figur 28. Effekt av surfaktanter på proteinfilmer. A) Surfactant-stabilisert film, b) Protein-stabilisering (resultatet er en tykk og seig film), c) Når både surfaktanter og proteiner er til stede vil hverken mekanismene i system a) eller system b) virke fullt ut (Wilde og Clark, 1992).

15.4 Synergetiske effekter

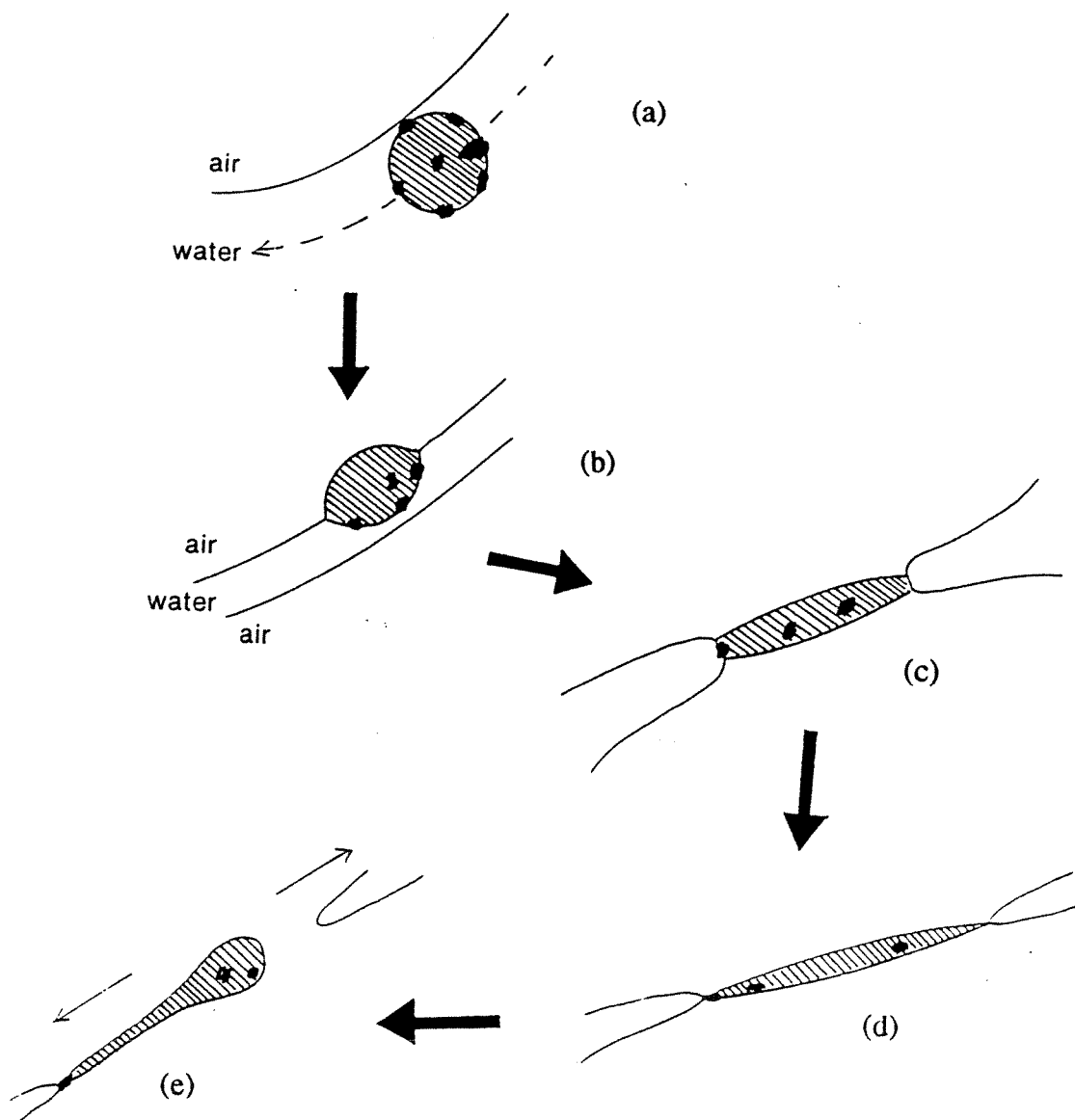
Det er vist i en rekke forsøk at det oppnås synergetiske effekter ved å bruke blandinger av olje, partikler og surfaktanter. Teorier for virkningsmekanismer i slike systemer er svært kompliserte og vil derfor ikke diskuteres i denne rapporten.

En skjematisk beskrivelse av virkningsmekanisme er imidlertid foreslått i figur 29.

To av årsakene til at sammensatte produkter ofte virker gjennom synergisme har sin forklaring i at

1. surfaktanter vil spre og stabilisere oljedråper.
2. olje vil normalt spre partikler.

Kommersielle pleier å være blandinger av olje, vann og partikler. Disse kan enten være partikler dispergert i olje eller olje og partikler dispergert i vann. Partikkelstørrelser kan være fra noen nm. til noen μm .



Figur 29. En foreslått mekanisme for virkningen av en skumdemper sammensatt av olje og partikler. a) Partiklene bryter filmen slik at olje kommer til overflaten, b) oljen bevirker usymmetri i filmen som destabiliseres, c og d) vannet trekker seg tilbake (kontaktvinkel – olje/vann), e) Filmen brytes (Garrett, 1993).

16. Skumsystemer

16.1 Skumdempere i praksis - Erfaringer med skumstabilitet og skumdemping i biologiske renseanlegg

I luftbassenger og bioreaktorer tilsettes skumdemper ofte kontinuerlig for å holde overflateskummet under kontroll. For mye skum i systemet fører bl.a. til redusert renseseffekt i renseanlegget. Denne kontinuerlige doseringen er neppe optimal og for å være på den sikre siden tilsettes ofte "for mye" skumdemper.

Erfaringene er at behovstyrt dosering gir et lavere skumdemperforbruk.

Det er også gjort erfaringer med ulike tiltak for å redusere forbruket av skumdemper i luftbassengene på renseanleggene. Ekkolodd benyttes for å måle skumnivået og pumpen for dosering av skumdemper starter og stopper ved valgte settpunkter for henholdsvis høyt og lavt nivå på overflateskummet. Fotoceller / sensorer virker i prinsippet på samme måte.

Skumdemper tilsettes i enkelte tilfeller også før avløpsvannet renner ut i resipienten. Denne doseringen er kontinuerlig og benyttes mer av kosmetiske hensyn, da skumhatter på overflaten av resipienten er uønsket.

Skumdempere tilsettes også i utløpsrenner for å fjerne overflateskum der væskehøyden i renna benyttes til beregning av volumstrøm ut til resipient. Et eventuelt skumnivå på overflaten i slike renner vil naturlig nok vanskeliggjøre slike beregninger.

Skumdempere tilsettes primært for å fjerne overflateskum. Siden disse produktene normalt er oljebaserte, er de ikke løselig i vannfasen og danner derfor overflatefilmer.

Selv om det finnes vannbaserte dispersjoner som virker som skumdempere, vil de fleste produkter i denne kategorien fungere som avluftere og tilsettes ofte før eller i innløpet til ettersedimenteringsbassenget.

Avlufterene er vannløselige og virker i avløpsvannets bulkfase ved å fjerne dispergert gass og luft slik at biomasse bedre kan separeres fra avløpsvannet ved sedimentasjon. Dispergert gass og luft i sedimentasjonsbassengene kan øke tendensen til flotasjon og dannelsen av flyteslam. Molekylært nitrogen (N_2) fra denitrifikasjonsprosessen er en potensiell "flotasjonsgass".

Avluftere doseres også til utråtningsstanker som produserer metanholdig biogass. Virkemåten er imidlertid lik den som er beskrevet over.

16.2 Problemer i renseanlegget

Problemer med ekte systemer er naturlig nok at disse er mer kompliserte enn modellsystemer. For eksempel vil skumming i et renseanlegg kunne variere kraftig med tiden noe som bl.a. er avhengig av endringer i kvaliteten i avløpsvannet som tilføres og / eller små endringer i

driftsforholdene i renseanlegget. Tiltak for å løse skumproblemer vil derfor ofte fortone seg som eksperimenter i stor skala.

En foreslått mekanisme for skumdannelser i treforedlingsindustriens renseanlegg er at proteiner adsorberer upolare substanser, som f.eks harpikssyrer. Dette gjør proteinene mer hydrofobe. Når disse protein-harpiks-kompleksene adsorberes til luftbobler, vil de flyte opp til overflaten og tilkjenne seg som et stabilt skum.

16.3 Modellsystemer

Et godt utgangspunkt for å studere kompliserte ekte systemer er å studere realistiske / naturtro modellsystemer. Til tross for at det er vanskelig å lage realistiske modellsystemer er det mulig å trekke noen konklusjoner fra arbeid i slike. Fordelene med å arbeide i mindre modellsystemer er høy grad av fleksibilitet og relativt lave kostnader forbundet med gjennomføring av forsøk.

En viktig begynnelse for å forstå skumbygging vil være gjennomføring av analyser for kunne karakterisere skum hentet i fra stor skala anleggene.

Kjemisk karakterisering av skumprøver hentet i renseanleggene er så å si en nødvendig inngangsnøkkel for å kunne diskutere dannelsesårsakene og mekanismene som stabiliserer skum.

For å lage gode modellsystemer er det også viktig å ha kunnskap om avløpsvannfasen og aktiv slam-fasen og følgende analyser vil bidra med viktig informasjon:

- Innhold av salter. Kalsium (Ca^{2+}) og andre divalente kationer vil ofte vektlegges
- pH
- Suspendert stoff (en stor del av SS i aktiv slam-modulene vil være biomasse. Det er vist at type mikroorganismer har en sentral betydning for skumdannelse og skumstabilitet)
- Organisk oppløst stoff (fraksjonering av organisk stoff i proteinfraksjon, cellulose "sukkerfraksjon", lignin, harpikssyrer m.m., vil være nyttig)
- Temperatur.

Når det gjelder analyser for å karakterisere suspendert stoff påpekes at faste partikler i avløpsstrømmene og / eller i aktivslam anlegget kan være dekket med små mengder (vektmessig) surfaktanter som gir helt spesielle egenskaper sammenliknet med dem vi finner i naturlig forekommende partikler. En måte for å unngå dette problemet er å måle fukteegenskapene til fast stoff og bruke faststoff som har samme partikkelstørrelsesfordeling og samme fukteegenskaper.

For å utføre relevante eksperimenter i laboratoriet er det viktig at reelle prosessbetingelser er kjent og at det er mulig å "kopiere" disse i laboratoriet.

16.4 Konklusjon

Stort sett er mekanisme for dannelsen og stabilisering av skum forstått. De viktigste parametre er identifisert og sammenhengen mellom egenskaper og effekt kan forklares ved forståelse av overflatekemi.

Virkemåten av skumdempere er relativt godt forstått, når enkeltkomponenter er brukt (enten partikler, olje eller surfaktant). Synergi-effektene i sammensatte produkter er imidlertid ikke så godt forstått, men ved karakterisering av de riktige overflateegenskaper er det mulig å komme fram til kjøreregler for anvendelse ved utvikling og produksjon av bedre skumdempere.

17. Referanseliste

- Alvarado *et al.*, 1989. Scanforsk-rapport 555, STFI.
- Albertson, O. E. og Hendricks, P., 1992. Bulking and foaming organisms control at Phoenix, AZ WWTP. *Water Sci. Technol.* 26: 461 – 472.
- Allen, S.L., Allen, L.H. og Flahery, T.H., 1993. Defoaming - Theory and Industrial Applications, *Surfactant Science Series* vol. 45, Edt. P:R Garrett, Marcel Dekker Inc. 1993, sider 151 - 176.
- Bikerman, J.J., *Foams*, Springer, 1973.
- Bitton, G., 1994. *Bulking and foaming in activated sludge plants. I - Wastewater Microbiology*, Gabriel Bitton (editor). Wiley-Liss, New York.
- Blackbeard, J. R., Ekama, G. A. og Marais, G.v.R., 1986. A survey of filamentous bulking and foaming in activated sludge-plants in South Africa. Innlegg avholdt ved Biennial Conference of the Southern African Branch, Durban, may 1985. *Water Pollution Control*, 1986.
- Blackall, L. L., Harbers, A., Greenfield, P. F. og Hayward, A. C., 1988. Actinomycete scum problems in Australian activated sludge plants. *Wat. Sci. Techn.* 20: 493 - 495.
- Blackall, L. L., Tandoi, V og Jenkins, D., 1991. Continous culture studies with *Nocardia amaræ* from activated sludge and their implications for *Nocardia* foaming control. *Res. J. Water Pollut. Control Fed.*, 63: 44 - 50.
- Blackall, L. L. Harbers, A: E. Greenfiels, P. F. og Hayward, A. C., 1991. Foaming in activated sludge-plants: A survey in Queensland, Australia and an evaluation of some control strategies. *Water Res.*, 25: 313 – 317.
- Blease, T.G., Evans, J.G., Hughes, L. og Loll, P., 1993. Defoaming - Theory and Industrial Applications, *Surfactant Science Series* vol. 45, Edt. P:R Garrett, Marcel Dekker Inc. 1993, sider 299 – 324.
- Cha, D. K., Jenkins, D., Lewis, W. P. og Kido, W. H., 1992. Process control factors influencing *Nocardia* population in activated sludge. *Water Environ. Res.* 64: 37 - 43.
- Chudoba, J., Ottová, V. og Maděra, V., 1973. Control of activated sludge filamentous bulking - I Effect of the hydraulic regime or degree of mixing in aeration tank. *Water Res.* 7: 1163 – 1182.
- Chudoba, J., Grau, P. og Ottová, V., 1973b. Control of activated sludge filamentous bulking- II Selection of micro-organisms by means of a selector. *Water res.* 7: 1389 – 1406.

- Chudoba, Bláha, J. og Maděra, V., 1974. Control of activated sludge filamentous bulking - III Effect of sludge loading. *Water res.* 8: 231 - 237.
- Dahlman, O., de Sousa, F., Ljungquist, P., 1995: Analysis of organic compounds in effluents from TCF-bleaching of softwood and hardwood kraft pulps. 8th Int. Symp. on Wood and Pulping Chemistry (ISWPC), June 6 - 9, Helsingfors.
- Damhaug, M., 1976: Sammensetning av renseriavløpsvann. Normiljø 80 Rapport Nr 2B:4
- Dickensen, E., 1989. *Foams: Physics, Chemistry, and Structure*, Springer, Edt. A.J. Wilson, 1989, sider 39 - 54,.
- Ekmann og Holmbom, 1989. *Nordic Pulp and Paper Research Journal*, No. 1, sider 16 - 24.
- Forster, C.F., 1989. Foam and the Activated Sludge Process. i *Foams: Physics, Chemistry and Structure*, A.J. Wilson (ed.). Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, sider 167 - 184.
- Garrett, P.R., 1993. *Defoaming - Theory and Industrial Applications*, Surfactant Science Series vol. 45, Edt. P:R Garrett, Marcel Dekker Inc. 1993, sider 1 - 118.
- Gasser, J. A., 1987. Control of *Nocardia scum* in activated sludge by periodic anoxia. *J. Water Pollut. Control. Fed.*, 59: 914 -
- Ghildyal, N. P., Lonesane, B. K., and Karanth, N. G., 1988. Foam Control in Submerged Fermentation; State of the Art, in *Advances in Applied Microbiology*, ed. Laskin, A. I. Academic Press Inc. San Diego., 33: 173 - 216.
- Gujer, W. og Kappeler, J., 1992. Modelling population dynamics in activated sludge systems. *Water sci. Technol.* 25: 93 - 103.
- Hagland, E., Rothman, M. og Dillner Westlund, Å., 1997. Innlegg ved Nordisk konferens - Kväverening och biologisk fosforrening. Stockholm 28-30 januar 1997. Arrangører: Naturvårdsverket i Sverige, Finland Miljöcentral, Miljøstyrelsen i Danmark, Statens Forurensningstilsyn i Norge, Svenska vatten- och avloppsverksföreningen. Föreningen Vatten i Sverige.
- Hale og Garver, 1983.
- Hem, L.J., Eidså, G., Storrø, I., Orr, R., Finstad, G., 1997. Skumdannelse i biologiske renseanlegg for treforedlingsavløp. Revidert notat. *Teknologiringen*, 14.03.1997.
- Jansson, M.B., 1976. Sammensättning hos utsläpp från mekanisk massatilverkning. Normiljø 80 Rapport Nr 2B: 3.
- Jansson, M.B., 1978. Kjemisk sammensättning hos avloppsvatten från mekanisk massatilverkning före och efter biologisk rening. Normiljø 80 Rapport Nr 2B: 11.

- Jenkins, D., Richard, M. G. og Daigger, G.T., 1984. Manual of the causes and control of activated sludge bulking and foaming. Water research Commissioning. Pretoria. South Africa.
- Jenkins, D., Richard, M. G., og Daigger, G.T., 1993. Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming. Lewis Publishers, Michigan.
- Jørgensen, G., 1993. Lignaner i avisoproduksjon. Hovedfagsoppgave i kjemi, Universitetet i Oslo.
- Jørgensen, G., Carlberg, G.E., Hoel, H., Lystad, E., 1995. Lignans in TMP effluents: fate and effects. Tappi Journal, 78 (9): 171 - 176.
- Kappeler, J., Purtschert, I. og Gujer., 1993. An analysis of practical experience with scum formation in full-scale activated sludge systems in Switzerland, I Prevention and control of bulking activated sludge, Jenkins, D. Ramadori, R. og Cingolani, L (eds). Peurgia, Italia: Luigi Bazzucchi Center, sider 99 – 113.
- Kulkarni, R.D., Goddard, E.D. og Chander, P. 1995. Foams - Theory, Measurements and Applications, Surfactant Science Series, vol. 57, edt. R.K. Prud'homme og S.A. Khan, Marcel Dekker Inc., sider 555 – 586.
- Lee, H-B., Peart, T. E., Kaiser, K. L. E., 1996. Determination of nitrilotriacetic, ethylenediaminetetraacetic and diethylenetriaminepentaacetic acids in sewage treatment plant and paper mill effluents. J.Chromatogr. A, 738: 91-99.
- Lemmer, H. og Koppenstedt, R. H., 1984. Chemotaxonomy and physiology of some actinomycetes isolated from scumming activated sludge. System. Appl. Microbiol. 5: 124 - 135.
- Magnus, E., 1998. Kollokvium, PFI, mai, 1998.
- Mori, T., Itokazu, K., Ishikura, Y., Mishina, F., Sakai, Y. og Koga, M., 1992. Evaluation of control strategies for actinomycetes scum in full-scale treatment plants. Water. Sci. Technol. 25: 231 - 237
- Nelson, P. O. og Lawrence, A. W., 1980. Microbial viability measurements and activated sludge kinetics. Water Res. 14: 217 – 225.
- Nishioka, G.M., Ross, S. og Kornbrekke, R.E., 1995. Foams - Theory, Measurements and Applications, Surfactant Science Series, vol. 57, edt. R.K. Prud'homme og S.A. Khan, Marcel Dekker Inc., sider 275 – 286.
- Pipes, W. O., 1978. Actinomycete scum production in activated sludge processes. J. Water Pollut. Control. Fed., 50: 628 – 634.
- Pitt, P. A. and Jenkins, D., 1990. Causes and Control of Nocardia in Activated Sludge, Res. J. Water Polln. Control Fedn., 62: 143 - 150.

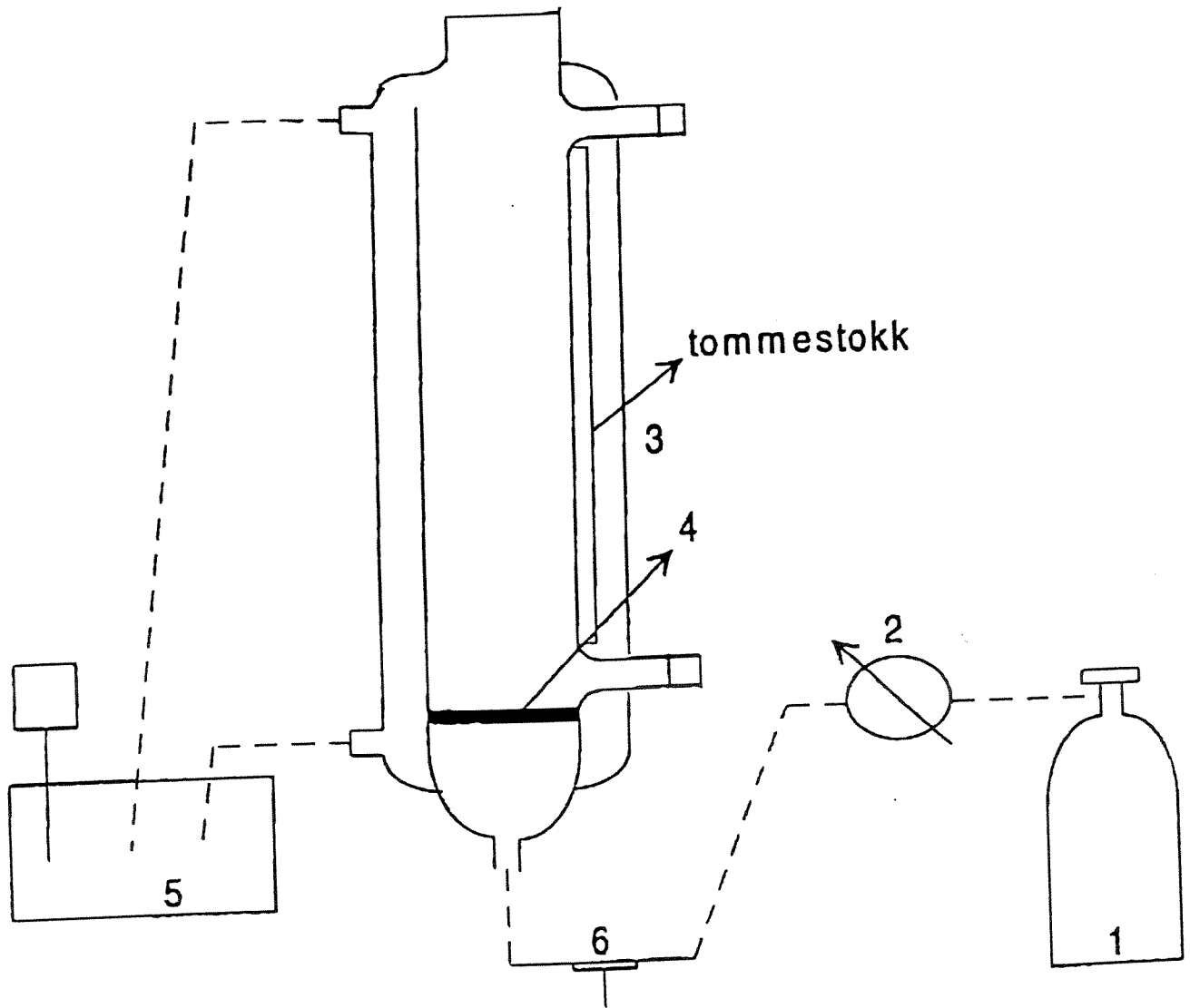
- Prins, A. og van't Riet, K., 1987. Proteins and surface effects in fermentation: foam, antifoam and mass transfer.
- Pujol, R., Duchene, Ph. Schetrite, S. og Canler, J. P., 1991. Biological Foams in activated sludge plants: Characterization and situation. *Water Res.* 25: 1399 - 1404.
- Rensink, J. H., Donker, H. J. G. W. og Ijwema, T. s. J., 1982. The influence of feed pattern on sludge bulking. *Bulking of activated sludge.* Sider 147 - 165.
- Rensink, J. H. og Donker, H. J. G. W., 1993. Management of bulking sludge control by the selector. I *Prevention and control of bulking activated sludge*, Jenkins, D. Ramadori, R. og Cingolani, L. (eds). Perugia. Sider 69 - 76.
- Rols, J. L. and Goma, G., 1991. Enhanced oxygen transfer rates in fermentation using soybean oil in water dispersion, *Biotechnology Letters*, 13 (1): 7 - 12.
- Ross, R. D. og Ellis, L. M., 1992. Laboratory-scale investigation of foaming in anaerobic digesters. *Water Environ. Res.* 64: 154-162.
- Segerer, M., 1984. Untersuchungen zur Schwimmschlambildung. *Korr. Abwasser*, 12: 1073.
- Sezgin, M. og Karr, P. R., 1986. Control of Actinomycete Scum and aeration basins and clarifiers. *J. Water Pollutr. Control. Fed.* 58: 972 - 977.
- Soddell, J. A. og Seviour, R. J., 1990. Microbiology of foaming in activated sludge plants. *J. Appl. Bacteriol.* 69: 146 - 176.
- Soddell, J. A. Seviour, R. J., Seviour, E. M. og Stratton, H. M., 1993. Foaming and foam control in activated sludge systems. I *Prevention and control of bulking activated sludge*, Jenkins, D. Ramadori, R. og Cingolani, L. (eds). Perugia, Italia: Luigi Bazzucchi Center, sider 115 - 132.
- Starck, B., 1976. Mätparametrarnas korrelation med substanstyp. *Normiljø 80 Rapport Nr 2B*: 5.
- Sterritt, R. M og Lester, J. N., 1988. *Microbiology for environmental and public health engineers.* 1988. E. og F.N. Spon, London.
- Uraize. F. and Narisimhan, G., 1990. Foam Fractionation of Proteins and Enzymes:II. Performance and modelling. *Enzyme Microbial. Technol.* 12: 315 -
- van Nikierek, A., Kawahigashi, J., Reichlin, D., Malea, A. og Jenkins, D., 1987. Foaming in anaerobic digesters - A survey and laboratory investigation. *J WPCF.* 59: 249 - 253.
- Wardar-Sukan, F., 1992. Foaming and its control in Bioprocesses. *Recent Advances in Biotechnology*, (eds) Wardar-Sukan, F and Sukan, S. S. Kluwer Academic Publishers. Netherland. Sider 113 - 146.

- Walstra, P., 1989. Foams: Physics, Chemistry, and Structure, Springer, Edt. A.J. Wilson. Sider 1- 16.
- Wanner, J., 1994. Activated sludge bulking and Foaming control. Technomic Publishing Company, Lancaster.
- Wessman, H., 1996. EROD-aktivitet hos fisk – ett eventuellt biotest för skogsindustriella avloppsvatten. NORDPAP DP4/3: SCAN FORSK - RAPPORT 660.
- Wilson, A.J., 1995. Foams - Theory, Measurements and Applications, Surfactant Science Series, vol. 57, ed. R.K. Prud'homme og S.A. Khan, Marcel Dekker Inc., sider 343 – 376.
- Wilde, P.J. og Clark, D.C., 1992. Methods of Testing Protein Functionality, Blackie Academic and Professional, Edt, G.M. Hall. Sider 100 - 152.
- Wilson, A.J., 1989. Foams: Physics, Chemistry, and Structure, Springer, Edt. A.J. Wilson. Sider 69 – 88.

VEDLEGG

- 1: Bikerman
- 2: Konisk Bikerman
- 3: "Pumpetest"

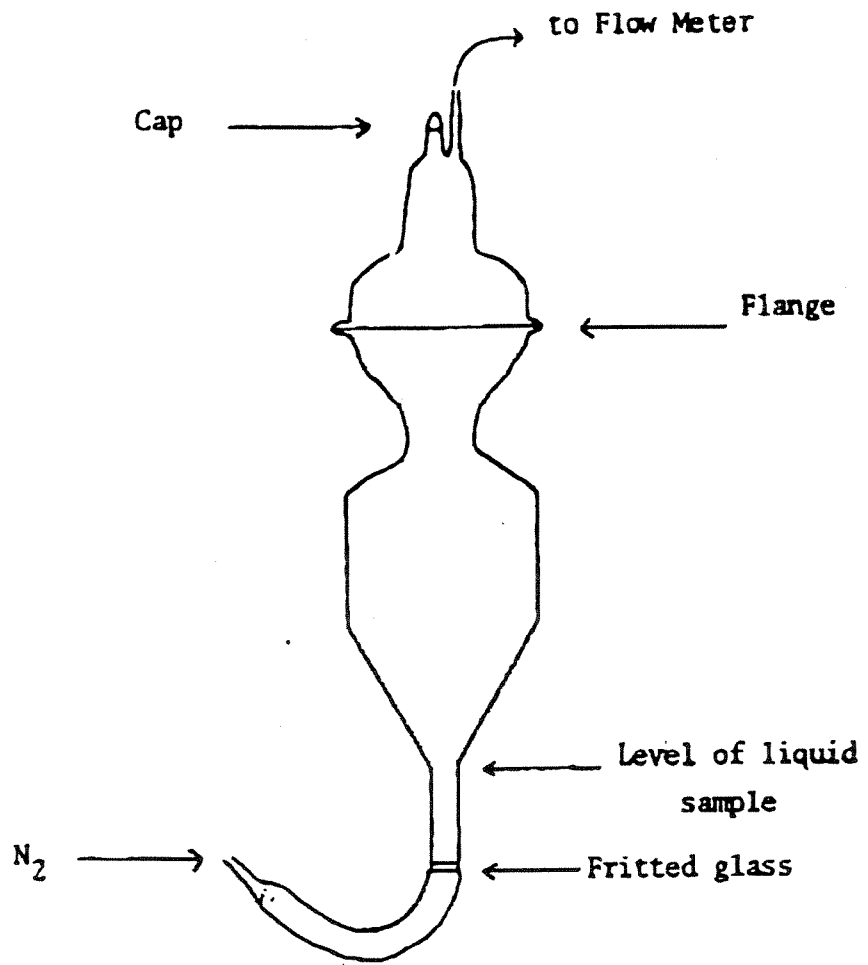
Skumkolonne for dynamisk skumtest (Bikermanns skumtest)



1. Gassflaske (nitrogengass el.a.)
2. Gasshastighetsmåler
3. Skumkolonne m/kappe for sirkulasjonsvann
4. Glassinter
5. Termostatstyrt vannbad
6. 3-veis ventil

Skumkolonnens indre diam.: $\text{Ø}=5,48 \text{ cm}$

Measurement of Dynamic Foam Stability



Pumpetest

